

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**MARCOS TÉCNICOS E LEGAIS DE
GERENCIAMENTO DE PCB NO SETOR
ELÉTRICO:
UMA REVISÃO CRÍTICA E PROPOSTAS PARA O
BRASIL**

Mariana Garcia Costa

Belo Horizonte

2016

**MARCOS TÉCNICOS E LEGAIS DE
GERENCIAMENTO DE PCB NO SETOR ELÉTRICO:
UMA REVISÃO CRÍTICA E PROPOSTAS PARA O BRASIL**

Mariana Garcia Costa

Mariana Garcia Costa

**MARCOS TÉCNICOS E LEGAIS DE
GERENCIAMENTO DE PCB NO SETOR ELÉTRICO:
UMA REVISÃO CRÍTICA E PROPOSTAS PARA O BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos

Orientadora: Liséte Celina Lange

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2016

C837m

Costa, Mariana Garcia.

Marcos técnicos e legais de gerenciamento de PCB no setor elétrico [manuscrito]: uma revisão crítica e propostas para o Brasil / Mariana Garcia Costa. – 2016.
xvii, 223 f., enc.: il.

Orientadora: Liséte Celina Lange.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Anexos: f.153-223.

Bibliografia: f. 139-152.

1. Engenharia Sanitária - Teses. 2. Meio ambiente - Teses. 3. Resíduos sólidos - Administração - Teses. 4. Bifenis policlorinados - Teses. 5. Poluentes orgânicos persistentes - Teses. I. Lange, Liséte Celina. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

AGRADECIMENTOS

Agradecer é uma difícil tarefa, pois este trabalho é resultado, mesmo que parcial, de tudo que vivi até este momento. Assim, agradeço àqueles que passaram em minha vida, mas especialmente os que deixaram boas lembranças. Impossível lembrar de todos, mas não citar alguns é injusto. Agradeço também pela compreensão de minhas ausências, principalmente na reta final deste trabalho.

Às minhas grandes famílias Garcia e Costa. Aos meus pais, por terem me dado a vida e me servirem de exemplo. Aos meus irmãos, pelo companheirismo e amizade. Aos meus sobrinhos, por me garantirem muitos sorrisos. À família da Sarah e Soraia e as do Leon por terem me recebido.

Aos amigos da Calma-D (Cristiana Mazzini, Águeda Bafile, Laura Oliveira, Ana Flávia Tavares e Diogo Prosdocimi), sempre presentes, mesmo com os rumos diferentes que o tempo e histórias vêm nos fazendo trilhar. Aos amigos da Engenharia Química, mais que colegas (ou não) de profissão, em especial Rafael Chagas, Camila Moura e Marcos de Abreu. Aos amigos da Petrobras – com os quais tanto aprendi sobre trabalho, vida, energia e Brasil, seja na Universidade Petrobras, no Cenpes/Engenharia Básica e Regap e que mesmo de longe e sem o privilégio da convivência diária estarão sempre em meu coração, destacando-se: Aline Cavalcante, Michele Chã, Amanda Ohara, Felipe Coutinho, Rodrigo Cruz, Davidson Alves, Nilson Moraes, Vinícius Fraga e Cláudio Neves. Aos amigos e esposas dos amigos “do Leon” que viraram meus, em especial, Janine, Áquila, Raquel, Breno, Fênix e Tércio. Às famílias Musso, Walton e Pereira e às amigas Catherine, Simone, Cathie e Sharon.

Aos amigos e colegas da Cemig e da Copel, principalmente: Breno Lessa, Paulo Clebicar, Hildamara Coelho e Adriana Martins por terem contribuído nesta pesquisa e por terem acreditado em mim e neste trabalho, mesmo sem me conhecerem inicialmente. Também auxiliaram nesta pesquisa: Felipe Amorim, Ana Flávia Pereira, Costabile Di Sessa, Soraya Barroso, Erika Torres, Carlos Almeida, Ronaldo Collatusso. Ao Charles Campos, Magna Moreira e Mariana Diniz, pela união, compreensão, parceria e sinceridade.

A todos os mestres que tive, em colégios, faculdade, especialização, mestrado e também aos mestres informais que encontrei na estrada da vida, em especial Rochel Lago, Maria Helena de Araújo, tia Cária e Ana Luiza Mazzini.

À minha orientadora Liséte, pela sabedoria, tranquilidade, confiança e liberdade.

Às participantes da banca examinadora - Mônica Leão, Joseane Gulmine e Adriana Martins - por terem gentilmente aceito o convite e pelas contribuições que serão, verdadeiramente, muito bem-vindas.

Ao Leon, esposo, namorado, amigo e companheiro em todos os momentos, pelo amor, paciência, carinho e amizade.

Às minhas Joanas: vovó, pelo exemplo de vida, e filhota em crescimento, pelas alegrias que já trouxe e trará.

“Comece fazendo o que é necessário,
depois o que é possível,
e de repente você estará fazendo o impossível.”
São Francisco de Assis

“Fracassei em tudo o que tentei na vida.
Tentei alfabetizar as crianças brasileiras, não consegui.
Tentei salvar os índios, não consegui.
Tentei fazer uma universidade séria e fracassei.
Tentei fazer o Brasil desenvolver-se autonomamente e fracassei.
Mas os fracassos são minhas vitórias.
Eu detestaria estar no lugar de quem me venceu.”

Darcy Ribeiro

RESUMO

O Brasil é signatário da Convenção de Estocolmo (CE) sobre poluentes orgânicos persistentes entre os quais se tem as Bifenilas Policloradas (PCB). Estas foram utilizadas como fluido dielétrico isolante em equipamentos elétricos, fluidos térmicos e hidráulicos, entre outros. O presente trabalho tem como objetivos analisar as principais práticas de gerenciamento de PCB adotadas no setor elétrico pelos seis países que mais consumiram as PCB e pela União Europeia e propor estratégias adequadas à realidade brasileira para atendimento da CE. Foi realizada uma extensa revisão da literatura existente sobre o tema, seguida de análise do histórico e situação do país, sendo, então, propostas medidas técnicas e legais. Os principais métodos de análise de teor de PCB em óleo mineral isolante são: teste de densidade; teste de detecção do teor de PCB por kit colorimétrico; teste de detecção do teor de PCB a partir de eletrodo seletivo de cloro; análises por cromatografia gasosa. Os diferentes tipos de resíduos de PCB, sua concentração, bem como a composição dos equipamentos elétricos, com dificuldades distintas de descontaminação dependendo do material, fazem da escolha do(s) método(s) de destinação final um processo complexo. Considerando a realidade sócio econômica nacional, bem como o baixo risco ambiental histórico atrelado a existência de estrutura legal e normativa deste a década de 80, propõe-se que o Brasil adote critérios de gerenciamento que não extrapolem o exigido pela CE e o que é adotado em diversos países desenvolvidos, principalmente relacionados aos prazos de destinação final, limite de concentrações de PCB, formas de análise e de métodos de destinação final. Sugere-se também que sejam definidos critérios para realização de inventário estatístico nacional e que, a partir disto, seja realizada a priorização dos grupos de maior risco a serem tratados. De fato, é relevante a necessidade de eliminação das PCB no Brasil para a proteção do meio ambiente, mas deve-se avaliar como realizar isto para estabelecer um equilíbrio dos pilares da sustentabilidade e assegurar uma legislação aderente à realidade nacional sem prejudicar desnecessariamente o consumidor.

PALAVRAS-CHAVE: Bifenilas policloradas; PCB; Convenção de Estocolmo; Gerenciamento de resíduos sólidos industriais; óleo isolante dielétrico; regulamentação; poluente orgânico persistente.

ABSTRACT

Brazil has ratified the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, which includes Polychlorinated Biphenyls (PCB) among others. PCB were used mainly as insulating dielectric fluid in electrical equipment, heat transfer and hydraulic fluids. This work aims to present the main PCB management aspects adopted by electric sector in the six countries that most consumed PCB and European Union and to propose adequate strategies to the Brazilian reality to fulfill the Stockholm Convention Protocol. An extensive literature review was carried out, followed by critical assessment, historic and current analysis of Brazilian management status, resulting into technical and legal proposals. The main tests available for determining the presence of PCB in oil are: density test; PCB screening kits through colorimetric reaction or chlorine ion electrode; gas chromatography analysis. The different PCB waste types, their concentration and composition of the electrical equipment with distinct decontamination difficulties depending on the material, make the disposal choice a complex process. Considering Brazilian national economic reality, as well its historically low environmental risk and the existence of legal and regulatory framework since the 80s, it is proposed that Brazil adopts management policies similar to the Stockholm Convention and which is adopted in many developed countries, mainly related to the disposal deadlines, threshold concentrations of materials, PCB analysis and final disposal methods. It is also suggested that a national statistical inventory with defined criteria is carried out, enabling prioritization of high-risk groups of equipments. It is indeed important to eliminate PCB in Brazil for environmental protection, but one should evaluate how to accomplish this, ensuring balance among the three main sustainability aspects (environmental, social and economical) to ensure the creation of a regulation that perceives national reality without unnecessarily harming the consumer.

Key words: Polychlorinated Biphenyls; PCB; solid waste management; dielectric isolating oil; Persistent Organic Pollutant; Policy.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS.....	XI
LISTA DE QUADROS.....	XII
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	XV
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3 METODOLOGIA.....	5
4 FUNDAMENTOS DE PCB.....	11
4.1 RISCOS E TOXICIDADE	14
4.2 APLICAÇÕES DAS PCBs	23
4.3 PRODUÇÃO E CONSUMO MUNDIAL DAS PCBs	29
4.4 MASSA DE PCBs ELIMINADA E REMANESCENTE	31
4.5 MÉTODOS DE ANÁLISE DE PCB EM ÓLEO.....	35
4.6 DESTINAÇÃO FINAL DE MATERIAIS E RESÍDUOS PCB.....	53
5 COMPARAÇÃO DE CRITÉRIOS ADOTADOS INTERNACIONALMENTE.....	78
5.1 CLASSIFICAÇÕES E PREMISSAS.....	78
5.2 CRITÉRIOS ADOTADOS PARA ELABORAÇÃO DE INVENTÁRIO	82
5.3 EXIGÊNCIAS DE ROTULAGEM	85
5.4 PRAZOS PARA RETIRAR DE OPERAÇÃO OU DESTINAÇÃO FINAL DE EQUIPAMENTOS E MATERIAIS CONTENDO TEORES SUPERIORES A 50 MG/KG.....	86

5.5	MÉTODOS DE ANÁLISE ACEITOS.....	89
5.6	DESTINAÇÕES FINAIS ACEITAS.....	91
5.7	OUTRAS INFORMAÇÕES RELEVANTES SOBRE O GERENCIAMENTO DE PCB.....	94
6	AS PCBS NO BRASIL.....	95
6.1	HISTÓRICO DE UTILIZAÇÃO.....	95
6.2	LEGISLAÇÃO E NORMATIVAS BRASILEIRAS RELACIONADAS A PCB.....	100
6.3	AVALIAÇÕES DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL DE PCBS.....	105
6.4	MÉTODOS DE ANÁLISE E LABORATÓRIOS.....	109
6.5	TECNOLOGIAS E EMPRESAS DE DESTINAÇÃO FINAL DE PCB.....	119
6.6	AVALIAÇÃO E PROPOSIÇÕES TÉCNICAS E LEGAIS SOBRE GERENCIAMENTO DE PCBS NO BRASIL.....	124
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	137
8	REFERÊNCIAS.....	139
	APÊNDICE I: DEMAIS TÉCNICAS DE DESTRUIÇÃO DE PCBS.....	153
	APÊNDICE II: PRINCIPAIS FORMAS DE DESTINAÇÃO FINAL PARA PCB E SEUS RESÍDUOS ACEITAS PELOS PAÍSES ANALISADOS E UE.....	156
	APÊNDICE III: LEVANTAMENTO DAS PRÁTICAS INTERNACIONAIS DE GERENCIAMENTO DE PCB.....	161
	III.1. ACORDOS/CONVENÇÕES/TRATADOS INTERNACIONAIS RELACIONADOS AO GERENCIAMENTO DE PCB E RECOMENDAÇÕES DA UNEP.....	161
	III.2. ESTADOS UNIDOS.....	168
	III.3. UNIÃO EUROPEIA.....	181
	III.4. RÚSSIA.....	190
	III.5. ALEMANHA.....	196

III.6. FRANÇA	199
III.7. JAPÃO	207
III.8. CANADÁ	213

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Estrutura da pesquisa dividida nas principais etapas, seus produtos e metodologia utilizada	5
Figura 2: Representação genérica da estrutura molecular das bifenilas policloradas (PCBs) e o sistema de numeração da <i>International Union of Pure and Applied Chemistry</i> – IUPAC. O número de átomos de cloro pode variar de 1 a 10, sendo representado por (m+n).....	11
Figura 3: Possíveis rotas de difusão das PCBs no ambiente a partir de liberações acidentais atingindo alimentos.	16
Figura 4: Representação esquemática em três dimensões de exemplos de moléculas de PCB com configuração plana (3,3',4,4',5-Pentaclorobifenil - A) e não plana (2,2',3,3',6,6'-hexaclorobifenil - B).....	19
Figura 5: Classes estruturais das PCBs.....	20
Figura 6: Estrutura molecular das <i>dioxin-like</i> PCB.....	22
Figura 7: Visão geral dos principais segmentos da indústria de energia elétrica brasileira	25
Figura 8: Fotos de um transformador de potência em uma subestação de uma transmissora (A) e de um transformador de rede aérea (B) contendo 120 000 L e 60 L de óleo mineral isolante, respectivamente	26
Figura 9: Composição básica de transformadores elétricos: A) carcaça metálica e isoladores cerâmicos (impermeáveis); B) fluido isolante; C) Parte ativa do núcleo composta de bobinas de cobre e lâminas de ferro silício (impermeáveis) e papel e madeira (permeáveis).....	29
Figura 10: Uso global acumulado de PCB (legenda em toneladas)	31
Figura 11: Histórico de eliminação de PCB mundial.....	32
Figura 12: Estimativa de massa de PCB eliminada e remanescente, por região.....	33

Figura 13: Colorações das misturas finais para detecção do nível de PCB através dos kits colorimétricos da empresa Dexsil (Clor-n-oil 50 e Clor-n-oil 20).	36
Figura 14: Fotos dos analisadores de nível de PCB pelo método do eletrodo seletivo de cloro das empresas <i>Dexsil Corporation</i> (A) e <i>Sea Marconi Technologies</i> (B).	38
Figura 15: Composição básica de transformadores, capacitores e reatores de iluminação	54
Figura 16: Rotas de formação de PCDD/PCDF potenciais a partir de tecnologias de destruição de POPs	68
Figura 17: Fluxogramas esquemáticos de incineradores rotativos com sistema de tratamento de gases via úmida.....	72
Figura 18: Fluxo esquemático de uma unidade de descontaminação de óleo mineral isolante.	76
Figura 19: Fluxo do processo de decomposição catalisada por base.	77
Figura 20: Destruição de PCBs totais no Brasil, por ano, de 1991 a 2012.	96
Figura 21: Mediana dos níveis de PCBs marcadores em ng EQT-OMS/g de gordura em amostras de leite humana de população geral do Brasil em comparação com as medianas dos países integrantes da 3ª rodada (A) e da 2ª rodada (1992-1993) (B).....	106
Figura 22: Cromatogramas de óleos minerais muito oxidados isentos de PCBs, sem e com pré-tratamento, obtidos pela norma ABNT NBR 13882 (A) e pela IEC 61619 (B).....	111
Figura 23: Mapa da localização dos 7 laboratórios acreditados para análise de PCB em óleo (A) e dos demais 31 laboratórios acreditados para análise de PCB em outras matrizes(B), conforme levantamento no sítio eletrônico do Inmetro em ago/2016.	117
Figura 24: Localização aproximada das empresas de destinação final de PCBs.	119

Figura 25: Fotos da empresa Tecori, em que A – desmontagem e manipulação de equipamentos contaminados; B – Unidade de descontaminação de equipamentos; C – Unidade de descontaminação do óleo isolante; D e E – Separação do cobre e papel	121
Figura 26: Distribuição no Brasil de 35 cimenteiras licenciadas para coprocessamento (sendo algumas apenas para pneus) (A) e de 19 unidades de blendagem para coprocessamento	123
Figura 27: Linha do tempo que apresenta marcos relevantes relacionados ao gerenciamento de PCB no mundo (em preto) e no Brasil (em verde)	128
Figura 28: Ilustração esquemática de modelo proposto que relaciona a massa de PCB identificada ao tempo, esforços necessários e impactos sociais, econômicos, técnicos e logísticos	131
Figura 29: Frequência acumulada de descoberta de espécies por ano da flora britânica (A) e de passáros do mundo (B)	132
Figura 30: Período de implementação da proibição de produção e comercialização das PCBs em países membros da UE.....	182
Figura 31: Unidades da Jesco distribuídas geograficamente no Japão para viabilizar o tratamento e/ou armazenamento de materiais contaminados por PCB.	211
Figura 32: Histórico de informações dos inventários canadenses de 2003 (A) e 2010 (B), que apresentam o histórico de informações de 1990 a 2003 e de 2007 a 2010.....	217

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados de percentual da produção e consumo das PCBs e sua classificação.....	7
Tabela 2: Fórmula, número de congêneres, massa molecular dos diferentes isômeros de PCBs.	13
Tabela 3: Teor (% em massa) de isômeros conforme tipo de Aroclor	14
Tabela 4: Fator de equivalência de toxicidade (do inglês <i>Toxic equivalency factor</i> – TEF) das <i>dioxin-like</i> PCB.	21
Tabela 5: Produção total de PCB como reportado na literatura (em toneladas).....	30
Tabela 6: Repetibilidade e reprodutibilidade d método B da norma BS 12766	41
Tabela 7: Comparação das estimativas do teor de PCB total contida na amostra # 14225 e #15225 do teste de proficiência da análise de óleo em PCB de 2014/2015 e de 2015/2016, cujas amostras continha 40 e 30 mg/kg de PCB, aproximadamente, respectivamente.	43
Tabela 8: Resultados dos efluentes gasosos principais corrigidos para 10% de O2 e condições padrão.	75
Tabela 9: Estimativas de massa destinadas, identificadas, remanescente de PCB no Brasil ...	97
Tabela 10: Síntese do levantamento de ativos contaminados por PCB das Distribuidoras e Transmissoras (ANEEL, [2009?]) e representatividade nacional das empresas respondentes quanto a parâmetro avaliado.....	99
Tabela 11: Resultados da comparação interlaboratorial do CIGRE Brasil 2014 para ensaio de PCB.....	112
Tabela 12: Capacidade de pré-tratamento e incineração e unidades de armazenamento permanente instalados em países membros da UE.....	188

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Documentos analisados quanto ao gerenciamento de PCB.....	9
Quadro 2: Relação das normas utilizadas para determinação de PCBs em óleo por cromatografia gasosa	40
Quadro 3: Principais áreas que precisam de melhorias para obtenção de resultados de análise de POPs de alta qualidade	46
Quadro 4: Principais tipos de acreditação na Europa	47
Quadro 5: Vantagens e desvantagens dos testes de detecção do teor de PCB por kit colorimétrico, a partir do eletrodo seletivo de cloro e cromatografia gasosa.....	51
Quadro 6: Principais formas de destinação final de materiais contaminados com PCB classificadas conforme diferentes autores	58
Quadro 7: Principais tecnologias de destruição de PCBs conforme informações disponíveis em Basel Convention (2007).....	65
Quadro 8: Formas de classificação e premissas quanto ao gerenciamento de PCB de materiais e equipamentos (em verde aqueles similares a CE/UNEP; em amarelo os que são mais restritivos; em vermelho o que é muito mais restritivo e em roxo o que é menos restritivo) ..	79
Quadro 9: Restrições quanto a destinação final de equipamentos e/ou fluidos com até 50 mg/kg de PCB (em verde aqueles similares a CE/UNEP; em amarelo os que são mais restritivos e em vermelho o que é muito mais restritivo).....	82
Quadro 10: Exigências para realização do inventário (destaque em verde para as exceções) .	83
Quadro 11: Dados disponibilizados nos inventários dos diferentes países e UE	84

Quadro 12: Exigências quanto a rotulagem de equipamentos contendo PCB (destaque em verde para as exceções)	85
Quadro 13: Prazos para retirada de operação e, ou destinação final de equipamentos contendo PCB (em verde aqueles similares a CE; em vermelho o que é mais restritivo e em roxo o que é menos restritivo).....	88
Quadro 14: Métodos de análise aceitos para detecção do teor de PCB em óleo (destaque em rosa para métodos de triagem (kit colorimétrico e eletrodo seletivo de cloro; em azul, análise cromatográfica; em roxo, espectrometria de massa de alta resolução)	89
Quadro 15: Principais formas de destinação final aceitas para PCB e seus resíduos (S para aqueles que aceitam; N para os que não aceitam e IND quando informação não disponível). 91	
Quadro 16: Capacidade de destinação final	93
Quadro 17: Padrão e valores orientadores	104
Quadro 18: Tecnologias e empresas de destinação final de PCB existentes no Brasil	120
Quadro 19: Comparativo de consumo de PCB e quantidade de transformadores de rede e de equipamentos do parque do Brasil, França e Japão.....	126
Quadro 20: Proposta da autora quanto a critérios de gerenciamento de PCB para atendimento a CE.....	136
Quadro 21: Principais formas de destinação final aceitas para PCB e seus resíduos.....	157
Quadro 22: Poluentes orgânicos persistentes (POPs) listados na Convenção de Estocolomo, conforme Anexos A a C e ano de sua inclusão (em parêntesis), classificados pelo uso principal ou tipo de formação (● Agrotóxicos / ΔProdutos químicos industriais/ □Subprodutos).	163
Quadro 23: Classificação de fluidos e superfícies quanto a concentração de PCB conforme a legislação norte americana.....	169

Quadro 24: Premissas de concentração de PCB assumidas para uso para equipamentos cujo teor não foi estabelecido conforme a legislação norte americana	170
Quadro 25: Prazos para retirada de operação para equipamentos PCB (concentrações acima de 500 mg/kg), segundo a legislação norte americana	171
Quadro 26: Prazos para uso de PCB que foram estabelecidos pela legislação norte americana conforme aplicação (fora do setor elétrico) e teor	172
Quadro 27: Critérios para reclassificação de equipamentos por substituição do fluido (<i>retrofill</i>)	173
Quadro 28: Resumo das concentrações de PCB exigidas após limpeza conforme tipo de material analisado e uso pela legislação norte americana.	178
Quadro 29: Prazos estabelecidos nos diferentes países da União Europeia para retirada de operação ou destinação final de PCBs.....	186
Quadro 30: Tipos de equipamentos de proteção individual a serem usados conforme manutenção e tipo de contato com óleo.....	190
Quadro 31: Regulamentações sobre produção e uso de PCBs na Alemanha.....	196
Quadro 32: Síntese do arcabouço legal francês válido sobre gerenciamento de PCBs.....	200
Quadro 33: Síntese da estimativa de quantidade de equipamentos elétricos e resíduos contendo PCB existentes no Japão (em estoque) em março de 2002.	209
Quadro 34: Padrões de PCB após tratamento e o respectivo método de análise.....	210
Quadro 35: Conteúdo principal do Guia para transporte e coleta de resíduos de PCB.....	212

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A2LA - *American Association for Laboratory Accreditation*

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRADEE - Associação Brasileira de Distribuidores de Energia Elétrica

AMESA – Amostragem pelo método de adsorção (do inglês *Adsorption Method for Sampling*)

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica

ANZEC - *Australian and New Zealand Environment and Conservation Council*

ASTM - originalmente conhecida como *American Society for Testing and Materials*

BCD – decomposição catalisada por base (do inglês *Base Catalyzed Decomposition*)

CE - Convenção de Estocolmo

CEE – Leste e Centro Europeu

CLEEN - Rede de Promoção da Legislação Química Europeia (do inglês *Chemical Legislation European Enforcement Network*)

CDP – Processo contínuo de desalogenação (do inglês *Continuous Dehalogenation Process*)

CV - coeficiente de variação (do inglês *Coefficiente of Variation*)

ECD - Detector por captura de elétrons (do inglês *Electron Capture Detection*)

ED – Eficiência de Destruição

EDR – Eficiência de Destruição e Remoção

EPA - *Environmental Protection Agency*

EUA - Estados Unidos da América

FIOCRUZ - Fundação Oswaldo Cruz

GC – Cromatografia gasosa (do inglês *Gas Chromatography*)

GPCR - Redução química em fase gasosa (do inglês *Gas-phase chemical reduction*)

GRULAC – Grupo da América Latina e Caribe

HCB - Hexaclorobenzeno

IARC - *International Agency for Research on Cancer*

IEC - *International Electrothechnical Commission*

IIS - *Institute for Interlaboratorial Studies*

ISO - Organização Internacional de Normalização (do inglês *International Organization for Standardization*)

IUPAC - *International Union of Pure and Applied Chemistry*

lw – base lipídica (do inglês *lipid weight*)

MMA - Ministério de Meio Ambiente

MODEF - óleo fluido mineral dielétrico (do inglês *mineral oil dielectric fluid*)

MS - Espectrômetro de massa (do inglês *Mass Spectrometry*)

NELAP - Programa Nacional de Acreditação Laboratorial Ambiental (do inglês *The National Environmental Laboratory Accreditation Program*)

NIST - Instituto Nacional de normas e tecnologia (do inglês *National Institute of Standards and Technology*)

NVLAP - Programa Nacional Voluntário de Acreditação Laboratorial (do inglês *National Voluntary Laboratory Accreditation Program*)

NIP - Planos Nacionais de Implementação (do inglês *National Implementation Plan*)

OECD - *Organization for Economic Co-operation and Development*

OMS - Organização Mundial da Saúde

PBB - bifenilas polibrominadas (do inglês *polybrominated biphenyls*)

PBDE - éteres difenil polibromados (do inglês *polybrominated diphenyl ethers*)

PCDD - dibenzo-p-dioxinas policloradas (do inglês *polychlorinated dibenzo-p-dioxins*)

PCDF - dibenzo-furanos policlorados (do inglês *polychlorinated dibenzofurans*)

PeCBz - pentaclorobenzeno

PFASs - substâncias alquilato perfluoradas (do inglês *perfluorinated alkyl substances*)

PODF - fluido de descontaminação orgânico (do inglês *performance based organic decontamination fluid*)

POPs - poluentes orgânicos persistentes

PCB - Bifenilas Policloradas (do inglês *Polychlorinated Biphenyls*)

QA – Garantia de qualidade do inglês *Quality Assurance*

QC – Controle de qualidade do inglês *Quality Control*

QUASIMEME - *Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe*

RSD – desvio padrão relativo (do inglês *Relative Standard Deviation*)

SEB - setor elétrico brasileiro

SPE - extração para fase sólida (do inglês *Solid Phase Extraction*)

TCDD – tetracloro-dibenzeno-para-dioxina (do inglês *Tetrachlorodibenzo-p-dioxin*)

TEF - Fator de equivalência de toxicidade (do inglês *Toxic equivalency factor*)

TEQ – Equivalência tóxic (do inglês *Toxic equivalency*)

TNI - *The NELAC Institute*

TOX – Total de compostos organohalogenicos (do inglês *Total Organohalogenic Compounds*)

UE - União Europeia

UNEP - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (do inglês *United Nations Environment Programme*)

WEOG – Países do oeste europeu e outros grupos (do inglês *Western European and Other Group*)

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é signatário da Convenção de Estocolmo (CE) sobre poluentes orgânicos persistentes (POPs) entre os quais se tem as Bifenilas Policloradas (PCB do inglês *Polychlorinated Biphenyls*). Entre suas diversas aplicações, foram usadas como fluido de isolamento em equipamentos elétricos.

O gerenciamento de PCB vem sendo tratado no âmbito da legislação nacional desde 1981, através da Portaria Interministerial nº 19, onde a fabricação, comercialização e uso foram proibidos no Brasil e também através da Instrução Normativa SEMA/STC/CRS nº 01 de 1983, que disciplina manuseio, armazenamento e transporte de PCB e seus resíduos. Ademais, há a Norma específica da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), criada pelo Comitê Brasileiro de Eletricidade em 1984 (e revisada em 1997 e 2005), cujo objetivo é estabelecer diretrizes técnicas adicionais.

Visando estabelecer diretrizes adicionais para atendimento da CE, especificamente em relação à gestão e eliminação de PCB, em 2016, estão em elaboração duas propostas de regulamentação sobre o tema no Brasil: Processo 02000.001745/2012-63, que visa a elaboração de Resolução Conama; e Projeto de Lei nº 1075 de 2011, em tramitação na Câmara dos Deputados.

A conclusão da elaboração de legislação específica de gerenciamento de PCB para atendimento à CE estava prevista para 2015 (BRASIL, 2015c). O setor elétrico brasileiro (SEB) é vasto e bastante complexo, podendo ser dividido em Geração, Transmissão, Distribuição e Comercialização. Estima-se que há cerca de 4,5 milhões de equipamentos contendo óleo isolante no setor de distribuição (Associação Brasileira de Distribuidores de Energia Elétrica - ABRADDEE, 2013), sendo 3,8 milhões de transformadores de rede dispersos em todo território nacional numa rede extensa e ramificada, que chega aos domicílios e endereços de todos os consumidores brasileiros). Como uma parte (desconhecida) do óleo isolante contido nestes equipamentos pode eventualmente ter entrado em contato com as PCBs nos processos de reforma e manutenção, com consequente concentrações residuais de PCB, o gerenciamento destes equipamentos poderá ser grandemente afetado pelas exigências da legislação que vier a ser aprovada,

podendo existir grandes dificuldades técnicas, logísticas e econômicas, impactando a própria capacidade do Brasil de atender ao escopo da CE referente a PCB. As consequências deste gerenciamento podem afetar a sociedade através de impactos tarifários (com reflexos inflacionários) e também pela descontinuidade do fornecimento de energia caso seja exigida análise de seu fluido quanto a possibilidade de concentrações residuais de PCB que pode acarretar seus desligamentos com interrupção do fornecimento de energia. Faz-se necessário, portanto, o estabelecimento de critérios para inventário, gerenciamento e destinação dos equipamentos e fluidos contendo PCB com concentração acima do limite estabelecido considerando aspectos técnicos, ambientais, logísticos e econômicos do SEB, já que o serviço de prestação de energia elétrica é considerado essencial e de utilidade pública.

A literatura existente sobre PCB é bastante vasta. Diversas publicações brasileiras e internacionais foram elaboradas por consultores relacionados às empresas de análise ou destinação final de PCB, sendo que uma parte não tem embasamento científico, podendo divergir da realidade e apresentar algumas conclusões ou recomendações que representam os interesses comerciais destes prestadores de serviço. Como exemplos, tem-se apresentação de estimativas sem a citação de referências (estima-se que 20% dos equipamentos existentes no Brasil são contaminados com PCB e que 80% do uso das PCBs foi no Setor Elétrico), a citação em diversos documentos da reportagem de Costa (2000) com um gerente de vendas de uma empresa como referência para estimativa da massa remanescente de PCB no país, sem embasamento técnico e sem coerência com os dados desta fonte.

Assim, este trabalho justifica-se pela inexistência de uma avaliação crítica dos aspectos técnicos e legais de gerenciamento de PCB adotados internacionalmente. Serão sugeridas alternativas adequadas a realidade brasileira considerando o equilíbrio dos pilares da sustentabilidade (ambiental, social e econômico). Ele poderá servir como capacitação do corpo técnico do setor elétrico e dos órgãos de meio ambiente, tomadores de decisão, sociedade civil, entre outros.

A pesquisa é apresentada em 7 capítulos. Além da introdução, que consiste no capítulo 1, o capítulo 2 apresenta os objetivos gerais e específicos e o capítulo 3, a metodologia

adotada. O capítulo 4 expõe a fundamentação teórica sobre PCBs tratando de seus riscos, toxicidade e suas aplicações. Contextualiza-se o cenário internacional, através da explanação da produção, consumo, massa eliminada e remanescente. É feita uma análise das principais metodologias analíticas de PCB em óleo e formas de destinação final.

O capítulo 5 compara os critérios de gerenciamento adotados nos 6 países que mais utilizaram as PCBs no mundo e União Europeia (UE), tendo sido avaliadas também as recomendações do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP do inglês *United Nations Environment Programme*). Tais práticas são adotadas como referenciais e subsídios para boa parte das proposições desta pesquisa.

O capítulo 6 aborda, então, as PCBs no Brasil, sendo discutido o histórico de utilização, destruição, estimativas de massa remanescente, o quadro normativo e regulatório aplicável, bem como avaliações da contaminação ambiental de PCB, métodos de análise, formas de destinação final aceitas e a capacidade nacional de serviços relacionados ao gerenciamento de PCB. A partir das análises dos cenários internacional e brasileiro, faz-se, então, proposições técnicas e legais para o aprimoramento do gerenciamento das PCBs no país com foco no setor elétrico. Por fim, o Capítulo 7 expõe as considerações finais desta pesquisa e recomendações de estudos futuros que, por limitações diversas, não puderam ser aprofundados neste trabalho.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

O objetivo geral desta pesquisa é apresentar uma avaliação crítica do gerenciamento de PCB adotado pelo setor elétrico em diversos países e propor soluções técnicas e legais a serem adotadas no Brasil.

2.2 *Objetivos específicos*

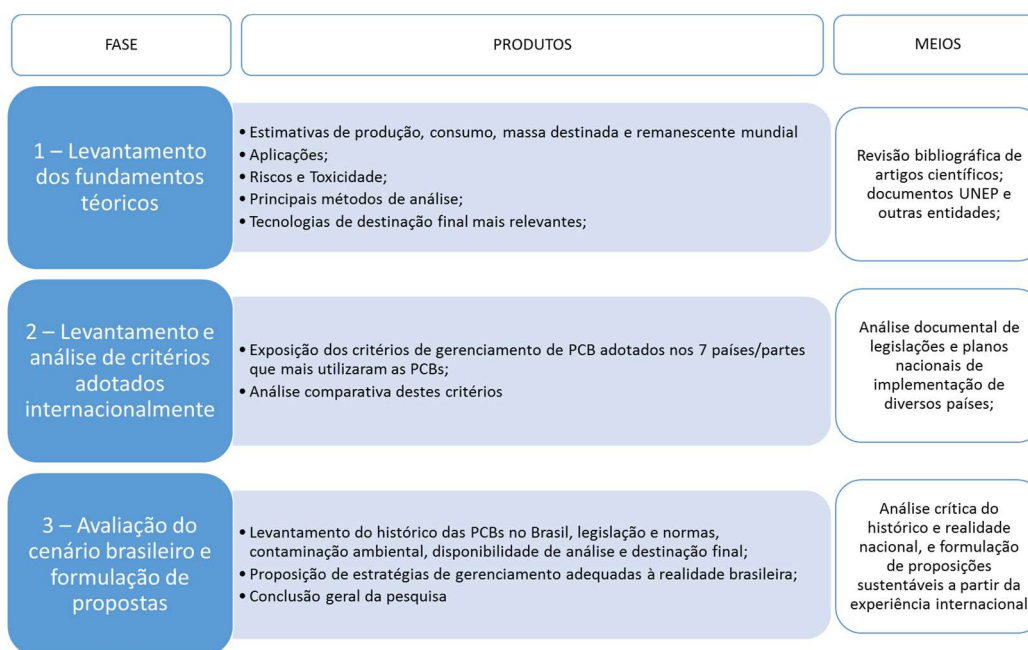
Os objetivos específicos desta pesquisa são:

- Apresentar fundamentos teóricos do gerenciamento de PCBs, com destaque para o histórico de produção, utilização e destruição de PCB, as metodologias analíticas de teor de PCB em óleo e as formas de destinação final ambientalmente adequadas para PCB e seus diferentes tipos de resíduos;
- Fazer diagnóstico e comparar o gerenciamento de PCB adotado internacionalmente no setor elétrico;
- Propor avanços técnicos e legais em relação ao gerenciamento de PCB no setor elétrico a serem adotadas no Brasil, tendo em vista os pilares da sustentabilidade (meio ambiente, sociedade e economia) e a realidade brasileira.

3 METODOLOGIA

A pesquisa foi desenvolvida em três (3) etapas, que estão apresentadas na Figura 1, sendo que cada etapa corresponde a um objetivo específico.

Figura 1: Estrutura da pesquisa dividida nas principais etapas, seus produtos e metodologia utilizada



A metodologia utilizada consistiu em extensa revisão da literatura, tendo sido avaliados artigos científicos, documentos da UNEP, legislações, normas, planos nacionais de implementação de diversos países e do Brasil, bem como informações e documentos disponibilizados nos sítios eletrônicos dos ministérios de meio ambiente, outros órgãos governamentais ou programas de avaliação internacional, empresas de energia elétrica (ou suas associações) ou empresas de destinação final relevantes. Após revisão foi realizada análise crítica e comparativa destas informações para apresentar propostas para o gerenciamento adequado das PCBs, considerando a realidade nacional.

Na Etapa 1, buscou-se apresentar os principais fundamentos teóricos do gerenciamento de PCBs, através de conceitos básicos de PCBs, suas características, propriedades, classificações, principais aplicações, impactos à saúde e ao meio ambiente. Estimativas

de produção, consumo, massa destinada e remanescente mundial foram abordadas. Na sequência, fez-se uma avaliação dos principais métodos de análise para detecção de PCB em óleo com breve descrição, aplicação, vantagens e desvantagens. Aspectos técnicos dos principais métodos de destinação final de PCBs foram, então, discutidos.

Nesta etapa, a revisão bibliográfica consistiu principalmente de:

- artigos científicos;
- normas nacionais e internacionais de detecção de PCB em óleo, informações disponíveis nos sítios eletrônicos de fornecedores de conjunto de reagentes e materiais (*kits*) de análise, relatórios de avaliação de tecnologias de determinação de PCB da agência norte americana de meio ambiente (*Environmental Protection Agency – EPA*);
- documentos orientativos disponibilizados pela UNEP relacionados à Convenção de Estocolmo e outros acordos internacionais sobre gerenciamento de PCB, identificação de materiais contaminados e melhores tecnologias disponíveis;
- incluídas formas de destinação final prescritas pela legislação dos Estados Unidos.

Na Etapa 2, para avaliar comparativamente os aspectos de gerenciamento de PCBs adotados internacionalmente, fez-se uma apresentação das diretrizes estabelecidas pela CE e as recomendadas pela UNEP, através de seus documentos orientativos. Então, tendo em vista que a Convenção de Estocolmo foi assinada por 179 partes, estas foram classificadas quanto ao seu consumo, conforme dados de Breivik et al ([2002?]) e Breivik et al (2002), sendo selecionados os 6 países que mais consumiram as PCBs no mundo e a União Europeia (UE), correspondendo a uma utilização de 82%, conforme dados apresentados na Tabela 1. Esta também apresenta o percentual de produção conforme Breivik et al (2007), sendo possível perceber que estes 6 países selecionados e UE produziram cerca de 97,8% da produção mundial. Apesar de a França e Alemanha pertencerem à UE, optou-se por manter a análise do gerenciamento de PCB nestes países, para se avaliar as possíveis diferenças entre as Diretivas da UE e as regulamentações destes países membros.

Tabela 1: Dados de percentual da produção e consumo das PCBs e sua classificação

PAÍS OU UNIÃO EUROPEIA / FONTE DAS INFORMAÇÕES	% PRODUÇÃO	% CONSUMO	CLASSIFICAÇÃO	
	Breivik et al, 2007	BREIVIK et al ([2002?]) e Breivik et al (2002)	Produção	Consumo
Estados Unidos	48,4%	44,51%	1	1
União Europeia	31,8%	22,25%	2	2
Rússia	13,1%	8,12%	3	3
Alemanha	12,0%	7,72%	4	4
França	10,2%	4,15%	5	5
Japão	4,4%	4,13%	6	6
Canadá	0,0%	3,06%	-	7
Total (exceto Alemanha e França já inclusos na União Europeia)	97,8%	82,06%		
Brasil	0,0%	1,08%	-	13

Informações sobre o gerenciamento de PCB destes países e UE foram obtidas a partir de análise dos seguintes documentos:

- Planos Nacionais de Implementação (NIP do inglês *National Implementation Plan*) para atendimento a CE e suas atualizações, quando disponível;
- Legislações e, ou normas sobre gerenciamento de PCB, com exceção de Rússia, Alemanha e Japão, pois não estavam disponíveis em inglês. As legislações francesas (em francês) foram analisadas;
- Informações e documentos disponibilizados em inglês nos sítios eletrônicos dos ministérios de meio ambiente, outros órgãos governamentais ou programas de avaliação internacional, empresas de energia elétrica (ou suas associações) ou empresas de destinação final relevantes para cada país ou UE.

As informações analisadas de cada país ou UE variaram significativamente conforme sua disponibilidade. Estados Unidos e Rússia não têm Planos Nacionais de Implementação, no entanto, os Estados Unidos disponibilizam nos sítios eletrônicos de seu ministério de meio ambiente e outros órgãos governamentais diversas normas e informações relevantes. Ademais, foram encontrados documentos de um grupo de empresas de utilidades (com

grande representatividade do setor elétrico norte americano) que apresentam seus esforços para redução de PCBs. Para Rússia, foi possível encontrar apenas informações em inglês de um Projeto multilateral cooperativo de eliminação de PCB do Conselho do Ártico, um fórum desta região. No caso da União Europeia, fez-se uma análise dos NIPs, das legislações em vigor, de instrumentos normativos relevantes aplicáveis ao gerenciamento de PCB e de documentos da Rede de Promoção da Legislação Química Europeia (CLEEN – *Chemical Legislation European Enforcement Network*). A forma de gerenciamento da Alemanha foi avaliada a partir de seus NIPs e dois outros documentos: um estudo de caso apresentado num Seminário sobre POPs e da ficha técnica deste país, disponibilizada pela CLEEN. Foi possível avaliar as regulamentações em vigor e o NIP da França que foram, então, complementados, por dados disponíveis da EDF/ERDF/ENEDIS responsável pela distribuição de eletricidade em 95% do território francês continental. No caso do Japão, foram avaliados seus NIPs e informações do sítio eletrônico de uma empresa 100% estatal criada para armazenar e tratar adequadamente resíduos PCB do país. Já para o Canadá, além do NIPs e das regulamentações nacionais em vigor, foram avaliados documentos da *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME) sobre o tema. O Quadro 1 apresenta uma síntese dos documentos analisados para cada país e UE. Como as publicações russas são de 2000 e 2003, e pela qualidade das informações encontradas, ressalta-se que é possível que as informações encontradas não reflitam a realidade atual do gerenciamento de PCBs neste país. Além disto, foram encontradas poucas informações em inglês sobre o gerenciamento de PCB na Alemanha e Japão, o que é também uma limitação deste trabalho.

Para cada país e UE, as informações levantadas foram, então, organizadas numa introdução (com dados gerais e histórico da legislação e dos documentos analisados), seguidas dos seguintes parâmetros de gerenciamento considerados mais relevantes: Classificações e premissas; Critérios adotados para elaboração do inventário; Rotulagem; Prazo para retirada de operação e destinação final; Métodos de análise aceitos; Destinações finais aceitas.

Quadro 1: Documentos analisados quanto ao gerenciamento de PCB

CE, UNEP, PAÍS OU UE	PRINCIPAIS LEGISLAÇÕES E NORMAS APLICADAS AO GERENCIAMENTO DE PCB	NIP E SUAS ATUALIZAÇÕES	OUTROS
Convenção de Estocolmo / UNEP	-	-	SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION (2003); UNEP CHEMICALS (2002); SECRETARIAT OF THE STOCKHOLM CONVENTION (2010)
Estados Unidos	Polychlorinated biphenyls (PCBs) manufacturing, processing, distribution in commerce and use prohibitions - Parte 761 do título 40 do código federal americano (ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA, 2014)	Não disponível (não ratificou)	USWAG (2005) e USWAG (2006)
União Europeia	Diretiva 96/59/CE; normas EN 50225: 2003-04; CLC/TR 50503.2010. (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, 2014; CENELEC, 2003; CENELEC, 2010)	COMISSION OTHE THE EUROPEAN COMMUNITY (2007); EUROPEAN COMMISION (2014).	CHRISTAN, JANSE (2005a); CHRISTAN, JANSE (2005b)
Rússia	Não disponível em inglês. Há pequeno número de regulamentações da década de 1990 e normativas técnicas e legais das décadas de 1970, 1980 e 1990	Não disponível (mas ratificou).	AMAP; STATE COMMITTEE OF THE RUSSIAN FEDERATION FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION; CENTER FOR INTERNATIONAL PROJECTS – CIP (2000) e AMAP et al (2003).
Alemanha	Diversas foram implementadas, mas não disponível em inglês.	ALEMANHA (2006) e ALEMANHA (2012)	NEUMEIER (1998) e CHRISTAN e JANSE (2005b)
França	Code de l'environnement - artigos R. 543-17 à R. 543-41; Arrêté du 28 octobre 2013 Arrêté du 7 janvier 2014 Arrêté du 14 janvier 2014 (FRANÇA, 2016b; FRANÇA, 2013; FRANÇA, 2014b; FRANÇA, 2014a)	FRANÇA (2003)	EDF (2015)
Japão	Law concerning Special Measures for Promotion of Proper Treatment of PCB Wastes (PCB Special Measures Law)(Law N° 65 of 2001) - não disponível em inglês	JAPÃO (2005); JAPÃO (2012)	JESCO (2016)
Canadá	<i>PCB regulations</i> - SOR/2008-273 (CANADÁ, 2016b)	CANADÁ (2006)	CCME (1989); CCME (1990a); CCME (1990b); CCME (1995)

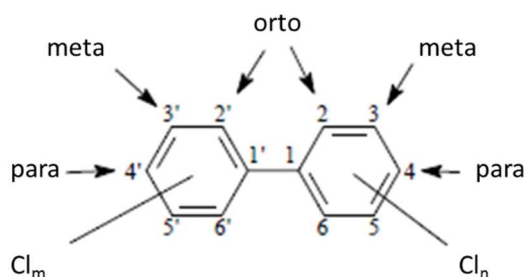
Outras informações importantes sobre gerenciamento de PCB também foram incluídas, visando apresentar estratégias diversas adotadas para solução do problema. Após o levantamento das informações, fez-se uma análise comparativa dos critérios adotados internacionalmente.

Na Etapa 3, cujo objetivo é propor alternativas técnicas e legais de gerenciamento de PCB e avanços técnicos em relação às metodologias analíticas e formas de destinação final no Brasil, fez-se, inicialmente, uma avaliação das PCBs no país, a partir do histórico de utilização, das legislações e normas sobre o tema, histórico das contaminações ambientais, métodos de análise, laboratórios, tecnologias e empresas de destinação final disponíveis no país. As informações foram obtidas pela análise dos documentos disponibilizados pelo Ministério de Meio Ambiente (MMA) referentes ao projeto Brasil de Estabelecimento da Gestão de Resíduos de PCB e Sistema de Disposição (BRA/08/G32), incluindo o Plano Nacional de Implementação e Plano de Ação brasileiro, bem como normas, regulamentações e artigos científicos. Fez-se, também, busca no sítio eletrônico do Inmetro dos laboratórios acreditados para análise de PCB, com escopo de análise de PCB em óleo e de informações das empresas de destinação final. Por fim, fez-se uma análise geral integrada de toda a pesquisa apresentando propostas que consideram as práticas adotadas internacionalmente, a realidade nacional e o equilíbrio dos pilares da sustentabilidade (meio ambiente, sociedade e economia).

4 FUNDAMENTOS DE PCB

As bifenilas policloradas (do inglês *Polychlorinated Biphenyls* ou PCB) são compostos orgânicos aromáticos clorados, formados por dois radicais fenol, sendo cada radical constituído de 6 átomos de carbono e 5 átomos de hidrogênio, os quais podem ser substituídos por átomos de cloro. A fórmula química geral pode ser representada como $C_{12}H_{10-n}Cl_n$, onde n, o número de átomos de cloro na molécula, pode variar de 1 a 10. A estrutura geral da molécula de PCB é representada na Figura 2:

Figura 2: Representação genérica da estrutura molecular das bifenilas policloradas (PCBs) e o sistema de numeração da *International Union of Pure and Applied Chemistry* – IUPAC. O número de átomos de cloro pode variar de 1 a 10, sendo representado por (m+n).



Fonte: INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER – IARC, 2016.

Dentre as principais propriedades físico-químicas das PCBs, que variam de acordo com o grau de cloração da molécula (FRANÇA,2003 e UNEP, 2002), destacam-se:

- Grande estabilidade química; quimicamente inerte; não hidrolisável, resistentes a ácidos, bases e oxidantes;
- Não inflamável;
- Alta constante dielétrica, ou seja, são isolantes elétricos muito bons;
- Hidrofóbico e lipossolúvel.

As PCBs são também não biodegradáveis, persistentes no meio ambiente, carcinogênicos podendo se bioacumular em tecidos adiposos (UNEP, 2002). Elas são classificadas pela Convenção de Estocolmo como Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs).

As PCBs foram desenvolvidas nos EUA, com o objetivo de serem utilizadas em transformadores e capacitores instalados em áreas onde os riscos de incêndio e explosão devem ser minimizados, isto é, subestações elétricas localizadas no interior de prédios, veículos como trens e navios, ou em locais com trânsito frequente de pessoas (BRASIL, 2015b).

Apesar de sua grande estabilidade química e térmica, em condições enérgicas de temperatura, pressão e concentração de reagentes, podem:

- Reagir com sódio com produção de cloreto de sódio;
- Sofrer oxidação completa em temperaturas acima de 1200°C excesso de oxigênio superior a 0,5%;
- Sofrer oxidação parcial levando à formação das dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD) e dibenzo-furanos policlorados (PCDF);
- Reagir cataliticamente com hidrogênio resultando em bifenila e ácido clorídrico ou ciclo-hexano dependendo das condições de hidrogenação (BRASIL, 2015b).

Existem no total 209 possíveis compostos chamados de congêneres de PCB, diferenciados pelo número e posicionamento de átomos de cloro na molécula. As PCBs podem ser classificadas por seu grau de cloração. O termo homólogo se refere a todas as PCBs com o mesmo número de cloros. Homólogos com diferentes padrões de distribuição são chamados de isômeros (ATSDR, 2000b). A Tabela 2 apresenta as fórmulas estruturais relacionadas aos diferentes homólogos das PCBs (com diferentes graus de cloração), número de congêneres, número da IUPAC dos congêneres, massa molecular e % cloro.

Tabela 2: Fórmula, número de congêneres, massa molecular dos diferentes isômeros de PCBs.

FÓRMULA ESTRUTURAL	GRAU DE CLORAÇÃO	NÚMERO DE CONGÊNERES	Nº IUPAC DOS CONGÊNERES	MASSA MOLECULAR (uma)	% CLORO
C ₁₂ H ₉ Cl	1	3	1a 3	188,65	18,79
C ₁₂ H ₈ Cl ₂	2	12	4 a 15	233,1	31,77
C ₁₂ H ₇ Cl ₃	3	24	16 a 39	257,54	41,30
C ₁₂ H ₆ Cl ₄	4	42	40 a 81	291,99	48,56
C ₁₂ H ₅ Cl ₅	5	46	82 a 127	326,43	54,30
C ₁₂ H ₄ Cl ₆	6	42	128 a 169	360,88	58,93
C ₁₂ H ₃ Cl ₇	7	24	170 a 193	395,32	62,77
C ₁₂ H ₂ Cl ₈	8	12	194 a 205	429,77	65,98
C ₁₂ H ₁ Cl ₉	9	3	206 a 208	464,21	68,73
C ₁₂ Cl ₁₀	10	1	209	498,66	71,10

Fonte: MESQUITA, 2004 e IARC, 2016.

Ademais, o termo Ascarel foi usado genericamente para denotar líquidos dielétricos sintéticos, não inflamáveis, usados principalmente em transformadores que continham PCBs e outros organoclorados (tri e tetra clorobenzeno, principalmente), sendo também comercializados e distribuídos numa grande variedade de nomes, destacando-se Aroclor (Monsanto, EUA), Clophen (Bayer, Alemanha), Kanechlor (Kanegafuchi, Japão), Phenoclor e Pyralene (Prodolec, França), Santotherm (Mitsubishi, Japão), Aceclor (ACEC, Bélgica), Apirolio (Caffaro, Itália), Pyranol (G.E., Estados Unidos), Pyroclor (Monsanto, Reino Unido) (QI et al, 2014; WEBBER, 2012). É importante distinguir também os fluidos que contem PCB como consitutuinte principal (comumente chamados de Ascarel – que tipicamente contem cerca de 70% de PCB) e fluidos que contem PCB, mas não como constituintes principais (nos Estados Unidos, as misturas com teores superiores a 500 mg/kg de PCB são chamadas de PCB e com teores entre 50 e 500 mg/kg são chamadas de contaminados de PCB) (WEBBER, 2012).

A *Monsanto Corporation*, maior produtora mundial das PCBs (48,4% do global - Breivik et al, 2007), produziu misturas de PCBs que são identificadas através de 4 dígitos: os 2 primeiros referem-se ao tipo de mistura ou número de átomos de carbono na molécula (12) e os 2 últimos ao teor em peso de cloro. O Aroclor 1242, por exemplo, apresenta um teor de 42% de cloro. A única exceção é o 1016, que tem 41% de cloro e é obtido pela destilação do Aroclor 1242. Uma mistura comercial de PCBs mesmo que do mesmo lote

e fabricante não é idêntica por causa de pequenas alterações nas condições de cloração (ATSDR, 2000b, COGLIANO, 2016, QI et al, 2014, WEBBER, 2012), sendo o caso mais notável o do Aroclor 1254 (COGLIANO, 2016) que foi produzido por dois diferentes processos. A Tabela 3 apresenta a distribuição de isômeros conforme o tipo de Aroclor, demonstrando que o número de átomos de cloro aumenta com maiores teores de cloro da mistura comercial (tipo de Aroclor).

Tabela 3: Teor (% em massa) de isômeros conforme tipo de Aroclor

AROCLOR/FÓRMULA ESTRUTURAL	1242	1248	1254	1260
C ₁₂ H ₉ Cl	3	-	-	-
C ₁₂ H ₈ Cl ₂	13	2	-	-
C ₁₂ H ₇ Cl ₃	28	18	-	-
C ₁₂ H ₆ Cl ₄	30	40	11	-
C ₁₂ H ₅ Cl ₅	22	36	49	12
C ₁₂ H ₄ Cl ₆	4	4	34	38
C ₁₂ H ₃ Cl ₇	-	-	6	41
C ₁₂ H ₂ Cl ₈	-	-	-	8
C ₁₂ H ₁ Cl ₉	-	-	-	1

Fonte: WEBBER, 2012.

4.1 Riscos e Toxicidade

As PCBs podem ser liberadas no ar, água, solo e sedimentos durante o processo de fabricação, uso e destinação, comumente por derramamentos, vazamentos, queima e disposição inadequada, processos térmicos (conforme condições) e aplicações abertas (HELSINKI COMMISSION, 2001).

Por sua alta estabilidade, elas permanecem no meio ambiente por um grande período de tempo, podendo ser transportadas por longas distâncias pelo ar e serem depositadas em áreas distantes de onde houve sua liberação (ATSDR, 2000a). As PCBs tendem a se ligar fortemente com o solo e podem se acumular em pequenos organismos e peixes. Por serem altamente resistentes ao metabolismo e à eliminação sendo, preferencialmente, retidas, as PCBs podem se bioacumular (maiores concentrações) em animais que estão em níveis mais altos na cadeia alimentar (COGLIANO, 2016 e ATSDR, 2000a).

As PCBs no meio ambiente podem sofrer diferentes processos: distribuição diferenciada (*partitioning*) no solo, ar, água e sedimentos; transformação química pelos processos de biodegradação, fotólise e hidrólise; bioacumulação diferenciada na cadeia alimentar. Estes processos fazem com que a exposição ambiental se dê por congêneres significativamente diferentes dos produtos comerciais originais. Seis congêneres (PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-138, PCB-153, PCB-180) são encontrados em altas concentrações no ambiente, alimentos e tecidos humanos, sendo chamados de PCBs indicadores (IARC, 2016).

Pessoas podem ser expostas ao comer alimentos contaminados (principalmente peixe, carne e outros produtos lácteos), beber água contaminada (menor exposição por apresentar menor concentração), pela pele ou por aspiração (ATSDR, 2000a). A Figura 3 apresenta formas de difusão das PCBs no meio ambiente, ressaltando a exposição humana pela ingestão de alimentos contaminados. IARC (2016) também relata que a maior rota de exposição humana a PCBs é através alimentos contaminados. As formas mais comuns de exposição de crianças, cujas mães foram altamente expostas a PCB, é através de leite materno (por sua alta dissolução em gordura) e durante a gravidez (ATSDR, 2000a).

Figura 3: Possíveis rotas de difusão das PCBs no ambiente a partir de liberações acidentais atingindo alimentos.



Fonte: Adaptado de FRANÇA, 2014.

As PCBs são rapidamente absorvidas e distribuídas no corpo, acumulando-se em tecidos adiposos (Lauby-Secretan, 2016). A quantidade, duração e a forma de contato determinam se haverá dano à pessoa exposta. As PCBs podem permanecer no organismo por muitos anos na gordura e fígado. Pessoas expostas a altas doses de PCBs podem apresentar problemas de pele (acne e coceira) e desconforto no nariz, pulmão, sistema gastrointestinal, alterações no sangue e fígado, depressão e cansaço (ATSDR, 2000a). As PCBs podem ser cancerígenas por vários mecanismos, induzir à formação de espécies reativas de oxigênio, com mutagenicidade (ou toxicidade genética do inglês *genotoxicity*), supressão imunológica, efeitos inflamatórios e ao sistema endócrino (Lauby-Secretan, 2016).

Avaliações de risco de saúde apresentam inúmeras incertezas que são inerentes a este tipo de estudo. Avaliações de risco de saúde de PCBs são acrescidas de novas incertezas devido à natureza dinâmica e complexa das PCBs (COGLIANO, 2016). Alguns estudos consideravam que todas as PCBs se comportam de forma similar enquanto outros consideravam as PCBs com graus de cloração similares. A publicação de diversos estudos relacionados aos efeitos das PCBs no homem e em animais permitiu um aprimoramento do conhecimento do assunto. Apenas em 1990, os estudos passaram a apresentar consistência sobre seu efeito cancerígeno. No entanto, lacunas ainda existem, especialmente relacionadas ao efeito em crianças (via exposição pelo leite materno) e exposição por inalação (COGLIANO, 2016).

Webber (2012) apresenta um histórico bastante extenso que demonstra a crescente percepção de risco associada ao uso das PCBs, que ocorreu especialmente nas décadas de 60 e 70. A poluição ambiental por PCBs foi primeiramente reconhecida na Europa, seguida dos Estados Unidos e do Japão.

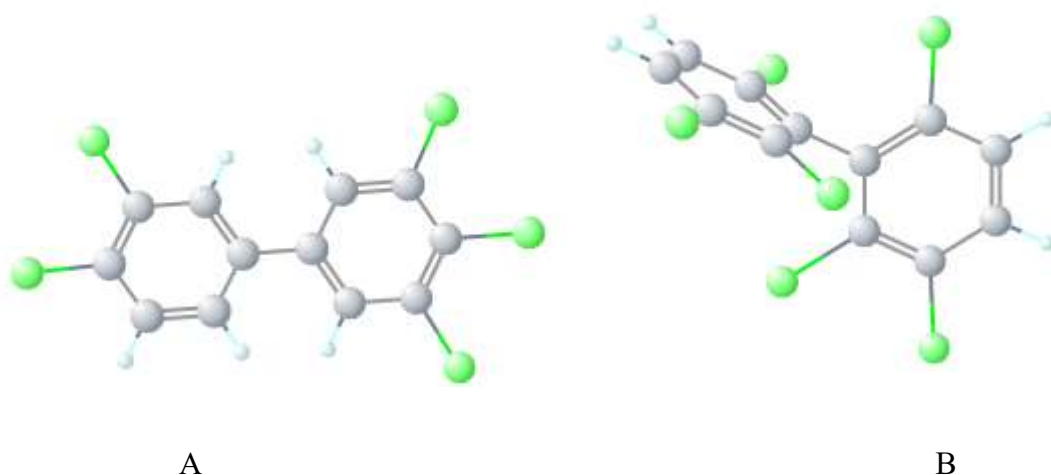
Houve dois grandes acidentes na Ásia envolvendo contaminação humana por alimentação conhecidos por acidentes de Yusho e Yucheng (IARC, 2016; WEBBER, 2012). Em ambos, houve ingestão de óleo de arroz contaminado por Kanechlor 400 ou 500 e seus produtos pirolíticos (principalmente PCDFs), sendo a concentração de PCBs maior no primeiro (centenas a 3000 ppm e 53 a 100 ppm, respectivamente). No entanto, no último a ingestão ocorreu por um período maior de tempo. O acidente de Yusho ocorreu em 1968 no oeste do Japão e envolveu 1800 pessoas. Já o acidente de Yucheng envolveu 2000 pessoas em 1978 e 1979 em Taiwan. Boa parte do que é conhecido como sendo os efeitos da exposição humana a PCBs é decorrente destes dois acidentes, no entanto, a existência das PCDFs significativamente mais tóxicas, mesmo que em quantidades muito inferiores às PCBs, pode ter sido a causa primária dos sintomas (WEBBER, 2012). Na Europa, houve a “crise de dioxinas da Bélgica” em que 50kg de mistura comercial de PCB e 1g de dioxinas foram misturadas a 500 T de ração animal, levando a contaminação de 2500 aves e suínos, em 1999. Na Irlanda, em 2008, houve contaminação de um tanque de gordura de porco (IARC, 2016).

Em 1970, a Monsanto emitiu uma carta aberta relatando a necessidade de controle dos resíduos e de derramamentos. Em 1971 e 1972, a Força Tarefa Interdepartamental de PCB dos Estados Unidos recomendou a descontinuação de todos os usos de PCBs, exceto em transformadores e capacitores, pois estes usos foram considerados fechados (não dispersivos, ou seja, com menor possibilidade de contaminação do ambiente) e essenciais para a indústria, o que foi feito pela Monsanto. Foi relatada também a importância da utilização das PCBs em equipamentos elétricos pela diminuição do risco de incêndios e explosões – sendo reportado que a proibição desta aplicação das PCBs representaria a troca de um perigo por outro. Em 1971, a Monsanto publicou um boletim intitulado “Manuseio, controle de resíduos e destinação de PCBs” (do inglês *Handling, Waste Control and Disposal of PCBs*), contendo 9 diretrizes para evitar a disseminação das PCBs no ambiente. Houve publicação também do “Uso e disposição de líquidos isolantes elétricos” (do inglês *The use and disposal of electrical insulating liquids*), pela *National Industrial Pollution Control Council*, que continha recomendações para minimizar a entrada das PCBs utilizadas em capacitores e transformadores no ambiente. Nesta época, os estudos revelavam a presença dos congêneres mais clorados nos organismos e ausência de PCBs com menos de 3 cloros. Assim, em 1970, teve início a interrupção de fabricação dos Aroclors mais clorados: 1232, 1248, 1260, 1262 e 1268. Houve introdução do Aroclor 1016, produto ambientalmente mais aceitável (grau de cloração similar ao 1242), sendo que ao final de 1975, apenas os Aroclors 1221, 1016, 1242 e 1254 ainda eram produzidos. Em 1973, a OECD (*Organization for Economic Co-operation and Development*) anunciou a decisão de controlar a manufatura e comercialização de PCB, mas permitir a produção de PCBs para uso em sistemas fechados (não dispersivos), por considerar que apenas quantidades limitadas de PCBs de transformadores e capacitores podiam ser liberadas no ambiente (WEBBER, 2012). Em 1982, a EPA reafirmou que o uso de transformadores contaminados por PCB não representa um risco razoável para a saúde pública ou o ambiente.

O efeito tóxico das PCBs deve ser atribuído a estruturas mais rígidas, coplanares similares a dos PCDDs e PCDFs, ou seja, há relação com a configuração das moléculas. Os anéis de benzeno podem rotacionar em relação à ligação que os conecta, podendo apresentar configuração plana ou não plana (ângulo de 90°) (ATSDR, 2000b; WEBBER, 2012). A

substituição de hidrogênio na posição orto (2, 2', 6, 6') por átomos de cloro que são maiores em comparação aos de hidrogênio promove a rotação do anel, fazendo a configuração deixar de ser plana. Os anéis de benzeno cuja substituição de cloro ocorre em posição não orto, e também quando há apenas uma substituição na posição orto, apresentam configuração planar ou co-planar, sendo os demais congêneres conhecidos por não planares (ATSDR, 2000b). A Figura 4 apresenta exemplos de moléculas de PCB com configuração plana e não plana.

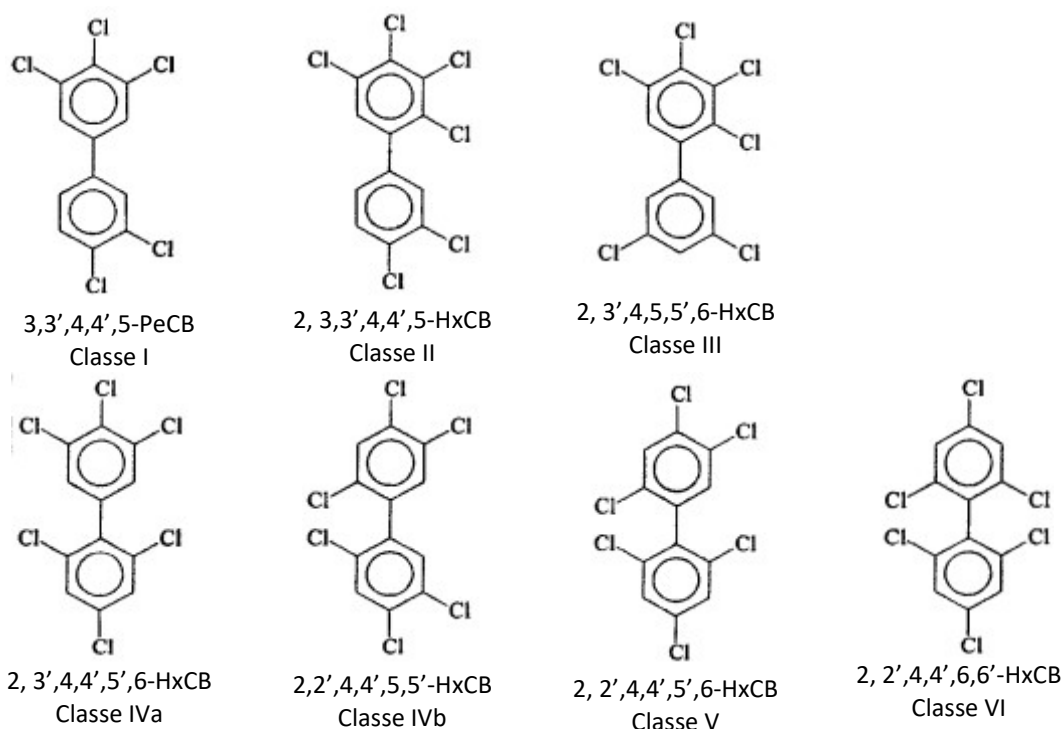
Figura 4: Representação esquemática em três dimensões de exemplos de moléculas de PCB com configuração plana (3,3',4,4',5-Pentaclorobifenil - A) e não plana (2,2',3,3',6,6'-hexaclorobifenil - B)



Fonte: PUBCHEM, 2016

Webber (2012) relata que as PCBs podem ser divididas em 6 diferentes classes estruturais: Classes I e II que são os compostos coplanares e mono-orto-coplanar, respectivamente; Classe III que são de mono-orto-coplanar, mas com ausência de cloro na posição para; Classe IV, que são a di-orto-coplanar; Classes V e VI que são o tri e tetra-orto PCBs que são não planares. A Figura 5 apresenta exemplos representativos das seis classes de PCBs, sendo considerado que a similaridade com as PCDDs e PCDFs é decrescente conforme o número da classe.

Figura 5: Classes estruturais das PCBs



Fonte: Adaptado de WEBBER, 2012.

De acordo com Lauby-Secretan et al (2016), as PCBs são citadas pela IARC desde 1974 (acidente no Japão), tendo sido classificadas em 1979 no grupo 2B (possíveis carcinogênicos) e em 1987 no grupo 2A (prováveis carcinogênicos). A classificação no grupo 1 (carcinogênico) ocorreu apenas em 2012, para o congêneres PCB-126 (por causa de grande similaridade com mecanismo de carcinogenicidade de tetracloro-dibenzo-para-dioxina (TCDD) e em 2015, para as PCBs e as *dioxin-like* PCB (12 congêneres que têm alta afinidade pelo receptor de hidrocarboneto Aryl: PCBs 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189). Esta afinidade por este receptor promove o transporte das PCBs para um sítio ligante do núcleo que pode alterar a expressão genética iniciando, assim, efeitos tóxicos (WEBBER, 2012). A Tabela 4 apresenta o fator de equivalência de toxicidade destes compostos e a Figura 6 suas estruturas moleculares. O fator de equivalência de toxicidade (TEF – do inglês *Toxic equivalency factor*) expressa a toxicidade de compostos quando comparado a toxicidade do 2,3,7,8-TCDD - dioxina mais tóxica, utilizada como referência com um TEF de 1. Nota-se que estes 12

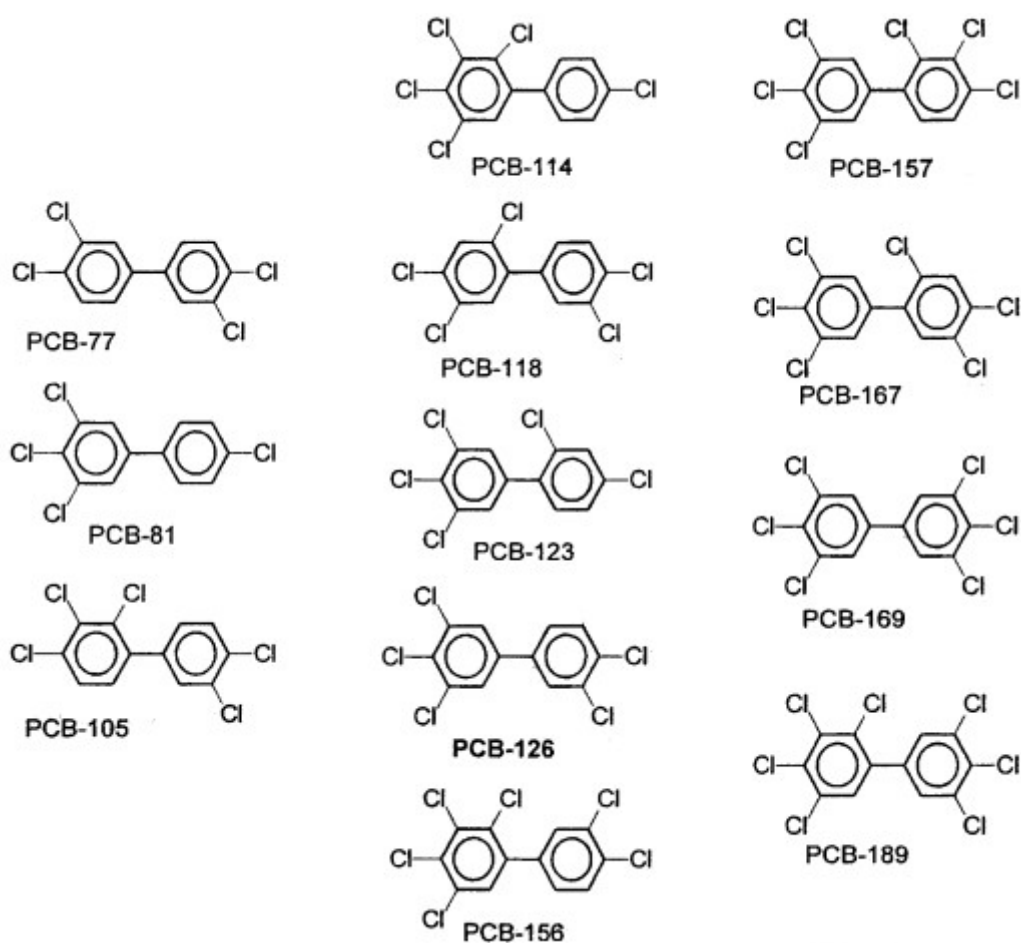
congêneres apresentam estrutura coplanares, que tem uma estrutura rígida, similar a dos PCDDs e PCDFs (QI et al, 2014). A PCB de maior toxicidade (PCB 126) apresenta 10% da toxicidade do 2,3,7,8-TCDD. No entanto, a contribuição para carcinogenicidade dos demais congêneres e misturas são desconhecidas. Não se pode atribuir a carcinogenicidade somente aos *dioxin-like* PCB nem estender a carcinogenicidade a todos os demais congêneres (Lauby-Secretan et al, 2016 e QI et al, 2014).

As alterações sucessivas de classificação destas substâncias coincidem com as observações de COGLIANO (2016). IARC (2016) de fato passou a classificar as PCBs e as *dioxin-like* PCB no grupo 1 (carcinogênico), avaliando ainda que há evidências suficientes da carcinogenicidade das PCBs em humanos. As PCBs causam melanoma maligno e há associação positiva do linfoma não-Hodgkin e câncer de mama. De modo geral também é considerado que há evidências suficientes quanto a carcinogenicidade em animais, sendo que para alguns congêneres e misturas as evidências são consideradas suficientes e para outros limitada ou insuficiente, devendo haver relação com o grau de cloração e sua afinidade pelo receptor de hidrocarboneto Aryl.

Tabela 4: Fator de equivalência de toxicidade (do inglês *Toxic equivalency factor* – TEF) das *dioxin-like* PCB.

COMPOSTO	WHO 1998 TEF	WHO 2005 TEF
PCBs substituídos não orto		
PCB 77 (3,3',4,4'-TeCB)	0,0001	0,0001
PCB 81 (3,4,4',5-TeCB)	0,0001	0,0003
PCB 126 (3,3',4,4',5-PeCB)	0,1	0,1
PCB 169 (3,3',4,4',5,5'-HxCB)	0,01	0,03
PCBs mono-orto substituídos		
PCB 105 (2,3,3',4,4',5-PeCB)	0,0001	0,00003
PCB 114 (2,3,4,4',5-PeCB)	0,0005	0,00003
PCB 118 (2,3',4,4',5-PeCB)	0,0001	0,00003
PCB 123 (2',3,4,4',5-PeCB)	0,0001	0,00003
PCB 156 (2,3,3',4,4',5-HxCB)	0,0005	0,00003
PCB 157 (2,3,3',4,4',5'-HxCB)	0,0005	0,00003
PCB 167 (2,3,4,4',5,5'-HxCB)	0,00001	0,00003
PCB 189 (2,3,3',4,4',5,5'-HpCB)	0,0001	0,00003

Figura 6: Estrutura molecular das *dioxin-like* PCB



Fonte: Adaptado de WEBBER, 2012.

Goodman et al (2010) relataram que há diversos estudos que revelam desentendimento entre os especialistas sobre os efeitos neurotóxicos das PCBs nos níveis atuais de exposição. Visando analisar este efeito para orientar decisões regulatórias, foi realizada revisão sistemática e meta análises de 60 estudos epidemiológicos sobre exposição pré-natal e neo natal a PCBs. Concluiu-se que não foi possível implementar o estudo de meta análises por uma falta de consistência e padrões entre os estudos analisados e de que há lacunas especialmente relacionadas ao efeito das PCBs em crianças, de forma coerente com a conclusão de COGLIANO (2016).

4.2 Aplicações das PCBs

Os usos das PCBs podem ser divididos em: (BRASIL, 2015b)

- Dispersivos (ou abertos) - aqueles em que o produto é usado em contato direto com o ambiente;
- Não dispersivos (ou fechados) - aqueles em que o produto encontra-se em dispositivos ou equipamentos totalmente selados, sem contato direto com o meio ambiente.

Alguns autores (UNEP Chemicals, 2000 e HELSINKI COMMISSION, 2001) consideram ainda uso parcialmente dispersivo (ou parcialmente fechado) quando o fluido movimenta-se. Isto ocorre em fluidos de transferência de calor, fluidos hidráulicos em bombas ou em mecanismos hidráulicos de disjuntores.

Os principais usos dispersivos das PCBs estavam baseados nas suas propriedades bacteriostáticas. Foram empregadas com intensidade em produtos de limpeza e desinfecção hospitalar como sabonetes cirúrgicos, produtos de limpeza de salas de cirurgia e outras instalações hospitalares. Na área agrícola, apesar de não terem propriedades herbicidas ou pesticidas, as PCBs foram utilizadas como diluente para pulverização destes produtos. Elas foram também largamente utilizadas na preservação de madeiras como proteção contra cupins e como diluente para os principais conservantes da madeira. Na área industrial, foram utilizadas como estabilizante de diversas formulações de plásticos e borrachas especiais, principalmente produtos à base de PVC e borracha clorada. (BRASIL, 2015b).

Os principais usos não dispersivos das formulações à base das PCBs foram para isolamento elétrico, como fluidos de troca térmica em trocadores de calor (BRASIL, 2015b) e fluidos hidráulicos (FRANÇA, 2003). UNEP (2015) estima que 48% das PCBs produzidas foram usadas como óleo de transformadores, 21% em capacitores pequenos, 10% em sistemas nominalmente fechados e 21% em usos dispersivos.

Esta pesquisa irá abordar primordialmente o uso das PCBs em equipamentos elétricos. Conforme apresentado no item 4.1, Webber (2012) relata que este uso foi considerado

historicamente como sendo de baixo risco ambiental, o que também pode ser entendido pela norma europeia de gerenciamento de PCB em vigor:

“A manipulação de equipamentos contendo PCB requer os mesmos cuidados que a manipulação de equipamentos contendo óleo, já que não é conhecido risco adicional à saúde humana ou ao meio ambiente, desde que as PCBs estejam contidas dentro do equipamento” (CENELEC, 2010, tradução nossa, grifo nosso)

Energia elétrica gerada é transportada em diferentes níveis de tensão pelo sistema de transmissão e de distribuição até chegar ao usuário final. O sistema de transmissão, em geral, transporta grande quantidade de energia proveniente de usinas geradoras em longas distâncias, sendo mais vantajoso seu transporte em elevado nível de tensão por apresentar menores perdas térmicas. Para viabilizar o uso industrial e doméstico, a tensão precisa ser reduzida, o que é feito pelo sistema de distribuição que leva energia de forma pulverizada para médios e pequenos consumidores. No Brasil, a transmissão é realizada em tensão superior a 230kV e a distribuição em tensão inferior a esta (ABRADEE, 2015).

O sistema de distribuição de energia é aquele que se confunde com a própria topografia das cidades. É ramificado ao longo de ruas e avenidas para conectar fisicamente o sistema de transmissão, ou mesmo unidades geradoras de médio e pequeno porte, aos consumidores finais da energia elétrica. Assim, o sistema de distribuição é muito mais extenso, pois deve chegar aos domicílios e endereços de todos os seus consumidores, sendo o gerenciamento de seus equipamentos (que são muito mais numerosos) bem mais complexo que no sistema de transmissão e geração. A Figura 7 apresenta um esquemático dos principais segmentos da indústria de energia elétrica brasileira.

Figura 7: Visão geral dos principais segmentos da indústria de energia elétrica brasileira



Fonte: ABRADÉE, 2015.

Transformadores são equipamentos responsáveis por aumentar ou a reduzir o nível de tensão do fornecimento de energia. Considerando que existem transformadores de 25 kVA e maiores que 400 000 kVA, o volume de fluido isolante pode variar enormemente (cerca de 40L a mais de 120 000L), como pode ser visualizado na Figura 8. Como equipamentos de distribuição são para pequenas quantidades de energia (menores capacidades), enquanto os de geração e transmissão são normalmente para grandes quantidades de energia (maiores capacidades), os volumes dos transformadores de rede de distribuição (média e baixa tensão) são significativamente menores que os de transmissão e geração.

Figura 8: Fotos de um transformador de potência em uma subestação de uma transmissora (A) e de um transformador de rede aérea (B) contendo 120 000 L e 60 L de óleo mineral isolante, respectivamente



A



B

Ademais, transformadores de rede de distribuição aéreo necessitam ser desligados (com conseqüente interrupção do fornecimento de energia) e removidos de seu local de instalação (principalmente postes) para realização da análise de seu fluido, enquanto transformadores de grande porte possuem válvulas de dreno que permitem a coleta de amostras de seu fluido para análise, sem maiores conseqüências para o sistema elétrico, e, conseqüentemente, sem interrupções de fornecimento de energia para o consumidor. Estas diferenças entre equipamentos de distribuição e de transmissão e geração (número de equipamentos, volume de cada equipamento e facilidade de amostragem) devem ser consideradas ao se estabelecer a forma de gerenciamento a ser adotada. Como exemplo, pode-se citar o investimento necessário e os impactos técnicos, logísticos e sociais para análise censitária de equipamentos de distribuição que são muitas vezes maiores que o de análise censitária de equipamentos de transmissão e geração. Não considerar estas diferenças no estabelecimento da forma de gerenciamento pode onerar desnecessariamente a sociedade e até inviabilizar tecnicamente o gerenciamento adequado de PCBs.

Ademais, a estrutura dos transformadores (independentemente de seu tamanho) é sempre similar e consiste em um núcleo ativo magnético envolto em bobinas de cobre revestidas por verniz ou papel dentro de uma carcaça metálica preenchida por fluido isolante (30 a 33% do peso total do equipamento). Os demais materiais podem ser classificados em elementos impermeáveis e permeáveis (BRASIL, 2015a):

- Impermeáveis: carcaça metálica (10% - 21% do peso total); núcleo de aço magnético; bobinas de cobre,
- Permeáveis: capa de material isolante das bobinas de cobre, como resina ou papel; separadores ou cunhas de madeira de diversas formas;

Do conteúdo de PCB do óleo original, cerca de 5% ficam impregnados nos componentes permeáveis (BRASIL, 2015a e SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION, 2003). Já Webber (2012) reporta que para transformadores com 500 kVa, 2,5% ficam impregnados e o restante no óleo.

Capacitores são equipamentos que podem acumular e armazenar carga elétrica. Eles também podem conter PCBs e são utilizados em condições similares a de transformadores. Têm, no entanto, superfícies condutoras metálicas compostas de bobinas de finas folhas de alumínio intercaladas com finas películas de papel e/ou de plástico, fluido isolante e estrutura selada, ou seja, em que não há possibilidade de realização de manutenção (UNEP, 2002 e UNEP Chemicals, 2000). Mais de 70% em peso dos capacitores em uso são grandes capacitores elétricos, contendo de 10 a 20L de óleo por unidade. Pequenos capacitores, como os eletrônicos e os utilizados em aparelhos domésticos e industriais contêm geralmente de 0,05 a 1,8L de óleo. São unidades seladas com menor risco de vazamento e contêm, geralmente, quantidades muito menores de PCB do que transformadores (BRASIL, 2015a). Brasil (2015a) sugere a adoção dos seguintes critérios para identificação da presença de PCB em capacitores conforme ano de fabricação: anterior a 1989, ausência de identificação ou dúvida, identificados com o Anexo II ou Anexo III deste documento devem ser considerados como contendo PCB; posterior a 1989 ou posterior a 1978 contendo rótulo “No PCB” ou similar, devem ser considerados não contendo PCB. Por outro lado, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZEC, 1997), recomendado por Secretariat of

the Stockholm Convention et al (2014), apresenta critérios para identificação de capacitores que consiste em duas listas: uma que dispõe identificação (nome do fabricante, tipo de fluido, potencia) dos equipamentos que contêm PCB e uma que dispõe a identificação daqueles que não contêm PCB. Estas listas servem apenas de referência e não são exaustivas.

Como será discutido no item 4.6, capacitores e transformadores, por suas diferenças estruturais, apresentam métodos de destinação final diferentes.

Outros equipamentos elétricos que podem conter PCBs são:

- Disjuntores: dispositivo eletromecânico que atua como interruptor automático para proteger instalação elétrica contra curto-circuitos e sobre cargas elétricas;
- Reatores de iluminação, utilizados em luminárias com tubos fluorescentes, que contêm de 0,01 a 0,03L. Brasil (2015a) sugere que os reatores fabricados antes de 1984 sem a denominação “PCB free” devem ser considerados contendo PCB;
- Aqueles que contem óleo mineral isolante que não foram originalmente fabricados com PCB mas que podem eventualmente conter PCB– só podem ser identificados a partir da análise de seu fluido; no entanto, como será apresentado no item 5.1, diversos países adotaram premissas diversas para sua classificação.

A Figura 9 apresenta fotos demonstrando a composição de transformadores elétricos.

Figura 9: Composição básica de transformadores elétricos: A) carcaça metálica e isoladores cerâmicos (impermeáveis); B) fluido isolante; C) Parte ativa do núcleo composta de bobinas de cobre e lâminas de ferro silício (impermeáveis) e papel e madeira (permeáveis).



A

B

C

4.3 Produção e consumo mundial das PCBs

As PCBs foram produzidas pela cloração de bifenilas na presença de um catalisador. São também um produto não intencional de processos metalúrgicos e térmicos, entre outros, em que há formação de dibenzo-p-dioxinas (PCDD) e dibenzo-furanos (PCDF). As PCBs formadas não intencionalmente serão tratadas no item 4.6.3.1.

Breivik et al (2002) inicialmente estimaram a produção global de PCB em 1 324 mil toneladas. Posteriormente, Breivik et al (2007) atualizaram esta estimativa (1 326 mil toneladas) incluindo informações de produção de PCB na Polônia, excluindo produção na Áustria e alterando a composição química das misturas que tinham menos informações disponíveis em 2002. Esta estimativa é bastante similar a de UNEP (2015) e Fiedler (1997) que são de 1 a 1,5 milhões de toneladas. De acordo com Breivik et al (2007), a produção histórica de PCB por empresa é apresentada na Tabela 5. Nota-se que as PCBs foram produzidas entre 1930 e 1993, sendo os principais países produtores Estados Unidos (48,4%), URSS (Rússia) (13,1%), Alemanha Ocidental (12,0%) e França (10,2%). Todos os países cessaram a produção até 1984, com exceção da URSS (Rússia)

que só parou de produzir em 1993. No entanto, de acordo com UNEP (2015), houve produção de PCBs até 2006, conforme dados do NIP da República Popular Democrática da Coreia, havendo ainda possibilidade de haver produção atualmente (informação recebida na 5ª reunião do *Advisory committee of the PCB Elimination Network*).

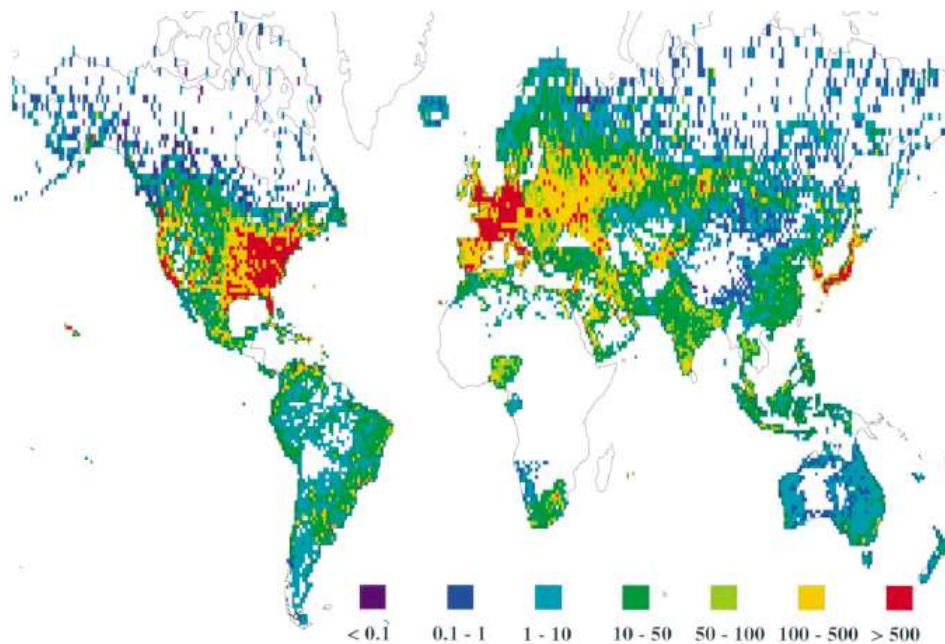
Breivik et al (2002) estimaram que 97% do total de PCBs produzidas foram utilizadas no hemisfério norte. A Figura 10 apresenta o uso global acumulado de PCBs. Em 2007, apesar da atualização de dados, figura similar não foi disponibilizada.

Tabela 5: Produção total de PCB como reportado na literatura (em toneladas)

FABRICANTE	PAÍS	INÍCIO	FIM	QUANTIDADE (T)	%
Monsanto	Estados Unidos	1930	1977	641246	48,4%
Bayer AG	Alemanha Ocidental	1930	1983	159062	12,0%
Orgsteklo	URSS (Rússia)	1939	1990	141800	10,7%
Prodelec	França	1930	1984	134654	10,2%
Monsanto	Reino Unido	1954	1977	66542	5,0%
Kanegafuchi	Japão	1954	1972	56326	4,2%
Orgsintez	URSS (Rússia)	1972	1993	32000	2,4%
Caffaro	Itália	1958	1983	31092	2,3%
S.A. Cros	Espanha	1955	1984	29012	2,2%
Chemko	Checoslováquia	1959	1984	21482	1,6%
Xi'na	China	1960	1979	8000	0,6%
Mitsubishi	Japão	1969	1972	2461	0,2%
Electrochemical Company	Polônia	1966	1970	1000	0,1%
Zaklady Azotowe	Polônia	1974	1977	679	0,1%
Geneva Industries	Estados Unidos	1971	1973	454	0,0%
Total	Mundial	1930	1993	1325810	100,0%

Fonte: Adaptado de BREIVIK et al, 2007.

Figura 10: Uso global acumulado de PCB (legenda em toneladas)



Fonte: BREIVIK et al, 2002.

Ademais, Breivik et al (2016) apresentaram novo estudo que considera a exportação de resíduos eletroeletrônicos contaminados com PCB para países em desenvolvimento, e como isto afeta a emissão atmosférica das PCBs. Este estudo assume que parte dos resíduos eletroeletrônicos coletados (cerca de 23%) em países da OECD, que são primordialmente países desenvolvidos, são exportados para países em desenvolvimento, sendo estimado 71,6% para a China, 9% para Índia, 16,1% para Nigéria, e o restante para Gana, Costa do Marfim, Benin e Libéria. A emissão ocorre principalmente durante processos não controlados de reciclagem, despejos e queimas.

4.4 Massa de PCBs eliminada e remanescente

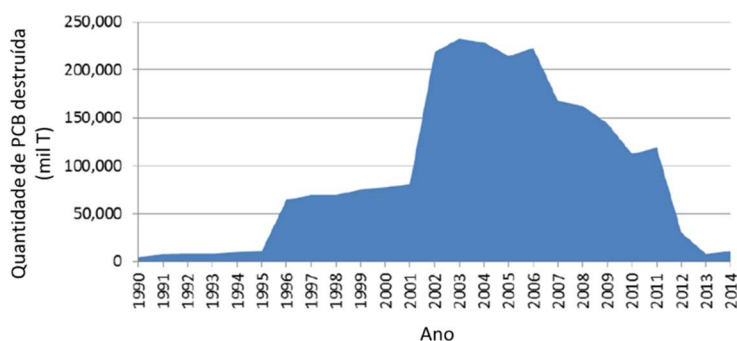
UNEP (2015) estima que apenas 1,6 a 3,1 milhões de toneladas de PCB e resíduos associados foram eliminados, enquanto 9,3 milhões de toneladas ainda precisam ser eliminadas, sendo que destes 0,5 a 3,7 milhões de toneladas estão programadas para serem eliminadas, o que corresponde a uma destruição de 20% e remanescente de 80%.

Ele conclui que a maioria dos países (com notáveis exceções, sem citar quais) não irão conseguir atingir o objetivo de gerenciamento adequado das PCBs até 2028, estabelecido pela Convenção de Estocolmo. Os números apresentados por UNEP (2015) são, no entanto, preliminares, tendo em vista que os dados disponíveis foram considerados insuficientes para analisar o progresso da eliminação efetiva das PCBs.

Ademais, afirma-se que a maioria dos inventários são incompletos, por apresentarem dados incompletos tanto para aplicações dispersivas (praticamente inexistente) quanto para aplicações não dispersivas. Ele sugere que devem ser incluídos todos os tipos de equipamentos (e não apenas transformadores e capacitores), setores (não apenas da rede pública de energia) e áreas geográficas (não apenas áreas urbanas).

A Figura 11 apresenta o histórico de eliminação de PCB mundial. É possível perceber que a maior parte da eliminação ocorreu principalmente entre 2001 e 2010, com picos em 1996 e 2002 e que, atualmente, há tendência de diminuição, apesar dos dados a partir de 2012 não serem confiáveis (ainda não foram adequadamente reportados em relatórios). A diminuição observada após 2006 poderia ser vista como um indicativo que a maior parte das PCBs já foi eliminada, no entanto, o referido documento afirma que a diminuição se deve a eliminação das “frutas de fácil acesso” (“*low-hanging fruits*”), como grandes estoques de PCB que foram prontamente identificados. No item 6.6.2, esta questão será avaliada pela autora a partir das análises realizadas nos países que mais consumiram as PCBs e UE.

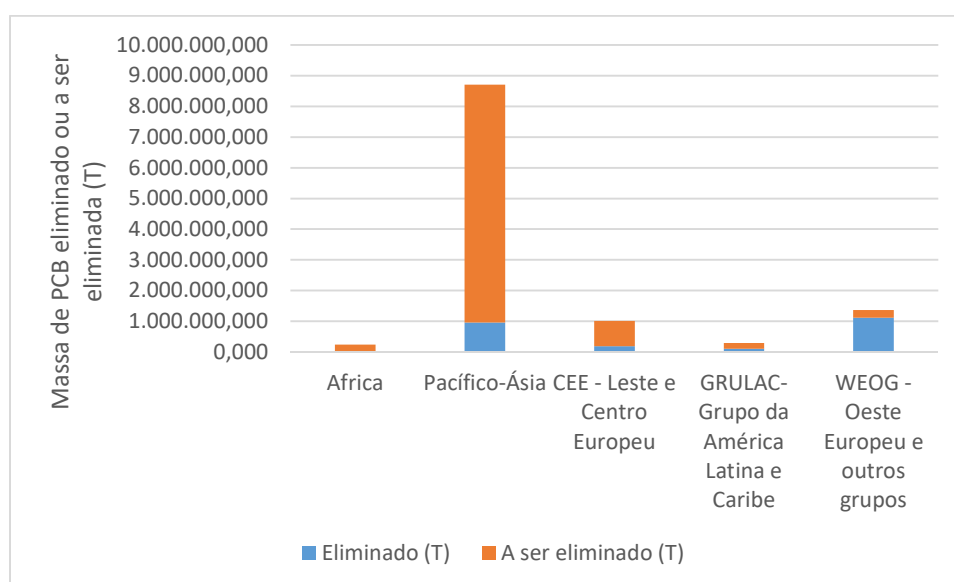
Figura 11: Histórico de eliminação de PCB mundial.



Fonte: UNEP, 2015.

A Figura 12 apresenta a massa de PCB eliminada e a ser eliminada por região. Observa-se que a divisão adotada pelo referido documento não corresponde à tradicional divisão por continentes. Ademais, não é possível saber se os Estados Unidos da América (EUA) estão compreendidos no grupo WEOG (que consiste nos países do oeste europeu e outros grupos – *Western European and Other Group*) e mesmo se seus dados foram incorporados ao estudo. Considerando que os EUA foram o país que mais produziu e consumiu as PCBs, mesmo que este não tenha ratificado a CE e não tenha, portanto, reportado oficialmente seus avanços de destruição para a UNEP, a falta de clareza do documento quanto a este país permite questionar sua credibilidade já que o mesmo pretende apresentar uma visão global do assunto.

Figura 12: Estimativa de massa de PCB eliminada e remanescente, por região.



Fonte: UNEP, 2015.

Na Figura 12 e no texto da UNEP (2015) que trata da massa de PCB remanescente, mostram que o grupo “Ásia-Pacífico” apresenta 84% do total. Em um momento do texto, explica-se que este fato se deve a um critério de eliminação bem restritivo adotado pelo Japão, mas em outra parte, esta alta previsão para este grupo é dado como uma justificativa para indicar que a maioria dos demais países indicou uma massa irrealisticamente baixa. Esta análise pode ser considerada como sendo muito simplista,

pois além de não terem sido considerados os critérios diferentes adotados pelos países, não foi ponderada a distribuição do consumo (uso) de PCBs global (bastante concentrada em alguns países do hemisfério norte, como apresentado na Figura 10 por Breivik et al (2002)). UNEP (2015) apenas informa que dados quanto ao consumo mundial de PCB são escassos e por isto não são apresentados.

UNEP (2015) conclui também que há necessidade de atualizar os inventários nacionais especialmente quanto as aplicações dispersivas e áreas contaminadas. Conclui ainda que muitos países ainda precisam eliminar quantidades significativas de PCB, com uso de recursos financeiros adicionais, em particular países em desenvolvimento e países com economia em transição. Por fim, afirma-se que países em desenvolvimento devem se concentrar em eliminar grandes transformadores com altas concentrações de PCB (“frutas de fácil acesso” -“*low-hanging fruits*”). Assim, pode-se notar que existe pressão internacional grande para adoção de critérios de inventário mais restritivos e de se criar cultura que ainda falta muito a ser feito, apesar de que muitas vezes esta análise é feita de forma bastante simplista e, até, não criteriosa – assunto que será avaliado novamente no item 6.6.2.

Weber, Aliyeva e Vigen (2013) relatam que países em desenvolvimento e países com economia em transição não tem tecnologias de destruição de PCB adequadas e que pouco foi feito em relação a destruição de PCB e pesticidas considerados POPs nestes países. No entanto, esta afirmação não considera que primordialmente as PCBs foram utilizadas em países desenvolvidos. Eles apresentam a estimativa que para eliminação de 3 milhões de toneladas de equipamentos contendo PCB há um custo estimado de 6 a 15 bilhões de dólares, valor extremamente superior aos 0,55 bilhões de dólares do fundo da CE destinado a todas as atividades de eliminação de todos os POPs de 2003 a 2010. Afirma-se também que os produtores de PCB não contribuíram para o gerenciamento deste problema. Concluem que se deve priorizar a destruição dos resíduos com adoção de melhores tecnologias disponíveis, o que tem custo significativamente inferior a remediar áreas contaminadas.

4.5 Métodos de análise de PCB em óleo

As PCBs podem estar presentes em diversas matrizes ambientais (solo, ar, água, amostras de biota) e também misturados a compostos orgânicos diversos, destacando-se óleo mineral isolante. O foco do presente trabalho são os métodos de análise de PCBs em óleo mineral isolante, pois estes são os de maior importância para o setor elétrico. Maiores informações relativas a análise de PCB em outras matrizes podem ser obtidas em IARC (2016). De forma geral, há 4 métodos de análise de teor de PCB em óleo mineral isolante (SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION, 2003):

- teste de densidade;
- teste de detecção do teor de PCB por kit colorimétrico;
- teste de detecção do teor de PCB a partir de eletrodo seletivo de cloro;
- análise cromatográfica.

Estes métodos serão brevemente apresentados nos itens 4.5.1 a 4.5.4. Em relação a análise cromatográfica, será apresentado também resultados de comparações interlaboratoriais e considerações sobre garantia de qualidade em medições e testes, tendo em vista a grande dispersão de resultados (Secretariat of the Basel Convention, 2003). Por fim, o item 4.5.5 apresentará algumas comparações entre os métodos de análise de PCB.

4.5.1 Teste de densidade

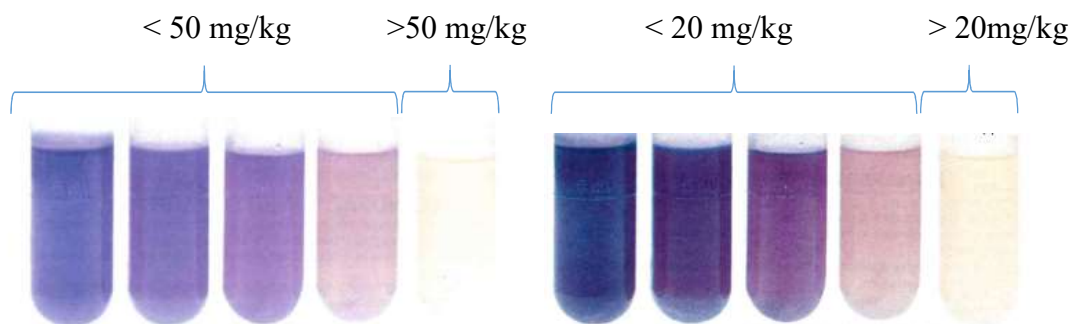
O teste de densidade consiste na verificação da densidade do óleo quando comparado à da água: caso o óleo precipite para o fundo do recipiente, isto indicaria que sua densidade é maior do que a da água, e por consequência há certeza de que o fluido tem alto teor de PCB (bastante superior a 50 mg/kg); caso flutue, há necessidade de realização de novas análises para verificar se óleo está com teor de PCB superior a 50 mg/kg.

4.5.2 Teste de detecção do teor de PCB por kit colorimétrico

No teste de detecção de nível de PCB através de um kit colorimétrico, a contaminação é indicada pela coloração da mistura preparada. A Figura 13 apresenta as diferentes colorações obtidas por este método. Foram identificados dois kits comercializados pela

Dexsil Corporation: um para detecção de teores de PCB superiores a 50 mg/kg e outro para teores superiores a 20 mg/kg. A amostra de óleo reage com sódio metálico catalisada por naftaleno e diglima (1-Metoxi-2-(2-metoxietoxi)etano - $C_6H_{14}O_3$) em temperatura ambiente. Este processo remove os halogênios de compostos halogenados (incluindo o cloro das moléculas de PCB e de outros compostos clorados), produzindo haletos de sódio (incluindo cloreto de sódio). Estes sais são, então, extraídos para uma fase aquosa, sendo adicionado nitrato de mercúrio e solução de difenilcarbazona ($C_{13}H_{12}N_4O$) que age como indicador (EUA, 1996 e FINCH e LAVIGNE, 1990). A cor resultante indica a concentração de PCB, que considera o padrão Aroclor 1242, que tem baixo teor de cloro quando comparado às demais misturas comerciais utilizadas como óleo isolante, o que torna o resultado maior que o real, podendo ser considerado conservativo, ou seja, adequado do ponto de vista ambiental e válido como teste de triagem. Um teste realizado com mais de 200 000 equipamentos foi realizado, sendo os resultados de 937 destes comparados com cromatografia gasosa. Concluiu-se que este método pode ser utilizado para classificação de equipamentos em não PCB (abaixo de 50 mg/kg) com 99% de confiança. Este teste é realizado em menos de 10 minutos (EUA, 1996).

Figura 13: Colorações das misturas finais para detecção do nível de PCB através dos kits colorimétricos da empresa Dexsil (Clor-n-oil 50 e Clor-n-oil 20).



Fonte: Adaptado de DEXSIL, 2014 e DEXSIL, 2006.

4.5.3 Teste de detecção do teor de PCB a partir de eletrodo seletivo de cloro

O método do eletrodo seletivo de cloro foi apresentado como sendo mais preciso que o teste de densidade e o por kit colorimétrico, mais rápido e barato que a análise cromatográfica (SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION, 2003). Similarmente ao que ocorre no teste de detecção de nível de PCB através de kit colorimétrico, a amostra de óleo contendo átomos de cloro reage com sódio metálico e catalisador, sendo o produto (NaCl) então extraído por solução aquosa, com ajuste de pH e inertização do excesso de sódio, não sendo específico somente para PCB também. A fase aquosa é decantada e coletada tendo o teor de PCB determinado potenciométricamente pelo eletrodo específico de cloreto, que também considera o padrão Aroclor 1242, sendo adequado como método de triagem, pelos mesmos motivos que expostos para o kit colorimétrico. Como a metodologia determina a quantidade de cloro na amostra, as interferências principais são oriundas de qualquer produto clorado, orgânico ou inorgânico, que tenha tido contato com a amostra. Qualquer composto clorado será dosado como cloreto pelo método utilizado. Produtos de oxidação do óleo isolante não interferem no ensaio. Qualquer cloro presente na amostra deve ser quantificado como PCB, possivelmente fornecendo resultado falso-positivo (ABNT, 2016). Este método é fabricado e comercializado pela Dexsil Corporation e Sea Marconi Technologies com tempo de análise de 5 a 10 minutos, podendo ser realizado por pessoal com pouco treinamento. A Figura 14 apresenta fotos dos analisadores comercializados por estas empresas. O analisador disponibilizado pela *Dexsil Corporation* também pode ser utilizado para análise de PCB em água, solo e superfícies impermeáveis.

Figura 14: Fotos dos analisadores de nível de PCB pelo método do eletrodo seletivo de cloro das empresas *Dexsil Corporation* (A) e *Sea Marconi Technologies* (B).



Fonte: SEA MARCONI TECHONOLOGIES SAS, 2013 e DEXSIL, [????].

O método disponibilizado pela *Dexsil Corporation* foi apresentado no *Guidelines for the identification of PCB and materials containing PCB* (INTER-ORGANIZATION PROGRAMME FOR THE SOUND MANAGEMENT OF CHEMICALS, 1999) e foi também validado pela *U.S. Environmental Protection Agency* (EPA). Esta conduziu um teste de verificação, concluindo que o método pode ser considerado imparcial e preciso, (EUA, 2001a), não tendo sido detectados falsos negativos.

4.5.4 Análise cromatográfica

Por fim, o Manual de Treinamento sobre a Preparação de um Plano Nacional de Gerenciamento de PCBs (Secretariat of the Basel Convention, 2003) apresenta as análises cromatográficas, recomendando-se que estas sejam realizadas através de laboratórios acreditados e utilizando as normas da *European Community, French Standards Association* para resultados confiáveis. De modo geral, o óleo é diluído (50 a 100 vezes) em solvente e tratado com ácido ou adsorvente para remover interferências, sendo então separados por cromatografia e detectados por sensores. As tecnologias mais utilizadas para análise de PCB em óleo são a cromatografia gasosa (*Gas Chromatography – GC*), o

detector por captura de elétrons (*Electron Capture Detection* - ECD) e Espectrômetro de massa (*Mass Spectrometry* - MS).

De acordo com da Silva (2011a), os primeiros estudos para desenvolvimento de metodologia para análise de resíduos de PCBs em óleo de transformador foram desenvolvidos na década de 80. Ela apresentou uma síntese de artigos publicados entre 1982 e 1995, sendo destacado que o maior problema na análise de PCBs nesta matriz está na purificação, ou seja na capacidade da técnica em remover óleo do extrato para não interferir na etapa de quantificação. Ademais, é informado que o detector por captura de elétrons (ECD) é o mais adequado para análise de PCBs, devido à sua grande sensibilidade para compostos halogenados, embora também mostre resposta para compostos que não são PCBs tais como: naftalenos halogenados, cloroaromáticos, ftalatos, éster adipatos entre outros que não podem ser diferenciados somente com base no tempo de retenção. Takada, Toda e Uchida (2001) também relatam que todos os métodos analíticos convencionais de detecção de PCB por cromatografia têm problemas de precisão, tendo em vista a interferência do óleo e seus compostos de degradação, o que é causado pela grande similaridade físico química destes com as PCBs. É por isto que análise de PCB em óleo é considerada a mais difícil dentre as demais matrizes ambientais (solo, ar, água, amostras animais).

O limite de detecção para GC-ECD é normalmente de 1 a 2 mg/kg (NA et al, 2008). Quando se deseja diminuir o limite de detecção é necessária remoção adicional do óleo remanescente que interfere na leitura, o que é alcançado através de extração líquido-líquido ou extração para fase sólida (*Solid Phase Extraction* – SPE). Com este objetivo, Na et al (2008) compararam diferentes adsorventes utilizados como SPE: Sílica, florissil, NH₂, C₈, C₁₈ e copolímero hidrofílico e lipofílico balanceado. A sílica e o copolímero foram os melhores na capacidade de separação das PCBs do óleo. A utilização combinada de tratamento ácido e sílica como SPE reduziu significativamente a interferência do óleo, mas mesmo assim um pouco de óleo ainda permanece na amostra final.

O Quadro 2 apresenta dados das edições das metodologias analíticas aceitas internacionalmente e no país para determinação de PCBs em óleo por cromatografia

gasosa. No Brasil, até a publicação da norma nacional em 1997, utilizava-se a norma ASTM D4059 (SÁ E MARTINS, 2013) como referência.

Quadro 2: Relação das normas utilizadas para determinação de PCBs em óleo por cromatografia gasosa

METODOLOGIAS ANALÍTICAS	1ª EDIÇÃO	ÚLTIMA REVISÃO
ASTM D4059 - Standard Test Method for Analysis of Polychlorinated Biphenyls in Insulating Liquids by Gas Chromatography	1986	(Sete revisões) 2000 (2010)
DIN 51527 - Testing of petroleum products; determination of polychlorinated biphenyls (PCB); Preseparation by Liquid Chromatography & Determination of Six Selected PCB Compounds by Gas Chromatography using an electron capture detector	1987	
IEC 61619 - Insulating Liquids - Contamination by Polychlorinated Biphenyls (PCB) - Method of Determination by Capillary Column Gas Chromatography	1997	
BS EN 12766/1 - Methods of Test for Petroleum and Its Products. Petroleum Products and Used Oils. Determination of PCBs and Related Products. Separation and Determination of Selected PCB Congeners by Gas Chromatography (GC) Using an Electron Capture Detector (ECD)	2000	
ASTM UOP779 - Chloride in Petroleum Distillates by Microcoulometry	1992	2008
ABNT NBR 13882	1997	2005, 2008, 2013

Fonte: Adaptado de SÁ E MARTINS, 2013.

Além de variações nos métodos de análise por cromatografia gasosa, destacam-se duas formas de cálculo do teor de PCB. O método A da norma BS 12766-2 (BRITISH STANDARD, 2001) que é idêntico a da norma da International Electrothechnical Commission - IEC 61619 (1997) consiste na soma da contribuição de todos os congêneres. Como alguma sobreposição de picos pode ocorrer, são consideradas proporções de coeluição de congêneres em cada pico, havendo duas tabelas com fatores de resposta previstos pela literatura. Já o método B da norma BS 12766, minimiza o potencial de interferências, considerando um fator que multiplica a soma de 6 congêneres mais abundantes na maioria das misturas de PCB.

Quanto a precisão destes métodos, a IEC 61619 (e também o método A da norma BS 12766-2 que é baseada na IEC 61619) determinam que os resultados obtidos em duplicata (ensaios realizados pelo mesmo operador), devem ser considerados suspeitos (com 95%

de confiança) se a diferença entre eles for maior que $2 + 0,1x$, onde x é média das determinações. Já para reprodutibilidade, quando dois laboratórios realizam análise de um material idêntico, as médias devem ser consideradas suspeitas (com 95% de confiança) se a diferença entre eles for maior que $2 + 0,25x$, onde x é média das determinações. Já o método B da norma BS 12766-2 apresenta sua precisão conforme Tabela 6. Nota-se que para uma concentração de 50 mg/kg, a reprodutibilidade é de 22,5 mg/kg – o que demonstrando a dificuldade de se reproduzir esta análise.

Tabela 6: Repetibilidade e reprodutibilidade d método B da norma BS 12766

CONCENTRAÇÃO DE PCB (mg/kg)	REPETIBILIDADE	REPRODUTIBILIDADE
5	0,5	2,0
20	2,0	8,5
50	4,0	22,5

Fonte: BRITISH STANDARD, 2001

4.5.4.1 Comparações interlaboratoriais e Testes de proficiência

A participação em comparações interlaboratoriais e, ou em testes de proficiência são duas das importantes formas para que um laboratório avalie seu desempenho e melhore sua qualidade analítica. Em relação a análise de PCB em óleo utilizando-se a cromatografia gasosa, o Instituto de Estudos Interlaboratoriais (IIS do inglês *Institute for Interlaboratorial Studies*) organiza um teste de proficiência da análise de óleo em PCB desde 2001, a cada ano. Além disto, a UNEP realizou dois estudos de comparação interlaboratorial dentro do Programa de monitoramento global de POPs sobre análise de POPs em diversas matrizes: o primeiro contemplou apenas matrizes ambientais; o segundo contemplou, além de diversas matrizes ambientais, uma amostra contendo Aroclor 1254 diluída em tolueno para identificação de indicadores de PCB, chamada de “óleo de transformador”. Os resultados dos estudos de 2014/2015 e de 2015/2016 do IIS e os resultados dos dois estudos da UNEP (com enfoque para o segundo estudo que continha análise de PCB em matriz oleosa) serão brevemente apresentados e discutidos neste item.

Nos testes de proficiência do IIS de 2014/2015 e de 2015/2016, foi enviada uma amostra por estudo para cada laboratório participante, sendo 50 laboratórios de 20 países e 47

laboratórios de 17 países, respectivamente. As amostras continham 40 mg/kg e 30 mg/kg de PCB, aproximadamente e respectivamente, tendo sido solicitada a determinação total de compostos orgânicos halogenados (UOP779:08 – TOX) e teor de PCB através da determinação de 7 congêneres ou via padrões de Aroclor. Os métodos utilizados foram primordialmente EN 12766, D4059, IEC 61619 e outros próprios.

No estudo de 2014/2015 do IIS, 48 laboratórios responderam 239 resultados numéricos sendo 5 resultados considerados *outliers* (considerado dentro da normalidade). Os resultados obtidos para TOX não foi considerado problemático – a reprodutividade encontrada foi conforme o estimado pela norma. A determinação de congêneres individuais de PCB foi considerada problemática, sendo que a reprodutividade da EN12766 calculada não está de acordo com as exigências desta norma. O teor de PCB total foi calculado por três métodos: 5 vezes a soma de 6 congêneres; somatório de todos os congêneres de PCB; somatório de todos os Aroclors, sendo apenas o primeiro método considerado problemático.

Já os resultados para o estudo de 2015/2016 revelaram que: para TOX, foi considerado inconclusivo, pois apenas 3 resultados foram reportados; para congêneres individuais, os de # 28, 52 e 118 ficaram abaixo do limite de detecção (0,2mg/kg), os de # 101 e 138 apresentaram reprodutibilidade inadequada e apenas os de # 153 e 180 apresentaram reprodutibilidade de acordo com o estimado. A determinação por Aroclor individual foi bastante problemática. Já a quantificação do total de PCBs pelos três métodos só não foi problemática para o método da soma de Aroclors.

A Tabela 7 apresenta a comparação das estimativas da concentração de PCB total das referidas amostras. Os estudos 2014/2015 e o de 2015/2016 chegam à conclusão que os resultados podem ser considerados aceitáveis tendo em vista a precisão requerida, pois a mesma é baixa. Assim, nota-se a dificuldade mundial em se reproduzir este tipo de análise.

Tabela 7: Comparação das estimativas do teor de PCB total contida na amostra # 14225 e #15225 do teste de proficiência da análise de óleo em PCB de 2014/2015 e de 2015/2016, cujas amostras continha 40 e 30 mg/kg de PCB, aproximadamente, respectivamente.

ESTIMATIVA DOS TEORES DE PCB TOTAL (mg/kg)	AMOSTRA # 14225	AMOSTRA # 15225
Estimado pelo TOX	61,3	40,7
5 vezes a soma de 6 congêneres	58,2 a 59,7	41,5 a 42,9
Somatório de todos os congêneres	40,4	27,8
Usando o método Aroclor	37,4 a 37,8	27,7 a 28,9

O primeiro estudo de comparação interlaboratorial da UNEP ocorreu de 2009 a 2011, tendo sido analisadas amostras ambientais de PCB por 103 laboratórios de diversos países. Os resultados indicaram que todos os laboratórios (de todas as regiões do mundo) precisam melhorar seus métodos para entrega de resultados precisos para todos os POPs e precisam ter atenção contínua a garantia de qualidade e controle de qualidade (QA e QC do inglês *Quality Assurance* e *Quality Control*) (VAN LEEUWEN; VAN BAVEL; DE BOER, 2013). Outras publicações sobre o tema também explanaram sobre a necessidade de adoção de diversas melhorias para obtenção de resultados de maior qualidade (VAN LEEUWEN al, 2013; LESLIE et al, 2013; TANG, 2013).

O segundo estudo de comparação interlaboratorial ocorreu de 2012 a 2013, tendo sido analisadas amostras de soluções padrão de pesticidas organoclorados, PCB indicadores, POPs similares a dioxinas (*dioxin like* POPs) em sedimento, peixe, leite materno, sêrum de sangue humano, água (PFASs) e óleo de transformador (para indicadores de PCB – diluição de Aroclor 1254 em tolueno) para 105 laboratórios de 48 países. Foi feita avaliação de dados utilizando os princípios do teste de proficiência QUASIMEME (do inglês *Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe*) da União Europeia. Para ser considerado satisfatório deve ser encontrado um máximo de desvio padrão relativo (RSD do inglês *Relative Standard Deviation*) de 25% ou coeficiente de variação entre laboratórios (CV do inglês *Coefficiente of Variation*) equivalente a um índice z de 2. Os resultados são apresentados em UNEP (2014) e

mostraram que, em comparação com o primeiro estudo, um maior número de laboratórios conseguiu realizar análises de amostras ambientais (como sedimento e peixe), já que no primeiro muitos analisaram apenas soluções padrão. Houve inclusão de análise de substâncias alquilato perfluoradas (do inglês *perfluorinated alkyl substances* - PFASs), éteres difenil polibromados (do inglês *polybrominated diphenyl ethers* - PBDE) / bifenilas polibrominadas (do inglês *polybrominated biphenyls* - PBB), e de amostras de extratos de ar que foram analisadas por um número significativo de laboratórios o que demonstra seu desenvolvimento contínuo. No entanto, os resultados não melhoraram como esperado, apesar de ter havido melhora em alguns tipos de amostras. Os resultados de análise de PCB foram razoáveis para solução padrão (CV = 18%), amostra de sedimento (CV = 21%), de peixe (CV = 28%) e de leite materno (26%). Os resultados piores e longe do valor máximo aceitável (25%) foram encontrados para óleo de transformador (CV = 38%) e extrato de ar (CV= 71%).

Ressalta-se que a SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION (2003) também relatou que há uma grande dispersão de resultados e a necessidade de criação de um sistema de validação específico para análises de PCB em óleo.

Jenks (2006), por sua vez, critica a qualidade das amostras utilizadas em testes de proficiência, em geral – algumas podem ser tão fáceis de analisar que não permitem avaliar a habilidade do laboratório de analisar amostras reais. Esclarece-se que esta crítica não é específica para testes de proficiência de análises de PCB em óleo.

Assim, fica clara a grande dificuldade de análise de POPs mundialmente, o que inclui análise de PCB em óleo, e que são necessários diversas melhorias para obtenção de proficiência nos resultados. O item a seguir tem por objetivo apresentar os princípios e recomendações para obtenção de resultados de qualidade.

4.5.4.2 Considerações sobre qualidade em medições e testes

Para se alcançar qualidade em medições e testes, deve-se atentar para os seguintes temas (CZICHOS, 2012):

- Amostragem;

- Rastreabilidade das medidas;
- Avaliação estatística dos resultados;
- Incerteza e precisão da medição ou do teste;
- Validação;
- Comparação interlaboratorial e testes de proficiência;
- Materiais de referência;
- Acreditação de laboratório e avaliação por pares;
- Padrões internacionais e comércio global.

O Quadro 3 apresenta as principais recomendações de Van Leeuwen al (2013) para obtenção de resultados de POPs de alta qualidade.

Quadro 3: Principais áreas que precisam de melhorias para obtenção de resultados de análise de POPs de alta qualidade

<p align="center">INFRAESTRUTURA E AMBIENTE LABORATORIAL</p> <p align="center">Laboratório sem poeira; Ventilação adequada; Exaustores suficientes e bem mantidos; Armazenamento adequado de amostras (temperatura ambiente e ambientes refrigerados); Armário de segurança para armazenamento de padrões e solventes; Adequada coleta, armazenamento e destinação de resíduos;</p>	<p align="center">AQUISIÇÃO DE CONSUMÍVEIS LABORATORIAIS E MANUTENÇÃO DE INSTRUMENTOS</p> <p align="center">Consumíveis em estoque suficiente; Diminuição de procedimentos de encomenda; Minimização de burocracia; Manutenção adequada de instrumentos e estoque de partes reservas;</p>
<p align="center">TREINAMENTO E CRIAÇÃO DE EXPERTISE E ROTINA</p> <p align="center">Oferecimento de treinamento de análises de POPs e procedimentos de segurança; Oferecimento de treinamento em tratamento de dados, conhecimentos básicos de software (planilhas) e estatística; Análise de POPs frequentemente (pelo menos semanalmente) para manter a expertise e promover rotina;</p>	<p align="center">IMPLEMENTAÇÃO DE PROCEDIMENTOS DE QA E QC</p> <p align="center">Implementação de um programa de QA e QC no laboratório, o que inclui métodos de validação, análise de brancos, materiais de referência, cartas de shewhart, avaliação de precisão e acurácia; Participação em testes de proficiência reconhecidos e estudos interlaboratoriais; Discussão e compartilhamento de problemas de QA e QC e soluções com colegas do mesmo e de outros laboratórios; Validação e padronização de procedimentos e seu registro em protocolos.</p>

FONTE: Adaptado de VAN LEEUWEN et al (2013)

Desta forma, fica evidente que para se obter resultados de qualidade, há diversos fatores complexos a serem tratados.

A UNEP e alguns países exigem acreditação pela ISO / IEC 17025 para análises cromatográficas de PCB. Esta acreditação tem por objetivo reconhecer formalmente a competência de um laboratório desenvolver tarefas em conformidade com requisitos estabelecidos em uma dada norma. Deve ser observado que esta acreditação pode ser desejável mas incapaz de, sozinha, garantir qualidade.

Heydorn (2008) e Abdel-Fatah (2010) dão exemplos de que a acreditação sozinha é incapaz de garantir a qualidade do resultado. O primeiro, visando avaliar a aplicação de testes de proficiência em laboratórios acreditados pela ISO 17025, avaliou dados de um teste de proficiência de concentração de chumbo em água. O autor afirma que mesmo que os resultados destes testes sejam avaliados conforme recomendações da IUPAC (índice z), laboratórios podem persistir em relatar resultados que levam a conclusões erradas. Ele propõe o uso do método do número En juntamente com o valor de referência aceitável, que considera a incerteza do método. Já o segundo avaliou a implementação da ISO/IEC 17025 em um laboratório de teste de óleo de transformador quanto a análise de tensão de ruptura elétrica (que não apresenta resultados com alta precisão). Ele sugere a implementação desta acreditação ocorra apenas quando há exigência de consumidores e quando o resultado do teste tenha alta precisão, o que não ocorre neste caso nem no caso da análise de PCB em óleo.

Importante destacar também que há vários tipos de acreditação, podendo haver diferenças dentro de um único país, como será apresentado a seguir.

Os principais tipos de acreditação europeus são apresentados Quadro 4.

Quadro 4: Principais tipos de acreditação na Europa

CORPO DE AVALIAÇÃO DE CONFORMIDADE	PADRÕES PARA ACREDITAÇÃO
Laboratórios	Laboratórios de testes e calibração – ISO / IEC 17025 Laboratórios Médicos – ISO 15189
Corpos de inspeção	ISO / IEC 17020
Corpos de certificação	Para pessoas – ISO / IEC 17024 Para Sistemas de gerenciamento - ISO / IEC 17021 Para produtos - ISO / IEC 17065
Corpos de validação e verificação	ISO 14065
Fornecedores de testes de proficiência	ISO / IEC 17043
Produtores de materiais de referência	ISO Guide 34

FONTE: CZICHOS, 2015

Nos Estados Unidos (ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA, 2017), há o Programa Nacional de Acreditação Laboratorial Ambiental (do inglês *The National Environmental*

Laboratory Accreditation Program (NELAP), programas federais, estaduais e de terceira parte e normas de boas práticas laboratoriais publicadas no parte 160 do título 40 do código federal americano. Entre os diversos corpos de acreditação destacam-se o Programa Nacional Voluntário de Acreditação Laboratorial (do inglês *National Voluntary Laboratory Accreditation Program - NVLAP*), e o *American Association for Lab Accreditation* (A2LA).

O NELAP, que é estabelecido pelo TNI (*The NELAC Institute*) (TNI, 2017), baseia-se em padrões de consenso que representam as melhores práticas profissionais da indústria para estabelecer seus requisitos, que é então implementado por agências estatais reconhecidas pela TNI como órgãos de acreditação. Apesar do NELAP ser um programa nacional, agências de governos estaduais servem como órgãos de acreditação. Não há exigência que os estados incorporem nenhuma parte ou escopo específico deste programa. Cabe a cada estado definir seu tipo de programa de acreditação, se terá caráter voluntário ou obrigatório, taxas, entre outros. Dos 50 estados, apenas 14 oferecem acreditação pelo NELAP, sendo que os demais podem usar os padrões estabelecidos pelo TNI. O TNI estabelece os seguintes padrões para laboratórios:

- volume 1 – *Management and Technical Requirements for Laboratories Performing Environmental Analysis* - baseado segundo a ISO / IEC 17025:2005.

- volume 2 – *General Requirements for Accreditation Bodies Accrediting Environmental Laboratories*, que contem os requisitos para acreditar laboratórios ambientais, baseado no ISO / IEC 17011: 2004;

- volumes 3 e 4 (*General Requirements for Environmental Proficiency Test Providers* e *General Requirements for Environmental Proficiency Test Providers*) estão relacionados a questões do teste de proficiência da NELAP, modelados conforme ISO/IEC Guide 43 e ISO/IEC 17011:2004. O ISO/IEC Guide 43 foi cancelado e substituído por ISO / IEC 17043:2010, mas não foi possível verificar se os padrões do TNI já foram atualizados.

Há ainda padrões para amostragem de campo e organização de amostragem estabelecidos pelo TNI que não fazem parte do NELAP. Foi verificado que o TNI promove testes de

proficiência de PCB em óleo para alguns tipos de Aroclor em concentrações que variam de 10 a 50 mg/kg (TNI, 2017).

Há diversos programas federais de acreditação relacionados a meio ambiente (ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA, 2017 e TNI, 2017), como pro exemplo o Programa de Acreditação Laboratorial Ambiental do Departamento de Defesa (do inglês *Department of Defense Environmental Laboratory Accreditation Program* relacionado ao Programa de Restauração Ambiental), Certificação de laboratórios que analisam amostras de água potável e o Programa Nacional de Acreditação Laboratorial de análises de chumbo (do inglês *National Lead Laboratory Accreditation Program*), entre vários outros.

O NVLAP (2017), conforme a parte 285 do título 15 do código federal americano, acredita laboratórios de testes e calibração que são considerados competentes para executar testes e calibrações específicas. O manual do Instituto Nacional de normas e tecnologia (do inglês *National Institute of Standards and Technology- NIST*), intitulado *NIST handbook 150* apresenta os procedimentos básicos de como o NVLAP funciona, incorporando como referência as exigências da ISO / IEC 17025. Assim aqueles que operam conforme este manual também operam de acordo com os princípios da ISO 9001, como estabelecido na introdução da ISO / IEC 17025. NVLAP participa de acordos de reconhecimento mútuo com corpos de acreditação que atendem a ISO / IEC 17011. O *NIST handbook 150* apresenta as exigências e procedimentos gerais do NVLAP. Já a série do *NIST Handbook 150-xx* apresenta manuais específicos com exigências complementares, diretrizes, e informação interpretativa específica aplicáveis a programas específicos de acreditação laboratorial do NVLAP, dos mais diversos tipos, como por exemplo eficiência de motores elétricos, análise de amianto, teste de materiais de construção, entre outros.

Já o A2LA (2017) provê acreditação laboratorial conforme padrões internacionais ISO/IEC 17025; ISO 15189; ISO/IEC 17020; ISO/IEC 17043; ISO/IEC 17065 e ISO 17034.

As diversas formas de acreditação laboratorial demonstram que não existe uma forma única de se tentar melhorar o desempenho laboratorial.

4.5.5 Comparação entre os métodos

Com exceção do teste de densidade, Finch e Lavigne (1990) compararam os demais métodos de análise de PCB em óleo e em solo, concluindo que os testes de detecção do teor de PCB por kit colorimétrico e a partir de eletrodo seletivo de cloro são preferíveis quando é mais importante a velocidade, custo e simplicidade. A análise a partir do eletrodo seletivo de cloro tem a vantagem de resultar em um valor numérico, e de ser mais simples de ser realizada quando comparada a análise cromatográfica quando há um grande número de compostos de cloro presentes. Além disto, é reportado que os dois primeiros métodos podem resultar em falsos positivos, mas não apresentam falso negativos. O Quadro 5 apresenta o comparativo com as principais vantagens e desvantagens de cada método.

Quadro 5: Vantagens e desvantagens dos testes de detecção do teor de PCB por kit colorimétrico, a partir do eletrodo seletivo de cloro e cromatografia gasosa

MÉTODO	VANTAGENS	DESvantagens
Densidade	Simple; custo praticamente zero	Útil apenas para identificação de fluidos com altíssimo teor de PCB
Kit colorimétrico	Simple; Baixo custo; Requer operador relativamente pouco treinado; Pode ser usado em campo; Portátil; Sem falso negativo; Sem investimento inicial	Não fornece um valor numérico de concentração; Inclui todos os clorados como PCBs; Pode haver falso positivo
Eletrodo seletivo de cloro	Simple; Baixo custo relativo; Requer um técnico habilitado; Sem falso negativo; Fornece um valor numérico de concentração de PCB; Baixo investimento inicial; Baixo limite de detecção	Requer um operador com experiência; Não pode ser facilmente usado em campo; Inclui todos os clorados como PCBs; Pode dar falso positivo; Baixo investimento inicial
Cromatografia gasosa	Método mais acurado e preciso; Mede a concentração específica de PCB; Baixo limite de detecção; Poucos falso positivos; Especificado por algumas agências reguladoras	Alto investimento inicial; Requer um operador extremamente qualificado; Tempo de análise longo, comparativamente; Difícil de ser usado em campo; Maior custo; problemas de precisão, interferência do óleo e seus compostos de degradação

Fonte: Adaptado de FINCH e LAVIGNE, 1990.

Brasil (2015a) apresenta como “método de triagem” aquele que verifica átomos de cloro na amostra, exemplificado pelo *PCB Screening kit* da empresa *Dexsil Corporation* ou similar com mesma confiança (99%). Este foi recomendado nos inventários dos seguintes países: África do Sul, Botswana, Colombia, Estados Unidos, Equador, Honduras, Irlanda, Peru e Vietnã. Ele traz como vantagens da utilização dos métodos de triagem a classificação rápida para fins de inventário e a redução do número de amostras a serem realizadas por análises laboratoriais. Infere-se que o documento se refira aos métodos de detecção do nível de PCB através dos kits colorimétricos e do eletrodo seletivo de cloro, já que ambos detectam átomos de cloro pois são baseados na mesma reação química (sódio com cloro).

Di Sessa et al (2015) também avaliam os ganhos econômicos na adoção de metodologias de triagem. Este estudo será apresentado no item 6.4, tendo em vista que trata-se de uma comparação de custos no Brasil.

Assim, ao se comparar os diversos métodos de análise de PCB, observa-se que os testes de detecção do teor de PCB por kit colorimétrico e a partir de eletrodo seletivo de cloro tem vantagens em relação ao cromatográfico quanto a velocidade, custo, simplicidade, além de poder resultar em falsos positivos, mas sem falso negativos, o que é desejável do ponto de vista ambiental. Estes métodos podem ser usados para classificação rápida, reduzindo o número de amostras a serem realizadas por cromatografia. O método cromatográfico, que é considerado referência e exigido em alguns países, tem problemas de precisão, sofrendo interferência do óleo e seus compostos de degradação, como pode ser observado nos resultados dos estudos de comparação interlaboratoriais. Para se obter resultados de qualidade, diversos aspectos devem ser observados. A acreditação laboratorial pelo método ISO IEC 17025 pode ajudar na obtenção de resultados de qualidade, mas é incapaz de sozinha garantir a qualidade.

Outras informações relativas aos métodos de análise de PCB em óleo no Brasil são apresentadas no item 6.4.

4.6 Destinação final de materiais e resíduos PCB

Os resíduos de PCB podem se apresentar sob diversas formas que irão permitir tratamentos e tecnologias diferentes para sua destinação final. A seguir, são apresentados os resíduos mais comumente encontrados.

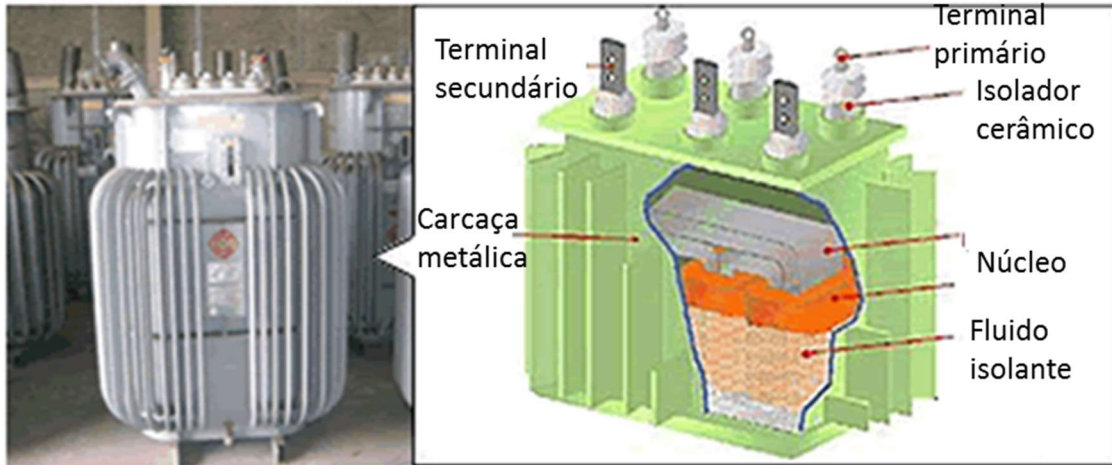
- Materiais em estado líquido que podem ser classificados em:
 - Fase oleosa (principalmente fluidos isolantes e hidráulicos);
 - Fase aquosa (águas ou lodos contaminados por PCBs).
- Resíduos em estado sólido: materiais sólidos contaminados, podendo ser:
 - Impermeáveis (não porosos): aqueles que não absorvem o produto, como metais, porcelanas e pisos e paredes impermeabilizados;
 - Permeáveis (porosos): aqueles que absorvem as PCBs em sua massa, como paredes e pisos não impermeabilizados ou não revestidos, papéis, cartões, madeiras e solo.

Como apresentado no item 4.2, de forma geral, equipamentos elétricos são compostos por: fluido isolante (contendo ou não PCB), partes impermeáveis e permeáveis. Estima-se que 5% do conteúdo original de PCB (quando existente no fluido) ficam impregnados nas partes permeáveis após remoção do fluido (BRASIL, 2015a e SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION, 2003). A completa descontaminação de equipamentos elétricos é limitada devido a estrutura destes equipamentos e a dificuldade em descontaminar os materiais permeáveis e impermeáveis. Assim, a definição de critérios de tratamento ou destinação final de equipamentos elétricos (ou de suas partes) é parte fundamental do gerenciamento de PCBs.

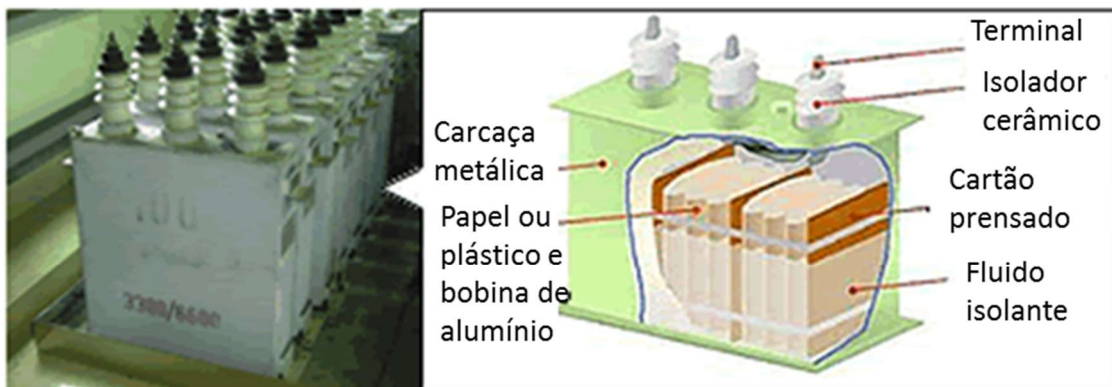
Como apresentado no item 4.2, capacitores e transformadores são similares, por apresentarem um núcleo ativo dentro da carcaça metálica e um fluido isolante. Porém há diferenças estruturais entre eles que implicam na adoção de diferentes formas de destinação final: transformadores podem ser tratados de forma a remover sua contaminação e ser reutilizados, enquanto capacitores normalmente são destruídos para eliminar as PCBs. Há apenas algumas tecnologias que permitem alguma recuperação prévia de metais de capacitores (UNEP, 2002). A Figura 15 apresenta desenhos esquemáticos de transformadores, capacitores e reatores de iluminação.

Figura 15: Composição básica de transformadores, capacitores e reatores de iluminação

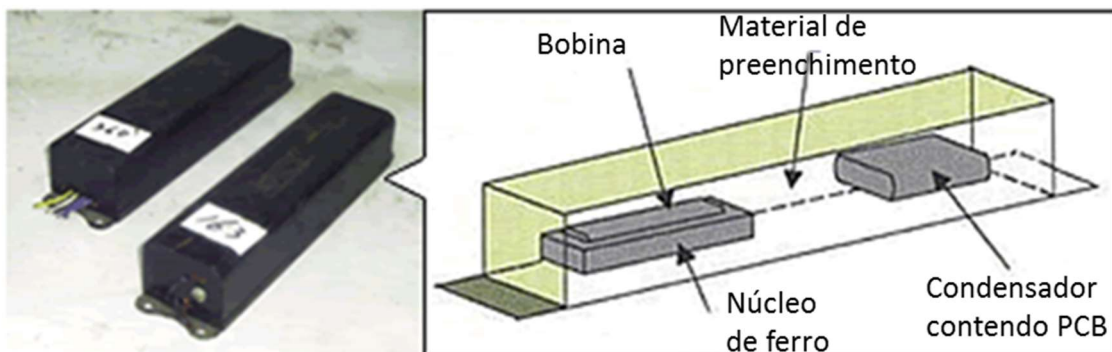
Transformadores



Capacitores



Reatores de iluminação



Fonte: Adaptado de JESCO, 2016.

Ademais, a concentração de PCB dos resíduos também afeta a forma de destinação final, sendo que, usualmente, resíduos com maiores concentrações devem ser destruídos, enquanto os demais são passíveis de descontaminação.

Esta pesquisa irá abordar os métodos e tecnologias de destinação final que são mais relevantes para o setor elétrico, ou seja, os relacionados ao óleo e ao equipamento, pretendendo abordar os métodos mais utilizados. Há diversos processos e tecnologias (e suas variações) que foram classificadas, nomeadas e apresentadas de diferentes formas. Uma parte dos autores tratam apenas das tecnologias de destruição de moléculas de PCB, enquanto outros apresentam também os processos de remoção do óleo contaminado (ou descontaminação física). As classificações dadas são diversas e com nomes iguais ou similares, além das definições adotadas divergirem das definições atualmente em vigor no Brasil, conforme a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12 305 de 2 de agosto de 2010 – BRASIL, 2010), o que torna a questão confusa. Há ainda processos de disposição final (utilização de aterros subterrâneos ou especiais) e processos de reciclagem de metais, importantes após a adequada remoção do óleo contaminado. Para facilitar a compreensão, uma síntese das principais formas de classificação, conforme referência, é apresentada a seguir:

- Basel Convention, 2007:
 - pré tratamento - sem destruição de moléculas de PCB, que inclui as técnicas de: Adsorção e absorção; Secagem (necessário para tratamento com sódio metálico); Separação mecânica; Mistura; Separação água-óleo; Ajuste de pH; Redução de tamanho; Dessorção térmica, que ocorre a baixas temperaturas e é aplicável aos equipamentos elétricos e solos contaminados;
 - métodos de destruição ou transformação irreversível - em que há destruição de moléculas de PCB;
 - se não houver técnica de destruição (cinzas e particulado de processos de incineração e pirólise, resíduos vitrificados, resíduos de concreto, tijolo, cerâmica, entre outros), há também: Aterros específicos para produtos perigosos; Estocagem permanente em minas e formações subterrâneas.

Destaca-se que o processo de dessorção térmica para equipamentos elétricos (apresentado pela Basel Convention, 2007) se refere ao processo de descontaminação de superfícies não porosas (como suas partes metálicas), o que inclui a técnica comumente chamada de auto clave no setor elétrico.

- UNEP, 2004:
 - Incineração;
 - Processos de descloração: Redução química na fase gasosa (GPCR), decomposição catalisada por base (BCD), redução por sódio, oxidação em água supercrítica, arco de plasma, pirólise, oxidação molten salt, tecnologia por *eléctron solvated*.
- Weber, 2007, como será apresentado na Figura 16:
 - Processos de oxidação;
 - Processos de redução;
 - Processos de destruição a alta temperatura (degradação térmica e oxidativa).
- Karstensen et al, 2010:
 - Processos de tratamentos térmicos;
 - Processos de tratamento químicos (de não combustão).
- Webber, 2012:
 - Sistemas de combustão a alta temperatura;
 - Sistemas de combustão a baixa temperatura;
 - Métodos não térmicos;
 - Destruição de líquidos contaminados (motores a diesel e caldeiras);
 - Decomposição química (induzidos quimicamente, por radiação ou biologicamente);
 - Descontaminação para uso como combustível;

- Separação física (destilação, extração, adsorção).
- Council of the European Union, 1996 e CENELEC (2010):
 - Descontaminação – toda operação que permite que o equipamento, material ou fluido contaminado por PCB seja reutilizado, reciclado ou disposto, o que pode incluir o processo de substituição por um fluido não contendo PCB; CENELEC (2010) subclassifica a descontaminação em processos físicos (incluindo substituição do fluido ou *refilling*) ou químicos (baseados em processos de desalogenação do fluido);
 - Disposição: tratamento biológico, físico-químico, incineração em terra; armazenagem permanente e armazenagem temporária (até uma das formas anteriores), conforme previsto na Diretiva 775/442/CEE que foi substituída pela Decisão da Comissão 96/350/CE. CENELEC (2010) subclassifica a disposição de resíduos (equipamentos e fluidos no fim da vida útil) em processos de recuperação de materiais (físicos ou químicos) e técnicas de disposição (aterro e tratamento térmico).

Há, ainda, diversas tecnologias de limpeza de solo contaminado, destacando-se os processos de biorremediação (com uso de bactérias específicas), incineração (que pode ser processo oneroso, mas eficiente), ou extração por solvente ou dessorção. Pode haver transferência das PCBs do solo para outros meios que então deverão ser adequadamente destinados (UNEP Chemicals, 2000).

O Quadro 6 apresenta as principais formas de destinação final de materiais contaminados com PCB existentes classificadas conforme diferentes autores e uma proposta da autora, considerando as definições brasileiras em vigor e adotando-se tratamento térmico a alta temperatura como aqueles com temperaturas superiores a 1200°C. A classificação proposta pela União Europeia (Council of the European Union, 1996 e CENELEC, 2010) não foi incluída, pois a descontaminação pode ser considerada uma forma de disposição físico química, o que não distinguiria as diferentes tecnologias.

Quadro 6: Principais formas de destinação final de materiais contaminados com PCB classificadas conforme diferentes autores

FORMAS DE DESTINAÇÃO FINAL DE ÓLEO E EQUIPAMENTOS CONTAMINADOS COM PCB/AUTOR	BASEL CONVENTION, 2007	UNEP, 2004	WEBER, 2007	KARSTENSEN et al, 2010	WEBBER, 2012	PROPOSTA DE CLASSIFICAÇÃO
Substituição do fluido (Retrofill/ Refilling)	Pré tratamento	-	-	-	-	Descontaminação (física) – mas pode haver simultaneamente descontaminação (química) do fluido
Descontaminação com solvente (com ou sem autoclave)	Pré tratamento	-	-	-	-	Descontaminação (física)
Adsorção e absorção; Secagem; Separação mecânica; Mistura; Separação água-óleo; Ajuste de pH; Redução de tamanho; Desorção térmica.	Pré tratamento	-	-	-	Separação física	Pré tratamento ou descontaminação (física)
Incineração a alta temperatura	Destruição	Incineração	Destruição a alta temperatura	Térmico	Sistema de combustão a alta temperatura	Destruição (Tratamento térmico a alta temperatura)
Coprocessamento em fornos de clínquer	Destruição	-	Destruição a alta temperatura	Térmico	Sistema de combustão a baixa temperatura (mas deveria ser a alta temperatura)	Destruição (Tratamento térmico a alta temperatura)
Redução com metais alcalinos (principalmente sódio metálico)	Destruição	Descloração	Tecnologia reductiva	Químico (não combustão)	Decomposição química	Destruição - Descontaminação (química)
Decomposição catalisada por base	Destruição	Descloração	Tecnologia reductiva	Químico (não combustão)	Decomposição química	Destruição - descontaminação (química)

FORMAS DE DESTINAÇÃO FINAL DE ÓLEO E EQUIPAMENTOS CONTAMINADOS COM PCB/AUTOR	BASEL CONVENTION, 2007	UNEP, 2004	WEBER, 2007	KARSTENSEN et al, 2010	WEBBER, 2012	PROPOSTA DE CLASSIFICAÇÃO
Hidrodescloração catalítica/hidrogenação catalítica	Destruição	-	-	Químico (não combustão)	Métodos não térmicos	Destruição - descontaminação (química)
Redução química em fase gasosa (GPCR - Gas-phase chemical reduction) / hidrogenação	Destruição	Descloração	Destruição a alta temperatura	Químico (não combustão)	-	Destruição - descontaminação (química)
Descloração fotoquímica e catalítica	Destruição	-	Condições redutoras e oxidativas, mas oxidativa para degradação	Químico (não combustão)	-	Destruição - descontaminação (química)
Arco de plasma	Destruição	Descloração	Destruição a alta temperatura	Químico (não combustão)	Sistema de combustão a alta temperatura	Destruição - (Tratamento térmico a alta temperatura)
Método de terc-butóxido de potássio	Destruição	-	-	Químico (não combustão)	-	Destruição - descontaminação (química)
Oxidação por água supercrítica ou subcrítica	Destruição	Descloração	Tecnologia oxidativa	Químico (não combustão)	Sistema de combustão a baixa temperatura	Destruição - Tratamento térmico a alta ou baixa temperatura
Produção térmica e metalúrgica de metais	Destruição	-	Destruição a alta temperatura	Químico (não combustão)	-	Destruição - Tratamento térmico a alta temperatura
Gaseificação ou Waste to gas conversion	Destruição	-	-	Químico (não combustão)	-	Destruição - Tratamento térmico a alta temperatura
Aterramento ou Estocagem permanente	Outros métodos	-	-	-	-	Disposição final

UNEP (2004) fez um levantamento da capacidade mundial de destruição de PCB através do envio de um questionário no início de 2004 para empresas que detem ou operam unidades de destinação de resíduos de PCB, tendo sido recebidas 42 respostas. Destaca-se que este levantamento não reflete necessariamente a capacidade de cada região. De fato, apenas duas respostas foram obtidas da América Latina e Caribe: uma do Chile e uma do México. Ou seja, nenhuma das unidades brasileiras participaram deste levantamento. De toda forma, as principais conclusões são:

- Há sistemas de disposição de PCB em todos os continentes, mas a maioria (26 das 42 empresas) está localizada na Europa;
- A maioria das empresas (34 das 42) são licenciadas para o gerenciamento de PCB;
- Não há consenso sobre qual a tecnologia que deve ser usada para disposição de resíduos de PCB;
- Incineração a alta temperatura é o método principal de destruição (18 de 42) seguido por redução por sódio (8 unidades);
- Para reciclagem e reuso de equipamentos e materiais contaminados por PCB, é utilizado principalmente a descontaminação por solventes (12 unidades), seguida da dessorção térmica (3), *retrofilling* (2), tecnologia de detoxificação (1) (não foi possível avaliar em que consiste a tecnologia de detoxificação);
- 82% das empresas monitoram efluentes gasosos, líquidos e resíduos sólidos;
- A maioria apresenta processos de pré tratamento, como desmontagem e retalhamento (shredding), drenagem, descontaminação por solvente, desorção térmica ou diluição do óleo PCB.

4.6.1 Métodos de substituição do fluido (*retrofill* ou *refilling*)

A técnica de substituição do fluido contaminado, também conhecida por ***retrofill* ou *refilling*** consiste na remoção do fluido contaminado do equipamento e sua substituição normalmente por um fluido isento de PCB. Este processo pode ocorrer com o equipamento em operação ou fora de operação. Quando o equipamento está em operação é criado um circuito fechado para destruição das PCBs do fluido. A desvantagem desta

técnica é que a parte das PCBs contidas nas partes permeáveis (cerca de 5%) não são destruídas e se difundem no fluido descontaminado, o que leva ao aumento lento da concentração de PCB no fluido após o término do processo. Se a concentração final de PCB for alta, pode ser necessária a repetição do processo (UNEP Chemicals, 2000).

Este é um método controverso sendo considerado por alguns autores processo dispersor e disseminador da contaminação cruzada de PCBs, não sendo recomendado (HELSINKI COMMISSION, 2001). Apesar disto, esta técnica é considerada válida e legal nos Estados Unidos, União Europeia, França, Brasil, entre outros, conforme será apresentado nos capítulos 5 e 6. É relevante por permitir a continuação do uso do equipamento.

4.6.2 Métodos de descontaminação com solvente

Quando o equipamento é retirado de operação suas superfícies metálicas podem ser facilmente descontaminadas com uso de solvente, havendo inúmeras variações de condições de processo. Materiais permeáveis não são rapidamente descontaminados pelo uso de solventes (verniz utilizado como revestimento das bobinas de cobre) ou não são passíveis de limpeza por solventes (papel e madeira) devendo ser destinados para incineração ou aterros industriais (UNEP Chemicals, 2000). Pode-se optar pela separação dos componentes de modo a permitir o ajuste do tempo de descontaminação ao tipo de material por solvente ou destinação final adequada (UNEP Chemicals, 2000).

Processo comumente conhecido como *Autoclaving* é um método de descontaminação por solvente em que as partes metálicas são descontaminadas em uma câmara de autoclave (sob vácuo com aquecimento e uso de solvente) e podem ser reciclados. O óleo e as partes permeáveis do equipamento (materiais cerâmicos, madeira e papel) são enviados para incineração (QI et al, 2014).

A parte 761 do título 40 do código federal americano que regula o gerenciamento de PCBs nos Estados Unidos, apresenta diferentes **procedimentos de descontaminação de auto implementação**, que podem ser classificados como método de descontaminação com solvente. Estes não requerem análise comprobatória, (mas deve ser mantida documentação comprobatória, como fotografias ou filmes do processo, por 3 anos).

- tríplex lavagem de contentores com solvente contendo teor inferior a 50 mg/kg, sendo o volume utilizado em lavagem de aproximadamente 10% da capacidade do contentor;
- superfície não porosa que conteve óleo fluido mineral dielétrico (*mineral oil dielectric fluid* – MODEF) com até 10 000 mg/kg, consistindo na drenagem do MODEF que flui livremente; drenagem adicional de 15h; embeber/encharcar superfície a ser descontaminada com fluido de descontaminação orgânico (*performance based organic decontamination fluid* – PODF, que pode ser querosene, diesel, hidrocarboneto terpene, óleo mineral – EPA, 2014) (quantidade suficiente de solvente, sendo o mínimo de 800mL de PODF para cada 100 cm² de superfície a ser descontaminada; solvente deve apresentar teor inferior a 2 mg/kg de PCB) por pelo menos 15h em temperatura superior a 20°C e ser drenado;
- superfície não porosa que conteve MODEF com teores superiores a 10 000 mg/kg – similar ao método anterior, mas seguido de nova descontaminação com PODF e sua drenagem;
- equipamentos móveis, ferramentas e materiais de amostragem e outras superfícies não porosas: dois processos sequenciais de lavagem e enxague com utilização de uma escova ou bucha de esfregar, ou material absorvente que não dissolve no solvente e que não desfia, desfaz ou que deixa fragmentos visíveis na superfície a ser limpa; estes materiais devem conter até 2 mg/kg de PCB e não devem ser reutilizados, ao menos que sejam aqueles utilizados na segunda lavagem para lavar superfícies contaminadas; deve ser realizada pré limpeza (absorção do líquido livre) da superfície para que não haja líquido visível antes do início do processo da seguinte forma:
 - para superfícies relativamente limpas (sem poeira): Primeira limpeza: cubra a superfície com solvente em que PCB são solúveis pelo menos 5% p/p; esfregue com pano ou bucha por pelo menos 1 minuto para cada 900 cm²; retire o solvente até que não esteja mais visível; Primeiro enxague: molhe a superfície com solvente limpo até que a superfície inteira esteja molhada por 1 minuto. Remova o solvente com pano até que não haja líquido visível; segunda limpeza: repita o procedimento da primeira limpeza; o solvente utilizado no primeiro enxague

pode ser reutilizado; segundo enxague: repita o procedimento do primeiro enxague.

- para superfícies sujas ou revestidas: Primeira limpeza: cubra a superfície com detergente industrial forte ou concentrado ou solução surfactante não iônica; esfregue com pano ou bucha por pelo menos 1 minuto para cada 900 cm²; retire a solução de limpeza até que não esteja mais visível, removendo qualquer sujeira residual da superfície; Primeiro enxague: enxague a solução de limpeza com 1 galão de água por ft², e remova a água até que a superfície pareça seca; segunda limpeza e segundo enxague: siga procedimentos de primeira limpeza e primeiro enxague utilizado para superfície relativamente limpas.

Solventes utilizados nos processos de descontaminação podem ser reutilizados desde que apresentem teores inferiores a 50 mg/kg e devem ser destinados adequadamente (queimados, incinerados).

Kanbe e Shibuya (2001) analisaram o processo de limpeza por solvente com n-hexano de transformadores de distribuição (20kVA) contendo até 50 mg/kg, visando atender as especificações da legislação japonesa de 0,5 mg/kg de PCB em superfícies metálicas e plásticas. Cabe-se ressaltar que não se sabe se este método foi ou não amplamente utilizado no Japão para este tipo de equipamento. Foi enviado email para o autor (Sr. Hiromi Kanbe) questionando, mas não houve resposta. Os equipamentos foram desmontados em 4 etapas para se avaliar a influência dos processos de limpeza. Para superfícies metálicas, foram adotados dois estágios de limpeza: limpeza primária de 5 min e secundária de 10 min (com solvente a 60°C). Já para limpeza de papel e madeira foram adotados: limpeza primária de 60 min e secundária de 600 min (com solvente a 60°C). Ambos os processos de limpeza foram seguidos por processos de secagem: 2 etapas de 15 min a 1,3kPa para materiais metálicos e 2 etapas de 30 min a 1,3kPa para madeira e papel. O solvente foi regenerado por destilação. Foi possível alcançar a redução da concentração de PCB abaixo do limite de detecção do método utilizado (0,05 mg PCB/kg material), para a bobina e núcleo de ferro. Para papel, foi necessário cortá-lo em pedaços de menos de 5 mm. No caso da madeira, nas mesmas condições do papel, não foi atingido o limite de detecção do método.

4.6.3 Tecnologias de destruição de PCB

Conforme a Basel Convention (2007), há 12 tecnologias de destruição e transformação irreversível aplicáveis a POPs (e às PCBs). No entanto, apenas 4 delas foram utilizadas em 4 ou mais países (de acordo com Basel Convention, 2007), como pode ser visto no Quadro 7: incineração, coprocessamento, redução com metais alcalinos e decomposição catalisada por base. Conforme a UNEP (2004), os principais métodos de destruição utilizados foram a incineração a alta temperatura seguido por redução por sódio. Ademais Qi et al (2014) fizeram um levantamento das tecnologias de tratamento e destruição de PCB, sendo possível adicionar às estas 12 tecnologias previstas pela Basel Convention (2007) os métodos de descloração mecanoquímica, destacando-se o *ball milling*.

O potencial de formação de POPs e outros subprodutos (incluindo PCBs), especialmente dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD do inglês *polychlorinated dibenzo-p-dioxins*) e dibenzo-furanos policlorados (PCDF do inglês *polychlorinated dibenzofurans*) por sua maior toxicidade (Weber, 2007) é importante critério de avaliação de tecnologias de destruição de POPs (o que inclui as tecnologias de destruição de PCBs).

Tendo em vista a importância da formação de PCDD/PCDF em processos de destruição de POPs, este tema será discutido antes da apresentação destas 4 tecnologias de destruição, sendo as demais brevemente apresentadas no Anexo 1.

Quadro 7: Principais tecnologias de destruição de PCBs conforme informações disponíveis em Basel Convention (2007).

MÉTODO DE DESTINAÇÃO FINAL	BREVE DESCRITIVO	PAÍSES AONDE FOI UTILIZADO	APLICAÇÃO
Incineração a alta temperatura	Técnica de combustão completa, com temperatura >1 100°C e tempo de retenção > 2 s. Eficiência de Destruição e Remoção (EDR)> 99,9999%	Países desenvolvidos (em especial países da OECD), com exceção de Japão e Austrália	Todos os tipos de resíduos em qualquer concentração
Coprocessamento em fornos de clínquer	Técnica de combustão completa em fornos de clínquer, com temperatura >1 100°C e tempo de retenção > 2 s. O teor de cloro deve ser limitado e controlado.	Estados Unidos e em diversos países europeus e em desenvolvimento	Resíduos líquidos e sólidos, mas usado principalmente para resíduos líquidos
Redução com metais alcalinos (principalmente sódio metálico)	Reação com metal alcalino => sal inorgânico e resíduo não halogenado. Eficiência de Destruição (ED)> 99,999% e EDR> 99,9999%	Japão, Austrália, Canadá, África do Sul, Estados Unidos, África do Sul e União Europeia	Resíduos líquidos
Decomposição catalisada por base	Reação com hidróxido metálico alcalino, com catalisador proprietário => sal inorgânico. ED > 99,99% e EDR> 99,9999%	Austrália, México e República Tcheca (em construção). Em projetos de curto prazo na Austrália, Espanha e Estados Unidos	Resíduos líquidos
Hidrodessorção catalítica/ hidrogenação catalítica	Reação com hidrogênio gasoso e com catalisador de paládio em carbono disperso em óleo parafínico, em pressão atmosférica e temperatura entre 180 e 260°C produzindo HCl e bifenilas. EDR > 99,9%. Empresa: Kansai Electric Power Co e Kanden-Engineering Co	Japão	Resíduos líquidos e capacitores
Redução química em fase gasosa (GPCR - <i>Gas-phase chemical reduction</i>) / hidrogenação	Em temperaturas superiores a 850°C e baixas pressões, hidrogênio reage produzindo metano e HCl. EDR > 99,9999%. Empresa: ELI Eco Logic International Inc	Canadá e Austrália. Uso autorizado no Japão	Resíduos líquidos, sólidos, transformadores e capacitores
Descloração fotoquímica e catalítica	Reação com hidróxido de sódio e álcool isopropílico (catalisador) produzindo NaCl e bifenilas. ED> 99,99%. Empresa: Toshiba Corporation	Japão	Resíduos líquidos. Especialmente recomendado para PCB puro

MÉTODO DE DESTINAÇÃO FINAL	BREVE DESCRITIVO	PAÍSES AONDE FOI UTILIZADO	APLICAÇÃO
Arco de plasma	Processo de pirólise - Temperatura > 3000°C. Dissociação em átomos e recombinação em moléculas simples. Processo: Plascon – utiliza Argônio.	Austrália e Japão	PCB líquido ou óleo contaminado
Método de terc-butóxido de potássio	Reação com terc-butóxido de potássio com produção de sal, em pressão atmosférica e temperatura entre 200 e 240°C. ED > 99,98% Empresa: Kansai Electric Power Co and Kanden-Engineering Co	Japão	Resíduos líquidos pouco contaminados
Oxidação por água supercrítica ou subcrítica	Sistemas fechados com oxidante (oxigênio, peróxido de hidrogênio, nitrito, nitrato, etc) e água em condições supercríticas ou subcríticas, produzindo CO ₂ , H ₂ O, ácidos inorgânicos ou sais. EDR > 99,9999%.	Estados Unidos e Japão	Resíduos líquidos e sólidos com diâmetro < 200 µm.
Produção térmica e metalúrgica de metais	Processo específico para recuperação de ferro e metais não ferrosos - fornos que operam em atmosferas redutoras em altas temperaturas (superiores a 1200°C).	Alemanha e Luxemburgo	Recuperação de ferro e metais não ferrosos
Gaseificação ou Waste to gas conversion	Gaseificação, como pré-tratamento, e tecnologia de tratamento para recuperação de hidrocarbonetos. Opera em altas temperatura e pressão (1300 a 2000°C e 25 bar) e utiliza vapor e oxigênio numa atmosfera redutora, sendo as moléculas transformadas em moléculas pequenas.	Alemanha	Todos tipos de resíduos, mas concentração até 500 mg/kg de PCB.

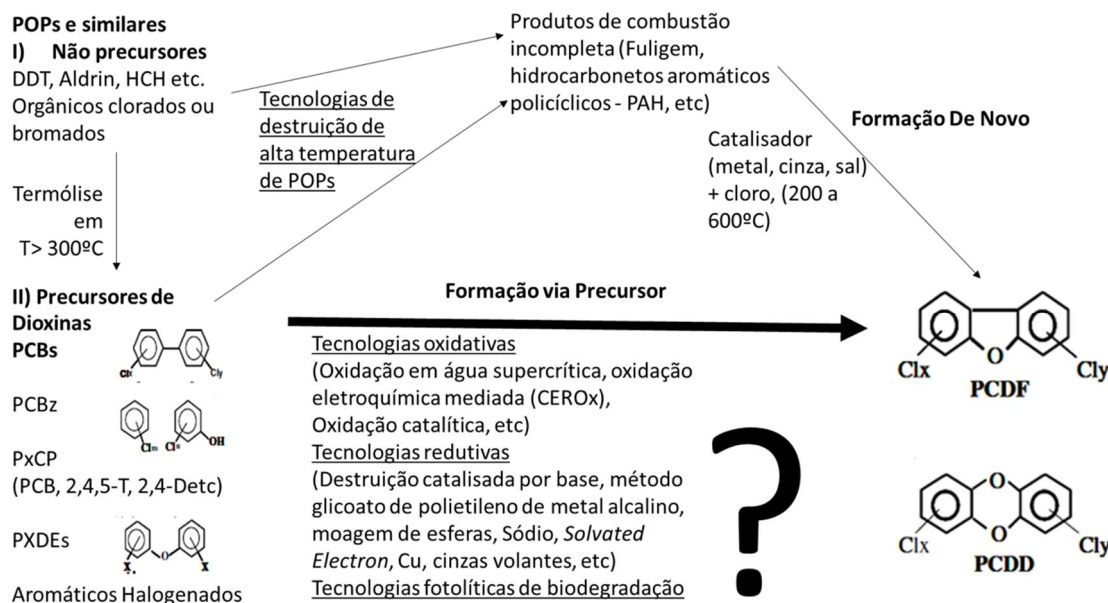
4.6.3.1 Formação de PCDD/PCDF em processos de destruição de POPs

As PCDD/PCDF (comumente chamadas de dioxinas e furanos, respectivamente), juntamente com hexaclorobenzeno (HCB) e PCB também fazem parte do escopo da CE (parte II do anexo C) como produtos formados não intencionalmente, liberados a partir de processos de combustão incompleta que envolvem matéria orgânica e cloro. Weber (2007) analisou a formação de PCDD/PCDF em processos de destruição de POPs, havendo duas rotas principais de formação:

- A partir de compostos precursores, entre os quais destacam-se compostos orgânicos clorados ou halogenados, incluindo diversos POPs (como PCB e clorobenzenos). Estas reações podem ocorrer até em temperatura ambiente, como em reações fotoquímicas por irradiação solar ou UV.
- Através da degradação de espécies orgânicas na presença de uma fonte de cloro (cloro ou cloretos metálicos). Esta rota é chamada por síntese *de novo* e pode ocorrer em temperatura a partir de 200°C. Este mecanismo pode ser relevante em zonas de resfriamento de tecnologias de destruição a altas temperaturas.

A Figura 16 apresenta as rotas de formação de PCDD/PCDF a partir das tecnologias de destruição de POPs.

Figura 16: Rotas de formação de PCDD/PCDF potenciais a partir de tecnologias de destruição de POPs



Fonte: WEBER, 2007.

Weber (2007) relata que uma avaliação detalhada de emissões de PCDD e PCDF foi realizada apenas para incineração. Foram, então, investigados mecanismos de formação e desenvolvidas estratégias tecnológicas para minimizar sua formação e emissão.

Weber (2007) afirma, ainda, que há necessidade de monitoramento contínuo e avaliação de formação de PCDD/PCDF em zonas de resfriamento de tratamentos térmicos. Reinmann, Weber e Haag (2010) também relatam a importância do monitoramento contínuo quanto a emissão de PCDD e PCDF, e que há uma tendência desta exigência com consequente maior monitoramento em unidades de incineração de resíduos perigosos (especialmente aquelas destruindo PCB, compostos altamente halogenados, e outros resíduos críticos). Houve monitoramento contínuo de todos os incineradores da Bélgica, o que permitiu a redução das emissões pela otimização de processos de tratamento e condições de operação. A concentração média de emissão é em torno de $0,02 \text{ ng TEQ/Nm}^3$, atendendo o limite de $0,1 \text{ ng TEQ/Nm}^3$. Eles concluem também que o sistema de amostragem da AMESA (*Adsorption Method for*

Sampling) pode ser usado para o monitoramento contínuo de PCDD/PCDF e de outros POPs formados não intencionalmente – PCBs, HCB e pentaclorobenzeno (PeCBz).

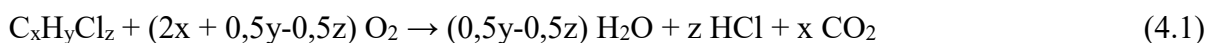
Com o mesmo objetivo de suprir a carência de monitoramento contínuo, Austrui et al (2014) caracterizou a emissão atmosférica de 18 campanhas de 30 dias de dois fornos de produção de clínquer: um cujo combustível principal era coque de petróleo (2 anos) e uma instalação nova no melhor estado da arte, que além do combustível convencional, utilizou derivado de combustível recuperado e lodo de plantas de estação de tratamento de esgotos. Para ambos, as emissões de PCDD e PCDF foram menores que o limite estabelecido pela União Europeia de 0,1 ng TEQ/Nm³, tendo sido encontrados valores de 0,43 a 2,02 e 0,07 a 3,31 pg I-TEQ/Nm³, respectivamente. Concluiu-se ainda que a utilização de combustíveis alternativos não apresenta diferença estatística significativa na emissão de PCDD e PCDF. A vazão de derivado de combustível recuperado apresenta uma influência positiva na emissão de *dioxin like* PCB, apesar de que a concentração deste poluente contribui com menos de 1% da emissão legal deste tipo de plantas.

Apesar destas evidências, tecnologias de não combustão parecem ter maior popularidade quando comparadas aos tratamentos térmicos (Karstensen et al, 2010), devido às dificuldades de aceitação pública de incineradores de resíduos pelo receio de emissões de PCDD/PCDF.

Por outro lado, quanto às tecnologias de não combustão, Weber (2007) conclui que há uma carência de informações relacionadas ao tema, pois diversas tecnologias têm condições operacionais com potencial de gerar altas concentrações de PCDD/PCDF se precursores de dioxinas estiverem presentes. Faz-se, assim, necessária avaliação e verificação da influência das condições de operação e estabilidade; e determinação da eficiência de destruição e toxicidade dos efluentes, principalmente das tecnologias de não combustão. Weber (2007) relata como exemplo que altas concentrações de PCDD/PCDF foram emitidas em processos de oxidação em água supercrítica, uma das tecnologias de não combustão.

4.6.3.2 Incineração a alta temperatura

Incineração é uma técnica de combustão completa que emite efluente gasoso primordialmente composto de vapor d'água, nitrogênio, dióxido de carbono e oxigênio. A reação de oxidação completa pode ser representada pela Equação 4.1:



Países desenvolvidos (em especial países da OECD - *Organization for Economic Co-operation and Development*) eliminaram as PCBs em unidades de incineração a altas temperaturas já existentes, sendo que este método continua a ser a forma de destruição de PCB mais disponível e adotada (UNEP Chemicals, 2000 e UNEP, 2004). Japão e Austrália são os exemplos mais marcantes de países desenvolvidos que **não** permitem a incineração de PCB (UNEP Chemicals, 2000). Incineradores são capazes de tratar resíduos contendo PCB e outros POPs em qualquer concentração e forma física.

Devido ao alto custo de incineração e sua não disponibilidade em países em desenvolvimento, tecnologias alternativas têm sido consideradas. A incineração é usada como técnica complementar a outros processos. Geralmente os equipamentos elétricos são limpos com solvente para viabilizar a reciclagem das partes metálicas e somente depois as partes difíceis de serem descontaminadas são enviadas a incineração. Outros processos fazem a remoção das PCBs do óleo por destilação, o que resulta em produto altamente concentrado em PCB, que pode ser incinerado ou descontaminado por outros processos.

De acordo com Karstensen (2008), Karstensen et al (2010), Basel Convention (2007) e Qi et al (2014), critérios de incineração de PCB exigem temperaturas superiores a 1200°C e tempo de residência superior a 2 segundos com excesso de 3% de oxigênio. Outros critérios relevantes para garantir a destruição ambientalmente adequada e transformação irreversível é atingir uma certa eficiência de destruição e remoção (*destruction and removal efficiency – DRE*) e eficiência de destruição (*destruction efficiency – DE*). A DRE consiste nas emissões atmosféricas enquanto a DE leva em consideração outras correntes (líquidas e sólidas). Valores de DRE superiores a 99,9999% são considerados adequados para disposição de POPs nos

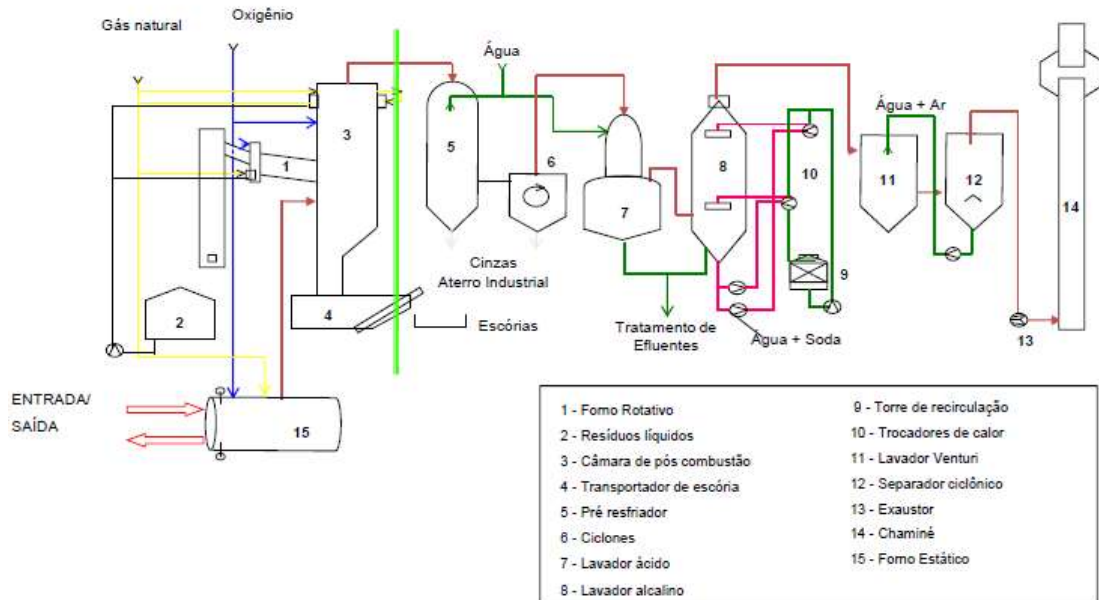
Estados Unidos (KARSTENSESN, 2008). Com condições bem controladas e gerenciados, este método pode apresentar eficiência de destruição maiores que 99,99995%. (UNEP, 2006)

Dependendo das condições de operação e dos resíduos incinerados, gases ácidos, materiais particulados e compostos orgânicos voláteis (como HCB, cloreto de hidrogênio, PCDD, PCDF e PCB) podem ser emitidos (UNEP, 2006 e BASEL CONVENTION, 2007). Há preocupação que o processo de incineração de PCB possa emitir dioxinas e furanos, o que ocorreu no passado. No entanto, incineradores de alta temperatura modernos possuem equipamentos de prevenção de dioxinas (BASEL CONVENTION, 2007). Há vários tipos e tamanhos de fornos, bem como uma grande combinação de técnicas de pré e pós tratamento. Os principais pré-tratamento utilizados em incinerados são: mistura, secagem e redução de tamanho (BASEL CONVENTION, 2007). Já as tecnologias de pós tratamento de efluentes adotadas são ciclones e multi-ciclones, filtros eletrostáticos, filtros de leito fixo, lavadores, redução catalítica seletiva, sistemas de resfriamento rápido e adsorção por carbono.

O uso de melhores soluções técnicas e práticas ambientais é essencial para minimizar ou prevenir a formação destes compostos, entre os quais destacam-se: boas práticas de gerenciamento global de resíduos, inspeção, manejo adequado, operação do incinerador, seleção do local de implementação do empreendimento, técnicas adequadas de combustão, tratamento das cinzas e dos efluentes líquidos e gasosos.

A Figura 17 apresenta fluxograma esquemático de incineradores rotativos (modelo largamente utilizado no Brasil) com sistema de tratamento de gases via úmida.

Figura 17: Fluxogramas esquemáticos de incineradores rotativos com sistema de tratamento de gases via úmida



Fonte: ANDRADE, 2015.

Dependendo das características das cinzas (que podem conter dioxinas e furanos), estas devem ser destinadas a aterros industriais (BASEL CONVENTION, 2007). Considerando que o conteúdo total e a velocidade de lixiviação de POP das cinzas e de outros resíduos da incineração são baixos, os aterros, se projetados e operados conforme as melhores técnicas disponíveis, podem ser considerados destinação definitiva, pois a liberação e reexposição destes químicos é grandemente diminuído (UNEP, 2006).

4.6.3.3 Coprocessamento em fornos de cimento

A destruição de PCBs em fornos de cimento é similar à tecnologia de incineração a alta temperatura e apresenta como vantagem a substituição de combustíveis fósseis convencionais, pelo alto poder calorífico de óleos contaminados com PCB. No entanto, o teor de cloro na carga da unidade é limitado e deve ser controlado, pois quanto mais clorado o material, maiores a

restrição de uso em fornos de cimento (UNEP CHEMICALS, 2000; BASEL CONVENTION , 2007; QI et al, 2014). Fornos de cimento operam em temperaturas superiores a 1200°C (entre 1400 e 1500°C) para formação de clínquer e apresentam longo tempo de retenção, boa turbulência e recuperação energética do resíduo (KARSTENSEN, 2008). Podem tratar fluidos e sólidos contaminados (BASEL CONVENTION, 2007 e KARSTENSEN, 2008), mas são utilizados principalmente para resíduos líquidos de PCB (QI et al, 2014).

De acordo com dados da Basel Convention (2007), foram reportadas eficiência de destruição e remoção de 99,99998% em diversos países, tendo sido utilizado nos Estados Unidos e em diversos países europeus e em desenvolvimento (BASEL CONVENTION, 2007, KARSTENSEN, 2008 e QI et al, 2014).

Karstensen (2008) relata que os fatores principais que influenciam a formação de PCDD/PCDF são:

- temperatura do equipamento de controle de poluição atmosférico que deve ser inferior a 200°C (principal parâmetro pois tem influência exponencial na emissão de PCDD/PCDF; em projetos modernos, esta temperatura é inferior a 150°C);
- matéria prima do cimento com altos teores de compostos orgânicos;
- alimentação de combustíveis alternativos durante partida e parada;
- teor de cloro alimentado e condições de temperatura e concentração de oxigênio na zona de pré-aquecimento (influencia a razão HCl e Cl₂).

Karstensen (2008) fez uma revisão bibliográfica de mais de 2000 análises de PCDD/PCDF de fornos coprocessando resíduos perigosos diversos e concluiu que equipamentos modernos com pré-aquecedores e pré-calcinadores respeitam o limite de 0,1 ng I-TEQ/m³ (limite também apresentado pela BASEL CONVENTION, 2007).

Os principais pós tratamentos utilizados são: pré-aquecedores, precipitadores eletrostáticos, filtros de tecido e filtros de carvão ativado (BASEL CONVENTION, 2007).

As cinzas podem conter entre 0,4 e 2,6 mg/kg de PCDD/PCDF, sendo recomendado seu reprocessamento máximo e sua disposição final em aterros (BASEL CONVENTION, 2007). Corroborando com as informações anteriores, Karstensen (2008) relata que PCDD/PCDF foram encontrados em todos os tipos de amostras de sólidos analisadas, mas as concentrações são normalmente baixas, similares a de solo e sedimentos comuns. As cinzas apresentam teores maiores, mas estas são normalmente realimentadas como matéria prima no próprio forno.

Não há resultados recentes na literatura sobre o coprocessamento de PCB e muitas plantas decidiram não tratar PCB por temer má publicidade. Isto ocorre pois de acordo com Karstensen (2008), testes de emissões de fornos de coprocessamento realizados em 1980 e 1990 mostraram que o coprocessamento de resíduos perigosos apresentavam emissões de PCDD/PCDF bem mais elevadas que o coprocessamento de resíduos não perigosos ou combustíveis fósseis apenas. Uma razão para esta diferença pode ser atribuída ao fato de que fornos de clínquer processando resíduos perigosos foram normalmente avaliados em condições piores (*worst case scenario*), enquanto fornos processando resíduos não perigosos ou combustíveis fósseis apenas foram avaliados nas condições de operação normais. Outra razão é que a tecnologia dominante era de fornos longos úmidos ou secos sem utilização de resfriadores de efluentes gasosos.

Karstensen et al (2010) realizou um teste em um forno de clínquer na Sri Lanka para avaliar esta forma de tratamento em um país em desenvolvimento. Foi feita uma mistura de óleo com 59% de PCB e diesel. O teste iniciou-se com amostragem sem alimentação de PCB sendo seguido por dois dias em vazões diferentes da mistura óleo PCB e diesel, uma alimentação de 7 e 10,05 kg/h de PCB, respectivamente. A Tabela 8 apresenta os principais resultados.

Foi possível observar uma Eficiência de Destruição e Remoção (EDR) de 99,999837% e 99,999944%, respectivamente, e que não houve formação adicional de PCDD/PCDF ou HCB. No entanto, amostras do clínquer e das cinzas do precipitador eletrostático foram analisadas para PCB e os resultados não puderam ser conclusivos, não sendo possível calcular a eficiência de destruição.

Tabela 8: Resultados dos efluentes gasosos principais corrigidos para 10% de O₂ e condições padrão.

PARÂMETRO	LINHA DE BASE	TESTE 1	TESTE 2
Alimentação de Combustível e PCB:			
- Carvão (ton.h ⁻¹)	5	4,3	3,5
- Mistura de diesel e PCB	0	500	1000
- Soma de PCB	0	7	10,05
Volume de efluente gasoso (Nm ³ .h ⁻¹)	56 000	64 000	62 000
Soma de PCBs (µg.Nm ⁻³)	0,090	0,178	0,091
Dioxinas similares a PCBs (ng TEQ Nm ⁻³)	0,0046	0,0069	0,0051
PCDD/PCDF (ng I-TEQ Nm ⁻³)	0,018	0,016	0,0087
Soma de clorobenzenos (µg.Nm ⁻³)	2,6	2,7	2,5

Fonte: KARSTENSEN et al, 2010.

Ademais, Chen et al (2014) realizou análises de 12 campanhas em 5 fornos de cimento chineses. As emissões de PCDD/PCDF (136 congêneres) e teores de I-TEQ foram da ordem de 2,3 a 40 ng/m³ e 9,3 a 90,8 x 10⁻³ ng I-TEQ/m³, menores que o padrão de emissão chinês (0,1ng I-TEQ/m³). Não foi observada diferença significativa nos perfis de emissão ao se comparar queima de resíduos sólidos (derivados de combustíveis recusados e resíduos sólidos domésticos) e resíduos perigosos (DDT e POPs). Apesar da adição de uma quantidade de cloro significativa nos fornos de cimento, não foi observada influência na formação de PCDD e PCDF, pois o ambiente altamente alcalino de fornos de cimento torna o cloro não disponível para cloração do material orgânico.

4.6.3.4 Redução com metais alcalinos

Metais alcalinos reagem com cloro das PCBs produzindo sal e resíduos não halogenados. Tipicamente, o processo se dá em pressão atmosférica e temperatura de 60 a 180°C. Pode ser através de planta fixa ou móvel. Apesar de existir variações com potássio e ligas de sódio-potássio, sódio metálico é o reagente mais comumente utilizado, cuja reação pode ser representada pela Equação 4.2:

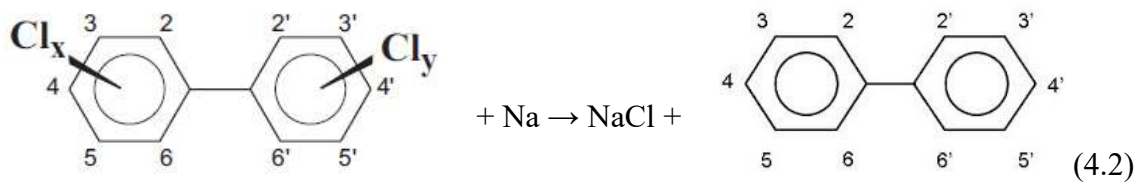
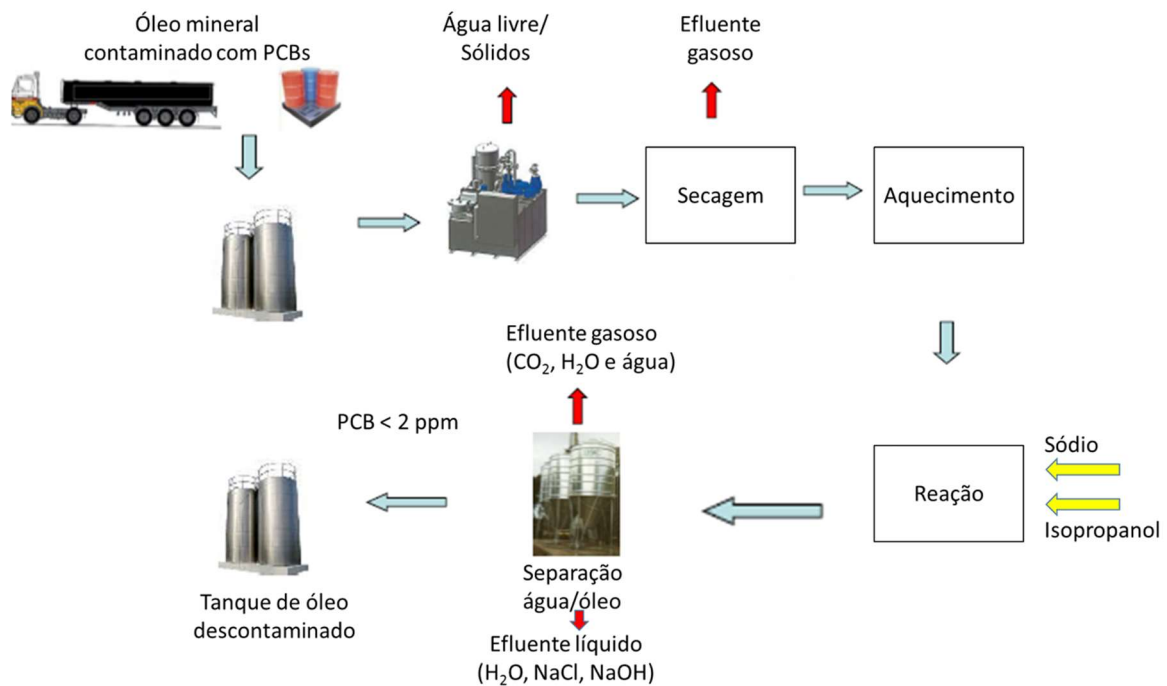


Figura 18: Fluxo esquemático de uma unidade de descontaminação de óleo mineral isolante.



Fonte: CLOSS, 2015.

Eficiência de destruição e remoção maior que 99,9999%, eficiência de destruição maior que 99,999% e fluido tratado contendo menos que 2 mg/kg foram reportados. Tecnologia foi utilizada no Japão, Austrália, Canadá, África do Sul, Estados Unidos e União Europeia (BASEL CONVENTION, 2007).

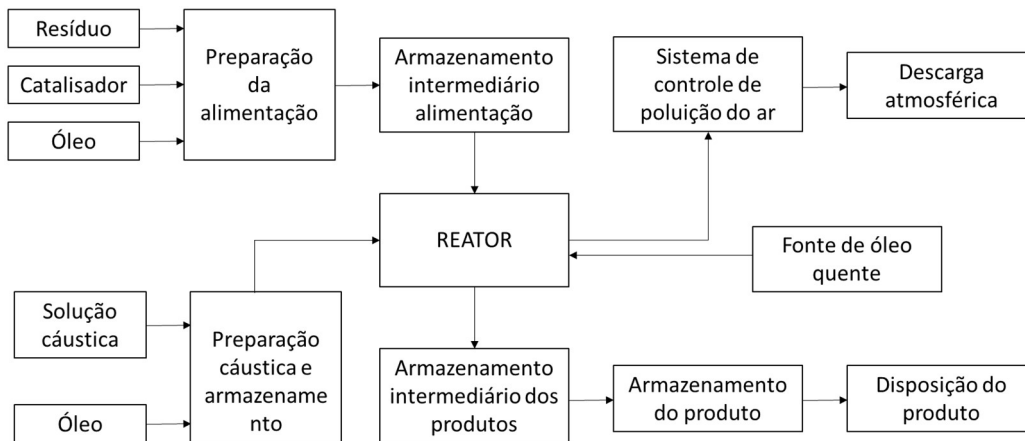
4.6.3.5 Decomposição catalisada por base

Mistura reacional consiste de óleo doador de hidrogênio, hidróxido metálico alcalino e catalisador patenteado. Eficiência de destruição entre 99,99 e 99,9999% foram reportadas. Três

unidades comerciais foram utilizadas na Austrália e México e uma em construção na República Tcheca, tendo também sido utilizado em projetos de curta duração na Austrália, Espanha e Estados Unidos (BASEL CONVENTION, 2007).

A primeira planta industrial foi inaugurada em 1992. Mas em 1997, seus inventores aprimoraram o catalisador com ganho significativo de tempo de reação. É necessário que sistema seja aquecido a 300°C antes de iniciar alimentação de certos resíduos que formam dioxinas e furanos rapidamente (VIJGEN, 2002). A Figura 19 apresenta o fluxo de processo da decomposição catalisada por base.

Figura 19: Fluxo do processo de decomposição catalisada por base.



Fonte: VIJGEN, 2002.

5 COMPARAÇÃO DE CRITÉRIOS ADOTADOS INTERNACIONALMENTE

Conforme a metodologia adotada, apresentada no Capítulo 3, foi realizado levantamento das informações da UNEP e dos 6 países mais consumiram as PCBs no mundo e UE, sendo este levantamento disponibilizado no Apêndice III. Conforme dados apresentados na Tabela 1 no item 3, estes países e UE utilizaram 82% das PCBs produzidas, os 6 maiores consumidores também foram os seis maiores produtores e o consumo foi extremamente concentrado nos Estados Unidos, União Européia e Rússia (com praticamente 75%). O Canadá é o único país analisado que não produziu as PCBs. Ressalta-se que todos os países e UE analisados são considerados desenvolvidos, tendo utilizado de 3 a 41 vezes mais PCBs que o Brasil, que é classificado como o 13º maior consumidor das PCBs, conforme estes critérios.

Sequencialmente, fez-se uma análise comparativa dos critérios adotados internacionalmente. Cabe ressaltar que as informações encontradas para a Rússia foram muito desatualizadas (de 2003), podendo não refletir a realidade atual do gerenciamento de PCBs neste país. Havia também pouca disponibilidade em inglês de informações para o Japão e Alemanha quando comparadas as dos demais países, sendo necessário considerar esta limitação da pesquisa.

5.1 Classificações e premissas

O Quadro 8 apresenta as principais formas de classificação e premissas usadas pelos diferentes países e UE. Observa-se que a maior parte (CE/UNEP, EUA, UE, França e Canadá) adotou o limite de 50 mg/kg de PCB para diferenciar materiais “contaminados” dos “não contaminados”. As exceções são: Rússia, que considera apenas equipamentos originalmente fabricados com PCB; Alemanha, que proíbe o reprocessamento de óleo usado com teores superiores a 20 mg/kg; Japão que restringe uso de materiais com teores superiores a 0,5 mg/kg, apesar de não ficarem claros os critérios de classificação e sua forma de gerenciamento. A nomenclatura varia conforme o país – PCB (tanto aqueles com teores superiores a 500 mg/kg ou com teores superiores a 50 mg/kg), contaminado PCB, Askarel, contendo PCB, baixa concentração, concentração extremamente baixa.

Quadro 8: Formas de classificação e premissas quanto ao gerenciamento de PCB de materiais e equipamentos (em verde aqueles similares a CE/UNEP; em amarelo os que são mais restritivos; em vermelho o que é muito mais restritivo e em roxo o que é menos restritivo)

CE, UNEP, PAÍS OU UE	CLASSIFICAÇÃO E PREMISSAS
CE / UNEP	<p>Adota concentrações de 500 mg/kg e 50 mg/kg;</p> <p>Secretariat of the Basel Convention (2003): amostrar os equipamentos não identificados; sugere-se priorizar os mais velhos, localizados em áreas sensíveis; aqueles com concentrações entre 50 e 500 mg/kg podem ser dispensados de exigências (inventário, rotulagem, prazo para eliminação);</p> <p>Unep Chemicals (2002): verificar placa do equipamento; pode-se considerar que os equipamentos fabricados até 1986 podem conter PCB</p> <p>Helsinki Commission (2001): priorizar equipamentos com quantidades significativas de PCB: transformadores e capacitores de potência.</p>
Estados Unidos	<p>PCB: fluidos com teor ≥ 500 mg/kg ou superfícies com teor ≥ 100 $\mu\text{g}/100$ cm^2</p> <p>Contaminado PCB: fluidos com teor entre 50 e 500 mg/kg ou superfícies entre 10 e 100 $\mu\text{g}/100$ cm^2;</p> <p>Diversas premissas para uso e armazenamento – Assume-se que equipamentos elétricos fabricados após 1979 são Não PCB e que transformador de distribuição são Não PCB independente do ano de fabricação.</p> <p>Determinação da concentração é feita para destinação, devendo ser realizada através de teste, rotulagem ou declaração do fabricante e histórico de manutenção.</p> <p>Equipamento armazenado para destinação que não tiver concentração determinada: contendo PCB;</p> <p>USWAG (2005) e USWAG (2006): defende que o escopo do programa de redução de PCB voluntário deve ser diferente de empresa para empresa, devido às especificidades de cada empresa. Houve priorização de análise/eliminação de equipamentos de grande porte, os conhecidos como PCB, localizados em área de risco ou com maior risco ambiental ou por idade do equipamento (ano de fabricação);</p>
União Europeia	<p>PCB: qualquer mistura contendo teor superior a 50 mg/kg; Maioria dos países adotou este limite, exceto Áustria, Suécia, Países Baixos e Alemanha.</p> <p>Equipamentos que possam conter PCB devem ser tratados como se o contivessem, exceto se for razoável presumir o contrário (CENELEC, 2010 apresenta condições). A determinação da concentração de PCB é recomendada ao fim da vida útil e para disposição do equipamento.</p>
Rússia	<p>Contempla apenas equipamentos originalmente fabricados com PCB, tendo sido considerada que uma parte destes foi descartada no meio ambiente e outra permanece em operação.</p> <p>Excluídos o uso das PCBs como verniz, tinta e capacitores de uso doméstico.</p>
Alemanha	<p>50 mg/kg foi o limite de concentração considerado com definição de prazos; Óleo usado deve ser reprocessado somente quando a concentração de PCB for menor que 20 mg/kg</p>
França	<p>Contendo PCB: > 50 mg/kg;</p> <p>Permite que detentores com mais de 150 equipamentos apresentem plano particular propondo as condições de eliminação e descontaminação com critérios diferentes dos estabelecidos nacionalmente. Para identificação dos equipamentos contendo PCB, sugere-se:</p> <ul style="list-style-type: none"> - avaliar etiquetas (equipamentos PCB fabricados a partir de 1975 tinham etiqueta de identificação); - equipamentos suscetíveis de conter PCB devem ser considerados como contendo PCB; - Equipamentos fabricados após 1987 que forem hermeticamente fechados ou que não tiveram

CE, UNEP, PAÍS OU UE	CLASSIFICAÇÃO E PREMISSAS
	<p>nenhum fluido contaminado misturado antes de 1994 podem ser considerados como não contendo PCB;</p> <p>- Todos equipamentos fabricados após 1994 podem ser considerados como não contendo PCB.</p>
Japão	<p>Critérios de classificação não ficaram claros - mas há referência para três níveis de contaminação:</p> <p>- baixa concentração de PCB – 0,5 a 5000 mg/kg;</p> <p>- concentração de PCB extremamente baixa – de poucos ppm a 1000 mg/kg;</p> <p>- alta densidade de PCB (sem citar teor de PCB, mas é provável que seja superior a 1000 ou 5000 mg/kg).</p>
Canadá	<p>-Resíduos de PCB:aqueles que têm 50 mg/kg de PCB ou mais.</p> <p>-Askarel: concentração de PCB é superior a 30% em peso.</p>

Diferentes premissas que simplificam e priorizam os equipamentos foram adotadas pela maioria:

- UNEP: propõe avaliação das placas de equipamentos ou priorização de equipamentos contendo grandes quantidades de PCB;
- EUA: pressupõe que equipamentos elétricos fabricados após 1979 são “não PCB” e transformadores de distribuição são “não PCB” independente do ano de fabricação; Além disto, os EUA admitem formas diferenciadas de gerenciamento conforme empresa.
- UE: permite assumir que não contem PCB os equipamentos em que isto for razoável;
- Rússia: considera apenas equipamentos originalmente fabricados com PCB;
- França: equipamentos fabricados após 1987 ou 1994 (conforme critérios apresentados no Quadro 8) podem ser considerados como não contendo PCB. Além disto, a França admite planos particulares (com formas diferenciadas de gerenciamento) para detentores com mais de 150 equipamentos.

Por outro lado, EUA e UE recomendam a determinação da concentração de PCB no fim da vida útil do equipamento, mas no EUA além da análise permite-se que esta determinação seja feita conforme rotulagem ou declaração do fabricante e histórico de manutenção.

Em resumo, as principais formas de priorização adotadas consistiram em focar esforços de eliminação em equipamentos com quantidades significativas de PCB (maior porte), aqueles localizados em áreas sensíveis ou com maior risco ambiental, em equipamentos mais velhos (mais suscetíveis a estarem contaminados), ou aqueles conhecidamente PCB; ou admitir formas diferenciadas de gerenciamento conforme empresa. Estas estratégias de priorização resolvem o problema para equipamentos com maior risco ambiental, sem prejudicar e onerar desnecessariamente o consumidor de energia.

As restrições encontradas quanto a destinação final de equipamentos e/ou fluidos contendo PCB até 50 mg/kg são apresentadas no Quadro 9, sendo possível notar que:

- CE/UNEP, UE, Rússia e França não adotaram nenhuma restrição;
- EUA, Canadá e Alemanha tem alguma restrição quanto a destinação de fluidos, cujo limite é de 2 mg/kg para EUA e Canadá e 20 mg/kg, para Alemanha: para os EUA, óleo usado com teores detectáveis de PCB deve ser usado para recuperação energética; para o Canadá, só é estabelecido que líquidos com teores entre 2 e 50 mg/kg podem ser usados até quando forem removidos do equipamento, não ficando claro qual e se de fato há restrição de destinação; para Alemanha, só pode haver reprocessamento de óleo usado (resíduo) quando a concentração de PCB for inferior a 20 mg/kg;
- Japão parece ser o mais restritivo de todos os países analisados ao restringir destinação final tanto de fluidos (teor superior a 0,5 mg/kg) quanto de equipamentos (teores inferiores a 50 mg/kg), não havendo informações suficientes para avaliar estas restrições e se de fato estes limites foram utilizados.

Quadro 9: Restrições quanto a destinação final de equipamentos e/ou fluidos com até 50 mg/kg de PCB (em verde aqueles similares a CE/UNEP; em amarelo os que são mais restritivos e em vermelho o que é muito mais restritivo)

CE, UNEP, PAÍS OU UE	RESTRIÇÃO A EQUIPAMENTOS E/OU FLUIDOS COM ATÉ 50 mg/kg
CE / UNEP	Não há
Estados Unidos	Fluidos: processado ou comercializado para destinação; Óleo usado com teores detectáveis de PCB: recuperação energética
União Europeia	Não há. Maioria dos países adotou o limite de 50 mg/kg, exceto Áustria, Suécia, Países Baixos e Alemanha
Rússia	Não há.
Alemanha	Óleo usado (resíduo) deve ser reprocessado somente quando a concentração de PCB for inferior a 20 mg/kg
França	Não há.
Japão	Parece haver restrição a fluidos contendo teores superiores a 0,5 mg/kg; Parece que equipamentos com teores inferiores a 50 mg/kg devem ser descontaminados. No entanto, não há informações suficientes para avaliar estas restrições.
Canadá	Líquidos contendo teores superiores a 2 mg/kg até 50 mg/kg podem ser usados até quando foram removidos do equipamento. No entanto, não fica claro se há restrição quanto a destinação final.

5.2 Critérios adotados para elaboração de inventário

O Quadro 10 apresenta as exigências para realização do inventário, sendo possível observar que para todos os países e UE que tem informações disponíveis sobre este tema, exceções são admitidas para equipamentos contendo entre 50 e 500 mg/kg, em uso ou para aqueles fabricados após 1987.

Quadro 10: Exigências para realização do inventário (destaque em verde para as exceções)

CE, UNEP, PAÍS OU UE	CRITÉRIOS PARA INVENTÁRIO
CE / UNEP	Deve ser realizado; prazo de 6 meses; mas permite exceção para equipamentos contendo entre 50 e 500 mg/kg.
Estados Unidos	Elaborado até 1998 para materiais PCB (≥ 500 mg/kg)
União Europeia	Em até 3 anos devendo ser atualizado. Para equipamentos contendo entre 50 e 500 ppm, há exceções quanto a exigência de informações.
Rússia	Informação não disponível.
Alemanha	Informação não disponível.
França	Obrigatório para detentores de equipamentos com volume superior a 5 dm ³ . Foram inclusos equipamentos não analisados – com menção de “teste de detecção não efetuado”. Critérios estabelecidos conforme Arrêté du 14 janvier 2014; Equipamentos fabricados após 1987, são dispensados.
Japão	Informação não disponível.
Canadá	É obrigatória elaboração de relatórios anuais, sendo que há exceção quanto às informações exigidas para equipamentos em uso.

O Quadro 11 apresenta os principais dados disponibilizados nos inventários dos diferentes países e UE. Observa-se que os dados são inconsistentes e incomparáveis, similar ao que ocorreu para países que compõe a União Europeia. No caso da Alemanha e Canadá, não é possível compreender ao que se refere a massa informada (massa de PCB, de óleo e/ou de equipamento com óleo). Os únicos países que apresentam informações referentes a equipamentos de distribuição (de rede) são França e Japão.

Quadro 11: Dados disponibilizados nos inventários dos diferentes países e UE

CE, UNEP, PAÍS OU UE	DADOS DOS INVENTÁRIOS
CE / UNEP	-
Estados Unidos	-
União Europeia	Inventários com dados inconsistentes e incomparáveis.
Rússia	Do setor de energia e combustível, estima-se um total de 3,1 mil T, dos quais 22 transformadores e 175 815 capacitores.
Alemanha	Inventário de 1998 com identificação de 600 T (12 mil T) em transformadores e 960 T (2,6 mil T) em capacitores. Pode ser que os primeiros dados (600 e 960 T) se refira a massa PCB puro (ou de óleo) e os dados em parênteses se refiram ao peso total do equipamento com óleo. Em 2004, havia 300 mil T a serem tratados, sendo 99% dispostos (provavelmente em aterros subterrâneos).
França	Inventário em 545 610 equipamentos fabricados antes de 1987 (inclusos equipamentos não analisados). Dos 21 000 que eram conhecido PCB ou contendo PCB acima de 500 ppm, em 2001, havia 4201 equipamentos remanescentes a serem destinados (FRANÇA, 2006). EDF: destinação de 16 799 equipamentos grandes contendo PCB com teores superiores a 500 mg/kg entre 1985 e 2001; tinha 450 000 transformadores de rede, 70 000 com teores superiores a 500 mg/kg e ao menos 13 200 com concentração entre 50 e 500 mg/kg, totalizando uma taxa mínima de contaminação dos transformadores de rede de 18,6%.
Japão	Transformadores de alta tensão: 11 079 Condensadores de alta tensão: 219 106 Transformadores de rede aérea: 1 863 225 (sendo equivalente a 178 320 t de óleo); Em 2016, 2 582 000 unidades (133 000 t de óleo) e 880 000 fora de uso (38 000 t de óleo) Jesco (2016): 4,5 milhões de unidades e 1400 km de cabos contaminados com concentrações de PCB extremamente baixa
Canadá	Em 1994, 2003, 2007 e 2010 havia 14 531 T, 9 450 T, 6 036 T e 55 T de óleo em uso. Já a massa armazenada ora é informada em massa de óleo e ora em massa de óleo e equipamentos, não sendo possível comparação. Houve extensão do prazo destinação final de itens com altas concentrações de PCB (maior que 500 mg/kg), o que comparado ao histórico da massa de óleo estimada em uso (redução drástica de 1994 a 2010), parece incoerente, o que pode indicar que estes inventários não refletem a realidade.

5.3 Exigências de rotulagem

O Quadro 12 apresenta as exigências quanto a rotulagem de equipamentos.

Quadro 12: Exigências quanto a rotulagem de equipamentos contendo PCB (destaque em verde para as exceções)

CE, UNEP, PAÍS OU UE	ROTULAGEM
CE / UNEP	Secretariat of the Basel Convention (2003): rotulagem dos materiais inventariados com teores superior a 50 mg/kg e instalações (exceção para transformadores contendo entre 50 e 500 mg/kg de PCB)
Estados Unidos	Rotulagem é obrigatória para equipamentos PCB e desnecessária para equipamentos contaminados por PCB.
União Europeia	Os equipamentos e instalações inventariados e equipamentos descontaminados devem conter rotulagem.
Rússia	Informação não disponível.
Alemanha	Informação não disponível.
França	Obrigatória para equipamentos que foram descontaminados e equipamentos contendo PCB (mais de 50 mg/kg) com mais de 5 dm ³ e para áreas aonde eles estão localizados.
Japão	Informação não disponível.
Canadá	Equipamentos devem ser rotulados em até 30 dias após retirada de uso; a rotulagem de equipamentos em uso é voluntária, mas é normalmente realizada.

Nota-se que no geral é necessário rotular equipamentos contendo teores de PCB superiores a 50 mg/kg, sendo admitidas exceções pela UNEP, EUA e Canadá relacionadas a transformadores ou equipamentos contendo entre 50 e 500 mg/kg ou para equipamentos em uso.

5.4 Prazos para retirar de operação ou destinação final de equipamentos e materiais contendo teores superiores a 50 mg/kg

Os prazos para retirada de operação e, ou destinação final dos equipamentos com teores de PCB acima de 50 mg/kg são exibidos no Quadro 13. Não foram encontrados prazos específicos para materiais com teores inferiores a 50 mg/kg em nenhum país ou UE.

Percebe-se que a própria Convenção prioriza os equipamentos com teores acima de 500 mg/kg (“envidar esforços”) em relação aos equipamentos com teores entre 50 e 500 mg/kg (“empenhar-se”) apesar de definir os mesmos prazos. O Manual de Treinamento sobre a preparação de um plano nacional de gerenciamento de PCBs (Secretariat of the Basel Convention, 2003) apresenta diferentes prazos: inicialmente, é apresentado que equipamentos com mais de 500 mg/kg deveriam ser retirados de operação até 2005 e que aqueles contendo entre 50 e 500 mg/kg devem ser retirados apenas no final de sua vida útil; quando é apresentado um modelo de regulação a ser implementado, o ano limite apresentado para todos os equipamentos com mais de 50 mg/kg é de 2013 (sendo justificado que este corresponde a 30 anos após a proibição de fabricação de equipamentos PCB e que isto corresponde ao final de vida útil do equipamento, o que pode ser um dado médio e não refletir a realidade).

No caso de equipamentos e fluidos com teores de PCB **acima de 500 mg/kg**, observa-se que países europeus (UE, Alemanha e França) optaram por antecipar os prazos estabelecidos pela CE (2025 e 2028). Estados Unidos também o fez, mas apenas para equipamentos localizados em áreas sensíveis. Canadá e Japão que inicialmente haviam previsto antecipar o prazo de eliminação deste tipo de equipamento optaram por adiar para 2025 (retirada de equipamentos no Canadá ou destinação final no Japão).

Já quanto aos prazos estabelecidos para a retirada de operação e para a destinação final dos equipamentos com concentrações entre **50 e 500 mg/kg**, nota-se que:

- EUA e UE optaram por não estabelecer prazo para retirada de operação e destinação para equipamentos nestes teores, ou, similarmente, adotaram o fim da vida útil, o que também é recomendado pela Secretariat of the Basel Convention (2003), mesmo que ambigualmente

Esta estratégia é bastante interessante pois permite a utilização do equipamento até o fim de sua vida útil, não sendo necessária aquisição de novos equipamentos prematuramente, minimizando a geração de resíduos. Esta estratégia foi implementada para transformadores em diversos países europeus: Finlândia, Alemanha e Noruega; Áustria, Bélgica, República Checa, França, Itália, Portugal, Espanha e Reino Unido (JANSE e CHRISTIAN, 2005).

- França, Japão e Canadá adotaram prazos próximos ao estabelecido pela CE, ou seja, 2025 (para destinação final, para os dois primeiros e retirada de operação para o Canadá, sendo 2027 para destinação final);
- Dos países analisados, apenas Alemanha adotou prazos mais restritivos que CE, no entanto, não foi possível verificar se a eliminação das PCBs foi de fato efetivada, tendo em vista a pouca disponibilidade de informações sobre gerenciamento de PCB neste país em inglês;

Quadro 13: Prazos para retirada de operação e, ou destinação final de equipamentos contendo PCB (em verde aqueles similares a CE; em vermelho o que é mais restritivo e em roxo o que é menos restritivo)

CE, UNEP, PAÍS OU UE	PRAZOS PARA RETIRADA DE OPERAÇÃO E, OU DESTINAÇÃO FINAL	
	CONCENTRAÇÃO MAIOR QUE 500 mg/kg	CONCENTRAÇÃO ENTRE 50 E 500 mg/kg
CE / UNEP	CE: evitar esforços para identificar, rotular e tirar de uso: 2025; Destinação final: 2028; Secretariat of the Basel Convention (2003): 2005 ou 2013 .	CE: empenhar-se para identificar e tirar de uso equipamentos: 2025; Destinação final: 2028; Secretariat of the Basel Convention (2003): fim da vida útil ou 2013
Estados Unidos	Entre 1985 e 1993 para os equipamentos localizados em áreas sensíveis; exceto cabos, disjuntores e religadores: fim da vida útil; Tempo de armazenamento máximo de resíduos contaminados PCB: 1 ano	Não há prazo para retirada de operação. Tempo de armazenamento máximo de resíduos contaminados PCB: 1 ano Empresas têm feito esforços voluntários diferentes mas normalmente com adoção de grupos prioritários (grande porte, conhecidamente PCB, áreas críticas, grupos com maior risco de contaminação)
União Europeia	Destinação final: 2010	Destinação final: Fim da vida útil (adotado por Reino Unido, Itália, Espanha e Portugal)
Rússia	Informação não disponível, mas foi feita análise econômica para verificar cenários de retirada de operação no fim da vida útil, conforme CE ou com antecipação dos prazos da CE sendo estimado os impactos da antecipação.	
Alemanha	Proibição de uso de PCBs em concentração superior a 50 mg/kg em capacitores grandes (acima de 1 L) até 1994 , para demais equipamentos até 1999 , havendo exceção para produtos contendo entre 100 e 1000 mL, cujo prazo estabelecido foi até 2010 . Mas não foi possível verificar se isto de fato ocorreu.	
França	2004 a 2010	Inicialmente: fim da vida útil; então proibição de detenção entre 2017 e 2023; Mas permitido plano particular considerando metade dos equipamentos até 2020 e o restante até 2025 (destinação final).
Japão	Prazo inicial: 2016; Adiado para: 2023 (retirada de uso) e 2025 (destinação final).	
Canadá	2009. Este prazo podia ser estendido para 2014; Mas, em 2015, houve extensão deste prazo para 2025 para equipamentos de Geração, Transmissão e Distribuição de energia	2009 para áreas sensíveis e 2025 para demais áreas; Transformadores elétricos da rede aérea e reatores de iluminação podem ser utilizados até 2025 . Após retirada de operação, devem ser eliminados em até 2 anos.

5.5 Métodos de análise aceites

Os métodos de análise aceites estão apresentados pelo Quadro 14.

Quadro 14: Métodos de análise aceites para detecção do teor de PCB em óleo
(destaque em rosa para métodos de triagem (kit colorimétrico e eletrodo seletivo de cloro); em azul, análise cromatográfica; em roxo, espectrometria de massa de alta resolução)

CE, UNEP, PAÍS OU UE	MÉTODOS DE ANÁLISE DE PCB EM ÓLEO
CE / UNEP	Secretariat of the Basel Convention (2003): Testes de densidade, detecção do teor de PCB por kit colorimétrico ou a partir do eletrodo seletivo de cloro; análise cromatográfica (acreditada)
Estados Unidos	Todos materiais que podem conter PCB devem ser analisados individualmente ou por contentores; métodos de triagem podem ser utilizados ; para destinação final de fluidos é necessária análise cromatográfica ;
União Europeia	Decisão da Comissão 2001/68/CE: IEC 61619 - Cromatográfica ; Cenelec (2010): teste de clorados para determinação preliminar e para atividades de manutenção apenas
Rússia	Informação não disponível.
Alemanha	Em 1989, houve padronização do método analítico através do <i>Federal Communication of a uniform analytical method for PCB and PCT detection, 6th of December of 1989</i> de acordo com Christian and Janse (2005). Não foi possível avaliar o conteúdo deste ato normativo.
França	Cromatografia ; mas inicialmente, foram aceites também métodos de detecção de presença de cloro.
Japão	<i>Content test method</i> . JEAC 1201-1999. Deve ser espectrometria de massa de alta resolução e/ou cromatografia gasosa com ECD com diferentes formas de purificação.
Canadá	Há exigência que laboratório seja acreditado, mas não é definido qual(is) o(s) tipo(s) de análises.

Percebe-se que as análises cromatográficas foram adotadas como métodos preferenciais nos EUA, na UE (incluindo França e provavelmente Alemanha) e Japão, apesar de seus problemas de precisão, devido a interferência do óleo e seus compostos de degradação, como apresentado no item 4.5. Já os testes de detecção do teor de PCB por kit colorimétrico e a partir de eletrodo seletivo de cloro (considerados testes de triagem) são aceites nos EUA, sendo que na UE são aceites como forma de determinação preliminar e para fins de manutenção. No Canadá e na Rússia, não foi possível identificar quais métodos são aceites. Quanto a acreditação laboratorial, a UNEP, Canadá e UE fazem ou sugerem esta exigência da seguinte forma: por autoridades

competentes, sendo necessário acreditar recursos humanos e materiais; pela ISO/IEC 17025 ou pelo *Environmental Quality Act*; pela ISO/IEC 17025 e ISO 9001, respectivamente. Mesmo sugerindo que laboratórios fossem acreditados, ressalta-se que a UNEP (SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION, 2003) já sinalizava que uma grande dispersão de resultados e a necessidade de criação de um sistema de validação específico para análises de PCB em óleo.

5.6 Destinações finais aceitas

O Quadro 15 apresenta relação entre as principais formas de destinação final de PCB e os países selecionados e UE. Este quadro é um resumo esquemático do quadro apresentado no Apêndice II, que contém de forma mais detalhada as exigências relacionadas a cada forma de destinação final.

Quadro 15: Principais formas de destinação final aceitas para PCB e seus resíduos (S para aqueles que aceitam; N para os que não aceitam e IND quando informação não disponível)

UNEP, PAÍS OU UE	PRINCIPAIS FORMAS DE DESTINAÇÃO FINAL						
	Substituição/ Retrofilling g/ Refilling	Descontaminação física de equipamentos	Tratamento térmico (Incineração e coprocessamento, etc)	Fornos de recuperação de sucatas metálicas	Descontaminação química	Aterro	Novos métodos
UNEP	S/N	S	S	S	S	S, se não houver técnica de destruição	IND
EUA	S	S	S	S	S	S	S
UE	S	S	S	IND	S	S para equipamentos que não possam ser descontaminados	S
Rússia	S	S	S	S	IND	IND	IND
Alemanha	IND	IND	S	IND	S	S	IND
França	S	S	S	IND	S	IND	IND
Japão	IND	S	S para itens contaminados com pequena quantidade de PCB	IND	S (principalmente)	IND	S
Canadá	S	S	S	IND	S	X	IND

- De modo geral, todos os países e UE aceitam as tecnologias listadas, com exceção para quando a informação não está disponível (não sendo possível avaliar se a tecnologia é ou não aceita) e do aterro, que deve ser evitado se outra tecnologia estiver disponível (UNEP e UE).
- **substituição do óleo contaminado por outro de menor teor (*retrofilling* ou *refilling*)** é proibida pela Secretariat of the Basel Convention (2003), enquanto a Unep Chemicals (2002) apresenta check list para avaliar sua viabilidade. Este processo é aceito nos Estados Unidos, União Europeia, Canadá e França, sendo necessária realização de análise após um período de operação do equipamento: 90 dias para os três primeiros e 6 e 12 meses para o último; se necessário é admitida a repetição do processo;
- **procedimentos de descontaminação física de equipamentos** – alguns países admitem simplificações para viabilizar este processo: EUA prevê procedimentos de autoimplementação sem necessidade de análises comprobatória; Canadá permite reciclagem de metais para equipamentos contendo até 200 mg/kg através de procedimento de drenagem do líquido livre por método aprovado;
- **tratamento térmico** – em geral há exigência de temperatura superior a 1100 ou 1200°C, 2 segundos de tempo de retenção, 3% de excesso de oxigênio, emissão de dioxinas menor que 0,1ng TEQ/m³ e EDR superior a 99,9999%, entre outros; as tecnologias de tratamento térmico a alta temperatura são aceitas em todos os países analisados e UE, exceto no Japão em que este é permitido apenas para itens contaminados com pequena quantidade de PCB. Esta informação é similar à conclusão apresentada no item 4.6, que afirma que a incineração foi e continua a ser a forma de destruição mais disponível e adotada, principalmente em países desenvolvidos (exceto Japão e Austrália);
- **métodos alternativos (novos)** são aceitos pelos EUA, UE e Japão desde que aprovados e tenham eficiência similar aos tratamentos térmicos (EUA, UE).

O Quadro 16 exibe um sumário da capacidade de destinação final instalada ou recomendada. É possível observar que:

- Há números bem expressivos de unidades ou tecnologias de destinação na Alemanha, França e Japão;
- a capacidade de destinação é disponibilizada apenas para UE e Alemanha, sendo sugerida para Rússia;
- Rússia, França e Canadá permitiram ou recomendaram unidades móveis de tratamento;
- Alemanha e França utilizaram plantas de incineração;
- Alemanha é o único que cita utilização de armazenamento subterrâneo como forma de destinação final.

Quadro 16: Capacidade de destinação final

CE, UNEP, PAÍS OU UE	CAPACIDADE DE DESTINAÇÃO FINAL
CE / UNEP	-
Estados Unidos	-
União Europeia	Capacidade de pré-tratamento e incineração instalados em países da UE, que totalizam cerca de 50 e 120 mil T/ano, respectivamente, além das 3 unidades de armazenamento permanente da Alemanha.
Rússia	Recomendada a construção de: - 6 instalações estacionárias de destruição de PCB (5 com capacidade de 1000 T/ano e 1 de 400 T/ano) - 2 instalações móveis menores (80 T/ano) de destruição de PCB -6 unidades de descontaminação de equipamentos, com capacidade de 200 e 100 equipamentos, respectivamente - uma unidade móvel de descontaminação com capacidade de 40 peças
Alemanha	CHRISTAN e JANSE (2005b): em 2005 há 16 plantas incineradoras com capacidade de 52 mil T por ano; 1 planta de descontaminação (5 mil T/ano); 3 áreas de armazenamento subterrâneo com 85 mil T de resíduos armazenados
França	15 instalações, sendo 2 para incineração, 6 para descontaminação e 7 para manutenção e tratamento in situ de equipamentos
Japão	5 unidades da JESCO e 41 tecnologias de tratamento químico aprovadas para itens contaminados com pequena quantidade de PCB
Canadá	Até 2015, possibilidade de destinação através de unidades móveis, quando ocorreu revogação do <i>Federal Mobile PCB Treatment and Destruction Regulations</i> , pois foi considerado que já existem unidades de destinação de PCB suficientes.

5.7 Outras informações relevantes sobre o gerenciamento de PCB

Outras informações relevantes sobre gerenciamento de PCB nos países selecionados e UE são:

- Japão criou uma empresa 100% estatal para armazenar e tratar resíduos com alta densidade de PCB com 5 unidades distribuídas geograficamente no país e disponibiliza subsídios para destinação de materiais PCB provenientes de pequenas e médias empresas;
- Japão e Canadá criaram fundos para promover o gerenciamento adequando, sendo que no Japão, antigos fabricantes, governo local e central contribuem com recursos;
- Critérios de limpeza de derramamento são detalhadamente estabelecidos pelos Estados Unidos, sendo apresentados simplificadaamente pelas normativas europeias CENELEC (2003) e CENELEC (2010);
- A norma europeia CENELEC (2003) sugere EPIS a serem utilizados conforme situação;
- Japão apresenta Guia para transporte e coleta de resíduos de PCB.

6 AS PCBS NO BRASIL

6.1 Histórico de utilização

6.1.1 Estimativa de importação

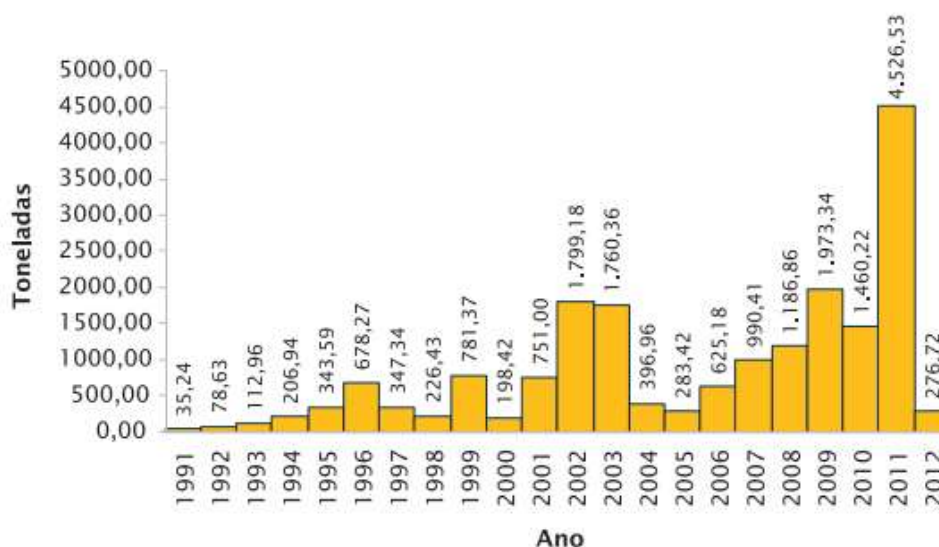
As PCBs nunca foram fabricadas no Brasil. Brasil ([201?]) estima uma importação de 26 mil toneladas (BRASIL, [201?]). Por outro lado, Breivik et al (2002) disponibiliza dados estimados de consumo padrão de 22 congêneres selecionados em seu sítio eletrônico (BREIVIK al, [2002?]) por país. Ao comparar os dados do Brasil com os dados de todos os países, é possível estimar que o Brasil consumiu o equivalente a 1,08% da produção mundial de PCB, sendo o 13º maior consumidor. Posteriormente, Breivik et al (2007) atualizou a estimativa de produção mundial, sem disponibilizar os dados por país. Considerando assim a produção mundial atualizada, com o percentual da produção mundial calculado (1,08%), estima-se que o país tenha importado cerca de 14 mil toneladas de fluido PCB, valor consideravelmente menor que o dado estimado por Brasil ([201?]).

Brasil (2015c) estima que cerca de 80% das PCBs utilizadas no país são encontradas no setor elétrico. No entanto, a fonte desta informação não foi citada. Ademais, outros produtos que continham PCB que foram comercializados no Brasil foram sabonetes assépticos (principalmente em hospitais), tintas, agrotóxicos e fluídos hidráulicos diversos, não tendo sido identificada utilização direta das PCBs na construção civil.

6.1.2 Estimativa de destruição

Brasil (2015c) fez uma consulta a empresas licenciadas para destinação final de PCB, que indicou que cerca de 20 mil toneladas tiveram destinação ambientalmente adequada entre 1991 e 2012, englobando todos os tipos de materiais (fluidos, partes permeáveis e impermeáveis de equipamentos, solos contaminados, entre outros). A Figura 20 apresenta o histórico desta destruição a partir da declaração das empresas Cetrel, WPA, Haztec, Braskem e Tecori, que totaliza 19 mil toneladas. Além disto, o país exportou 800 toneladas para tratamento térmico na Finlândia em 2006 e 2007. Percebe-se, por tanto, que tem havido esforços de eliminação de PCB no país ao longo do tempo.

Figura 20: Destruição de PCBs totais no Brasil, por ano, de 1991 a 2012.



Fonte: BRASIL, 2015c.

Num estudo anterior realizado pelo Ministério de Meio Ambiente, havia sido estimado que 30 mil toneladas de resíduos PCB foram destinadas até o final de 2007 (BRASIL, [201?]), o que diverge da consulta levantada por Brasil (2015c).

6.1.3 Estimativa de massa remanescente

Alguns estudos apresentam estimativas sobre a massa remanescente de PCBs no Brasil, sendo bastante superiores à massa de fluido PCB importada pelo país (de 14 a 26 mil toneladas). Isto se dá pela inclusão da massa dos equipamentos contaminados e pela contaminação de fluidos e equipamentos originalmente sem PCB. Há, no entanto, discrepâncias significativas entre os valores apresentados, como pode ser visto na Tabela 9.

No Plano Nacional de Implementação brasileiro (BRASIL, 2015c), foi informado que 20 mil toneladas foram destinadas e que 4,9 mil toneladas de resíduos PCB estão atualmente identificadas. Estas 24,9 mil toneladas correspondem a 20% das PCBs no Brasil, podendo-se concluir que os 80% restantes (100 mil toneladas) devem ser identificados e destinados. Estes

números têm como base dados de Costa (2000) e Brevik et al (2002 apud BRASIL, 2015c), sendo o último trabalho não apresentado na lista de referências do referido documento.

Tabela 9: Estimativas de massa destinadas, identificadas, remanescente de PCB no Brasil

MASSA DESTINADA	MASSA CONTAMINADA IDENTIFICADA	MASSA REMANESCENTE	FONTE DA INFORMAÇÃO
20 mil T	4,9 mil T	100 mil T	BRASIL, 2015c que cita como referência COSTA, 2000
30 mil T	-	70 mil T	BRASIL, [201?])
-	-	250 e 300 mil T, sendo 100 mil T em concessionárias de energia	COSTA, 2000

Costa (2000), através de sua reportagem para revista Brasil Energia, apresenta estimativa de que há no Brasil entre 250 mil e 300 mil toneladas de PCB em uso, das quais 100 mil T em concessionárias de energia, conforme estimativa realizada por um gerente de vendas de uma empresa que lidera a exploração dos serviços de troca do PCB. Ou seja, a estimativa de massa remanescente no Brasil (BRASIL, 2015c), além de não ter nenhum embasamento científico, sequer apresenta coerência com a fonte citada. Assim, pode-se questionar esta estimativa e fica evidente a necessidade de realização de um inventário nacional estatístico, com critérios bem estabelecidos para que, a partir dos resultados, seja estabelecida uma priorização dos grupos de maior risco ambiental a serem tratados. Por outro lado, BRASIL ([201?]) estima que resta no país 70 mil toneladas de materiais com concentração média e baixa, sem definir o que vem a ser estas concentrações.

BRASIL (2015c) apresenta que, em 2009, a Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel) realizou, junto aos agentes de transmissão e distribuição de energia elétrica do país, um inventário de equipamentos, em operação ou armazenados, que contenham óleo mineral isolante, contaminado por PCBs. Neste foram consultados 75 agentes de transmissão e 64 agentes de distribuição de energia elétrica. Porém apenas 37 agentes (o que corresponde a 26,6%) retornaram com resposta. No total, neste inventário, constatou-se, a existência de

2 664 917 litros de óleo contaminado com PCBs. Chega-se, então, à conclusão de que este número é muito inferior ao estimado de massa remanescente de PCB no Brasil.

De fato, a ANEEL disponibiliza em seu sítio eletrônico um levantamento de ativos que contem PCB em concentrações maiores que 50 mg/kg das Distribuidoras e Transmissoras (ANEEL, [2009?]). Neste, é possível verificar que há 2 804 367 litros de óleo com teores de PCB acima de 50 mg/kg de 35 concessionárias. Não foi possível encontrar o estudo citado pelo NIP brasileiro para análise, mas os números são relativamente similares o que sugere que se trata do mesmo levantamento. Para avaliar a representatividade nacional da resposta, considera-se mais adequado comparar parâmetros que levem em consideração o tamanho das concessionárias do que avaliar o número de empresas. Fez-se, então, um levantamento do consumo de energia distribuído, para as concessionárias de distribuição, e da extensão das linhas de transmissão, para as de transmissão, apresentados na Tabela 10. Nota-se que a relação destes parâmetros das empresas respondentes frente aos parâmetros nacionais são de 60 e 58%, respectivamente, o que sugere uma maior representatividade deste levantamento da ANEEL do que foi apresentado pelo NIP brasileiro ao se avaliar apenas o percentual de empresas respondentes.

Tabela 10: Síntese do levantamento de ativos contaminados por PCB das Distribuidoras e Transmissoras (ANEEL, [2009?]) e representatividade nacional das empresas respondentes quanto a parâmetro avaliado

TIPOS DE CONCESSIONÁRIAS	VOLUME DE ÓLEO TOTAL CONTAMINADO COM PCB (ANEEL, 2015a)	PARÂMETRO AVALIADO	PARÂMETRO – EMPRESAS RESPONDENTES	PARÂMETRO – REFERÊNCIA NACIONAL	FONTE DOS PARÂMETROS AVALIADOS	REPRESENTATIVIDADE NACIONAL DAS EMPRESAS RESPONDENTES QUANTO AO PARÂMETRO AVALIADO
Distribuidoras de energia	1 995 297 L	Consumo de energia elétrica	208 175 773 MWh	345 191 095 MWh	ANEEL, 2015b	60,3%
Transmissoras de energia	809 070 L	Extensão de linhas de transmissão - circuitos de 230 a 750 kV	59 073 km	101 764 km	ABRATE, 2012	58,0%

Além disto, Brasil (2015a) estima que 20% dos equipamentos existentes no país são contaminados com PCB (teor superior a 50 mg/kg), devido a indicações de histórico de empresas, novamente sem citar a fonte desta informação. Uma das empresas de distribuição brasileira (Elektro), informa em seu relatório de sustentabilidade que, em 2009, o percentual de equipamentos com probabilidade de baixo e médio níveis de contaminação por PCB identificado no parque de equipamentos era de 1,96%, tendo sido reduzido ao longo dos anos em razão da progressiva substituição de equipamentos, chegando a 1,10% em 2015 (ELEKTRO ELETRICIDADE E SERVIÇOS S.A., 2016). Esta referência não explicita o que vem a ser baixo e médio níveis de contaminação, mas considerando-se a Lei nº 12 288 do Estado de São Paulo que dispõe sobre a eliminação de PCBs que considera o limite de 50 mg/kg, acredita-se que este percentual de contaminação deve se referir a equipamentos com teores superiores 50 mg/kg. Esta grande diferença entre o estimado em Brasil (2015a) para uma empresa do setor

elétrico brasileiro indica a necessidade de reflexão quanto aos critérios de gerenciamento a serem adotados como será discutido no item 6.6. Pentead e Vaz (2001), por sua vez, citam que cerca de 96% do óleo isolante de capacitores e transformadores provenientes de empresas geradoras de energia têm resultados de PCB acima de 3 mg/kg, sem também citar a fonte desta informação.

Brasil (2015c) informa ainda que, de forma complementar ao levantamento da ANEEL (inventário do setor elétrico), durante os anos de 2012 e 2013, o MMA realizou um levantamento de estoques, equipamentos em uso e fora de uso que contêm PCBs e a quantidade existente fora do setor elétrico.

“1.940 equipamentos foram inventariados, dos quais 36 apresentaram laudo de análises com teor de PCBs menor que 50 ppm, restando 1.904 equipamentos suspeitos de contaminação com PCBs. Os volumes declarados somaram 823 866 L de óleo suspeito de contaminação com Bifenilas Policloradas”. (BRASIL, 2015c).

Os setores com maiores números de equipamentos, fora do setor elétrico, foram os de metalúrgica/mineração, construção/cimento e indústria química, correspondendo a quase 80% do total de equipamentos declarados (BRASIL, 2015c).

6.2 Legislação e normativas brasileiras relacionadas a PCB

As principais legislações e normas existentes relacionadas diretamente às PCBs no Brasil em ordem cronológica são:

- Portaria Interministerial MIC/MI/MME nº19, de 29/01/1981 - Proibiu a fabricação, uso e comercialização de PCB;
- Portaria MINTER 157/1982, que proibiu o lançamento de efluentes contendo substâncias não-degradáveis de alto grau de toxicidade, entre as quais as PCBs, nas águas do Rio Paraíba do Sul.

- Instrução Normativa SEMA/STC/CRS nº 01/83 - Manuseio, Armazenamento e Transporte de PCB's e/ou resíduos contaminados com PCB's;
- ABNT NBR-8371/ 1984, 1997 e 2005 - Ascarel para transformadores e capacitores: Características e Riscos;
- ABNT/NBR 8840/1985, 1992 e 2013: Diretrizes para amostragem de líquidos isolantes.
- Resolução CONAMA 06/88 – revogada pela Resolução Conama 313/2002 – exigência de inventário de estoques de PCB;
- ABNT NBR 11175/1990 que trata de incineração de resíduos sólidos perigosos – padrões de desempenho e estabelece EDR de 99,999% para PCBs e dioxinas;
- Resolução Conama 19/1994: autorizou em caráter de excepcionalidade, a exportação de resíduos perigosos contendo PCB até 31/12/1997;
- ABNT 13741/1996: Fixa as condições exigíveis para destinação de PCB e resíduos contaminados com PCB. Esta prevê que PCBs e seus resíduos devem ser obrigatoriamente incinerados em sistemas de alto desempenho, conforme a ABNT NBR 11175 e que as cinzas provenientes de destruição térmica são resíduos perigosos. Ademais, resíduos sólidos (sem líquido livre) com concentração inferior a 50 mg/kg podem ser dispostos em aterros industriais de resíduos perigosos;
- ABNT NBR – 13882/1997, 2005, 2008, 2013 - Líquidos isolantes elétricos: Determinação do teor de bifenilas policloradas (PCB): Define que a utilização da cromatografia gasosa nas revisões de 2008 e 2013;
- Lei Estadual do Rio de Janeiro nº 3373/1999 – que proíbe o uso de substância denominada Ascarel no território do Estado do Rio de Janeiro;
- Resolução Conama 313/2002 – Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais – exigência de inventário de estoques de PCB na forma e prazo a serem definidos pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama;
- Resolução Conama 316/2002: Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos, aqueles cuja temperatura mínima seja de

800°C e tempo de residência maior que 1s, estabelecendo para PCB a taxa de eficiência de destruição e remoção de 99,99%; Ela define como limite máximo de emissão de Dioxinas e Furanos: TEQ (total de toxicidade equivalente) da 2,3,7,8 TCDD (tetracloro-dibenzo-para-dioxina): 0,50 ng/Nm³. Nota-se que este valor é superior ao praticado internacionalmente (0,1 ng/Nm³);

- Decreto Legislativo nº 204/2004 – Aprova o texto da CE sobre POPs, adotada em 22 de maio de 2001;
- Decreto Federal nº 5472/2005 – Promulga o texto da CE sobre POPs, adotada em 22 de maio de 2001;
- Lei nº 12.288/2006 do Estado de São Paulo – Dispõe sobre a eliminação controlada dos PCBs e dos seus resíduos, a descontaminação e da eliminação de transformadores, capacitores e demais equipamentos elétricos que contenham PCBs, e dá outras providências correlatas;
- Resolução ANP 36/2008 – que estabelece as s especificações dos óleos minerais isolantes tipo A e tipo B, de origem nacional ou importada, comercializados em todo o território nacional, dentre as quais, estabelece que o teor de PCB deve ser não detectável, conforme ABNT NBR 13882;
- Resolução ANP 16/2009 - designa a NBR 8371/2005 como a norma a ser seguida para a alienação de óleos isolantes elétricos;
- Resolução ANP 19/2009 – estabelece os requisitos necessários à autorização para exercício da atividade de rerrefino de óleo lubrificante usado ou contaminado, e a sua regulação. Exigência de laboratório próprio para controle de PCB, entre outros;
- ABNT/NBR 16432/2016: Óleo mineral isolante — Determinação do teor de produtos clorados que contempla a análise por potenciometria, mas inclui a análise por colorimetria;

Visando estabelecer diretrizes para o gerenciamento e eliminação de PCB, atualmente estão em elaboração duas propostas de regulamentação sobre o tema no Brasil:

- Processo 02000.001745/2012-63, que visa a elaboração de Resolução Conama; e

- Projeto de Lei nº 1075 de 2011, em tramitação na Câmara dos Deputados.

A Portaria Interministerial nº 19, de 29/01/1981 proíbe o uso e comercialização das PCBs, em qualquer concentração, em até 24 meses. Permite que os equipamentos que usam PCBs como fluido dielétrico em operação no setor elétrico permaneçam até o fim de sua vida útil. Também estabelece que, quando necessária a troca de óleo, os equipamentos devem ser preenchidos com líquidos isolantes isentos de PCBs, conforme transcrito abaixo:

“III - Os equipamentos de sistema elétrico, em operação, que usam bifenil policlorados - PCB's, como fluido dielétrico, poderão continuar com este dielétrico, até que seja necessário o seu esvaziamento, após o que somente poderão ser preenchidos com outro que não contenha PCB's.”

Trata-se de método de descontaminação física de equipamentos denominado substituição do fluido, *retrofilling* ou *refilling*. Como apresentado no item 4.6.1, este método é aceito por diversos países, mas é controverso pois pode ter causado a contaminação de óleo e outros equipamentos originalmente isentos.

Além disto, a Norma Brasileira ABNT NBR 8371, elaborada e revisada pelo Comitê Brasileiro de Eletricidade em 1984, 1997 e 2005, pretende trazer critérios adicionais de gerenciamento de PCB. Ela é um instrumento técnico significativo a ser observado no tratamento da questão, pois estabelece as diretrizes técnicas para a gestão de PCB, definindo os limites de contaminação a serem observados. Esta norma define como **equipamentos elétricos não PCB** aqueles com líquido isolante com teores **inferiores a 50 mg/kg**, sem restrições quanto a destinação final, no que compete a esta norma. Ela é exigida pela Resolução ANP nº 16 de 18/06/2009. Percebe-se uma incoerência ao se comparar com a Portaria 19 que proíbe a comercialização “**em qualquer concentração**”. É provável que esta discrepância se dê pois o critério de 50 mg/kg para distinção de fluidos e equipamentos contaminados dos não contaminados foi sendo adotado por diversos países principalmente ao longo da década 80, posteriormente à publicação da referida Portaria, sendo adotado internacionalmente como valor de referência.

Vale ressaltar que a Portaria Interministerial nº19/1981 juntamente com a NBR 8371 podem ter promovido certa disseminação das PCBs em baixas concentrações (inferior a 50 mg/kg) de

diversos equipamentos e fluidos: a possibilidade legal de troca de óleo de equipamentos contaminados, com conseqüente contaminação do fluido novo, e de sua reutilização com concentrações menores que 50 mg/kg.

Há também outras normativas que tratam de limites de PCB em relação a outras matrizes (solo, água, animais, leite, etc). Estes limites estão apresentados no Quadro 17.

Quadro 17: Padrão e valores orientadores

MEIO	CONCENTRAÇÃO	COMENTÁRIO	REFERÊNCIA
Solo PCB total	0,0003 mg/kg* 0,01 mg/kg* 0,03 mg/kg* 0,12 mg/kg*	Valor de Prevenção VI cenário agrícola- APMax VI cenário residencial VI cenário industrial	CONAMA 420/2009
Solo PCB indicadores ¹	0,0003 mg/kg* 0,01 mg/kg* 0,03 mg/kg* 0,12 mg/kg*	Valor de Prevenção VI cenário agrícola VI cenário residencial VI cenário industrial	Valores orientadores para solo e água subterrânea do Estado de São Paulo- CETESB-DD 045/2014/E/C/I
Água subterrânea ¹	0,5 µg/L 0,1 µg/L	VMP (consumo humano) VMP (recreação)	CONAMA 396/2008
Água subterrânea ¹	3,5 µg/L	VI (Valor de investigação)	Valores orientadores para solo e água subterrânea do Estado de São Paulo- CETESB-DD 045/2014/E/C/I
Águas doces	0,001 µg/L 0,000064 µg/L	VM (classes 1, 2 e 3) VM - pesca/cultivo de organismos (classes 1 e 2)	CONAMA 357/2005
Águas salinas	0,03 µg/L 0,000064 µg/L	VM (classes 1 e 2) VM - pesca/cultivo de organismos (classes 1 e 2)	CONAMA 357/2005
Águas salobras	0,03 µg/L 0,000064 µg/L	VM (classes 1 e 2) VM - pesca/cultivo de organismos (classes 1 e 2)	CONAMA 357/2005

* = peso seco; 1 = somatória de PCB 28 (2,4,4'-triclorobifenila - nº CAS 7012-37-5), PCB 52 (2,2',5,5'-tetraclorobifenila - nº CAS 35693-99-3), PCB 101 (2,2',4,5,5'-Pentaclorobifenila - nº CAS 37680-73-2), PCB 118 (2,3',4,4',5-pentaclorobifenila - nº CAS 31508-00-6), PCB 138 (2,2',3,4,4',5'-hexaclorobifenila - nº CAS 35056-28-2), PCB 153 (2,2',4,4',5,5'- hexaclorobifenila - nº CAS 3505-12-27-1) e PCB 180 (2,2',3,4,4',5,5'-heptaclorobifenila - nº CAS 35065-29-3); VI = Valor de Investigação (CONAMA)/ Valor de Intervenção (CETESB); APMax = Área de Proteção Máxima; VM = Valor Máximo; VMP = Valor Máximo Permitido.

Fonte: CETESB, 2014.

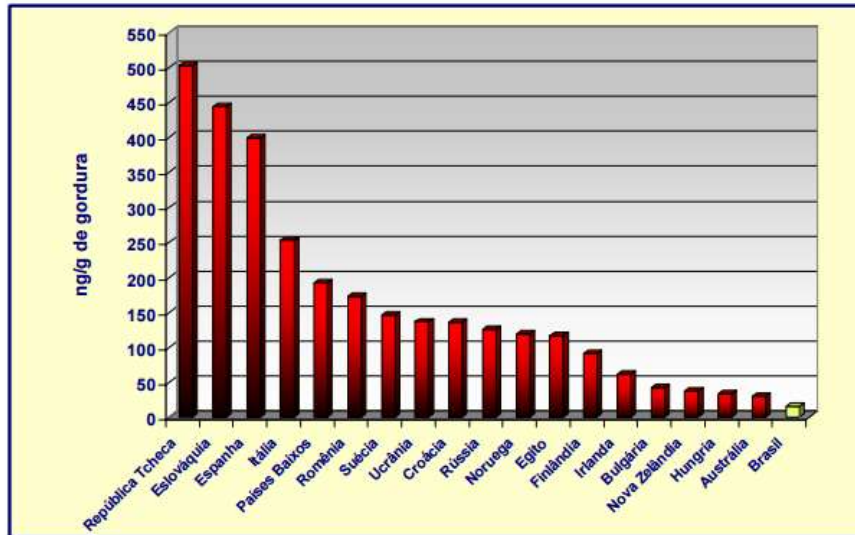
6.3 Avaliações de contaminação ambiental de PCBs

Foi feito um levantamento de artigos científicos sobre contaminação ambiental de PCBs em diversas matrizes ambientais no Brasil. De forma geral, foi possível observar que há poucas publicações; os dados disponíveis são fragmentados e não há estudos consolidados que avaliem a magnitude do problema com uma visão geral. UNEP (2002) também chega à esta conclusão para boa parte da América do Sul (Argentina, Bolívia, Brasil, Chile, Equador, Paraguai, Peru e Uruguai).

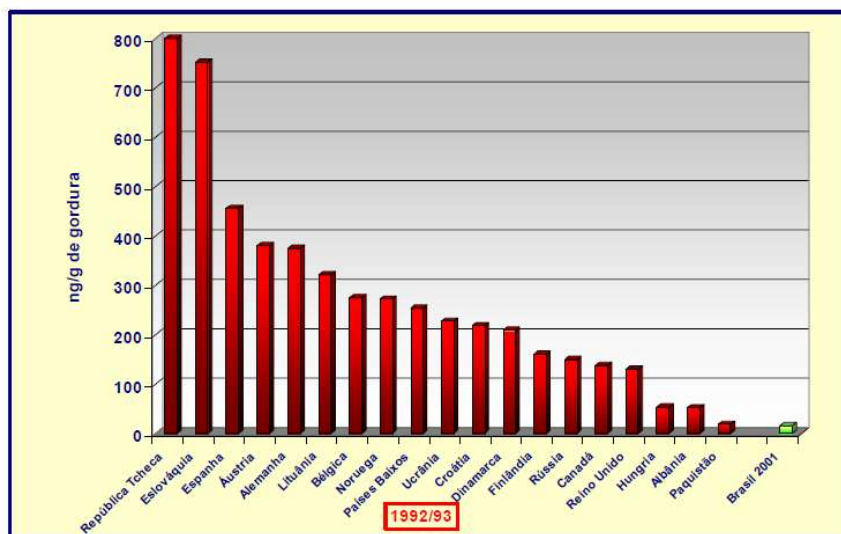
No entanto, os dados mais relevantes e abrangentes encontrados que avaliam a exposição da população geral brasileira (em termos de número de amostras, dispersão da coleta no território brasileiro e confiabilidade da comparação dos resultados nacionais com internacionais) foram os realizados como parte da 3ª e 5ª Rodada de Estudos de Exposição organizadas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2002 e em 2011 a 2013 (Braga, 2003; Fiocruz, 2014 apud Brasil, 2015c). O último estudo não foi encontrado, e apesar do mesmo ter sido solicitado à Fiocruz, não foi disponibilizado. Nestes foram coletadas amostras nos bancos de leite humano em diferentes regiões do país que foram enviadas para um laboratório de referência da Alemanha, sendo os principais resultados apresentados a seguir.

Braga (2003) analisou 10 amostras compostas de um total de 100 amostras individuais de bancos de leite humano em 10 diferentes áreas em distintas regiões do país em 2002. Concluiu-se que dos 24 países participantes do estudo, as concentrações encontradas no Brasil foram as mais baixas. A média e a mediana das PCBs (congêneres mais abundantes em amostras ambientais e biológicas que são os de número 28, 52, 101, 138, 153 e 180), no Brasil, foi de 24,3 e 15,3 ng/g de gordura, respectivamente, variando de 9,9 a 96,5 pg EQT-OMS/g de gordura. As medianas dos outros 18 países participantes do estudo atual variaram de 30,0 a 502,0 ng/g de gordura (Figura 21). Comparando-se os níveis dos PCBs marcadores do Brasil da terceira rodada com os resultados de países integrantes da segunda rodada, realizada em 1992 e 1993, pode-se observar a mesma situação (Figura 21).

Figura 21: Mediana dos níveis de PCBs marcadores em ng EQT-OMS/g de gordura em amostras de leite humana de população geral do Brasil em comparação com as medianas dos países integrantes da 3ª rodada (A) e da 2ª rodada (1992-1993) (B).



A



B

Fontt: BRAGA, 2003.

Fiocruz (2014 apud Brasil, 2015c) realizou coleta em 15 bancos de leite humano da Rede Brasileira de Bancos de Leite Humana em 2011 a 2013 com maior distribuição pelas diferentes regiões do país. O estudo demonstrou que, em geral, os níveis de POPs em leite humano do Brasil podem ser considerados baixos quando comparados aos níveis encontrados em outros países. As concentrações da soma de PCBs indicadores nas três amostras compostas regionais resultam num valor médio geral de 9,80 ng/g de gordura. A comparação do nível médio do Brasil para PCBs indicadores com os diversos níveis de outros países do mundo foi realizada com o valor médio recalculado de 5,03 ng/g de gordura, mas cabe informar que mesmo considerando-se o valor não corrigido de 9,80 ng/g de gordura, o nível médio do Brasil é identificado como um dos menores (Fiocruz, 2014 apud Brasil, 2015c). Os valores de PCBs indicadores variaram de 4,3 ng/g de gordura (Uganda) a 78,4 ng/g de gordura (Suíça). A comparação com níveis de PCBs indicadores encontrados em leite humano de outros estudos publicados nos últimos 7 anos também confirma que a concentração obtida no Brasil fica entre as menores. Conclui-se que houve diminuição da exposição nesse período de 10 anos (2002 a 2012) e que a exposição da população geral brasileira deve ser consequentemente baixa (Fiocruz, 2014 apud Brasil, 2015c).

Assim, os resultados das duas rodadas de exposição da população geral brasileira (Braga, 2003; Fiocruz, 2014 apud Brasil, 2015c) indicam que o problema das PCBs no país devem estar entre os menores do mundo.

Kalantzi et al. (2009) analisaram 25 amostras de tecido adiposo de mama humana de Porto Alegre entre 2004 e 2005 para concentração de PCB e éteres difenil polibromados (*polybrominated diphenyl ethers* – PBDEs). A concentração encontrada neste estudo foi 10 vezes menor que a observada na Bélgica e Itália, o que pode ser atribuído ao fato de a amostragem neste ter ocorrido 5 anos antes do estudo de Kalantzi et al. Ao comparar os resultados obtidos com análises feitas num estudo piloto em 1998, com diferentes mulheres que sofreram cirurgia de mama em Porto Alegre em 1998, foi possível observar que o nível de contaminação diminuiu uma ordem de magnitude, o que pode ser um reflexo da diminuição de contaminação ambiental ou menor exposição individual. Além disto, a distribuição de PCB nas

amostras foi uniforme, sendo o congêneres mais abundante a PCB 153 (38% da soma total de PCBs) seguido de PCB 138 (24%) e PCB 118 (7%).

Costabeber et al. (2006) analisaram concentração de PCB em 55 amostras de carne e seus derivados em 11 cidades do Rio Grande do Sul e concluíram que a concentração de PCB estava abaixo do nível máximo permitido para produtos alimentícios animais no Brasil e do limite da Comunidade Europeia (3000 e 200 ng/ g gordura, respectivamente), com exceção de uma amostra. Os resultados indicaram que não há risco de saúde significativo conhecido associado ao consumo deste tipo de produtos.

Pereira e Kuch (2005) analisaram duas amostras de lodo de esgoto de áreas urbanas e rurais no Brasil e uma amostra da cidade de Balingen, sul da Alemanha para investigar contaminação de metais pesados, PCDD/F e PCB. Não foi possível comparar os resultados brasileiros com os da Alemanha, mas pode-se concluir que o total de PCB (tri até octa-CB) foi de 57,6 mg/kg (lodo digerido de uma planta de tratamento de águas residuais em Maricá) e 145,0 mg/kg (lodo ativado de uma planta de tratamento de águas residuais em Icaraí - Niterói). Estes resultados são mais de mil vezes o valor encontrado no sul da Alemanha. Nota-se que os valores encontrados são maiores que os níveis admissíveis de contaminação para óleo, o que sugere que os autores podem ter cometido algum erro na análise dos resultados encontrados.

Cunha et al (2012) avaliaram os possíveis efeitos adversos de POPs em ovos de uma espécie de ave Atobá-pardo (*Sula leucogaster*) nos arquipélagos de São Pedro e São Paulo, Abrolhos e Cagarras localizadas a uma distância de 4 a 1010 km da costa brasileira, nas regiões sudeste e nordeste. A média de concentração de POPs nos ovos encontrados no arquipélago de São Pedro e São Paulo (0,05 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de ΣPCBs e 0,01 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de ΣDDT) e no arquipélago de Abrolhos (0,19 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de ΣPCBs e 0,03 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de ΣDDT) são baixos quando comparados a valores de referência da literatura. Por outro lado, a concentração de ovos provenientes da ilha de Cagarras (8,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de ΣPCBs e 1,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de ΣDDT) são as maiores em relação às outras localidades. A concentração de PCB total é próxima ao limite considerado prejudicial para pássaros, e na mesma ordem de grandeza quando comparado a estudos realizados nos Grandes Lagos dos Estados Unidos que sugeriram a concentração mínima de 14,8 $\mu\text{g/g}$ para observar efeitos

tóxicos. Apesar da maior concentração de poluição nas Ilhas Cagarras, não foi observada alteração no peso e espessura da casca de ovo, sendo necessário mais estudos para determinar o efeito real de POPs na colônia de aves de Cagarras.

Lailson-Brito et al (2012) analisaram 15 indivíduos de 6 espécies de golfinhos do Estado do Rio de Janeiro quanto a concentração de compostos organoclorados (PCB, DDT e HCB). As PCBs representam a maior proporção de contaminante analisado (de 0,6 a 257,2 µg/g em base lipídica - lw), seguido dos DDTs (de 0,15 a 125,6 µg/g lw) e por último HCB (< DL a 2,91 µg/g lw). Estes resultados indicam que a concentração de organoclorado em golfinhos no sudeste do Brasil são comparáveis aos reportados em áreas altamente industrializadas do Hemisfério Norte (não são citados os valores).

Dornelees et al (2013) avaliaram a concentração de congêneres de PCDD, PCDF e PCB em amostras de gordura e de fígado em 35 cetáceos provenientes na costa brasileira das regiões sul e sudeste. A soma de dioxinas similares e indicadores de PCB para os golfinhos Guiana do Estado do Rio de Janeiro foram de 34,662 e 279,407 ng/g lipídio, que está entre a concentração de PCB mais alta já reportada. 10 de 11 destes golfinhos são provenientes da Baía de Guanabara, o que pode explicar a concentração extremamente alta, já que esta é uma das áreas mais alteradas pelo homem da costa brasileira.

6.4 Métodos de análise e laboratórios

No Brasil, os métodos para análise de PCB em óleo são prescritos por duas normas: a ABNT NBR 13882 e a ABNT NBR 16432, que tratam, respectivamente, da análise por cromatografia gasosa e determinação do teor de clorados (tanto pelo método do eletrodo seletivo de cloro e análise por kit colorimétrico). A primeira versão da norma brasileira ABNT NBR 13882 (1997) contemplava a determinação do teor de PCBs por três métodos: pelo método potenciométrico, espectrometria de infravermelho e cromatografia gasosa. A segunda versão (de 2005), previu a determinação do teor de PCB pelo método potenciométrico e pela cromatografia gasosa. Nas revisões de 2008 e 2013, esta passou a contemplar apenas a análise por cromatografia gasosa. A norma brasileira ABNT NBR 16432 (Óleo Mineral Isolante – Determinação do teor de

produtos clorados) que contempla a análise por potenciometria, e inclui a análise por colorimetria, foi publicada em 2016.

Sá e Martins (2013) e Santos et al (2015) fizeram comparações da Norma Internacional IEC 61619 e da norma brasileira ABNT NBR 13882. Em ambas as técnicas, o óleo é diluído em solvente e tratado com ácido ou adsorvente para remover interferências (principalmente produtos de oxidação do óleo), sendo então separados por cromatografia a gás com detector de captura de elétrons (GC-ECD).

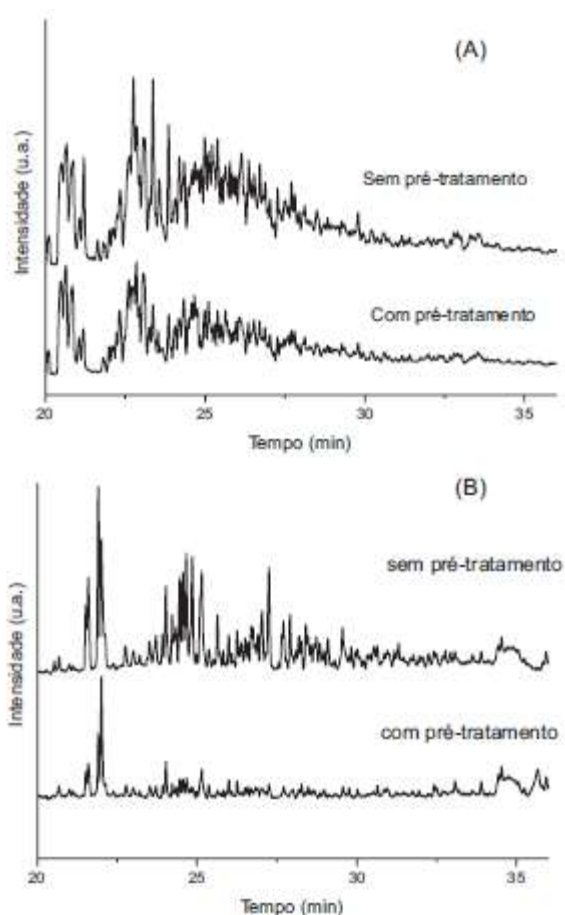
A IEC 61619 apresenta um pré-condicionamento da coluna de extração (SPE de ácido sulfônico e sílica gel) e a amostra passa por diversas lavagens com solvente, além de utilizar padrões de congêneres com certificação de concentração individual para análises quantitativas. A massa total de PCBs é dada pela soma das massas referentes aos picos individuais.

A norma ABNT NBR 13882 estabelece que a amostra deve passar por uma coluna de extração em fase sólida (SPE) com silicato de magnésio (florisil) e o eluato deve ser diluído em n-hexano na proporção de 1:20. Após o pré-tratamento, a amostra é analisada por GC-ECD e a determinação de PCBs é realizada por conjunto de picos por comparação do cromatograma com os de soluções padrão, verificando-se a identidade de picos característicos de PCBs. Como as amostras de PCBs são compostas por misturas de diferentes congêneres, há grande quantidade de picos, sendo que o analista deve incluir ou excluir picos de produtos de oxidação (que não foram removidos pelo pré-tratamento) na integração das áreas, conforme sua experiência e conhecimento.

Sá e Martins (2013) e Santos et al (2015) concluem que a IEC 61619 é superior à nacional (ABNT NBR 13882) em critérios analíticos, apesar desta também apresentar erros de quantificação. Santos et al (2015) identificaram que os materiais utilizados no pré-tratamento das amostras em ambas as normas não se mostraram seletivos, com consequente erros na quantificação; a norma internacional apresenta vantagens em relação a nacional, pois seus resultados são maiores que o valor real e a quantificação pico a pico independe de análise subjetiva externa. A subjetividade pode estar relacionada com a dispersão dos resultados da comparação interlaboratorial realizada periodicamente pelo Cigrè Brasil (SANTOS et al, 2015).

A Figura 22 apresenta cromatogramas das amostras de óleo mineral isolante de diferentes tipos com mesmo teor de PCB após pré tratamento conforme a norma brasileira e a norma IEC 61619. Nota-se que o pré-tratamento da norma brasileira é bastante inferior pela sobreposição de picos de compostos de oxidação do óleo mineral com picos do Aroclor 1242, especialmente em amostras de óleo mais oxidados. Estas observações estão relacionadas ao estudo de Na et al (2008) que concluiu que o SPE de sílica (IEC 61619) ou de copolímero hidrofílico e lipofílico balanceado foram melhores na capacidade de separação das PCBs do óleo quando comparado com o florisil (NBR ABNT 13882), dentre outros materiais.

Figura 22: Cromatogramas de óleos minerais muito oxidados isentos de PCBs, sem e com pré-tratamento, obtidos pela norma ABNT NBR 13882 (A) e pela IEC 61619 (B).



Fonte: SANTOS al, 2015.

Ademais, conforme Di Sessa et al (2015), a metodologia prevista norma ABNT NBR 13882/2013 não teve sua reprodutibilidade nem sua repetibilidade determinadas a partir da realização de um ‘*round robin*’, não tendo acurácia suficiente, sendo inadequada para comparação com outras metodologias. Neste trabalho, há apresentação dos resultados da comparação interlaboratorial organizada pelo CIGRE Brasil em 2014 quanto ao teor de PCB em óleo. Nesta comparação, uma mesma amostra de óleo contendo uma certa quantidade de PCB são enviadas aos laboratórios participantes. Os resultados estão apresentados na Tabela 11, sendo possível notar enormes diferenças dos resultados para uma mesma amostra realizada em diversos laboratórios, alguns possivelmente acreditados pelo INMETRO.

Tabela 11: Resultados da comparação interlaboratorial do CIGRE Brasil 2014 para ensaio de PCB

LABORATÓRIO	CONCENTRAÇÃO DE PCB (mg/kg)
1	97
2	131
3	93
4	52
5	74
6	31
7	32
8	147
9	92

Fonte: DI SESSA et al, 2015.

Di Sessa et al (2015) também avaliam os ganhos econômicos na adoção de metodologias de triagem (que são as análises de determinação do teor de clorados - pelo método do eletrodo seletivo de cloro ou análise por kit colorimétrico). Conforme licitações realizadas em 2014 e 2015, uma análise potenciométrica custa quase 4 vezes menos do que uma análise cromatográfica sendo que esta diferença tende a aumentar no caso da revisão da norma ABNT NBR 13882 (pode vir a ser tornar mais onerosa) e a questão do aumento da demanda e limitação da oferta dependendo das exigências da regulamentação sobre PCB que vier a ser aprovada. Conclui-se que há uma economia significativa ao consumidor brasileiro considerando-se que 17% das amostras analisadas pelo método potenciométrico apresentaram valores acima de 50

ppm de clorados totais e necessitam ser novamente ensaiadas via cromatografia para confirmação da contaminação.

O "Projeto BRA/08/G32: Brasil - Estabelecimento da gestão de resíduos de PCB e sistema de disposição" conduzido pelo MMA apresentou 3 produtos sobre avaliação laboratorial de PCB em óleo isolante e modelo de etiquetas.

O Produto 1, intitulado "Detalhamento de Metodologias de análise e coleta de amostra para envio para análise de PCBs - Definição de modelos de etiquetas para controle de inventário" (da Silva, 2011a), contém uma contextualização geral sobre as PCBs, seguido do histórico da metodologia de análise cromatográfica e da descrição (contendo materiais e reagentes, forma de amostragem, preparação da amostra, purificação e quantificação dos métodos) e avaliação dos métodos D4059, IEC 61619, e ABNT NBR 13882. O método potenciométrico é apenas citado superficialmente como sendo integrante da norma brasileira, sem citar a validação metodológica realizada pelo EPA e suas vantagens em relação às demais normas. O método colorimétrico não é citado. A ausência (ou quase ausência) destes métodos é intrigante, tendo em vista uma análise tão aprofundada do histórico da metodologia de análise cromatográfica. Por fim, são apresentados modelos de etiquetas para equipamentos PCB e não PCB e resíduos.

No Produto 2 (da Silva, 2011b), cujo título é "Levantamento dos laboratórios capacitados para realizar análises de PCBs em diferentes matrizes no Brasil", é apresentado um diagnóstico a partir de visitas para acompanhamento de realização de análise de determinação do teor de PCB de duas amostras de óleo (contendo 28 e 140 mg/kg) em 17 laboratórios (além de 2 laboratórios citados que não realizavam análise de PCB) através da ABNT NBR 13882. Importante ressaltar que a maioria dos laboratórios implementaram suas próprias modificações na metodologia. Os resultados encontrados para as amostras analisadas variaram de 2 a 33 e de 7 a 153 mg/kg, respectivamente. Ela conclui que há um completo desconhecimento de química analítica e de preparo de padrões analíticos por parte dos laboratórios visitados, recomendando que a única forma de solucionar os problemas encontrados é através da acreditação de laboratórios. Ela deve estar se referindo à acreditação pela norma ABNT NBR ISO/IEC 17025, tendo em vista que no formulário preenchido nas visitas aos laboratórios questiona-se se esta norma está

implantada. A acreditação por esta norma de fato tem por objetivo reconhecer formalmente a competência de um laboratório de desenvolver tarefas em conformidade com requisitos estabelecidos. No entanto, a acreditação de laboratórios não necessariamente superará a já identificada ineficácia destes métodos analíticos e das falhas potenciais que geram discrepâncias na quantificação do PCB. Não é certo que a acreditação eliminará a subjetividade do analista na hora de selecionar, dentre os picos remanescentes após o pré-tratamento, quais seriam característicos de PCB e quais seriam característicos de produtos de degradação do óleo, fato que pode estar relacionado com a dispersão nos resultados de comparação interlaboratorial (SANTOS et al., 2015). Ou seja, a acreditação por esta norma não garante a proficiência da análise, como também foi apresentado no item 4.5.4.2. Ademais, o título do documento não reflete seu conteúdo, pois são apresentados apenas avaliações quanto a matriz óleo (não sendo investigadas outras matrizes).

Já o Produto 3, intitulado “Relatório Final com Detalhamento de procedimentos que visem a acreditação e uniformização de técnicas de análise, coleta e etiquetagem de material que contenha PCB” (da Silva, 2012), apresenta os requisitos principais para acreditação de laboratórios, além de apresentar uma síntese dos produtos anteriores, recomendando acreditação de laboratórios e a adoção da ABNT NBR 13882. São apresentadas críticas em relação às metodologias analíticas da ABNT NBR 13882 e IEC 61619, chegando-se à conclusão que a IEC 61619 é muito extensa, minuciosa e complexa, não havendo garantia que os laboratórios seguirão suas etapas. Quanto a ABNT NBR 13882, a autora afirma que melhorias das etapas de purificação e quantificação estão em andamento e que não há necessidade da substituição desta norma pela IEC 61619. Nota-se que as conclusões desta autora são contrárias às conclusões apresentadas por Sá e Martins (2013) e Santos et al (2015). Pode-se questionar os argumentos apresentados pela da Silva (2012), pois, além de não apresentar dados científicos comprovando a superioridade da norma brasileira, como foi realizado por Santos et al (2015), esta defende a acreditação para a ABNT NBR 13882, no sentido de minimizar os erros laboratoriais decorrentes de não atendimento aos requisitos laboratoriais. Não é possível compreender por que a acreditação seria suficiente para garantir o atendimento dos requisitos estabelecidos pela ABNT NBR 13882 e não pela IEC 61619.

De forma similar a da Silva (2012), Brasil (2015c) relata a necessidade de acreditação e de adoção de um método único para determinação de PCBs em óleos isolantes, a ABNT NBR 13882. Apesar de a ABNT NBR 16432 ter sido publicada apenas em 2016, os métodos de triagem já são considerados válidos e utilizados em diversos outros países como apresentado pelo próprio MMA em Brasil (2015a) e discutido no item 4.5. Assim, não é possível compreender a razão técnica para afirmação da necessidade de adoção deste método único. Além disso, ressalta-se a importância de se ter liberdade para escolher a metodologia analítica (entre as existentes e novas que possam vir a serem desenvolvidas) que melhor se adapte ao detentor, de forma a permitir a realização de suas atividades de manutenção e operação com o menor impacto possível.

No país, os tipos de acreditação existentes são: acreditação de laboratórios de calibração e de teste previstos pelo ISO/IEC 17025:2005; o reconhecimento da conformidade aos princípios de boas práticas laboratoriais; acreditação de Produtores de materiais de referência conforme ISO Guide 34:2009; acreditação de fornecedores de teste conforme ISO/ IEC 17043:2010; acreditação de laboratórios clínicos e médicos conforme ISO 15189:2012 (NOGUEIRA e SOARES, 2013).

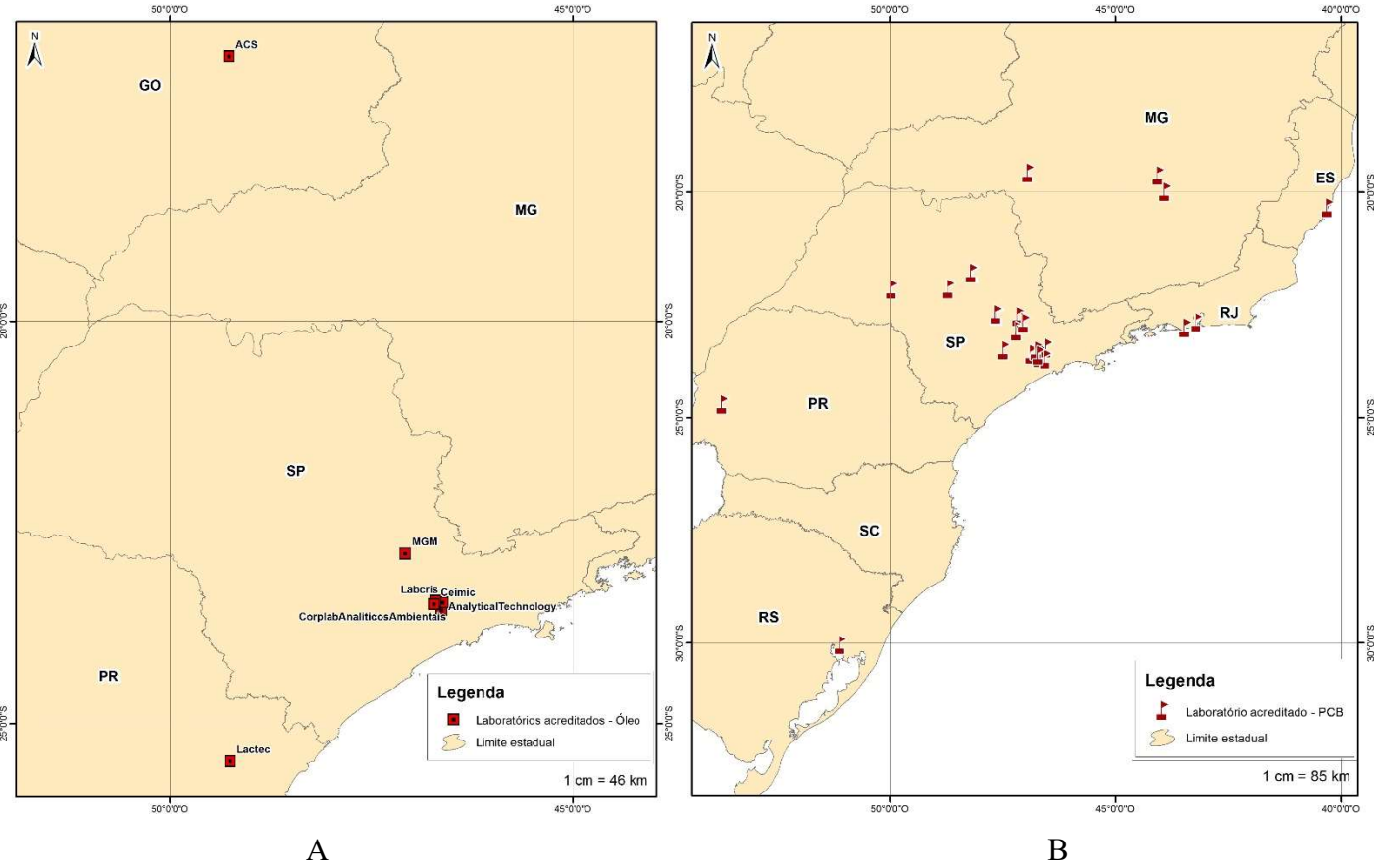
Em agosto de 2016 foi realizado um levantamento em agosto/2016 no sítio eletrônico do Inmetro, em que foram buscados laboratórios independentes, no Brasil, de Ensaio Químico e palavra PCB, foram encontrados 38 laboratórios acreditados de acordo com os requisitos da norma ABNT NBR ISO/IEC 17025. No entanto apenas 7 incluem no escopo a análise de PCB em óleo, enquanto os demais tratam de análise de PCB em outras matrizes. Estes são listados a seguir:

- CORPLAB Serviços Analíticos e Ambientais LTDA. - São Paulo/SP;
- MGM Consultoria e Diagnósticos em Equipamentos Elétricos LTDA - Campinas/SP;
- LABCRIS Análises, Meio Ambiente e Serviços LTDA - São Paulo/SP;
- CEIMIC -Análises Ambientais - São Paulo/SP;
- LACTEC – Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento - Curitiba/PR;

- ANALYTICAL TECHNOLOGY SERVIÇOS ANALÍTICOS E AMBIENTAIS LTDA – São Paulo/SP;
- ACS - Consultoria e Serviços LTDA – Goiânia/GO.

A exigência desta acreditação aliada ao reduzido número de laboratórios acreditados em território nacional (sete em 2016) e sua concentração geográfica (5 no Estado de São Paulo, 1 em Goiás e 1 no Paraná) pode criar um gargalo de mercado com provável elevação de custos, devido a relação oferta x demanda, caso esta exigência venha a ser regulamentada como sugerido por Brasil (2015c). Segundo o MMA, os demais laboratórios acreditados para análise de PCB em outras matrizes podem ser acreditados dentro de 12 meses. No entanto, pode-se perceber que estes 31 outros laboratórios também estão concentrados geograficamente, principalmente na região sudeste (além de 4 na região sul): 21 em São Paulo, 2 no Rio de Janeiro, 1 no Espírito Santo, 3 em Minas Gerais, 3 no Rio Grande do Sul e 1 no Paraná. A Figura 23 apresenta mapas aonde é possível perceber visualmente esta grande concentração geográfica.

Figura 23: Mapa da localização dos 7 laboratórios acreditados para análise de PCB em óleo (A) e dos demais 31 laboratórios acreditados para análise de PCB em outras matrizes(B), conforme levantamento no sítio eletrônico do Inmetro em ago/2016.



Caso a regulamentação que vier a ser aprovada exija acreditação de laboratórios para análises de óleo sem um prazo adequado para ampliação desta cadeia de serviços, a concentração geográfica dos laboratórios já acreditados e com possibilidade de acreditação principalmente na região sudeste, criará dificuldades logísticas que poderão inviabilizar o processo nas localidades mais remotas, dada a grande extensão nacional e a característica de capilaridade do setor elétrico, em especial do setor de distribuição. Além de acarretar morosidade dos resultados, com impactos na manutenção dos equipamentos, tempo de desligamento e aumento de custos devido à lei da oferta e procura.

Há que ser revisitada, também, a discussão sobre a utilização dos métodos de triagem (colorimétrico ou potenciométrico) como normas para análise de PCB em amostras de óleo, visto que são métodos mais simples, baratos, efetivos, flexíveis e que podem ser realizados *in loco*, minimizando as dificuldades logísticas tendo em vista a dispersão do setor elétrico em todo território nacional.

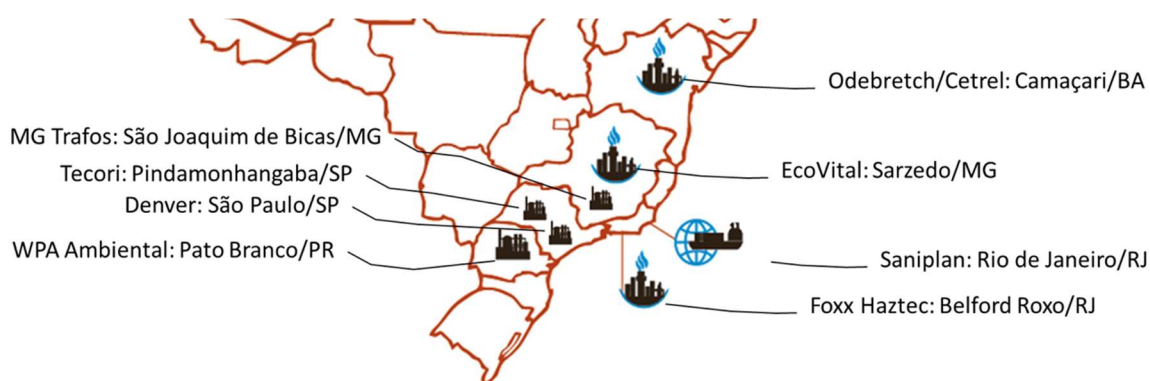
Assim, é possível perceber que a aceitação dos diversos métodos de análise adotados internacionalmente traz vantagens viabilizando o atendimento a CE no país. A norma brasileira ABNT NBR 13882 é inferior à norma IEC 6169, não teve sua reprodutibilidade nem sua repetibilidade determinadas a partir da realização de um *'round robin'*, não tendo acurácia suficiente. A a acreditação laboratorial pelo método ISO IEC 17025, como apresentado no item 4.5.4.2 e neste item, é incapaz de sozinha garantir a qualidade dos resultados, além trazer diversos impactos logísticos, técnicos e econômicos se vier a ser exigido por lei.

6.5 Tecnologias e empresas de destinação final de PCB

De acordo com o NIP brasileiro (BRASIL, 2015c), há apenas três incineradores e três plantas de tratamento químico para destinação final de PCB. O Brasil também enviou PCBs para o exterior, para destinação final por tratamento térmico, conforme possibilita a Convenção de Basileia. Estas empresas foram levantadas em um estudo realizado pelo MMA em 2011. A autora sugere adicionar uma empresa de descontaminação de PCB cuja licença ambiental foi obtida em 2012 (MG Trafos).

A Figura 24 e o Quadro 18 apresentam a localização geográfica e a descrição das tecnologias utilizadas. Percebe-se uma concentração geográfica das empresas de destinação no sudeste e alguns Estados limítrofes (Bahia e Paraná).

Figura 24: Localização aproximada das empresas de destinação final de PCBs.



Fonte: Adaptado de BRASIL, 2015c.

Quadro 18: Tecnologias e empresas de destinação final de PCB existentes no Brasil

TECNOLOGIA	EMPRESA	LOCALIZAÇÃO	FONTE DA INFORMAÇÃO
Incineração a alta temperatura	Foxx Haztec (antiga Bayer/Tribel)	Belford Roxo/RJ	ANDRADE, 2015 e FOXX HAZTEC, 2016
	Cetrel	Pólo de Camaçari/BA	BRASIL, 2015c
	Ecovital	Sarzedo/MG	ECOVITAL, 2016
Descontaminação de óleo (sódio metálico e isopropanol); descontaminação de equipamentos (autoclave com solvente Percloroetileno) e reclassificação de equipamentos (descontaminação física com solvente)	TECORI - Tecnologia Ecológica de Reciclagem Industrial Ltda	Pindamonhangaba/SP	CLOSS, 2015 e TECORI, 2016
Descontaminação de óleo (sódio metálico); Descontaminação (com solvente) e reclassificação de equipamentos (descontaminação física com solvente)	WPA Ambiental	Pato Branco/PR	WPA AMBIENTAL, 2015 e WPA AMBIENTAL, 2016.
Descontaminação de óleo e reclassificação de equipamentos com processo <i>Continuous Dehalogenation Process</i> (CDP) móvel ou fixo (reagente sólido proprietário com mistura de glicol, base e promotor)	Denver Ambiente e Energia	São Paulo/SP	TUMIATTI, 2015 e DENVER AMBIENTE E ENERGIA, 2016.
Descontaminação de óleo (peneira molecular com produção de cloreto de sódio) e reclassificação de transformadores	MG Trafos	São Joaquim de Bicas/MG	MG TRAFOS SERVIÇOS INTELIGENTES, 2016.
Empresa exportadora	Saniplan	Rio de Janeiro/RJ	BRASIL, 2015c

Conforme Brasil (2015c), com exceção do novo incinerador de resíduos industriais perigosos em Minas Gerais, com equipamentos de 4ª geração instalado em 2014 (Ecovital), as demais tecnologias de destruição de PCB são das décadas de 1970 e 1980 e apresentam deficiências de licenciamento ou de rastreamento e controle de processo. Esta informação diverge dos dados de Andrade (2015) que apresentou que a Foxx Haztec tem licença ambiental com Eficiência de Destruição e Remoção de 99,9999% para PCBs. Ademais, Brasil (2015c) afirma que os setores de tratamento e destruição de PCBs declararam estar operando abaixo da capacidade mensal,

por falta de demanda, apesar de não ter sido feita nenhuma avaliação entre a massa remanescente (apresentado no item 6.1.3 cujos valores estimados não são confiáveis) e a capacidade instalada destas empresas - não há informações disponíveis relacionadas às capacidades de destinação final destas empresas.

A Figura 25 apresenta fotos da empresa Tecori das operações de desmontagem e manipulação de equipamentos contaminados; unidade de descontaminação de equipamentos (através da utilização da técnica de auto clave com solvente), da unidade de descontaminação do óleo isolante e de separação de cobre e papel.

Figura 25: Fotos da empresa Tecori, em que A – desmontagem e manipulação de equipamentos contaminados; B – Unidade de descontaminação de equipamentos; C – Unidade de descontaminação do óleo isolante; D e E – Separação do cobre e papel



A

B



C

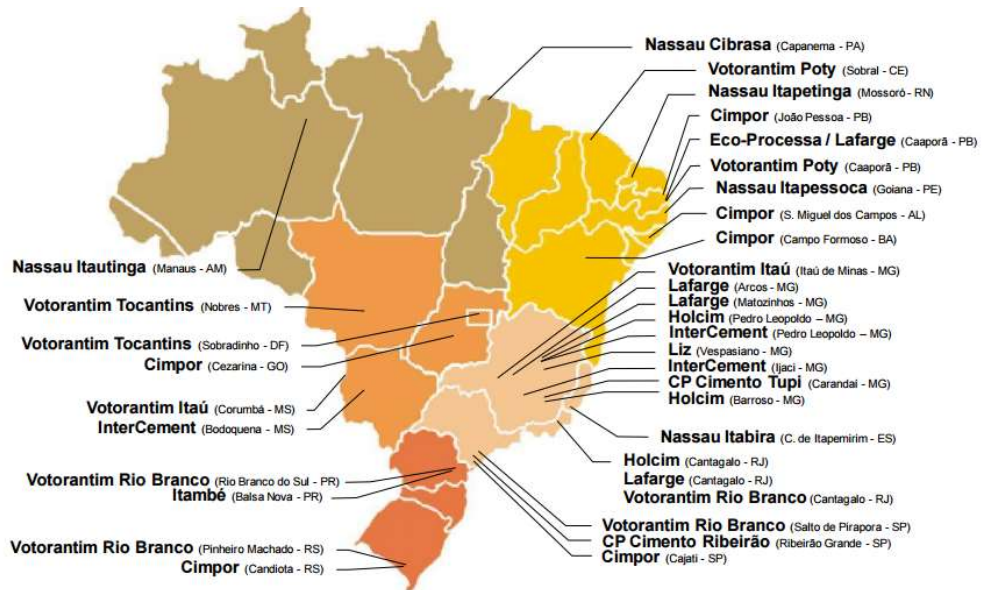
D

E

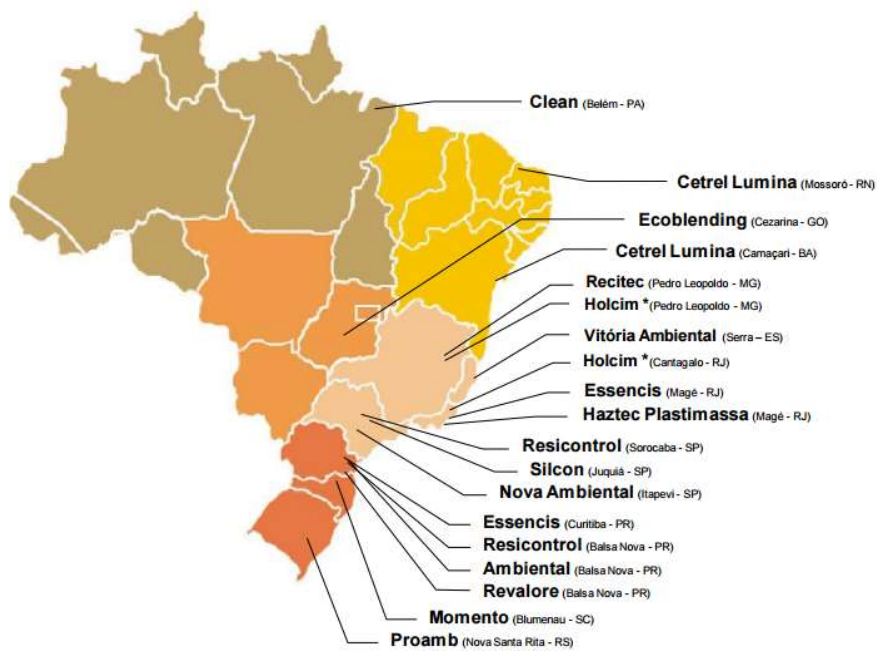
Fonte: CLOSS, 2015.

Outra opção de destinação final de PCBs seria o coprocessamento em fornos de cimenteira, no entanto, a Resolução Conama 264/1999, que dispõe sobre o licenciamento destes, exclui organoclorados (o que inclui as PCBs) e agrotóxicos, apesar das evidências da viabilidade técnica desta tecnologia apresentadas no item 4.6.3.3. A Figura 26 apresenta a distribuição no Brasil de 35 cimenteiras licenciadas para coprocessamento e 19 unidades de blendagem para coprocessamento. Faz-se necessário avaliar quais destas cimenteiras apresentam tecnologia adequada para processar as PCBs.

Figura 26: Distribuição no Brasil de 35 cimenteiras licenciadas para coprocessamento (sendo algumas apenas para pneus) (A) e de 19 unidades de blendagem para coprocessamento



A



B

Fonte: DEL BEL, 2013.

6.6 Avaliação e proposições técnicas e legais sobre gerenciamento de PCBs no Brasil

Conforme informações levantadas e analisadas ao longo desta pesquisa, para a avaliação e proposições técnicas e legais sobre o gerenciamento de PCBs no Brasil, tendo em vista os pilares da sustentabilidade (meio ambiente, sociedade e economia), foram considerados:

- o baixo risco ambiental do uso das PCBs em equipamentos elétricos, que é considerada uma aplicação não dispersiva;
- a pequena importação e utilização das PCBs, a destinação final já realizada, a existência de estrutura legal e normativa desde a década de 80, e que há indicativo de que a exposição da população geral brasileira a PCB está entre as menores do mundo, mesmo havendo poucos estudos sobre a magnitude do problema de poluição ambiental das PCBs no país, infere-se que há um baixo risco ambiental histórico das PCBs no país;
- a grande quantidade de equipamentos elétricos existente no sistema elétrico e a enorme extensão territorial do país que indicam a grande dificuldade de se identificar a massa remanescente das PCBs, que deve ocorrer em concentrações baixas, decorrente da regulamentação em vigor;
- as diferentes soluções adotadas pelos países e UE que mais consumiram as PCBs (analisados nesta pesquisa), que são considerados desenvolvidos e que utilizaram de 3 a 41 vezes mais PCBs que o Brasil;
- a capacidade nacional de serviços de gerenciamento de PCB atualmente existente e a alta concentração geográfica destes na região sudeste e em Estados limítrofes, o que pode criar dificuldades logísticas que poderão inviabilizar o gerenciamento adequado nas localidades mais remotas, dada a grande extensão territorial brasileira e capilaridade do SEB;
- as diferenças entre equipamentos de distribuição e de transmissão e geração (número de equipamentos, volume de fluido de cada equipamento, facilidade ou não de amostragem do fluido) como apresentado no item 4.2;

- a realidade sócio econômica nacional (país em desenvolvimento com inúmeros problemas e dificuldades sociais e econômicas).

6.6.1 Estimativas de massa consumida, destinada e remanescente e histórico do gerenciamento

Quanto às estimativas de massa consumida, destinada e remanescente de PCBs, tem-se que o mundo produziu cerca de 1,5 milhões de toneladas de PCB (apresentado no item 4.3) e o Brasil utilizou de 14 a 26 mil T (cerca de 1 a 2%), podendo ser classificado como o 13º país maior consumidor de PCB. O mundo destinou entre 1,6 a 3,1 milhões de T (110 a 206% em relação ao produzido), sendo necessária a eliminação de mais 9,3 milhões de T (item 4.4). O Brasil destinou cerca de 20 mil T (77 a 142 % da massa importada) entre 1991 e 2012, ou seja, relativamente menos do que o destinado no mundo, mas o que evidencia que os detentores já realizaram esforços significativos de eliminação, considerando as regulamentações em vigor. Como apresentado, não há confiabilidade na estimativa de massa remanescente de PCBs no Brasil, que deve ocorrer em concentrações baixas, decorrente da regulamentação em vigor, sendo a mesma difícil de ser identificada.

Para se ter uma referência quanto ao consumo de PCB em relação ao parque de equipamentos elétricos, pode-se comparar os dados brasileiros aos dados da França e do Japão, que são os únicos países que apresentaram números contemplando transformadores de rede que são os mais numerosos. Esta comparação está apresentada no Quadro 19. De fato o alcance de contaminação de equipamentos (não fabricados originalmente com PCB) depende de inúmeros fatores, o que torna esta comparação limitada. Mas pode-se inferir que relativamente a França e o Japão utilizaram bem mais PCBs que o Brasil (de 17 a 33 vezes mais e de 2 a 6 vezes mais, respectivamente).

Quadro 19: Comparativo de consumo de PCB e quantidade de transformadores de rede e de equipamentos do parque do Brasil, França e Japão

ESTIMATIVAS	CONSUMO DE PCB	TRANSFORMADORES DE REDE		TOTAL DE EQUIPAMENTOS	
		Quantidade de unidades	Consumo de PCB/Quantidade de unidades (kg/unidade)	Quantidade de unidades	Consumo de PCB/Quantidade de unidades (kg/unidade)
Brasil	14 mil T	3,8 milhões	3,7	4,5 milhões (Distribuição)	3,1
	26 mil T		6,8		5,8
França	55 mil T	450 mil	122,2	546 mil fabricados antes de 1987	100,7
Japão	55 mil T	2,6 milhões de transformadores de rede, inventariados originalmente	21,2	4,5 milhões de unidades contaminados com concentrações de PCB extremamente baixas	12,2

Ademais, como apresentado no item 6.1.3, Brasil (2015a) estima que 20% dos equipamentos existentes no país são contaminados com PCB (teor superior a 50 mg/kg), apesar de não ser citada a fonte desta informação. Uma das empresas de distribuição brasileira (Elektro) declarou que apresenta 1,10% de seus equipamentos contaminados com PCB no ano de 2015. Na França, na distribuidora da EDF, 18,6% é a proporção mínima de transformadores de rede com teores superiores a 50 mg/kg (item II.2.7). A diferença observada entre esta empresa brasileira e a francesa deve ser resultado dos diferentes históricos de utilização e procedimentos destas empresas, o que sugere que a adoção de critérios específicos de gerenciamento adequados à realidade de cada empresa é mais adequado, como foi realizado nos Estados Unidos e França. Ademais, a estimativa de Brasil (2015a) deve estar superestimada, considerando-se que a França utilizou de 17 a 33 vezes mais q por quantidade de equipamentos que o Brasil.

A Figura 27 apresenta a linha do tempo com os principais marcos relacionados ao gerenciamento de PCB no mundo e no Brasil. Nota-se que a preocupação mundial com as PCBs teve início na década de 70 com as primeiras restrições de seu uso devido aos principais

acidentes e classificação das PCBs como possíveis carcinogênicos pela IARC. Dentre os países analisados e UE, os primeiros a proibir a fabricação das PCBs foram o Japão, Estados Unidos e Canadá (década de 70) enquanto os últimos foram a Rússia (1993) e República Democrática da Coreia (2006). A produção e comercialização das PCBs foi interrompida na maioria dos países europeus em meados da década de 80, sendo que a UE só adotou o limite de 50 mg/kg a partir de 1989. Portanto, o Brasil comparativamente proibiu a importação e produção juntamente com a maior parte dos países desenvolvidos, tendo se antecipado em relação a alguns (França, União Europeia, Rússia). Os primeiros tratados internacionais a restringir a destinação das PCBs são da década de 80, enquanto a CE, que tem um anexo específico sobre eliminação das PCBs foi adotada em 2001, entrando em vigor em 2004. Quanto às regulamentações específicas sobre gerenciamento de PCB, tem-se a dos EUA promulgada ainda na década 70, Canadá e UE na década de 90, França, Alemanha e Japão no início dos anos 2000. O Brasil publicou boa parte de sua regulamentação e normativas ainda na década de 80, tendo portanto, se antecipado em relação a boa parte dos países desenvolvidos.

Figura 27: Linha do tempo que apresenta marcos relevantes relacionados ao gerenciamento de PCB no mundo (em preto) e no Brasil (em verde)

<p>1930s – 1960s</p> <p>1930 - Início da produção comercial das PCBs; 1968 - Caso de Yusho (Japão) – consumo acidental de óleo de arroz contaminado com PCB por 1800 pessoas.</p>
<p>1970s</p> <p>1972 e 1974 – Japão - proibição de produção e importação; 1974 e 1979 - IARC – cita as PCBs e as classifica como possíveis carcinogênicos ; 1976 a 1979 – EUA - proibição de manufatura: <i>Toxic Substances Control Act</i>; 1976 – UE – início da restrição de uso das PCBs (1000 mg/kg); 1977- Canadá - proibição de importação e fabricação; 1978 e 1979 - acidente de Yucheng: consumo acidental de gordura de porco contaminada por cerca de 2000 pessoas.</p>
<p>1980s</p> <p>1981 - Portaria Interministerial MIC/MI/MME 19/1981 – proibição de importação 1983 - Instrução Normativa SEMA/STC/CRS nº 01/83 1983 – Conv. Poluição Navios; Alemanha - proibição de produção; Meados de 80 - proibição de produção e comercialização de PCB em aplicações abertas na maioria dos países membros da UE; 1984 - ABNT 8371 – revisada em 1997; e em 2005 1987 - IARC – Classificação como prováveis carcinogênicos; França - proibição de fabricação; 1989 - Convenção da Basiléia; UE - proibição de uso não dispersivo ; adoção do limite de 50 mg/kg.</p>
<p>1990s</p> <p>1991 – Canadá: Chlorobiphenyls Regulations; 1993 - Término da produção mundial das PCBs (incluindo Rússia, exceto República Democrática da Coreia com produção até 2006); Estimativa de produção: 1,3 milhões de T, sendo 97% utilizadas no hemisfério norte; 1996 - União Européia - Diretiva 96/59/EC. 1997 – ABNT 13882 – revisada em 2005, 2008 e corrigida em 2013</p>
<p>2000s</p> <p>2000 – Alemanha - <i>PCB waste ordinance</i>; 2001 e 2004 – Convenção de Estocolmo (adoção e entrada em vigor); 2001 - França – <i>Decret nº 2001-63 du 18 janvier de 2001</i>; Japão - <i>Law concerning Special Measures for Promotion of Proper Treatment of PCB Wastes (PCB Special Measures Law)</i> 2004 - Convenção de Roterdã. 2004 e 2009 - Decreto legislativo 197/2004 e 204/2004 2006 - Lei nº 12.288/2006 do Estado de São Paulo 2009 - Resolução ANP 16/2009</p>
<p>2010s</p> <p>2011 - Projeto de Lei nº 1075 em tramitação na Câmara dos Deputados 2012 - Processo 02000.001745/2012-63, que visa a elaboração de Resolução Conama 2015 - IARC – classifica PCBs e as <i>dioxin-like</i> PCB como carcinogênicos; 2016 – ABNT 16432</p>

6.6.2 Classificação e premissas

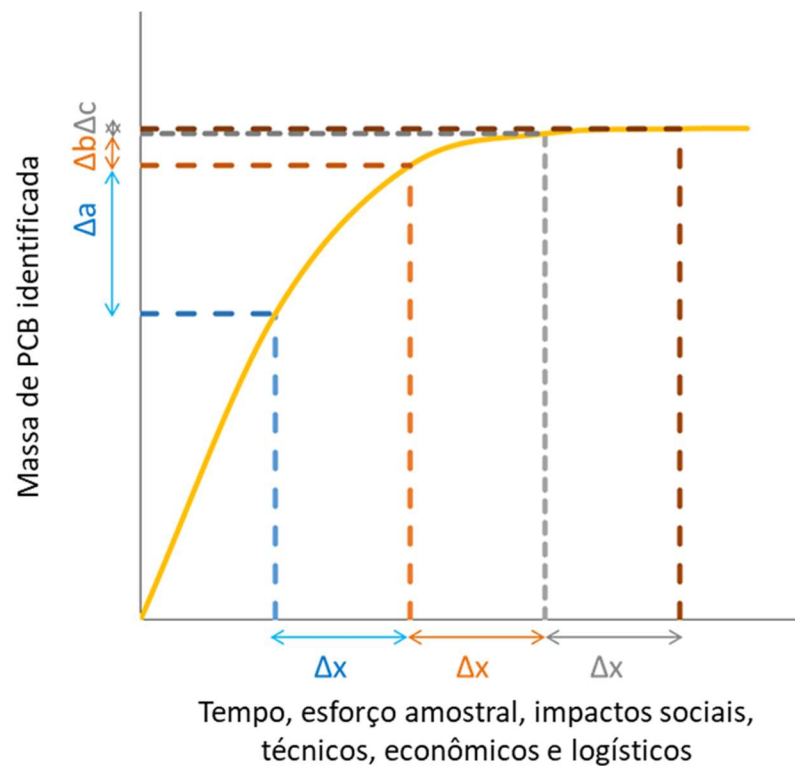
Considerando que o limite de 50 mg/kg foi adotado pela CE, UNEP, UE (e a maioria de seus países membros), EUA e França para diferenciar materiais “contaminados” dos “não contaminados”, sugere-se que o mesmo seja feito no Brasil. Isto é condizente com a norma ABNT NBR 8371 em vigor e utilizada no país. O limite de 50 mg/kg é um valor que permite a priorização de materiais de maior risco ambiental. Almejar eliminar a totalidade das PCBs importadas pode ter impactos técnicos, econômicos, logísticos e sociais muito altos para um mínimo ganho ambiental. Ressaltam-se, também, os grandes erros associados a quantificação de PCB em concentrações tão baixas dadas pelas limitações analíticas existentes, tanto nas metodologias nacionais e internacionais, sendo que estas não serão superadas por certificações de acreditação laboratoriais e as diferenças de toxicidade dos diferentes congêneres. As regulamentações brasileiras ainda vigentes (Portaria Interministerial nº 19/1981 e NBR ABNT 8371/2005, preconizada pela Resolução ANP 16/2009) permitiram e ainda permitem, legalmente, a utilização de fluidos com baixos teores de PCB (menores que 50 mg/kg). Embora não existam estudos comprobatórios, pode ser que uma parte significativa dos equipamentos atualmente em operação se enquadrem neste perfil, o que pode imputar elevados custos à sociedade caso tenham que ser destinados como PCB. Ressalta-se ainda a grande dificuldade de se identificar estes equipamentos com concentrações residuais tendo em vista o tamanho do parque nacional de equipamentos. É importante destacar que a legislação brasileira atual já trata óleos como produtos/resíduos perigosos. Ademais, alguns países restringiram a destinação final de fluidos com teores maior que 20 ou 2 mg/kg (Alemanha, Canadá e Estados Unidos) e de fluidos e equipamentos com teores superiores a 0,5 mg/kg (Japão), mas não se pode desconsiderar o fato destes possuírem alto grau de desenvolvimento e uma realidade socioeconômica bastante diferente da situação brasileira, além de terem utilizado as PCBs de forma muito mais intensa. Ressalta-se também o grande impacto de se alterar este limite (vigente ao menos até 2016) o que pode dificultar ainda mais o atendimento aos prazos estabelecidos pela CE.

Recomenda-se a manutenção das nomenclaturas/terminologias previstas pela norma brasileira ABNT NBR 8371 em vigor que é similar à dos Estados Unidos: PCB (referente a equipamentos

contendo líquido com teores iguais ou superiores a 500 mg/kg); contaminados por PCB (referente a equipamentos contendo entre 50 e 500 mg/kg); não PCB (com teores inferiores a 50 mg/kg) e isentos de PCB (com teores inferiores ao limite de quantificação do método).

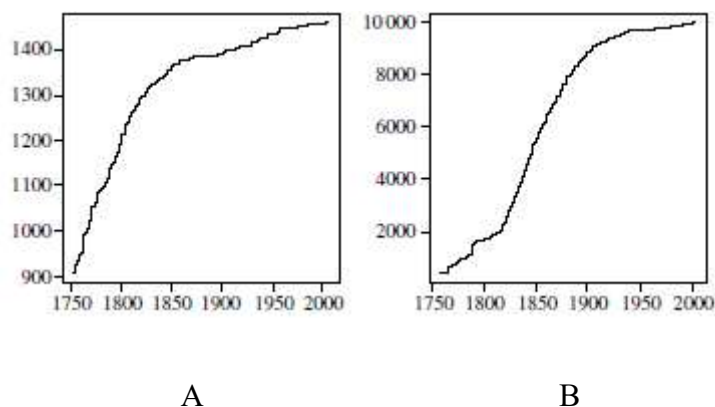
Propõe-se a adoção de premissas que simplificam e priorizam os equipamentos, o que possibilita focar os esforços de eliminação nos grupos de maior risco ambiental, como foi sugerido pela UNEP e adotado pela maioria dos países (EUA, Rússia e França) e UE. Como apresentado no item 4.2, um dos principais desafios do gerenciamento das PCBs no setor elétrico está relacionado à dificuldade de identificação da massa remanescente de PCB, sendo relevante a definição de critérios adequados principalmente para equipamentos do setor de distribuição (de menor volume de óleo e maior quantidade de equipamentos), tendo em vista os impactos sociais, técnicos, logísticos e econômicos de análise censitária de todos equipamentos existentes. A adoção de estratégias de priorização de fato não elimina integralmente a totalidade das PCBs remanescente, mas viabiliza a eliminação do mais relevante (de maior risco ambiental e conseqüente maior ganho ambiental). Isto é essencial para viabilizar o atendimento a CE, que prevê que as partes devem “envidar esforços” ou “empenhar-se” para eliminar equipamentos contendo teores superiores a 500 mg/kg ou entre 50 e 500 mg/kg, sem prejudicar e onerar desnecessariamente o consumidor. A Figura 28 apresenta esquematicamente um modelo proposto que relaciona a massa de PCB identificada e o tempo, esforços ou impactos correspondentes. Nota-se que, a massa de PCB identificada diminui com o aumento dos esforços ou impactos correspondentes, ou seja, aumentar grandemente os esforços e impactos não significa identificar a massa de PCB remanescente efetivamente.

Figura 28: Ilustração esquemática de modelo proposto que relaciona a massa de PCB identificada ao tempo, esforços necessários e impactos sociais, econômicos, técnicos e logísticos



Comportamento similar ao modelo proposto é observado nas curvas de descoberta de espécies que é um gráfico da frequência acumulada de espécies novas identificadas de um certo grupo taxonômico em uma certa região. A Figura 29 apresenta dois exemplos de curvas de descoberta de espécies. A partir de um certo momento, observa-se que o esforço adicional de levantamento de dados (representado pelo tempo) não produz aumento significativo no conhecimento (aumento de espécies identificadas). Ou seja, esta curva se torna assintótica à medida que o inventário está se aproximando de sua conclusão e a descoberta de novas espécies torna-se cada vez mais difícil. Similarmente, a identificação da massa remanescente de PCB se torna cada vez mais difícil à medida que o inventário está se aproximando de sua conclusão.

Figura 29: Frequência acumulada de descoberta de espécies por ano da flora britânica (A) e de passáros do mundo (B)



FONTE: Adaptado de BEBBER et al, 2007

Este modelo e proposta se contrapõe à sugestão da UNEP (2015), apresentada no item 4.4, que relata que o que foi feito até o momento foi apenas a eliminação dos “*low hanging fruits*”, sugerindo a adoção de novas exigências mais restritivas. Percebe-se que esta sugestão não se justifica. A adoção de critérios de priorização podem proporcionar, por tanto, uma relação adequada do ponto de vista da sustentabilidade entre esforço, impactos e ganho ambiental.

Esta estratégia pode ser considerada uma das principais para viabilizar o gerenciamento adequado das PCBs no Brasil. Assim, recomenda-se focar esforços em equipamentos com quantidades significativas de PCB (equipamentos de maior porte), em equipamentos mais velhos (mais suscetíveis a estarem contaminados), e, ou aqueles conhecidamente PCB. Sugere-se duas soluções para transformadores de rede (mais numerosos, difíceis de serem analisados e gerenciados, de menor porte e menor risco ambiental): análise estatística de populações apropriadas (conforme ano de fabricação, por empresa) como proposto em Brasil (2015a), sem exigência de análise individual para equipamentos pertencentes a famílias com proporções baixas de equipamentos contaminados; ou análise daqueles fabricados até 1981 no fim da vida útil, assumindo-se que todos aqueles fabricados a partir de 1982 sejam não PCB, sem exigência

de análise. Após conclusão do inventário estatístico no país, pode-se alterar este ano limite, se necessário para auferir ganhos ambientais compatíveis com os esforços.

Propõe-se exigir análise do óleo destes equipamentos coletados em contêineres para garantir sua destinação adequada (considerando que 95% das PCBs de um equipamento são facilmente removidos pela drenagem do óleo), similarmente ao que é feito nos EUA. Esta solução tem como limitação a possibilidade (mesmo que minimizada) de diluição das PCBs eventualmente existentes em alguns destes equipamentos, mas garante a destinação final adequada do óleo contaminado.

A adoção de formas de gerenciamento diferenciadas conforme empresa (o que foi feito nos EUA e França), também é interessante, considerando que o histórico de utilização e procedimentos de cada empresa podem divergir grandemente e, conseqüentemente, refletir em proporções de equipamentos contaminados bem diferentes em relação a totalidade de equipamentos em uso (como a diferença mostrada entre uma empresa francesa e uma brasileira).

6.6.3 Critérios adotados para elaboração de inventário

Considerando-se que não se conhece a massa remanescente de PCBs no Brasil, sugere-se que seja exigida a elaboração de inventário de forma estatística, com prazo adequado e com previsão de atualizações periódicas. Os grupos de maior risco ambiental sugeridos no item anterior podem ser redefinidos a partir destes resultados. Considerando que a maior parte dos países analisados com informações disponíveis adotaram exceções, sugere-se que o mesmo seja estabelecido para equipamentos fabricados após 1981 ou para equipamentos em uso de pequeno porte (incluindo transformadores de rede), similarmente ao que foi feito na França e no Canadá.

6.6.4 Rotulagem

Similarmente ao que foi adotado pela maior parte dos países analisados, sugere-se rotular equipamentos contendo teores de PCB superiores a 50 mg/kg, sendo admitidas exceções relacionadas a equipamentos em uso.

6.6.5 Prazos para retirada de operação e ou destinação final

Quanto aos prazos para retirada de operação e ou destinação final de equipamentos, materiais ou fluidos contaminados por PCB, recomenda-se a adoção de prazos similares aos estabelecidos pela CE (2025 para retirada de operação e 2028 para eliminação), sendo admitido para equipamentos de pequeno porte (especialmente transformadores de rede), sua destinação no fim da vida útil. A antecipação significativa dos prazos para equipamentos contendo teores superiores a 500 mg/kg, como foi feito por diversos países, não é viável no Brasil, tendo em vista que até 2016, não houve promulgação de uma regulamentação e isto poderá provocar gargalo de mercado com conseqüente aumento dos custos de gerenciamento.

6.6.6 Métodos de análise aceitos

Recomenda-se a aceitação dos diferentes métodos de análise de PCB em óleo utilizados internacionalmente e, ou normatizados no Brasil, o que inclui os métodos de detecção de PCB por kit colorimétrico e a partir do eletrodo seletivo de cloro. Ademais, propõe-se a não exigência de acreditação laboratorial de acordo com os requisitos da norma ABNT NBR ISO/IEC 17025, para que não haja gargalos de mercado e tendo em vista que não há garantia de superação da identificada ineficácia do método cromatográfico brasileiro.

6.6.7 Destinações finais aceitas

Sugere-se a aceitação das diferentes formas de destinação final de PCB utilizados internacionalmente, como a maior parte dos países fez, bem como de métodos alternativos (novos) com comprovada eficiência.

A regulamentação dos Estados Unidos e Canadá indicam aceitação de métodos de descontaminação de equipamentos com simplificações: EUA prevê procedimentos de autoimplementação (limpeza com solvente) sem necessidade de análises comprobatórias; Canadá permite reciclagem de metais para equipamentos contendo até 200 mg/kg através de procedimento de drenagem do líquido livre por método aprovado. Se estes métodos forem aceitos também no Brasil, pode haver disseminação destas soluções pelo país, sem criação de gargalo de mercado ou dificuldades logísticas.

Apesar da existência de 35 unidades licenciadas para coprocessar resíduos no país, a Resolução Conama 264/1999 proíbe o coprocessamento de resíduos organoclorados. Para subsidiar uma possível alteração da regulamentação vigente, propõe-se a criação de um projeto de pesquisa e desenvolvimento relacionado ao coprocessamento de PCB com realização de testes de queima (curta e longa duração) de óleo contendo PCB, o que se justifica: pela grande disponibilidade desta tecnologia no país; pelo aproveitamento energético do poder calorífico do óleo contaminado por PCB, com redução da necessidade de combustíveis fósseis e da emissão global de CO₂; pela viabilidade técnica e econômica desta tecnologia (menor custo que as demais). Este projeto pode englobar avaliação da emissão de dioxinas e furanos nas demais tecnologias de destinação final, além do desenvolvimento de método nacional de análise de PCB em óleo similar ao de detecção por eletrodo seletivo de cloro.

6.6.8 Outras informações relevantes sobre gerenciamento de PCB

A partir das outras informações sobre gerenciamento de PCB levantadas, propõe-se:

- Definição de aspectos regulatórios e mecanismos de regulação (indicadores de qualidade, custos e tarifas) relacionados aos impactos do gerenciamento de PCB no setor elétrico;
- O estímulo à criação de novas tecnologias e empresas nacionais para analisar e destinar materiais de PCB;
- A criação de fundos para promover o gerenciamento adequando de PCBs, cujos recursos poderão vir de antigos fabricantes, governo federal e estadual;
- Criação de subsídios e exigências adequadas relacionadas aos detentores de pequenas quantidades de PCB;
- Revisão de parâmetros estabelecidos na ABNT NBR 8371, tendo em vista práticas internacionais.

Um resumo das principais propostas da autora são apresentadas no Quadro 20.

Quadro 20: Proposta da autora quanto a critérios de gerenciamento de PCB para atendimento a CE

CRITÉRIOS	PROPOSTAS DA AUTORA
Classificação e premissas	<p align="center"> Maior ou igual a 500 mg/kg: PCB; Entre 50 e 500 mg/kg: contaminados por PCB; Menor ou igual a 50 mg/kg: não PCB; Sem restrições quanto a destinação final de equipamentos, materiais e fluidos não PCB; Focar esforços em equipamentos de maior porte, em equipamentos mais velhos, e, ou aqueles conhecidamente PCB. Para transformadores de rede: análise estatística e foco em famílias com alta taxa de contaminação; ou análise daqueles fabricados até 1981 no fim da vida útil, assumindo-se que todos aqueles fabricados a partir de 1982 sejam não PCB, sem exigência de análise. </p>
Critérios adotados para elaboração de inventário	<p align="center">Inventário estatístico, sendo o primeiro entregue 3 anos após promulgação e atualizações a cada 2 anos.</p>
Rotulagem	<p align="center">Exigência de rotulagem de materiais, fluidos e equipamentos (com teores \geq 50 mg/kg;</p>
Prazos para retirada de operação e destinação final	<p align="center"> Igual ao estabelecido pela CE: Retirada de uso: 2025; Destinação: 2028; </p>
Métodos de análise aceitos	<p align="center">Aceitação de normas da ABNT e diferentes métodos de análise de PCB em óleo utilizados internacionalmente e não exigência de acreditação laboratorial</p>
Destinações finais aceitas	<ul style="list-style-type: none"> - Aceitação das diferentes formas de destinação final e de métodos alternativos com comprovada eficiência; - Adoção de métodos de descontaminação de equipamentos com simplificações; - Aceitação de métodos móveis ou em unidades industriais.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da toxicidade das PCBs, variável para os diferentes congêneres de PCB, seu risco ambiental no SEB pode ser considerado baixo, pois:

- As PCBs nunca foram fabricadas no Brasil, podendo ser estimada uma importação de 1 a 2% das PCBs produzidas globalmente e que já houve destinação final significativa;
- Houve publicação de boa parte da regulamentação e normativas brasileiras ainda na década de 80, antecipando-se em relação a diversos países desenvolvidos; a ABNT NBR 8371, criada pelo Comitê Brasileiro de Eletricidade em 1985 traz para o setor diretrizes técnicas adicionais;
- Há indicativo de que a exposição da população brasileira a PCB está entre as menores do mundo, mesmo havendo poucos estudos sobre a magnitude do problema;
- A massa remanescente das PCBs devem estar primordialmente em concentrações residuais e há baixo risco ambiental associado, já que estão contidas dentro dos equipamentos.

Dependendo das exigências que vierem a ser adotadas, o gerenciamento de PCB pode afetar significativamente a sociedade através de impactos tarifários (com reflexos inflacionários) e também pela descontinuidade do fornecimento de energia, sendo necessário avaliar seus impactos técnicos, logísticos e econômicos e a capacidade da cadeia de fornecedores para realização das análises químicas e destinação final.

A partir da análise dos critérios de gerenciamento de PCB adotados pelos países que mais consumiram estes compostos e UE e a realidade brasileira, foram feitas as seguintes propostas, visando minimizar os impactos para a sociedade e viabilizar o atendimento da CE pelo SEB:

- Adoção de critérios de priorização (como maiores concentrações de PCB ou de maior porte, equipamentos mais velhos, ou aqueles conhecidamente PCB ou localizados em áreas sensíveis) e que seja possível estabelecimento de formas de gerenciamento diferenciadas. Esta proposta é essencial tendo em vista as dificuldades de se identificar a massa

remanescente das PCBs dada pela grande quantidade de equipamentos elétricos existente no sistema elétrico, entre outros;

- Não restrição do gerenciamento e destinação final de materiais com teores inferiores a 50 mg/kg, visando a priorização de materiais de maior risco ambiental e também por que há erros associados à quantificação de PCB em concentrações tão baixas e há diferença de toxicidade entre os diferentes congêneres de PCB;
- Adoção de prazos similares aos estabelecidos pela CE (2025 para retirada de operação e 2028 para eliminação), sendo admitido para equipamentos de pequeno porte (especialmente transformadores de rede), sua destinação no fim da vida útil, visando evitar gargalos de mercado;
- Aceitação dos métodos analíticos nacionais e internacionais e a não exigência de acreditação laboratorial, tendo em vista que a acreditação de laboratórios não necessariamente superará a identificada ineficácia do método cromatográfico brasileiro e para que não haja gargalos de mercado;
- Aceitação das diferentes formas de destinação final e de métodos alternativos com comprovada eficiência, o que inclui simplificações dos métodos de descontaminação de equipamentos e a utilização de unidades móveis ou fixas. Para subsidiar uma possível alteração da regulamentação vigente quanto ao coprocessamento de PCB em fornos de cimenteira no Brasil, propõe-se a criação de um projeto de pesquisa e desenvolvimento com esta finalidade.

Ainda que se pense ser desejável um processo equivalente ou mais restritivo ao adotado pelos países desenvolvidos ou do previsto na CE, infelizmente este pode não ser compatível com a realidade nacional.

De fato, é relevante a necessidade de eliminação das PCBs no Brasil para a proteção do meio ambiente, porém é necessário avaliar como realizar a gestão do processo de modo a direcionar os esforços necessários para cumprimento da CE, diminuindo significativamente o risco ambiental, sem prejudicar e onerar desnecessariamente a sociedade brasileira, estabelecendo um equilíbrio dos pilares da sustentabilidade (ambiental, social e econômico).

8 REFERÊNCIAS

ABDEL- FATAH, H. T. M. ISO/IEC 17025 Accreditation: Between the Desired Gains and the Reality. Quality Assurance Journal. V. 13. P. 21-27. 2010.

ANDRADE, C. Incineração de resíduos. Foxx Haztec. IN: Seminário Tecnologias de Tratamento de Bifenilas Policloradas (PCBs) e outros Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). 2015. Brasília. Palestra.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND- ABCP. PANORAMA DO COPROCESSAMENTO - BRASIL 2015. 2015. Disponível em: <http://coprocessamento.org.br/cms/wp-content/uploads/2015/10/panorama_coprocessoamento_2015.pdf>. Acesso em fevereiro/2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE DISTRIBUIDORES DE ENERGIA ELÉTRICA - ABRADDEE. Sistemas de Informação para a Gestão da Associação Brasileira dos Distribuidores de Energia Elétrica. 2013.

ABRADEE. Apresenta informações sobre o setor elétrico, a distribuição de energia elétrica e de suas associadas. 2015. Disponível em: <<http://www.abradee.com.br>>. Acesso em: 02 mai. 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS GRANDES EMPRESAS DE TRANSMISSÃO DE ENERGIA ELÉTRICA - ABRATE. Participação da Abrate no sistema interligado. 2012. Disponível em: <http://www.abrate.org.br/download/tabela_associados_2012.pdf>. Acesso em setembro de 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NORMA BRASILEIRA - NBR 13882: Líquidos isolantes elétricos –Determinação do teor de bifenilas policloradas (PCB). 20 de outubro de 2008.

ABNT. NBR 8371: Ascarel para transformadores e capacitores – Características e riscos. 29 de abril de 2005.

ABNT. NBR 16432: Óleo Mineral Isolante – Determinação do teor de produtos clorados. 18 de março de 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL. Levantamento de ativos contaminados por PCB (Ascarel). Planilhas. Concessionárias de Distribuição e Concessionárias de Transmissão. 2015a. Disponível em: <www.aneel.gov.br/Farquivos/Excel/Planilha%2520Ascarel.xlsx>. Acesso em março de 2015.

ANEEL. Relatórios de consumo e receita de Distribuição. Consumidores, Consumo, Receita e Tarifa Média – Região, Empresa e Classe de Consumo. Dados de 2014. 2015b. Disponível em: <http://relatorios.aneel.gov.br/_layouts/xlviewer.aspx?id=/RelatoriosSAS/RelSAMPRegiaoEmp.xlsx&Source=http%3A%2F%2Frelatorios%2Eaneel%2Egov%2Ebr%2FRelatoriosSAS%2FForms%2FAllItems%2Easpx&DefaultItemOpen=1>. Acesso em setembro de 2015.

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY - ATSDR. 1. Public Health Statement. In: ATSDR. Toxicological profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 2000a.

ATSDR. 4. Chemical and Physical information. In: ATSDR. Toxicological profile for Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 2000b.

ALEMANHA. Federal Republic of Germany. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants- National Implementation Plan. English translation. 2012.

ALEMANHA. Federal Republic of Germany. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants - National Implementation Plan. Original: German. English translation. 2006.

ALEMANHA. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety (BMUB). PCB phase-out in Germany almost complete. No. 174/04. Berlin, 16.06.2004. Disponível em: <<http://www.bmub.bund.de/en/press/pressreleases/detailansichten/artikel/pcbphaseoutingermanylmostcomplete/>>. Acesso em agosto de 2016.

AMERICAN ASSOCIATION FOR LABORATORY ACCREDITATION - A2LA. Apresenta informações sobre A2LA. 2017. Disponível em: <<https://www.a2la.org/>>. Acesso em agosto de 2017.

ARTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAMME - AMAP. Polychlorinated Biphenyls. 2016, Apresenta informações relativas ao projeto “The Multilateral Co-operative Project on Phase-out of PCB Use and Management of PCB-contaminated Wastes in the Russian Federation”. Disponível em: <<http://www.amap.no/polychlorinated-biphenyls-pcb>>. Acesso em: Agosto de 2016.

ARTIC COUNCIL. The Artic Council: a backgrounder. 2016. Apresenta informações sobre o Conselho do Ártico. Disponível em: <<http://www.arctic-council.org/index.php/en/about-us>>. Acesso em: Agosto de 2016.

ARTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAMME - AMAP; STATE COMMITTEE OF THE RUSSIAN FEDERATION FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION; CENTER FOR INTERNATIONAL PROJECTS - CIP. PCB in the Russian Federation: Inventory and proposals for priority remedial actions. Executive Summary. Executive Summary of the report on Phase I: Evaluation of the Current Status of the Problem with Respect to Environmental Impact and Development of Proposals for Priority Remedial Actions of the Multilateral Cooperative Project on Phase-out of PCB Use, and Management of PCB-contaminated Wastes in the Russian Federation. 2000.

ARTIC MONITORING AND ASSESSMENT PROGRAMME – AMAP; MINISTRY OF INDUSTRY, SCIENCE AND TECHNOLOGIES OF THE RUSSIAN FEDERATION; MINISTRY OF NATURAL RESOURCES OF THE RUSSIAN FEDERATION; CENTER FOR INTERNATIONAL PROJECTS - CIP. Environmentally Sound Management and Elimination of PCBs in Russia. Executive Summary. 2003.

AUSTRALIAN AND NEW ZEALAND ENVIRONMENT AND CONSERVATION COUNCIL (ANZEC). Identification of PCB containing capacitors. An information booklet for electricians and electrical contractors. 1997.

BASEL CONVENTION, Updated general technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (POPs). 2007.

BASEL CONVENTION. Convention overview. Apresenta informações gerais sobre a Convenção da Basileia. Disponível em: <<http://www.basel.int/TheConvention/Overview/tabid/1271/Default.aspx>> . Acesso em jun. 2016.

BEBER, D. P.; MARRIOTT, F. H. C.; GASTON, K. J.; HARRIS, S. A.; SCOTLAND, R. W. Predicting unknown species numbers using discovery curves. Proceedings of the Royal Society B. p. 1651-1658. v. 274. 2007.

BRAGA, A. M.C.B. Dioxinas, furanos e PCBs em leite humano no Brasil. Tese de Doutorado. Campinas. 2003.

BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - ANP. Resolução ANP nº16, de 18 de junho de 2009. Dispõe sobre a comercialização de óleo lubrificante básico e os requisitos necessários ao cadastramento de produtor e de importador desse produto.

BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - ANP. Resolução ANP nº36, de 5 de dezembro de 2008. Dispõe sobre as especificações dos óleos minerais isolantes tipo A e tipo B.

BRASIL. Câmara dos Deputados. Projeto de Lei nº 1075 de 2011. Dispõe sobre a eliminação controlada das Bifenilas Policloradas - PCBs e dos seus resíduos, a descontaminação e a eliminação de transformadores, capacitores e demais equipamentos elétricos que contenham PCBs, e dá outras providências correlatas. Disponível em <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=498530>>. Acesso em Outubro de 2014.

BRASIL. Casa Civil. Subchefia para assuntos jurídicos. Lei nº 12 305 de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - Conama. Minuta Resolução Limpa 18º CTQAGR - Finalizada. Dispõe sobre o gerenciamento ambientalmente adequado de Bifenilas Policloradas (PCB) e dos seus resíduos. Brasília. Out. 2014.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama. Processo 02000.001745/2012-63, que visa a elaboração de Resolução Conama sobre gerenciamento ambientalmente adequado de Bifenilas Policloradas (PCB) e dos seus resíduos. Brasília, 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/30BB387D/Res_PCB_LIMPA_18CTQAGR_FINAL1.pdf> Acesso em Outubro de 2014.

BRASIL. Decreto nº 5.472, de 20 de junho de 2005. Dispõe sobre a promulgação do texto da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes, adotada, naquela cidade, em 22 de maio de 2001.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente – MMA; Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD (coord). Guia para o inventário nacional de bifenilas policloradas (PCB) em equipamentos elétricos. Abril de 2015a.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente – MMA; Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD (coord). Manual de gerenciamento de resíduos e equipamentos com Bifenilas Policloradas (PCB). Abril de 2015b.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente – MMA. Plano Nacional de Implementação Brasil – Convenção de Estocolmo. Brasília. 2015c.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente – MMA. Estudo sobre as bifenilas policloradas. Proposta para atendimento à “Convenção de Estocolmo”. Anexo A – Parte II. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_prorisc_upml/_arquivos/estudo_sobre_as_bifenilas_policloradas_82.pdf> . Acesso em Fevereiro de 2015. [201?]

BRASIL. Ministério do Interior; Ministério da Indústria e Comércio; Ministério das Minas e Energias. Portaria interministerial nº 19, de 29/01/1981.

BRASIL. Secretário Especial do Meio Ambiente. Instrução Normativa SEMA/STC/CRS nº 01 de 10 de junho de 1983. Dispõe sobre Manuseio, Armazenamento e Transporte de PCB's e/ou resíduos contaminados com PCB's.

BREIVIK, K; SWEETMAN, A; PACYNA, J, M; JONES, K C. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach 1. Global production and consumption. The Science of the Total Environment 290. p. 181–198. 2002.

BREIVIK, K; SWEETMAN, A; PACYNA, J, M; JONES, K C. Databases on the global production, consumption and emissions of PCBs from 1930 to 2000. [2002?]. Disponível em: <<http://www.nilu.no/projects/globalpcb/>>. Acesso em 21 out. 2015.

BREIVIK, K.; SWEETMAN, A.; PACYNA, J, M; JONES, K. C. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach 3. An update. The Science of the Total Environment. vol. 377. p. 296-307. 2007.

BREIVIK, K.; ARMITAGE, J. M.; WANIA, F.; SWEETMAN, A. J. JONES, K. C. Tracking the Global Distribution of Persistent Organic Pollutants Accounting for E-Waste Exports to Developing Regions. Environmental Science & Technology. vol. 50. p. 798-805. 2016.

BRITISH STANDARD. 12766-2. Methods of test for petroleum and its products. Petroleum products and used oils. Determination of PCBs and related products. Calculation of polychlorinated biphenyl (PCB) content. English. 2001.

CANADÁ. 2008 - 2010 Progress Report on the PCB Regulations. 2011. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca/bpc-pcb/default.asp?lang=En&n=CB9BB5D5-1>>. Acesso em Setembro de 2014.

CANADÁ. Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME. 2004. National Inventory of PCBs in Use and PCB Wastes in Storage in Canada. 2003 Annual Report.

CANADÁ. CCME. Guidelines for the Management of Wastes Containing Polychlorinated Biphenyls (PCBs). CCME-TS/WM-TRE008. 1989. Disponível em: <<http://www.ccme.ca/en/resources/waste/pcb.html>>. Acesso em: Agosto de 2016.

- CANADÁ. CCME. Guidelines for Mobile Polychlorinated Biphenyl Destruction Systems. CCME-TS/WM-TRE011E. 1990a. Disponível em: <<http://www.ccme.ca/en/resources/waste/pcb.html>>. Acesso em: Agosto de 2016.
- CANADÁ. CCME. Guidelines for Mobile Polychlorinated Biphenyl Treatment Systems. CCME-TS/WM-TRE012E. 1990b. Disponível em: <<http://www.ccme.ca/en/resources/waste/pcb.html>>. Acesso em: Agosto de 2016.
- CANADÁ. CCME. PCB Transformer Decontamination – Standards and Protocols. Disponível em: <<http://www.ccme.ca/en/resources/waste/pcb.html>>. Acesso em: Agosto de 2016.
- CANADÁ. CCME. Resources – Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Disponível em: <<http://www.ccme.ca/en/resources/waste/pcb.html>>. Acesso em: Agosto de 2016.
- CANADÁ. GOVERNMENT OF CANADA. Canada's National Implementation Plan under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. 2006.
- CANADÁ. GOVERNMENT OF CANADA. Environment and Climate change Canada. Fact Sheets. Complying with PCB regulations. 2016a. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca/bpc-pcb/default.asp?lang=En&n=A91FB241-1>> . Acesso em: Agosto de 2016.
- CANADÁ. MINISTER OF JUSTICE. PCB regulations- SOR/2008-273. Current to August 15, 2016. 2016b. Last amended on January 1, 2015.
- CZICHOS, H. Bridging Metrology, Quality and Testing. Letter from Europe. Metrologist. July 2012. P. 46- 47.
- CZICHOS, H. Accreditation in Europe. Letter from Europe. Metrologist. January 2015. P. 57-59.
- EUROPEAN COMMITTEE FOR ELECTROTECHNICAL STANDARDIZATION - CENELEC. Guidelines for the inventory control, management, decontamination and/or disposal of electrical equipment and insulating liquids containing PCBs. Technical Report. CLC/TR 50503. 2010.English version.
- EUROPEAN COMMITTEE FOR ELECTROTECHNICAL STANDARDIZATION - CENELEC. Code of practice for the safe use of fully enclosed oil-filled electrical equipment which may be contaminated with PCBs. European Standard. EN 50225: 2003-04. 2003.
- CHEN, T, GUO, Y, LI, X, LU, S, YAN, J. Emissions behavior and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans (PCDD/Fs) from cement kilns in China. Environmental Science and Pollution Research. v. 21. p. 4245-4253. 2014
- CHRISTAN, M.; JANSE, J. EuroPCB: Inventory PCB enforcement in member states. Part II: Fiches Results for each member state. 2005b.
- CHRISTAN, M.; JANSE, J. EuroPCB: Inventory PCB enforcement in member states. Part I: Final. 2005a.
- CLOSS, D. Tecori. IN: Seminário Tecnologias de Tratamento de Bifenilas Policloradas (PCBs) e outros Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). 2015. Brasília. Palestra.
- COGLIANO, V. J., Lack of data drives uncertainty in PCB health risk assessments. Environmental Science and Pollution Research. V. 23. P. 2212-2219. 2016.

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. Decisão da Comissão de 16 de janeiro de 2001. 2001/68/CE. Estabelece dois métodos de referência para a medição de PCB. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32001D0068&qid=1469304534392&from=EN>>. Acesso em: outubro de 2014.

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. Decisão da Comissão de 24 de maio de 1996. 96/350/CE. Adapta os anexos IIA e IIB da Diretiva 75/442/CCE. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31996D0350&from=PT>>. Acesso em: julho de 2016.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. Community Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. 2007. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/chemicals/international_conventions/pdf/sec_2007_341.pdf>. Acesso em: Julho de 2016.

COSTA, C. Dias contados para o ascarel. Brasil Energia. Ed. Brasil Energia. 2000.

COSTABEBER, I.; dos SANTOS, J. S.; XAVIER, A. A. O.; WEBER, J.; LEÃES, F. L.; BOGUSZ JUNIOR, S.; EMANUELLI, T. Levels of polychlorinated biphenyls (PCBs) in meat and meat products from the state of Rio Grande do Sul, Brazil. Food and Chemical Toxicology. 2006. V. 44. P. 1–7.

COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION. Council Directive 96/59/EC. On the disposal of polychlorinated biphenyls and polychlorinated terphenyls (PCB/PCT). Disponível em: <http://eurlex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31996L0059&from=EN>>. Acesso em: outubro de 2014.

CUNHA, L.S.T.; TORRES, J.P.M.; MUÑOZ-ARNANZ, J.; JIMÉNEZ, B. Evaluation of the possible adverse effects of legacy persistente organic pollutants (POPs) on the brown booby (*Sula leucogaster*) along the Brazilian coast. Chemosphere. 87. 2012. p. 1039-1044.

DA SILVA, J. A. Relatório parcial. Produto 01. Detalhamento de Metodologias de análise e coleta de amostra para envio para análise de PCBs. Definição de modelos de etiquetas para controle de inventário. BRA/08/G32: BRASIL – Estabelecimento da Gestão de Resíduos de PCB e Sistema de Disposição. 2011a.

DA SILVA, J. A. Relatório parcial. Produto 02. Levantamento dos laboratórios capacitados para realizar análises de PCBs em diferentes matrizes no Brasil. BRA/08/G32: BRASIL – Estabelecimento da Gestão de Resíduos de PCB e Sistema de Disposição. 2011b.

DA SILVA, J. A. Relatório final. Produto 03. Relatório final com Detalhamento de procedimentos que visem a acreditação e uniformização de técnicas de análise , coleta e etiquetagem de material que contenha PCB. BRA/08/G32: BRASIL – Estabelecimento da Gestão de Resíduos de PCB e Sistema de Disposição. 2012.

DEL BEL, D. Associação Brasileira de empresas de tratamento de resíduos - ABETRE. Perfil do setor de tratamento de resíduos. Disponível em: http://www.abetre.org.br/biblioteca/publicacoes/publicacoes-abetre/copy2_of_ABETREPerfildoSetordeTratamentodeResduos042013.pdf>. 2013. Acesso em setembro de 2016.

DENVER AMBIENTE E ENERGIA. Apresenta informações sobre a empresa. 2016. Disponível em: <<http://www.denverambi.com/>>. Acesso em agosto de 2016.

DEXSIL. Instructions for Clor-n-oil 50 – PCB screening kit. Revision 5. 2014. Disponível em: <<http://www.dexsil.com/uploads/docs/instructionscl050.pdf>>. Acesso em: novembro/2015.

DEXSIL. Instructions for Clor-n-oil 20 – PCB screening kit. Revision 1. 2006. Disponível em: <<http://www.dexsil.com/uploads/docs/instructionscl020.pdf>>. Acesso em: novembro/2015.

DEXSIL. L2000DX PCB/Chloride ANALYZER System (LP-200). [????]. Disponível em: <http://www.dexsil.com/products/detail.php?product_id=13>. Acesso em: novembro/2015.

DI SESSA, C.; MARTINS, A. C. P.; DINIZ, C.B.; VASSALO, D. J.; ROCHA, H. C. B.; CHAVES, L. M. M.; PEREIRA, L. T.; ALMEIDA, M. I. D.; RIBEIRO, M. G. D. L.; LOIS, R. C.; PASSOS, W. E. Avaliação de metodologias analíticas para triagem de óleo mineral isolante de equipamentos elétricos com relação à possibilidade de contaminação por PCB. XXIII Seminário Nacional de Produção e Transmissão de Energia Elétrica. 2015.

DORNELES, P. R.; SANZ, P.; EPPE, G.; AZEVEDO, A. F.; BERTOZZI, C. P.; MARTINEZ, M.A.; SECCHI, E. R.; BARBOSA, L. A. CREMER, M.; ALONSO, M. B. TORRES, J.P.M.; LAILSON-BRITO, J. MALM, O. ELJARRAT, E.; BARCELÓ, D. DAS, K. High accumulation of PCDD, PCDF and PCB congeners in marine mammals from Brazil: a serious PCB problem. Science of the Total Environment. P. 309-318. 2013.

ECOVITAL. Incineração. Apresenta informações sobre a unidade de incineração da Ecovital. Disponível em: < <http://www.ecovital.eco.br/>>. Acesso em agosto de 2016.

EDF. Document de Référence – Rapport Financier Annuel - 2014. 2015. Disponível em: <http://finance.edf.com/fichiers/fckeditor/Commun/Finance/Publications/Annee/2014/ddr2014/EDF_DDR_2014_VF.pdf>. Acesso em agosto de 2016.

EDF. Document de Référence – Rapport Financier Annuel - 2015. 2016. Disponível em: <<https://www.edf.fr/sites/default/files/contrib/groupe-edf/espaces-dedies/espace-finance-fr/informations-financieres/informations-reglementees/document-de-reference/edf-ddr-2015-vf-doc-web.pdf>>. Acesso em agosto de 2016.

ELEKTRO ELETRICIDADE E SERVIÇOS S.A. Relatório de sustentabilidade 2015. 2016.

ENEDIS. Médiateur National de l’Energie. Profil. Apresenta informações gerais sobre a Enedis, antes chamada de ERDF. Disponível em: <<http://www.enedis.fr/profil>>. Acesso em agosto de 2016.

ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. Eletronic Code of Federal Regulations, Title 40, Chapter I, Subchapter R, Part 761 (current as of May, 27, 2015). Polychlorinated biphenyls (PCBs) manufacturing, processing, distribution in commerce, and use prohibitions). USA, 2015. Disponível em: <<http://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?SID=4e9a2d5498b3936626d1dc957b87e4d2&mc=t>> Acesso em Maio de 2015.

ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. U. S. Environmental Protection Agency – EPA. Environmental Technology Verification Program. Verification Statement – Ion Specific Electrode -L2000DX Analyzer EPA-VS-SCM-46. 2001a.

ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. EPA. Method 9079. Screening test method for Polychlorinated Biphenyls in Transformer Oil. Revision 0. 1996. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/9079.pdf>>. Acesso em: outubro/2014.

ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. EPA. Revisions to the PCB Q and A Manual. June 2014 Version. 2014. Acesso em Agosto de 2015.

ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. EPA. How do I find out about laboratory accreditation or certification? Apresenta informações sobre acreditação de laboratórios ambientais. 2017. Disponível em:<<https://publicaccess.zendesk.com/hc/en-us/articles/211394588-How-do-I-find-out-about-laboratory-accreditation-or-certification->>. Acesso em agosto de 2017.

EUROPEAN COMMISSION. Union's Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. On the review and update of the first European Community Implementation Plan in accordance with Article 8(4) of Regulation No 850/2004 on persistent organic pollutants. 2014. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014SC0172&from=EN>>. Acesso em: Julho de 2016.

EUROPEAN PARLIAMENT; COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION. Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council of 29 April 2004. On persistent organic pollutants and amending Directive 79/117/EEC. 2004. Disponível em: < <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:158:0007:0049:EN:PDF>>. Acesso em: Julho de 2016.

FIEDLER, H. Polychlorinated biphenyls (PCBs): uses and environmental releases. 1997. IN: Proceedings of the Subregional Awareness Raising Workshop on Persistent Organic Pollutants (POPs), Bangkok, Thailand. Disponível em: < http://www.chem.unep.ch/pops/pops_inc/proceedings/bangkok/fiedler1.html>. 1997. Acesso em fevereiro de 2015.

FIOCRUZ. Estudo de Poluentes Orgânicos Persistentes em Leite Humano no Brasil. In: Quinta rodada de estudos de exposição coordenada pela Organização Mundial da Saúde em cooperação com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – Relatório Final. 2014.

FINCH, S. R; LAVIGNE, D. A. One example where chromatography may not necessarily be the best analytical method. Journal of Chromatographic Science. p. 351-356, v. 28, 1990.

FOXX HAZTEC. Resíduos. Apresenta informações sobre Centrais e Unidades de tratamento de resíduos. 2016. Disponível em: <<http://haztec.com.br/solucoes-ambientais-completas/index.php/solucoes/centrais-de-tratamento-de-residuos>>. Acesso em agosto de 2016.

FRANÇA. Ministério de l'Écologie et du Developpement Durable. Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Énergie. Plan Nacional de Decontamination et d'élimination des appareils contenant des PCB et PCT. 2003.

FRANÇA. Ministério de l'Écologie et du Developpement Durable et de l'Énergie. Vos appareils peuvent contenir des PCBs- Pensez à les verifier! 2014. Disponível em: <[http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/plaquette%20PCB%202014\(5\).pdf](http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/plaquette%20PCB%202014(5).pdf)>. Acesso em Mar de 2016.

FRANÇA. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie. Plan Nacional de Decontamination et d'élimination des appareils contenant des PCB et PCT. 2003.

FRANÇA. Plan de mise em oeuvre français – Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. 2007.

FRANÇA. Appareils contaminés par les PCB/PCT. Apresenta informações diversas sobre gerenciamento de PCB na França, incluindo definições, legislações, instalações de tratamento, as PCBs e meio aquático, entre outros. 2016a. Disponível em: <www.developpement-durable.gouv.fr/pcb>. Acesso em agosto de 2016.

FRANÇA. Section 4: Substances dites “PCB”. In: _____. Code de l'environnement. Version consolidée au 15 août 2016. Apresenta o código de meio ambiente francês atualizado em 15 de agosto de 2016. 2016b. Disponível em: <<https://www.legifrance.gouv.fr/affichCode.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220&dateTexte=20160821>>. p. 1943-1950. Acesso em agosto de 2016.

FRANÇA. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Énergie. Arrêté du 28 octobre 2013 relatif au contenu du dossier de demande de plan particulier de décontamination et d'élimination des appareils contenant des PCB. 2013.

FRANÇA. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Énergie. Arrêté du 7 janvier 2014 relatif aux modalités d'analyse et d'étiquetage et aux conditions de détention des appareils contenant des PCB. 2014b.

FRANÇA. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Énergie. Arrêté du 14 janvier 2014 relatif au contenu et aux modalités de la déclaration d'appareils contenant des PCB. 2014a.

GOODMAN, M. SQUIBB, K. YOUNGSTROM, E. ANTHONY, L. G. KENWORTHY, L. LIPKIN, P.H., MATTISON, D. R. LAKIND, J. S. Using Systematic reviews and Meta-Analyses to support regulatory decision making for neurotoxicants: lessons learned from a case study of PCBs. Environmental Health Perspectives. V. 118. N. 6. P. 727-734. 2010.

HELSINKI COMMISSION - BALTIC MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMISSION. Polychlorinated Biphenyls (PCBs). A compilation of information, derived from HELCOM recommendations, EU-Directives, UN-ECE-LRTAP, UNEP and OSPAR, and analysis of appropriate measures aiming at safe handling and reduction of releases of PCB from PCB-containing equipment in use. 2001.

HEYDORN, K. The application of data form proficiency testing to laboratory accreditation according to ISO 17025. Accreditation and Quality Assurance. V. 13. P. 703-709. 2008

INMETRO. Listagem de laboratórios. 38 laboratórios encontrados pela busca ‘CRL, Brasil, Ensaios químicos, PCB’. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/laboratorios/rble/lista_laboratorios.asp?sigLab=CRL&codLab=&tituloLab=&uf=&pais=BRASIL&classe_ensaio=006&area_atividade=&descr_escopo=pcb&Submit2=Buscar>. Acesso em agosto/2016.

INSTITUTE FOR INTERLABORATORIAL STUDIES. Results of Proficiency Test PCB in (Mineral) oil November 2014. Report iis14L07.2015.

INSTITUTE FOR INTERLABORATORIAL STUDIES. Results of Proficiency Test PCB in (Mineral) oil November 2015. Report iis15L10.2016.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER - IARC. Polychlorinated Biphenyls and Polybrominated Biphenyls. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to humans. World Health Organization - WHO. 2016. V. 107. p. 41-130 e p. 423 - 439.

INTERNATIONAL CONVENTION FOR THE PREVENTION OF POLLUTION FROM SHIPS. Apresenta informações gerais sobre a Convenção Internacional para a Prevenção de Poluição Causada por Navios. Disponível em: <[http://www.imo.org/en/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-\(MARPOL\).aspx](http://www.imo.org/en/About/Conventions/ListOfConventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-(MARPOL).aspx)>. Acesso em jun. 2016.

INTERNATIONAL ELECTROTECHNICAL COMMISSION – IEC. 61619. International Standard. Insulating liquids – Contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) – Method of determination by capillary column gas chromatography. 1997.

JAPÃO. Ministry of the Environment. Disponibiliza diversas leis ambientais em inglês. Disponível em: <<https://www.env.go.jp/en/laws/>>. 2016. Acesso em: Agosto de 2016.

JAPÃO. The National Implementation Plan of Japan under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. 2005.

JAPÃO. The National Implementation Plan of Japan under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants – Modified in August 2012. 2012.

JAPAN ENVIRONMENTAL STORAGE & SAFETY CORPORATION – JESCO. Apresenta diversas informações relacionadas ao gerenciamento de PCB, principalmente, sua destinação final. Disponível em: <www.jesconet.co.jp>. 2016. Acesso em: Agosto de 2016.

JENKS, P. J. Regulating analytical quality: are we going round in circles? RM Column. Spectroscopy Europe. V. 18. N. 2. P. 33. 2006.

KALANTZI, O. I.; BROWN, F.R.; CALEFFI, M.; GOTH-GOLDSTEIN, R. PETREAS, M. Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in human breast adipose samples from Brazil. Environmental International. 35. 2009. P. 113-117.

KANBE, H, SHIBUYA, M. Solvent cleaning of pole transformers containing PCB contaminated insulating oil. Waste management. v. 21. p. 371-380. 2001.

KARSTENSEN, K. Formation, release and control of dioxins in cement kilns. Chemosphere. v. 70. p. 543-560. 2008.

KARSTENSEN, K, MUBARAK, A, GUNADASA, H, WIJAGUNASEKARA, B, RATNAYAKE, N, ALWIS, A, FERNANDO, J. Test burn with PCB-oil in a local cement kiln in Sri Lanka. Chemosphere. v. 78. p. 717-723. 2010.

LAILSON-BRITO, J.; DORNELES, P. R.; AZEVEDO-SILVA, C. E.; BISI, T.L.; VIDAL, L.G.; LEGAT, L.N.; AZEVEDO, A. F.; TORRES, J. P. M.; MALM, O. Organochlorine compound accumulation in delphnids from Rio de Janeiro State, southeastern Brazilian coast. Science of the Total Environment. 433. 2012. P. 123-131.

- LAUBY-SECRETAN, B. LOOMIS, D. BAAN, R. GHISSASSI, F.E., BOUVARD, V., BENBRAHIM-TALLA, L., GUHA, N., GROSSE, Y, STRAIF, K., Use of mechanistic data in the IARC evaluations of the carcinogenicity of polychlorinated biphenyls and related compounds. *Environmental Science and Pollution Research*. V. 23. P. 2220-2229. 2016.
- LESLIE, H. A.; VAN BAVEL, B.; ABAD, E.; DE BOER, J. Towards comparable POPs data worldwide with global monitoring data and analytical capacity building in Africa, Central and Latin America, and the South Pacific. *Trends in Analytical Chemistry*. V. 46. P. 85-97. 2013.
- MESQUITA, A. Uso das Técnicas de Oxidação Química e Biodegradação na Remoção de Alguns Compostos Recalcitrantes. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro 2004. Disponível em <<http://www.coc.ufrj.br/index.php/doctoral-thesis/343-2004/3603-ana-carla-mesquita>> Acesso em Junho de 2016.
- MG TRAFOS SOLUÇÕES INTELIGENTES. Serviços. Apresenta informações sobre os serviços prestados pela empresa. Disponível em: <<http://mgtrafos.com.br/servicos/>>. Acesso em agosto de 2016.
- NA, Y-C; KIM, K-J; HONG, J; SEO, J-J. Determination of polychlorinated biphenyls in transformer oil using various absorbents for solid phase extraction. *Chemosphere*. v. 73. p. S7-S12; 2008.
- NATIONAL VOLUNTARY LABORATORY ACCREDITATION PROGRAM – NVLAP. Apresenta informações sobre o NVLAP e seus padrões. 2017. Disponível em: <<https://www.nist.gov/nvlap>>. Acesso em agosto de 2017.
- NEUMEIER, G. The Technical Life-Cycle of PCB's (Case study of Germany). 1998. IN: Proceedings of the Subregional Awareness Raising Workshop on Persistent Organic Pollutants (POPs) Kranjska Gora, Slovenia, 1998. Disponível em: <http://www.chem.unep.ch/pops/POPs_Inc/proceedings/slovenia/neumeier2.html>. Acesso em junho de 2015.
- NOGUEIRA, R.; SOARES, M. A. Accreditation and recognition programs in Brazil: current situation and perspectives. *Practitioner's Report. Accreditation and Quality Assurance*. V. 18. P. 217-223. 2013.
- PENTEADO, J. C. P.; VAZ, J. M. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). *Química Nova*, Vol. 24, No. 3, 390-398, 2001.
- PEREIRA, M. S; KUCH, B. Heavy metals, PCDD/F and PCB in sewage sludge samples from two wastewater treatment facilities in Rio de Janeiro State, Brazil. *Chemosphere*. 60. 2005. P. 844-853.
- PINTO, M. A. B. Incineração de Resíduos Perigosos. IN: Seminário Tecnologias de Tratamento de Bifenilas Policloradas (PCBs) e outros Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). 2015. Brasília. Palestra.
- PUBCHEM. Apresenta informações sobre substâncias químicas, incluindo conformação em três dimensões. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>>. Acesso em dez. 2016.
- QI, Z.; BUEKENS, A.; LIU, J.; CHEN, T.; LU, S.; LI, X.; CEN, K. Some technical issues in managing PCBs. *Environmental Science and Pollution Research*. vol. 21. p. 6448-6462. 2014.

REINMANN J, WEBER, R, HAAG, R. Long term monitoring of PCDD/PCDF and other unintentionally produced POPs – Concepts and case studies from Europe. Science in China – Chemistry. V. 53. P. 1017-1024. 2010.

ROTTERDAM CONVENTION. The convention. Apresenta informações gerais sobre a Convenção de Roterdã. Disponível em: <<http://www.pic.int/TheConvention/Overview/tabid/1044/language/en-US/Default.aspx>>. Acesso em jun.2016.

SÁ, A. L. C. R; MARTINS, A. R. Avaliação das metodologias para análise de bifenilas policloradas em óleo. I CMDT – Colóquio Sobre Materiais Dielétricos e Técnicas Emergentes de Ensaio e Diagnósticos (D1). 2013.

SANTOS, K; MOTTA, H.N; CAMPOS, E.A; GULMINE, J.V; MUNARO;M. Avaliação das normas de ensaio aplicadas na quantificação de PCBs em óleo isolante. Química Nova, Vol. 38, No. 4, 471-477, 2015.

SÃO PAULO (estado). Lei nº 12.288/2006 do Estado de São Paulo – Dispõe sobre a eliminação controlada dos PCBs e dos seus resíduos, a descontaminação e da eliminação de transformadores, capacitores e demais equipamentos elétricos que contenham PCBs, e dá outras providências correlatas

SÃO PAULO (estado). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental. Ficha de informação toxicológica. Bifenilas Policloradas. 2012, mas atualizado em 2014.

SEA MARCONI TECHONOLOGIES SAS. Sea Marconi – Total Chlorine and PCBs screening. Potentiometric Test Kit. Technical Data Sheet. 2013.

SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION. Preparation of a National Environmentally Sound Management Plan for PCBs and PCB-Contaminated Equipment - Training Manual. 2003.

SECRETARIAT OF THE STOCKHOLM CONVENTION. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) as amended in 2009. Texts and Annexes. 2010.

SEOK, J, SEOK, J, HWANG, K-Y. Thermo-chemical destruction of polychlorinated biphenyls (PCBs) in waste insulating oil. Journal of Hazardous Materials. V. B124. P. 133-138. 2005.

STOCKHOLM CONVENTION. National Implementation Plans. 2016a. Disponível em: <<http://chm.pops.int/Implementation/NIPs/NIPTransmission/tabid/253/Default.aspx>>. Acesso em agosto de 2016.

STOCKHOLM CONVENTION. The POPs. 2016b. Apresenta informações gerais sobre os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Disponível em: <<http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/tabid/673/Default.aspx>>. Acesso em jun. 2016.

STOCKHOLM CONVENTION. Status of Ratifications. Disponível em <<http://chm.pops.int/Countries/StatusofRatification/tabid/252/language/en-US/Default.aspx>> . Acesso em abril de 2015.

TAKADA, M. TODA, H. UCHIDA, R. A new rapid method for quantification of PCBs in transformer oil. Chemosphere. v. 43. p. 455-459. 2001.

TAKASUGA, T, SENTHILKUMAR, K, MATSUMURA, T, SHIOZAKI, K, SAKAI, S-i. Isotope dilution analysis of polychlorinated biphenyls (PCBs) in transformer oil and global commercial PCB formulations by high resolution gas chromatography – high resolution mass spectrometry. *Chemosphere*. V. 62. P. 469-484. 2006.

TECORI. Tecnologias. Apresenta informações sobre as tecnologias de descontaminação da empresa. Disponível em: < <http://www.tecori.com.br/default.asp?page=0>>. Acesso em agosto de 2016.

THE NELAC INSTITUTE - TNI. Apresenta informações sobre *The NELAC Institute, National Environmental Laboratory Accreditation Program (NELAP)*, testes de proficiência, entre outros. 2017. Disponível em: <<http://www.nelac-institute.org/index.php>>. Acesso em agosto de 2017.

TUMIATTI, V. "Oil & PCBs/DBDS Free" Program. IN: Seminário Tecnologias de Tratamento de Bifenilas Policloradas (PCBs) e outros Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). 2015. Brasília. Palestra.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME CHEMICALS - UNEP CHEMICALS. Survey of currently available non-incineration PCB destruction technologies. First issue. 2000.

UNEP CHEMICALS. PCB Transformers and Capacitors: from management to reclassification and disposal. First issue. 2002.

UNEP. Inventory of World Wide PCB Destruction Capacity. Second Issue. 2004.

UNEP. Chemicals Branch. Division of Technology, Industry and Economics. Bi-ennial Global Interlaboratory Assessment on Persistent Organic Pollutants. Second Round 2012/2013. June 2014

UNEP. Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances- Eastern and Western South America Regional Report - Argentina, Bolivia, Brazil, Chile, Ecuador, Paraguay, Peru, Uruguay, 2002.

UNEP. Revised draft guidelines on Best Available Techniques and provisional guidance on Best Environmental Practices relevant to article 5 and annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. 2006.

UNEP. Preliminary assessment of efforts made toward the elimination of polychlorinated biphenyls. Disponível em: <http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/POPs/PCB/Preliminary%20Assessment%20of%20Efforts%20Made%20Toward%20the%20Elimination%20of%20PCB_UNEP%20Chemicals%20Branch_2015_Final.pdf>. 2015. Acesso em: jun/2016.

USWAG - Utility Solid Waste Activities Group. Member company PCB Reduction Efforts. 2006 Update.

USWAG – Utility Solid Waste Activities Group. Promoting the voluntary phase-down of PCB-containing equipment. Out/2005.

WEBBER, I. PCBs and Associated Aromatics. In: ZIEGLER, E. N. *Encyclopedia of Environmental Science and Engineering*. p. 873 -970. v. II. 6th. ed. 2012.

WEBER, R. Relevance of PCDD/PCDF formation for the evaluation of POPs destruction technologies – Review on current status and assessment gaps. *Chemosphere*. v. 67. p. S109-S117. 2007.

WEBER, R, ALIYEVA, G, VIJGEN, J. The need for an integrated approach to the global challenge of POPs management. *Environmental Science and Pollution Research*. v. 20. p. 1901-1906. 2013.

WEBER, R., SCHLUMPF, M, NAKANO, T, VIJGEN, J. The need for better management and control of POPs stockpiles. *Environmental Science and Pollution Research*. Editorial. v. 22. p. 14385-14390. 2015.

WPA AMBIENTAL. WPA Ambiental, Indústria, Comércio e Serviços Ltda. IN: Seminário Tecnologias de Tratamento de Bifenilas Policloradas (PCBs) e outros Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). 2015. Brasília. Palestra.

WPA AMBIENTAL. Apresenta informações sobre a empresa e suas tecnologias de destinação de PCB. WPA Ambiental. 2016. Disponível em: <<http://www.wpaambiental.com.br/>>. Acesso em agosto de 2016.

WU, W, XU, J, ZHAO, H, ZHANG, Q, LIAO, S. A practical approach to the degradation of polychlorinated biphenyls in transformer oil. *Chemosphere*. v. 60. p. 944-950. 2005.

YOKKA, Y, KIMURA, M, HANDA, T, SASAKI, K, TAKEDA, O, YAMAMURA, T, SATO, Y. Decomposition Process for Polychlorobiphenyls by Means of Basic Molten Salts. *ISIJ International*. v. 52. p. 1914-1920. 2012.

VAN LEEUWEN, S.P.J.; VAN BAVEL, B.; DE BOER, J. First worldwide UNEP interlaboratory study on persistent organic pollutants (POPs), with data on polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides. *Trends in Analytical Chemistry*. V. 46. P. 110-117. 2013.

VAN LEEUWEN, S.P.J.; VAN BAVEL, B.; ABAD, E.; LESLIE, H. A., FIEDLER, H, DE BOER, J. POPs analysis reveals issues in bringing laboratories in developing countries to a higher quality level. *Trends in Analytical Chemistry*. V. 46. P. 198-206. 2013.

VIJGEN, J. Base Catalyzed Decomposition (BCD). IN: Evaluation of Demonstrated and Emerging Remedial Action Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater (Phase III). New, emerging and/or less expensive solutions for the destruction of land contaminated pesticides. State of the art. 2002. Anexo.

APÊNDICE I: DEMAIS TÉCNICAS DE DESTRUIÇÃO DE PCBS

Hidrodescloração catalítica

Tratamento é realizado com hidrogênio gasoso, catalisador de paládio em carbono disperso em óleo parafínico, em pressão atmosférica e temperatura entre 180 e 260°C. Há produção de cloreto de hidrogênio (HCl) e bifenilas. Eficiência de destruição entre 99,98 e 99,9999%, sendo possível atingir teores inferiores a 0,5 mg/kg. (Basel Convention, 2007).

Redução química em fase gasosa (GPCR – *gas phase chemical reduction*)

Hidrogênio reage com compostos orgânicos clorados para formar metano e cloreto de hidrogênio (HCl) em temperaturas de 850°C e baixas pressões. Eficiência de destruição de 99,9999%. Foi utilizado no Canadá e Austrália, tendo sido também autorizado no Japão. (Basel Convention, 2007).

Descloração fotoquímica e catalítica

PCBs são misturados com hidróxido de sódio e álcool isopropílico. PCBs são desclorados em dois processos independentes de reação fotoquímica e catalítica em temperatura de 75°C e pressão ambiente. Eficiência de destruição de 99,99 a 99,9999% foram reportadas. É especialmente recomendado para PCB puro e chega a 0,5 mg/kg. Tecnologia utilizada no Japão. (Basel Convention, 2007).

Arco de plasma e Argônio (processo Plascon™)

Sistema de arco de plasma com argônio que opera em temperatura de 3000°C para pirólise de resíduos. Compostos dissociam em íons ou átomos, havendo sua recombinação em moléculas mais simples em câmara mais fria. Em testes laboratoriais, para fluidos com 60% de PCB foi possível atingir eficiência de 99,9999 a 99,999999%. Há uma planta na Austrália e no Japão para tratamento de PCB e outra para tratamento de CFCs e halogênios. (Basel Convention, 2007).

Método de terc-butóxido de potássio

PCBs são descloradas por reação com terc-butóxido de potássio com produção de sal, em pressão atmosférica e temperatura entre 200 e 240°C. Eficiência de destruição de 99,98 a 99,9999% sendo possível chegar a teor de 0,5 mg/kg. Há unidade no Japão. (Basel Convention, 2007).

Oxidação em água supercrítica ou subcrítica

Sistemas fechados com oxidante (oxigênio, peróxido de hidrogênio, nitrito, nitrato, etc) e água em condições supercríticas (acima do ponto supercrítico – 374°C e 218 atm) ou subcríticas (abaixo do ponto subcrítico – 370°C e 262 atm). Nestas condições, materiais orgânicos se tornam altamente solúveis em água e são oxidados, produzindo dióxido de carbono, água, ácidos inorgânicos ou sais. EDR de 99,9999%. Unidade de grande escala nos Estados Unidos e no Japão. (Basel Convention, 2007).

Gaseificação ou *Waste to gas conversion*

Consiste em gaseificação, como pré-tratamento, e tecnologia de tratamento para recuperação de hidrocarbonetos. Opera em altas temperatura e pressão (1300 a 2000°C e 25 bar) e utiliza vapor e oxigênio numa atmosfera redutora, sendo as moléculas transformadas em moléculas pequenas (monóxido de carbono, dióxido de carbono, metano, hidrogênio e outros hidrocarbonetos de pequena cadeia < 1% vol.). Este efluente é convertido em gás de síntese para produção de metanol. Há planta na Alemanha. (Basel Convention, 2007).

Produção térmica e metalúrgica de metais

Trata-se de processo específico para recuperação de ferro e metais não ferrosos, mas que pode ser utilizado para destruição de POPs. São fornos que operam em atmosferas redutoras em altas temperaturas (superiores a 1200), o que destrói PCDD/PCDF e evita síntese de novo. Os efluentes gasosos são reutilizados como combustível ou para produção de ácido sulfúrico. Não há informações de DRE e DE.

Outras tecnologias de eliminação de PCB

Outras tecnologias de eliminação de PCB não exclusivas, mas que podem ser aceitáveis são: alto fornos; sais fundidos encontrados na base de caldeiras de reciclagem do licor na indústria de papel e celulose (UNEP Chemicals, 2000). Yokka et al (2012) analisou a decomposição de PCB com *basic molten salts* (KOH-K₂CO₃ ou NaOH-Na₂CO₃) a 773-973K e oxigênio ou ar artificial. Em condição ótima, atingiu-se uma eficiência de decomposição de 99,999%.

Além das 12 tecnologias apresentadas pela Basel Convention (2007), anteriormente a Secretariat of the Basel Convention (2002) apresentou também tecnologias emergentes de destinação final de POPs (incluindo as PCBs): processo de vitrificação, solidificação/estabilização, lavagem de solo (lixiviação por agentes cáusticos como hidróxido de sódio), oxidação química Peróxido de hidrogênio, permanganato de potássio, ozônio, entre outros) e oxidação eletroquímica (célula eletroquímica para formar CO₂, H₂O e íons inorgânicos, tecnologia conhecida como Cerrox).

Wu et al (2005) apresenta um método de hidrodesscloração através da reação de PCB com hidrato de sódio manométrico e catalisadores atingindo uma eficiência de destruição e remoção de 89,8%, mas tendo sido possível recuperar o óleo isolante com teor de PCB inferior a 1 ppm.

Zeok et al (2005) avaliou método termo-químico de destruição de PCB, atingindo 99,99% de eficiência de destruição, através de descloração abiótica e mineralização com óxido de cálcio a 600°C, produzindo CaCl₂ e carbono.

APÊNDICE II: PRINCIPAIS FORMAS DE DESTINAÇÃO FINAL PARA PCB E SEUS RESÍDUOS ACEITAS PELOS PAÍSES ANALISADOS E UE

Este apêndice apresenta o levantamento das exigências relacionadas a cada uma das principais formas de destinação final de PCB e seus resíduos em cada país analisados, na UE e pela UNEP.

Quadro 21: Principais formas de destinação final aceitas para PCB e seus resíduos

CE, UNEP, PAÍS OU UE	SUBSTITUIÇÃO/ RETROFILLING/ REFILLING	OUTRAS FORMAS DE DESCONTAMINAÇÃO FÍSICA DE EQUIPAMENTOS	TRATAMENTO TÉRMICO (INCINERAÇÃO E COPROCESSAMENTO, ETC)	FORNOS DE RECUPERAÇÃO DE SUCATAS METÁLICAS	DEMAIS MÉTODOS DE DESCONTAMINAÇÃO QUÍMICA	ATERRO	NOVOS MÉTODOS
UNEP	Secretariat of the Basel Convention (2003): proibição do retrofilling; Unep Chemicals (2002): check list para avaliar retrofilling	Basel Convention (2007): previsto como processos de pré tratamento	Sim. Basel Convention (2007) (2s e 1100°C e EDR ≥ 99,9999%);	Sim. Basel Convention (2007) (T> 1200°C)	9 tecnologias	Basel Convention (2007): Previsto, se não houver técnica de destruição	Informação não disponível.
Estados Unidos	Sim; análise após 90 dias; reclassificação conforme concentração; se equipamentos contaminado tiver fluido substituído por fluido isento - não é necessária nova análise para sua classificação como Não PCB	Sim. Diversos processos, com uso de solvente. Destacam-se procedimentos de autoimplementação sem necessidade de análises comprobatórias.	Sim; incineração (2s e 1200°C e 3% excesso de O ₂ ; teste de queima); caldeiras de alta eficiência (só óleo contaminado), entre outras exigências;	Sim até 100 µg/100 cm ² ou superfícies que estavam em contato com PCB até 500 mg/kg; (efluente gasoso da 1ª câmara deve ir para 2ª câmara com tempo mínimo de 2s, 1200°C e 3% excesso de O ₂)	São válidos aqueles que atingem teor < 2 mg/kg no óleo ou 10 µg/100 cm ² em materiais.	Sim	Sim. Aceita métodos alternativos com eficiência similar à incineração ou caldeiras de alta performance.

CE, UNEP, PAÍS OU UE	SUBSTITUIÇÃO/ RETROFILLING/ REFILLING	OUTRAS FORMAS DE DESCONTAMINAÇÃO FÍSICA DE EQUIPAMENTOS	TRATAMENTO TÉRMICO (INCINERAÇÃO E COPROCESSAMENTO, ETC)	FORNOS DE RECUPERAÇÃO DE SUCATAS METÁLICAS	DEMAIS MÉTODOS DE DESCONTAMINAÇÃO QUÍMICA	ATERRO	NOVOS MÉTODOS
União Europeia	Sim, com análise após 90 dias de operação do equipamento	Sim	Sim	Não disponível.	Descontaminação deve resultar em concentrações menores do que 500ppm e se possível de no máximo 50ppm. Considerados como sendo métodos de deshalogenação.	Sim, quando não há descontaminação. Armazenamento permanente / subterrâneo / aterro	Sim, por comparação com a incineração e obedecendo as melhores técnicas disponíveis.
Rússia	Avaliada e considerada útil.	Avaliação de 3 processos e seleção da tecnologia com vapor de cloreto de metileno sendo o produto da limpeza e partes permeáveis destinados para destruição e a parte metálica reciclada.	Indicação de que incineração a alta temperatura e coprocessamento são as plantas mais bem preparadas para tratar PCB. Avaliação de dez tecnologias de destruição e conclusão que apenas 4 métodos de quatro de incineração a alta temperatura foram considerados adequados.	Avaliação de 4 tecnologias de destruição de Capacitores com PCB e seleção da técnica de forno de fundição de metal com pós queima e neutralização de efluentes gasosos	Informação não disponível.	Informação não disponível.	Informação não disponível.

CE, UNEP, PAÍS OU UE	SUBSTITUIÇÃO/ RETROFILLING/ REFILLING	OUTRAS FORMAS DE DESCONTAMINAÇÃO FÍSICA DE EQUIPAMENTOS	TRATAMENTO TÉRMICO (INCINERAÇÃO E COPROCESSAMENTO, ETC)	FORNOS DE RECUPERAÇÃO DE SUCATAS METÁLICAS	DEMAIS MÉTODOS DE DESCONTAMINAÇÃO QUÍMICA	ATERRO	NOVOS MÉTODOS
Alemanha	Informação não disponível.	Informação não disponível.	Sim. Há 16 plantas no país e foi considerada válida para destinação de capacitores pequenos.	Informação não disponível.	Óleo usado (resíduo) deve ser prioritariamente reprocessado quando comparado a geração de energia ou disposição.	Aterros subterrâneos foram utilizados pelo menos de 1983 a 2004.	
França	Sim, com análise entre 6 e 12 meses de operação do equipamento;	Sim, remoção do fluido por gravidade ou bombeamento, dependendo do caso lavado com solvente em autoclaves	Sim. Exigência de emissão de dioxinas de até 0,1ngTEQ/m3	Informação não disponível.	Sim.	Informação não disponível.	Informação não disponível.
Japão	Informação não disponível.	Sim	Sim (1100°C e tempo de retenção maior que 2 segundos), mas para itens contaminados com pequena quantidade de PCB	Informação não disponível.	5 unidades da Jesco: decomposição hidrotérmica oxidativa; dispersão por sódio; plasma melting; hidrogenação/descloração catalítica; 41 tecnologias de tratamento químico aprovadas para itens contaminados com pequena quantidade de PCB	Informação não disponível.	Novas tecnologias devem ser oficialmente aprovadas.

CE, UNEP, PAÍS OU UE	SUBSTITUIÇÃO/ RETROFILLING/ REFILLING	OUTRAS FORMAS DE DESCONTAMINAÇÃO FÍSICA DE EQUIPAMENTOS	TRATAMENTO TÉRMICO (INCINERAÇÃO E COPROCESSAMENTO, ETC)	FORNOS DE RECUPERAÇÃO DE SUCATAS METÁLICAS	DEMAIS MÉTODOS DE DESCONTAMINAÇÃO QUÍMICA	ATERRO	NOVOS MÉTODOS
Canadá	Sim, com análise após 90 dias. Sugere-se que retrofilling para equipamentos com teores inferiores a 500 mg/kg, para empresas com performance comprovada, não necessita de análise comprobatória	Sim (incluindo drenagem do líquido livre por método aprovado para permitir reciclagem de metais para equipamentos contendo até 200 ppm).	Sim (incineração a alta temperatura e caldeiras de alta eficiência para até 500 mg/kg). Sugere-se como critérios para tratamentos térmicos móveis EDR de 99,9999%; Tempo de retenção de 2 s a 1200 °C e excesso de oxigênio de 3%, entre outros.	Informação não disponível.	Sim (Processos baseados em reação com sódio; Pirólise)	Não. Há restrição para resíduos com teores inferiores a 50 mg/kg.	Informação não disponível.

APÊNDICE III: LEVANTAMENTO DAS PRÁTICAS INTERNACIONAIS DE GERENCIAMENTO DE PCB

Este apêndice apresenta o detalhamento do levantamento das práticas de gerenciamento de PCB adotadas internacionalmente – conforme acordos internacionais e recomendações da UNEP e pelos 6 países que mais consumiram as PCBs do mundo e UE. Ele tem como objetivo apresentar uma visão completa das soluções adotadas para cada país analisado, pois a perspectiva apresentada no capítulo 5 disponibiliza uma visão de cada aspecto de gerenciamento analisado para todos os países e UE. Trata-se, portanto, de uma abordagem complementar que poderá servir para aqueles interessados em compreender de forma mais profunda as soluções adotadas por estado, associado a um breve histórico específico do tema.

III.1. Acordos/Convenções/Tratados internacionais relacionados ao gerenciamento de PCB e recomendações da UNEP

As principais regulamentações internacionais relacionadas ao gerenciamento de PCB são:

- Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição Causada por Navios (INTERNATIONAL CONVENTION FOR THE PREVENTION OF POLLUTION FROM SHIPS, 2016) é a principal convenção internacional para prevenir a poluição do meio ambiente marinho por navios por causas operacionais ou acidentais. Foi adotada em 1973 e entrou em vigor em 1983. O Anexo VI que trata da Prevenção da Poluição do Ar Causada por Navios, entre outros, proíbe a incineração de PCB em navios.
- Convenção da Basileia (BASEL CONVENTION, 2016) sobre Controle de movimentos transfronteiriços de resíduos perigosos e seu depósito, cujo objetivo é proteger saúde humana e o meio ambiente dos efeitos adversos dos resíduos perigosos. As PCBs estão incluídas nos Anexos I (Categorias de resíduos a serem controlados) e anexo VIII listas A1 e A3 (resíduos metálicos, eletro eletrônicos, cabos metálicos, resíduos orgânicos contendo teores superiores a 50 mg/kg de PCB). Esta convenção foi adotada em 1989 e entrou em vigor em 1992, visando: redução da geração de resíduos e a promoção de seu gerenciamento ambientalmente

adequado; restrição de movimentos transfronteiriços de resíduos perigosos exceto se estiver conforme os princípios de gerenciamento ambientalmente adequado; regulamentação dos movimentos transfronteiriços autorizados.

- Convenção de Roterdã (ROTTERDAM CONVENTION, 2016) sobre Procedimento de consentimento prévio informado para o comércio internacional de certas substâncias químicas e agrotóxicos perigosos, cujo objetivo é promover a responsabilidade compartilhada e esforços cooperativos entre as partes no comércio internacional de certas substâncias químicas perigosas. Este acordo foi adotado em 1998, tendo entrado em vigor em 2004. As PCBs fazem parte do Anexo III que contém Substâncias Químicas sujeitas ao procedimento de consentimento prévio informado.
- Convenção de Estocolmo (CE) que estabelece medidas para reduzir ou eliminar as liberações decorrentes de produção e uso intencionais e não intencionais dos Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Este acordo possui 30 artigos e 7 anexos (de A a G). Esta foi assinada por 179 partes (entre as quais o Brasil), não tendo sido ratificada por 7 partes: Estados Unidos, Itália, Israel, Brunei, Haiti, Malta e Malásia (*United Nations Environmental Programme* -UNEP, 2015).

O anexo A da CE traz a lista de substâncias para eliminação e as exceções específicas; o anexo B apresenta substâncias que devem ter seu uso restrito; e o anexo C apresenta os POPs que são formados e liberados não intencionalmente por fontes antropogênicas (SECRETARIAT OF THE STOCKHOLM CONVENTION, 2010). A CE foi adotada em 2001, entrou em vigor em 2004, contendo 12 substâncias tendo sido revisada para inclusão de novos POPs em 2009, 2011, 2013 e 2015 (9, 1, 1 e 3 substâncias, respectivamente, totalizando 26 POPs) (STOCKHOLM CONVENTION, 2016). O Quadro 22 apresenta a lista atualizada de POPs. Destaca-se assim que o gerenciamento de PCB pelo setor elétrico se refere há apenas um uso de uma das 23 substâncias da CE. O atendimento a CE engloba adoção de estratégias e políticas relacionadas a todas estas substâncias.

Quadro 22: Poluentes orgânicos persistentes (POPs) listados na Convenção de Estocolmo, conforme Anexos A a C e ano de sua inclusão (em parêntesis), classificados pelo uso principal ou tipo de formação (● Agrotóxicos / ΔProdutos químicos industriais/ □Subprodutos).

ANEXO A – ELIMINAÇÃO		
Aldrin● (2001) Endrin●(2001) Mirex●(2001) Clordano●(2001) Heptacloro●(2001) Toxafeno●(2001) Dieldrin●(2001) Hexaclorobenzeno●/Δ(2001) PCBs Δ(2001) Alfa Hexaclorociclohexano ●/□ (2009)	Beta hexaclorociclohexano●/□(2009) Clordecona●(2009) HexabromobifenilΔ(2009) Éter hexabromodifenil e éter heptabromodifenilΔ(2009) Lidano●(2009) Pentaclorobenzeno●/Δ/□(2009) Éter tetrabromodifenílico e éter pentabromodifenílico Δ(2009)	Endosulfan e isômeros correlatos ● (2011) Hexabromociclododecano Δ (2013) Hexaclorobutadieno Δ (2015) Pentaclorofenol, seus sais e ésteres ● (2015) Naftalenos policlorados Δ/□ (2015)
ANEXO B – RESTRIÇÃO		ANEXO C – PRODUÇÃO NÃO INTENCIONAL
DDT ● (2001) Ácido perfluoroctano sulfônico, seus sais e fluoreto de perfluoroctano sulfonila Δ(2009)		Dibenzeno-p-dioxinas e dibenzofuranos (dioxinas e furanos)□ (2001) Hexaclorobenzeno□ (2001) PCBs□ (2001) Pentaclorobenzeno□(2009) Naftalenos policlorados □ (2015)

Fonte: Adaptado de STOCKHOLM CONVENTION, 2016.

As PCBs estão listadas no Anexo A e C da CE. No Anexo A, a produção das PCBs é proibida, sendo os artigos em uso considerados uma exceção quanto à eliminação, devendo seguir as disposições da Parte II deste Anexo, que, por sua vez se dedicada exclusivamente às PCBs. Nesta é estabelecido que as partes deverão, **até 2025, envidar esforços para identificar, rotular e tirar de uso equipamentos que contenham mais de 0,05% de PCB (500 mg/kg)** e volumes superiores a 5 L e **empenhar-se para identificar e tirar de uso equipamentos que contenham mais de 0,005% de PCB (50 mg/kg)** e volumes superiores a 0,05L, **realizando seu manejo ambientalmente saudável até 2028** (SECRETARIAT OF THE STOCKHOLM CONVENTION, 2010). É possível perceber uma priorização dos equipamentos com teores de PCB superiores a 500 mg/kg em relação aos com teores entre 50 e 500 mg/kg, tendo em vista o uso das expressões “envidar esforços” (*make determined efforts*) e “empenhar-se” (*endeavour*).

O Anexo C trata dos POPs formados e liberados não intencionalmente a partir de processos térmicos que envolvem matéria orgânica e cloro como resultado de combustão incompleta. O artigo 5º da CE apresenta as medidas para reduzir ou eliminar as liberações destas substâncias, entre as quais tem-se as PCBs. São apresentadas as 4 principais fontes industriais como tendo potencial de alta formação e emissão no meio ambiente: incineradores e co-incineradores; queima de resíduos perigosos em fornos de cimento; produção de celulose; e processos térmicos na indústria metalúrgica. Foi estabelecido que cada parte deverá promover o emprego das melhores técnicas disponíveis e melhores práticas ambientais em fontes existentes e novas fontes para prevenir a formação e liberação destas substâncias.

Estes tratados internacionais são seguidos de diversos eventos e publicações internacionais e regionais que tem como objetivo complementar informações, apresentar recomendações adicionais, conscientizar envolvidos, monitorar atividades, entre outros. Estas publicações estão disponíveis em versões oficialmente adotadas, atualizações e também materiais em desenvolvimento. Para as PCBs, a CE e a Convenção da Basileia disponibilizam Guias Técnicos de gerenciamento (incluindo diversos manuais de treinamento, diretrizes de identificação, capacidade de destruição global e levantamento de tecnologias de destruição de não incineração, informações sobre aplicações dispersivas). Foram realizados *workshops* em diversas regiões do mundo e criado o *PCB Elimination Network* (PEN), que realizou 6 reuniões de seu comitê consultivo até 2015.

Diversas das publicações disponibilizadas pela UNEP foram avaliadas e apresentadas nos itens referentes a Fundamentos das PCBs. O presente item pretende trazer apenas um resumo das principais recomendações da UNEP considerando os pontos críticos analisados nas legislações e planos nacionais de implementação dos diversos estados.

Um dos textos mais relevantes utilizados no presente item foi o Manual de Treinamento sobre a preparação de um plano nacional de gerenciamento de PCBs (SECRETARIAT OF THE BASEL CONVENTION, 2003), pois este pretende servir como referência da experiência internacional para que países em desenvolvimento criem seus planos nacionais de gerenciamento de PCB. Este documento contém uma sugestão de regulamentação para

gerenciamento de PCB que pode servir como ponto de partida para países em desenvolvimento. Ademais o Secretariat of the Stockholm Convention et al (2014) contem uma lista dos principais guias que devem ser consultados para subsidiar a Avaliação de PCBs como parte da concepção e, ou atualização dos Planos Nacionais de Implementação. Estes documentos foram analisados nesta pesquisa, com exceção dos relativos a aplicações abertas, que não fazem parte do escopo desta pesquisa, e de dois documentos da *PCBs Elimination Network* de 2012 que não foram encontrados (*Polychlorinated biphenyl (PCBs) Inventory Guidance* e *Guidance on maintenance, handling and interim storage of equipment and containers containing PCBs*).

III.1.1. Classificação e premissas

A Secretariat of the Basel Convention (2003) sugere que equipamentos não identificados devem ter uma amostra coletada e analisada. Sugere-se também que qualquer transformador não identificado deve ser considerado como PCB (teor superior a 50 mg/kg). Não são apresentadas as dificuldades de se realizar análise em equipamentos que não detêm amostradores de óleo, nem considerações específicas quanto a transformadores de distribuição. No entanto, é sugerido que o plano de gerenciamento deve considerar priorização para maiores riscos de poluição, relatado que diversos países optaram focar em equipamentos com mais de 35 anos ou aqueles localizados em áreas sensíveis (hospitais, centros comerciais, escolas, agroindústria ou serviços de saneamento básico, entre outros). Ademais, é sugerido também que transformadores contendo entre 50 e 500 mg/kg de PCB podem ser dispensados das exigências propostas (como inventário, rotulagem e prazo para eliminação).

Por outro lado, Unep Chemicals (2002) define que na falta de informações apenas os equipamentos fabricados até 1986 devem ser considerados como podendo conter PCB, tendo em vista que sua produção cessou nesta época. Para facilitar a identificação através da placa dos equipamentos, é disponibilizado uma lista com os nomes comerciais dados a misturas de PCB: APIROLIO (Italy); AROCLOR (U.K., U.S.A.); ASBESTOL (U.S.A); ASKAREL (U.K., U.S.A.); BAKOLA 131 (U.S.A.); CHLOREXTOL (U.S.A.); CLOPHEN (Germany); DELOR (Czechoslovakia); DK (Italy); DIACLOR (U.S.A.); DYKANOL (U.S.A.); ELEMEX (U.S.A.); FENCLOR (Italy); HYDOL (U.S.A.); INTERTEEN (U.S.A.); KANECLOR (Japan); NOFLAMOL (U.S.A.); PHENOCLOR (France); PYRALENE (France); PYRANOL (U.S.A.);

PYROCLOR (U.K.); SAFT-KUHL (U.S.A.); SOVOL (U.S.S.R.); SOVTOL (U.S.S.R.). Ademais, as seguintes siglas servem para identificar fluidos que não são óleo de transformador, e não devem conter PCB: *Liquid Natural Cooling* (LN); *Liquid Natural Air Natural Cooling* (LNAN); *Synthetic Natural Cooling* (SN).

HELSINKI COMMISSION (2001) sugere que a prioridade seja dada a equipamentos contendo quantidades significativas de PCB (transformadores e capacitores de potência), sendo as principais medidas a serem adotadas: realização de inventário; implementação de boas práticas para evitar acidentes e derramamentos; decomissionamento e manutenção adequada de equipamentos; eficiente descontaminação de materiais; acondicionamento e armazenamento seguros e adequados; destinação final adequada.

Tanto os tratados internacionais quanto as publicações da UNEP não apresentam restrições/recomendações quanto ao gerenciamento de equipamentos e fluidos com até 50 mg/kg.

III.1.2. Critérios adotados para elaboração de inventário

A Secretariat of the Basel Convention (2003) apresenta um item específico sobre Inventário. Neste é apresentada a importância de se ter um inventário, do controle das informações, da importância de se realizar inspeções de verificação, entre outros.

O modelo de regulamentação apresentado neste documento sugere que seja realizada declaração dos proprietários de equipamentos e materiais contendo PCB em teores superiores a 50 mg/kg em até 6 meses após publicação da regulação, mas que este prazo pode ser alterado, cabendo, no entanto, ressaltar que é sugerido também que transformadores contendo entre 50 e 500 mg/kg de PCB podem ser dispensados das exigências propostas quanto ao inventário.

III.1.3. Rotulagem

A Secretariat of the Basel Convention (2003) sugere que todos os materiais identificados como PCB no inventário (teor superior a 50 mg/kg) devem ser rotulados, bem como a porta do local de instalação, cabendo, no entanto, ressaltar que é sugerido também que transformadores

contendo entre 50 e 500 mg/kg de PCB podem ser dispensados das exigências propostas quanto à rotulagem.

III.1.4. Prazos para retirada dos equipamentos de operação e destinação final

Como apresentado anteriormente, a CE estipula que equipamentos deverão ser retirados de uso até 2025 e destinados até 2028, devendo ser priorizados os equipamentos contendo teores superiores a 500 mg/kg e, então, os entre 50 e 500 mg/kg. Por outro lado, a Secretariat of the Basel Convention (2003) apresenta diferentes prazos: inicialmente, é apresentado que equipamentos com mais de 500 mg/kg devem ser retirados de operação até 2005 e que aqueles contendo entre 50 e 500 mg/kg devem ser retirados apenas no final de sua vida útil; quando é apresentado um modelo de regulação a ser implementado, o ano limite apresentado para todos os equipamentos com mais de 50 mg/kg é de 2013 (sendo justificado que este corresponde a 30 anos após a proibição de fabricação de equipamentos PCB e que isto corresponde ao final de vida útil do equipamento). Isto não ocorre na realidade, pois 30 anos é o tempo de vida médio dos equipamentos elétricos, existindo equipamentos com tempo de vida bastante superior e bastante inferior a esta média. Nota-se que os prazos propostos pela Secretariat of the Basel Convention (2003) diferem grandemente dos prazos estipulados pela própria CE.

III.1.5. Métodos de análise aceitos

No Manual de Treinamento sobre a Preparação de um plano nacional de gerenciamento de PCBs (Secretariat of the Basel Convention, 2003), foi sugerido que todos os equipamentos que não tivessem o fluido dielétrico identificado deveriam ser submetidos a coleta de amostra e análise, sendo sugeridos 4 tipos principais: teste de densidade; teste de detecção do teor de PCB por kit colorimétrico; teste de detecção do teor de PCB a partir de eletrodo seletivo de cloro; análise cromatográfica. Para análise cromatográfica, sugere-se que seja realizado apenas por laboratórios acreditados por autoridades competentes.

III.1.6. Destinações finais aceitas

A Secretariat of the Basel Convention (2003) sugere que os países devem avaliar na definição das destinações finais a serem aceitas a capacidade necessária, custo e impacto ambiental.

Relata ainda a importância de se ter um módulo ou instalação de estoque temporário de resíduos PCB capaz de suportar a variação entre os resíduos gerados e a capacidade instalada de destruição. Ademais, relembra que movimentações transfonteiriças devem ser realizadas apenas com objetivo de destruição conforme a Convenção da Basileia.

Como apresentado no item 4.6, o Basel Convention (2007) apresenta diversas formas de destinação final ambientalmente adequada das PCBs, destacando-se os processos de pré tratamento (sem destruição das PCBs), doze tecnologias de destruição e transformação irreversíveis e, se não houver técnica de destruição, a utilização de aterros ou estocagem permanente.

A Unep Chemicals (2002) apresenta critérios (*check list*) a serem considerados para definir se o retrofilling é ou não um método aceitável, entre os quais se destacam: idade do equipamento; se o método irá reduzir o teor de PCB a níveis aceitáveis, tendo em vista a contaminação remanescente nas partes permeáveis do equipamento que podem contaminar o óleo novo. Já a Secretariat of the Basel Convention (2003) sugere que seja proibida a realização de retrofilling.

III.2. Estados Unidos

Os Estados Unidos é o país que mais produziu (48,4% pela Monsanto e 0,1% pela Geneva Industries - BREIVIK et al, 2007) e consumiu as PCBs do mundo (44,5% - BREIVIK et al ([2002?]) disponibilizado pelo artigo de Breivik et al (2002)). Embora seja signatário da Convenção de Estocolmo, é um dos que não a ratificou. O gerenciamento de PCBs é regulado pela parte 761 do título 40 do código federal americano (*Polychlorinated biphenyls (PCBs) manufacturing, processing, distribution in commerce and use prohibitions*), tendo sido efetivado em 1976 a partir do *Toxic Substances Control Act* (TSCA). Esta legislação é a mais abrangente das legislações avaliadas, sendo dividida em 16 subpartes (além de 3 subpartes reservadas, sem nada escrito). Estas abrangem definições e premissas de concentração de PCB assumidas para uso de equipamentos (antes de sua efetiva análise), critérios para manuseio, processamento, comercialização, rotulagem, armazenamento e destinação final, registros e relatórios a serem elaborados e mantidos, além de amostragens para matrizes diferentes,

chegando a incluir método de dupla lavagem e enxágüe para descontaminação de superfícies não porosas, e forma de validar novos processos de descontaminação.

De forma geral, esta regulamentação é aplicável a todos os itens com teores superiores a 50 mg/kg de PCB, incluindo fluidos dielétricos, solventes, óleos, óleos usados, fluidos de transferência de calor, fluidos hidráulicos, pinturas e revestimentos, sedimentos, solos, materiais contendo PCB, mas não é restrita apenas a estas aplicações.

III.2.1. Classificações e premissas

São estabelecidas três classificações conforme apresentado no Quadro 23.

Quadro 23: Classificação de fluidos e superfícies quanto a concentração de PCB conforme a legislação norte americana

CLASSIFICAÇÃO	TEOR DE PCB EM FLUIDOS	TEOR DE PCB EM SUPERFÍCIES
PCB	Maior ou igual a 500 mg/kg	Maior ou igual a 100 µg/100cm ²
Contaminado por PCB	Entre 50 e 500 mg/kg	Entre 10 e 100 µg/100cm ²
Não PCB (produtos excluídos PCB)	Menor do que 50 mg/kg	Menor ou igual a 10µg/100cm ²

Esta regulamentação estabelece que a utilização de PCB é limitada a aplicações fechadas. Não há restrições para itens cuja superfície tenham estado em contato com produtos excluídos PCB (aqueles com concentração inferior a 50 ppm). Além disto, itens cuja concentração seja inferior a 50 ppm só podem ser processados ou comercializados com objetivo de destinação. Óleo usado contendo qualquer teor detectável de PCB deve ser utilizado para recuperação energética (incineradores qualificados e queimadores), conforme critérios de destinação final que serão apresentados no item II.2.6. Importação ou exportação são proibidas, exceto se autorizado.

As premissas de concentração de PCB assumidas para uso para equipamentos cujo teor não foi estabelecido são válidas apenas para uso e armazenamento para reuso e estão apresentadas no Quadro 24. No momento da destinação é necessário determinar a concentração de PCB. Caso

seja armazenado para destinação e ainda não tenha sido determinada sua concentração, este deve ser armazenado como contendo PCB (EPA, 2014).

Quadro 24: Premissas de concentração de PCB assumidas para uso para equipamentos cujo teor não foi estabelecido conforme a legislação norte americana

TIPO DE EQUIPAMENTO	FABRICADOS ATÉ 2 DE JULHO DE 1979	FABRICADOS APÓS 2 DE JULHO DE 1979	DATA DE FABRICAÇÃO DESCONHECIDA
Equipamentos elétricos preenchidos com óleo mineral	Contaminado	Não PCB	Contaminado
Transformadores de distribuição (pole top and pad mounted)	Preenchido com óleo mineral (ou seja, Não PCB)	Não PCB	Contaminado
Demais transformadores com mais de 1,36 kg de fluido	PCB	Não PCB	PCB
Equipamentos diversos com até 1,36 kg de fluido	Não PCB	Não PCB	Não PCB
Capacitores (sem rótulo de Não PCB)	PCB	Não PCB	PCB

A concentração de PCB deve ser estabelecida através de teste do equipamento ou rotulagem permanente ou outro documento baseado numa declaração do fabricante indicando a concentração de PCB na época da fabricação e histórico de manutenção indicando a concentração de todos os fluidos utilizados em suas manutenções.

III.2.2. Critérios adotados para elaboração de inventário

Até 28 de dezembro de 1998, todos proprietários de transformadores PCB em uso, incluindo aqueles armazenados para reutilização, registraram seus equipamentos na EPA. Quando um proprietário assumir que um equipamento é contaminado e depois descobrir que o mesmo é um equipamento PCB, este deve registrar o recentemente identificado transformador PCB em até 30 dias. Não precisam ser registrados equipamentos determinados como PCB para fins de armazenamento para destinação ou destinação. As informações requeridas são: nome e endereço da empresa, nome e contato telefônico de uma pessoa de contato; endereço de

localização deste transformador; número de transformadores PCB e massa total de PCB contida; e a assinatura do dono ou representante.

III.2.3. Rotulagem

A rotulagem é mandatória para containers de PCB (concentração acima de 50ppm); no momento de manufatura, comercialização e retirada de uso de transformadores PCB, capacitores PCB grandes de alta voltagem, equipamentos contendo um transformador PCB ou Capacitor PCB grande de alta voltagem. É desnecessária rotulagem de equipamentos contaminados com PCB.

III.2.4. Prazos para retirada de operação e destinação final

A retirada de uso ou armazenamento para reuso de equipamentos PCB (concentrações acima de 500 mg/kg), segundo a legislação, foi realizada de forma gradual (de 1985 a 1993) em áreas sensíveis, tendo sido estabelecidos os prazos que estão apresentados no Quadro 25:

Quadro 25: Prazos para retirada de operação para equipamentos PCB (concentrações acima de 500 mg/kg), segundo a legislação norte americana

PRAZO PARA RETIRADA DE OPERAÇÃO	TRANSFORMADORES E REGULADORES DE TENSÃO PCB
1 de outubro de 1985	Transformadores e reguladores de tensão PCB que pudessem causar risco à alimentos
1 de outubro de 1990	Transformadores e reguladores de tensão PCB com tensão superior a 480V que estivessem localizados próximos ou dentro de edificações comerciais
1 de outubro de 1993	Transformadores e reguladores de tensão PCB com tensão inferior a 480V que estivessem localizados próximos ou dentro de edificações (prazo para instalar proteção elétrica para evitar rupturas: 25 de fevereiro de 1991)
1 de outubro de 1988	Capacitores grandes (de alta ou baixa tensão), exceto se em subestação de acesso restrito ou instalação coberta
Fim da vida útil	Cabos, disjuntores e religadores

Após os prazos acima estabelecidos, os equipamentos deveriam ser reclassificados para concentrações de PCB inferiores a 500ppm, armazenados para disposição final ou descartados de forma correta. A legislação americana não estipula datas para retiradas de operação de equipamentos elétricos classificados como contaminados por PCB. De forma geral, áreas de

armazenamento devem ser aprovadas pelos órgãos ambientais, sendo o tempo de armazenamento máximo de resíduos com concentrações de PCB iguais ou superiores a 50ppm de 1 ano a contar da data em que o equipamento/resíduo foi retirado de operação.

Ademais, os prazos para outros usos de PCB foram estabelecidos conforme apresentado no Quadro 26.

Quadro 26: Prazos para uso de PCB que foram estabelecidos pela legislação norte americana conforme aplicação (fora do setor elétrico) e teor

PRAZO	TIPOS DE USOS E TEOR DE PCB
1 de julho de 1986	Uso de transformadores de ferrovias com teores superior a 1000 ppm
1 de janeiro de 1982	Uso de equipamentos de mineração com teores superiores a 50 ppm
1 de julho de 1984	Uso em sistemas de troca de calor com teores superiores a 50ppm
1 de julho de 1984	Uso em sistemas hidráulicos com teores superiores a 50ppm
-	Papéis de cópia sem carbono – somente permitido em aplicações fechadas
-	Sistemas de gás natural – uso permitido em concentrações menores que 50ppm, tendo sido estabelecidas exceções

III.2.5. Métodos de análise aceitos

Para fins de destinação final dos equipamentos, a legislação norte americana prevê que todos os resíduos ou equipamentos que podem conter PCB devem ter sua real concentração determinada, mesmo os que, de acordo com as suposições iniciais, sejam classificados como não PCB. Os líquidos dielétricos dos equipamentos podem ser coletados em contêineres, sendo proibida a diluição, ou seja, a mistura de óleos de equipamentos conhecidos com concentrações acima de 50ppm com óleos de concentração abaixo de 50 ppm. Para a análise dos teores de PCB dos líquidos coletados nos contêineres e de equipamentos individuais devem-se ser utilizadas as técnicas de amostragem ASTM D 923-86 "*Standard Methods of Sampling Electrical Insulating Liquids*" ou ASTM D 923-89 de mesmo nome. A determinação da concentração de PCBs na amostra deve ser determinada por meio dos métodos da EPA 608 "*Organochlorine Pesticides and PCBs*" ou 8082 "*Polychlorinated Biphenyls (PCBs) by Capillary Column Gas Chromatography*" e pelo método D-4059 da ASTM "*Standard Test Method for Analysis of Polychlorinated Biphenyls in Insulating Liquids by Gas Chromatography*". Sendo assim, a análise cromatográfica é necessária para destinação final dos

líquidos isolantes contaminados. Contudo, pode-se utilizar kits de análise de cloro para a determinação da classificação do equipamento, para posterior coleta dos fluidos em contêineres adequados e amostras representativas de equipamentos.

III.2.6. Destinações finais aceitas

Transformadores e reguladores de tensão PCB e contaminados podem ser reclassificados por *retrofill* caso seja removido todo fluido livre do equipamento (sem ser necessário uma limpeza ou descontaminação - *flushing*) seguidos do seu preenchimento com níveis conhecidos de PCB, podendo ser reclassificados conforme o Quadro 27. Importante observar que transformadores que passaram por esta troca devem ser analisados após 90 dias para confirmação da concentração de PCB, sendo que se a concentração for inferior a 50ppm, poderá ser reclassificado para não PCB; se for entre 50 e 500ppm, poderá ser reclassificado para contaminado PCB; se permanecer superior a 500ppm, o processo de *retrofill* poderá ser repetido até sua reclassificação final como não PCB. Ademais, para equipamentos contendo originalmente entre 50 e 500 mg/kg cujo fluido tenha sido substituído por fluido isento de PCB (concentração inferior a 2 mg/kg) pode ser reclassificado como Não PCB sem necessidade de realização de análise confirmatória.

Quadro 27: Critérios para reclassificação de equipamentos por substituição do fluido (*retrofill*)

SE A ANÁLISE APRESENTAR RESULTADO ANTES DO RETROFILL DE...	E VOCÊ PREENCHER (RETROFILL) COM FLUIDO CONTENDO...	E O RESULTADO DO TESTE DE CONCENTRAÇÃO DE PCB APÓS O RETROFILL FOR DE...	ENTÃO O STATUS DO TRANSFORMADOR RECLASSIFICADO É...
≥1000 ppm (ou não testado)	< 50ppm PCB	≥50 mas < 500	Contaminado PCB
	< 50 ppm PCB	< 50 ppm	Não PCB
≥500 mas < 1000	< 50 ppm PCB	≥50 mas < 500	Contaminado PCB
		< 50 ppm	Não PCB
≥50 mas < 500	≥2 mas <50	< 50 ppm	Não PCB
	<2 (não há necessidade de teste)	(não aplicável)	Não PCB

Se após este procedimento for descoberto que a concentração de PCB alterou após reclassificação, causando alteração no status da reclassificação, então o transformador deve atender ao estabelecido pela concentração atual do fluido.

Além deste processo de reutilização a regulamentação dos Estados Unidos prevê as seguintes formas de destinação final, conforme o tipo de resíduo:

- Líquidos com concentração superior a 50 mg/kg devem ser dispostos em incineradores. Para, óleo mineral dielétrico com concentração entre 50 e 500 mg/kg, também é permitido disposição final em caldeiras de alta eficiência;
- Óleo usado contendo qualquer teor detectável de PCB (até 50 mg/kg) deve ser destinado para recuperação energética (incineradores qualificados e queimadores);
- Transformadores PCB:
 - Incineração;
 - Aterro de resíduos químicos, desde que todo líquido livre seja removido, e o equipamento seja preenchido por solvente por 18 horas contínuas seguido de sua remoção ou ser descontaminado. Todos líquidos devem ser destinados ou serem descontaminados.
- Equipamentos elétricos contaminados com PCB
 - Remoção de líquidos livres e devem ser destinados ou serem descontaminados.
 - Artigo contaminado sem líquido livre:
 - descontaminação;
 - unidades de gerenciamento de resíduos sólidos municipais ou resíduos sólidos não municipais e não perigosos licenciados;
 - fornos de recuperação de sucatas metálicas ou fundições;
 - unidades de disposição aprovadas.
- Superfícies metálicas que estiverem em contato com PCB podem ser destinadas desde que sejam utilizados procedimentos de descontaminação;

- Superfícies porosas e resíduos de PCB de remediação devem ser tratados ou dispostos através de procedimentos ou tecnologias aprovadas até os seguintes limites: para resíduos de remediação de PCB (*bulk pcb remediation waste*) e superfícies porosas em áreas de alta ocupação, até concentrações menores ou iguais a 1 ppm, sem restrições adicionais; ou de 1 a 10ppm, devendo ser coberto com uma capa. Para superfícies não porosas, a concentração deve ficar menor ou igual a $10\mu\text{g}/\text{dm}^2$ (áreas de alta ocupação) ou menor do que $100\mu\text{g}/\text{dm}^2$ (áreas de pouca ocupação);

Ademais, a legislação norte americana estabelece exigências para as diferentes tecnologias de destruição de PCB. Métodos alternativos que tenham eficiência similar a incineração ou caldeiras de alta performance podem ser submetidos ao EPA para aprovação.

- **Incineração** – faz-se necessário tempo de retenção superior a 2s e 1200°C ($\pm 100^\circ\text{C}$) e 3% de excesso de oxigênio no efluente gasoso ou tempo de retenção de 1,5s e temperatura de 1600°C ($\pm 100^\circ\text{C}$) e 2% de excesso de oxigênio no efluente gasoso; A eficiência de combustão deverá ser de no mínimo 99,9% ($\text{Concentração de CO}_2 / (\text{Concentração de CO}_2 + \text{Concentração de CO})$); a vazão de alimentação de PCB deve ser interrompida automaticamente se a temperatura de combustão diminuir abaixo da temperatura especificada; para PCB não líquido, a emissão mássica do incinerador não pode ser superior a 0,001g PCB/kg de PCB alimentado. Teste de queima pode ser exigido.
- **Caldeiras de alta eficiência**, com capacidade mínima de 50 milhões de BTU/h para óleos minerais dielétricos contendo PCB entre 50 e 500 ppm; no caso de utilização de gás natural ou óleo como combustível principal, o monóxido de carbono deverá ser menor que 50 ppm e excesso de oxigênio de 3%, sendo necessária interrupção automática da alimentação do óleo mineral se estas condições não estiverem estabelecidas; no caso de utilização de carvão como combustível principal, o monóxido de carbono deverá ser menor que 100 ppm e excesso de oxigênio de 3%. Ademais, o volume de óleo dielétrico não pode ser superior a 10% v/v da vazão de alimentação de combustível total e o óleo dielétrico só pode ser alimentado nas condições de temperatura normais de operação;
- **Fornos de recuperação de sucatas metálicas e fundições** – aplicável, para resíduos metálicos dos quais todo líquido livre tiver sido removido (sendo o teor da superfície inferior

a $100\mu\text{g}/100\text{ cm}^2$) ou para superfícies que estavam em contato com PCB líquido e não líquido de concentração inferior a 500 mg/kg. Para superfícies metálicas que estavam em contato com PCB líquido e não líquido de concentração superior a 500 mg/kg, processo de descontaminação deve ser realizado previamente à utilização destes processos térmicos. Fornos de recuperação de sucatas metálicas devem apresentar duas câmaras (pressão negativa, sem emissão fugitiva) interconectadas. Os metais sem líquido livre devem ser colocados primeiramente em temperatura ambiente na primeira câmara, cuja temperatura deve ter entre 537°C e 650°C por 2,5h e atingir, no mínimo 650°C durante cada ciclo de aquecimento ou batelada de tratamento. Efluente gasoso da primeira câmara deve ir diretamente para a segunda câmara, que deve apresentar temperatura mínima de 1200°C , 3% de excesso de oxigênio, tempo de retenção de 2 segundos e eficiência de queima de 99,9%. Já fundições devem ter temperatura de operação de no mínimo 1000°C , sendo que a alimentação dos metais deve ser realizada com intervalo mínimo de 15 minutos;

- **Aterros de resíduos químicos** - devem estar localizados em áreas de formação impermeável e devem conter, se requerido, membrana sintética de impermeabilização compatível com PCB. Devem ainda ter condições hidrológicas, de proteção a inundação e topografia adequados e apresentar sistemas de monitoramento de água superficial, subterrânea, assim como sistema de coleta de lixiviado e sistema de registro de operações;
- **Descontaminação** - é processo válido aquele que atingir os parâmetros listados a seguir:
 - Líquidos aquosos, teor inferior a $200\mu\text{g}/\text{L}$ para uso em sistemas fechados; $3\mu\text{g}/\text{L}$ para águas navegáveis e $0,5\mu\text{g}/\text{L}$ para uso irrestrito;
 - Líquidos não aquosos ou orgânicos, teor inferior a 2 mg/kg;
 - Materiais porosos: concretos descontaminados em até 72 h após derramamento, teor deve ser inferior a $10\mu\text{g}/100\text{cm}^2$;
 - Materiais não porosos, de uso irrestrito, teor inferior a $10\mu\text{g}/100\text{cm}^2$.

Dentro dos processos de descontaminação válidos, destacam-se os **procedimentos de descontaminação de auto implementação**, que não requerem análise comprobatória, (mas

deve ser mantida documentação comprobatória, como fotografias ou filmes do processo, por 3 anos) que foram apresentados no item 4.6.2.

Solventes utilizados nos processos de descontaminação podem ser reutilizados, desde que apresentem teores inferiores a 50 mg/kg e devem ser destinados adequadamente (queimados, incinerados).

III.2.7. Outras informações relevantes sobre gerenciamento de PCB

III.2.7.1. CRITÉRIOS DE LIMPEZA DE DERRAMAMENTOS DE PCB

A regulamentação norte americana estabelece diversas exigências quando ocorre derramamento de PCB que dependem da magnitude do acidente, sendo os principais tipos:

- derramamentos que envolvem baixas concentrações de PCB (teores inferiores a 500ppm) e menos que 0,45 kg de PCB (até 1022L de óleo não testado - 1022L);
- derramamentos que envolvem altas concentrações de PCB (teores superiores a 500 ppm) e baixas concentrações de PCB com mais de 0,45 kg de PCB (até 1022L de óleo não testado).

Parte das exigências de limpeza devem ser realizadas com caráter imediato (em até 48h após notificação do acidente). Ademais, são estabelecidos critérios de amostragem e análise pós acidente e são requeridos registros do mesmo. O Quadro 28 apresenta um resumo das concentrações de PCB exigidas após limpeza conforme tipo de material analisado e uso.

Quadro 28: Resumo das concentrações de PCB exigidas após limpeza conforme tipo de material analisado e uso pela legislação norte americana.

MAGNITUDE DO DERRAMAMENTO DE PCB	TIPO DE USO	TIPO DE AMOSTRA	CONCENTRAÇÃO DE PCB EXIGIDA APÓS LIMPEZA
Baixas concentrações de PCB (teores inferiores a 500ppm) e menos que 0,45 kg de PCB	Área coberta, residencial e outros	Superfícies	10µg/100cm ²
		Superfícies sólidas	Dupla lavagem e enxágüe
Altas concentrações de PCB (teores superiores a 500 ppm) e baixas concentrações de PCB com mais de 0,45 kg de PCB	Subestações elétricas e outras áreas de uso restrito	Superfícies	100µg/100cm ²
		Solos	25 mg/kg (50 mg/kg com sinalização)
	Outras áreas com acesso limitado	Superfícies sólidas de alto contato	10µg/100cm ²
		Superfícies em áreas cobertas de baixo contato Superfícies em áreas externas com baixo contato	100µg/100cm ²
		Solo	25 mg/kg
	Áreas sem restrição de acesso	Móveis, brinquedos, etc	Substituir
		Superfícies sólidas em áreas cobertas e de alto contato em áreas externas	10µg/100cm ²
Solo		10 mg/kg	

Nota: Certas exceções e opções apresentadas pela legislação norte americana foram omitidas do quadro visando brevidade e clareza de apresentação.

Fonte: Adaptado de CENELEC, 2010.

III.2.7.2. ESFORÇOS DE REDUÇÃO DE PCB DE COMPANHIAS ENERGÉTICAS DOS EUA

Como os EUA não são signatários da CE, não foi elaborado um Plano de Implementação. Visando analisar as práticas de gerenciamento de PCB adotadas neste país, foi encontrado o Grupo de Atividades de Resíduos Sólidos de Utilidades (*Utility Solid Waste Activities Group-*

USWAG) que disponibiliza gratuitamente em seu sítio eletrônico dois documentos relativos aos esforços do grupo para reduzir a contaminação com PCB no país, um de 2005 e um de 2006. Este grupo é composto de 80 empresas, representando mais de 85% do total da capacidade de geração elétrica dos EUA, atendendo a mais de 95% dos consumidores de eletricidade e mais de 93% dos consumidores de gás natural.

No primeiro (USWAG, 2005), uma visão geral dos esforços de redução de PCB em companhias energéticas é apresentada, enquanto no segundo documento (USWAG, 2006), são evidenciados os esforços com exemplos de 21 empresas.

USWAG (2005) relata a preocupação do setor em retirar de operação transformadores e capacitores grandes, e equipamentos conhecidamente PCB (≥ 500 ppm), bem como em implementar procedimentos de forma a garantir que boa parte dos equipamentos contaminados (≥ 50 ppm) sejam dispostos, não retornados a operação ou *retrofilled*/reclassificação para retornar à operação. Estes esforços demonstram que os EUA estão atendendo os objetivos da Convenção de Estocolmo de modo confiável e de modo rentável.

O USWAG (2005) relata que é importante que o escopo do programa de redução de PCB voluntário necessariamente deve ser diferente de empresa para empresa. Não há abordagem única que atenda a todas as especificidades de cada empresa. Isto se deve por existirem diferenças significativas operacionais e físicas das empresas, em que o uso de PCB varia grandemente. Além disto, para muitas empresas que já removeram equipamentos prontamente identificados com alta concentração de PCB (equipamentos conhecidamente PCB), o custo unitário de identificação e remoção dos equipamentos não analisados aumenta de forma bastante acentuada, assim como impedimentos físicos e práticos para permitir a remoção do equipamento (programação de interrupções com consumidores residenciais e comerciais). Este esforço não pode ser minimizado. Há milhões de equipamentos em operação em centenas de milhões de milhas de redes de transmissão e distribuição, em que não há uma forma capaz de determinar se o equipamento está ou não contaminado, que não seja a análises de cada equipamento. Além disto, o número reduzido de equipamentos contendo PCB é um percentual extremamente baixo dos equipamentos em operação.

Muitas empresas optaram por analisar a maioria dos equipamentos retirados de operação, de forma a minimizar o retorno da operação de equipamentos contaminados.

USWAG (2006) apresenta, então, os esforços de 21 empresas do setor de utilidades para eliminação de equipamentos PCB ou contaminados. Foi possível verificar que mais de 70% (15) das empresas adotaram uma das seguintes estratégias para focar seus esforços de gerenciamento:

- análise/eliminação de grandes capacitores e equipamentos elétricos de grande porte (48%);
- eliminação de equipamentos conhecidamente PCB (33%);
- análise/eliminação de grandes capacitores e equipamentos elétricos de grande porte e eliminação de equipamentos conhecidamente PCB (67% - percentual de companhias que adotaram ambas as estratégias);
- análise de equipamentos localizados próximos a escolas (10%);
- análise de grupos de equipamentos com maior risco de contaminação (10%).

Algumas empresas adotaram critério de analisar equipamentos quando em manutenção ou critério temporal para segregar equipamentos (ex.: não fazem manutenção de equipamentos fabricados antes de 1980, ou exigência de análise de todos equipamentos retirados de operação fabricados antes de 1980).

Mais de 40% optaram por trocar equipamentos contaminados ou sua reclassificação por *retrofilling*.

USWAG (2006) relata para a maior parte das empresas quantitativos de destinação final, porém estas informações são apresentadas de formas diferentes (número de equipamentos/itens, volume de óleo ou massa) e em períodos diferentes, não sendo possível consolidação dos dados.

Das 21 empresas, apenas 2 (10%) adotaram critérios bem restritivos:

- uma empresa relatou que estava conduzindo análise censitária de seus transformadores de rede (do total de 236 822, restavam analisar 53 444).
- outra empresa relatou que todos os equipamentos em operação cuja concentração de PCB eram maiores do que 1ppm são, então, retirados de operação e destinados.

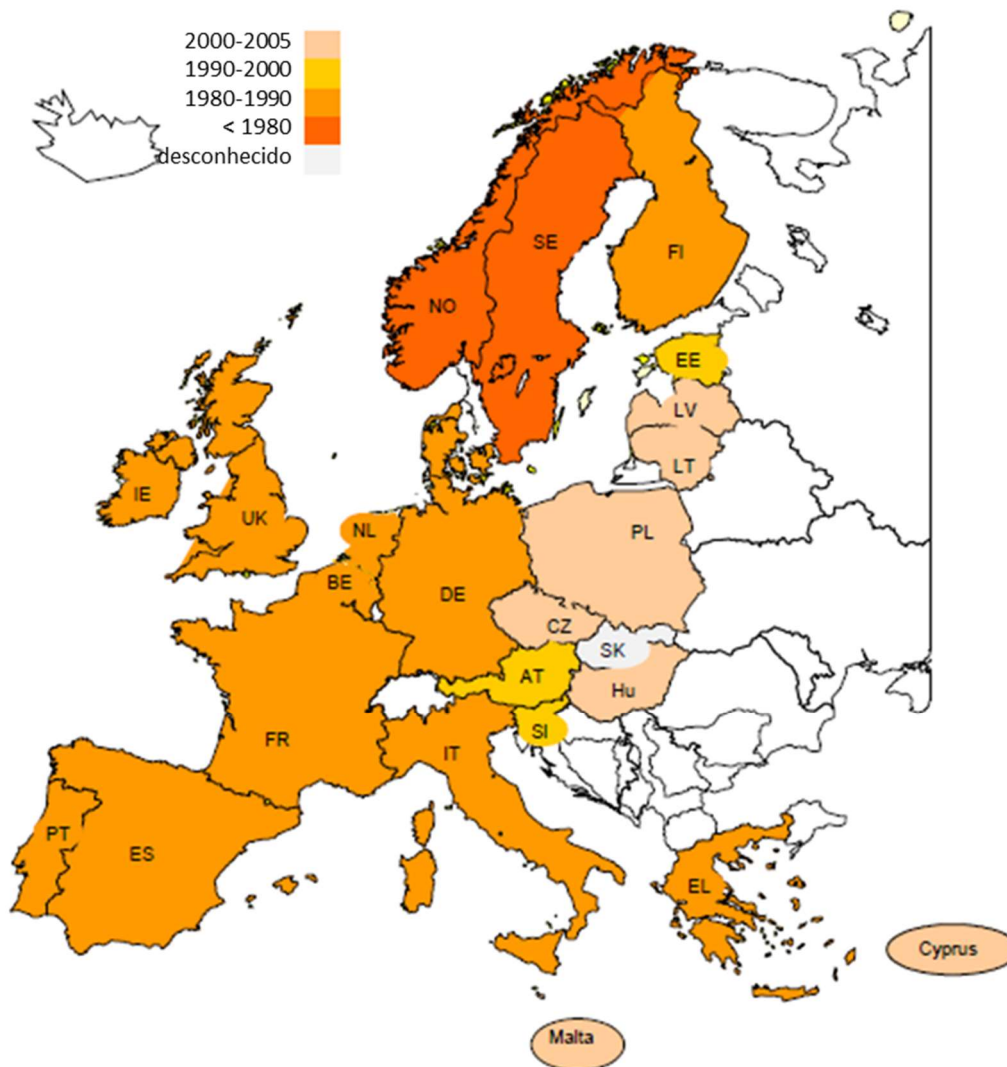
Assim, é possível perceber que a maior parte das empresas dos EUA (mais de 70%) optaram por focar seus esforços de gerenciamento de PCB, sendo mais comum focar em equipamentos de grande porte e os conhecidamente PCB.

III.3. União Europeia

A União Europeia (UE) foi o segundo maior produtor e consumidor das PCBs do mundo (produziu 31,8% - BREIVIK et al, 2007 e consumiu 22,2% - BREIVIK et al, [2002?] disponibilizado pelo artigo de Breivik et al, 2002). Ela é signatária e ratificou a CE em 2001 e 2004, respectivamente (UNEP, 2015).

A partir de 1976, o uso e a comercialização de PCBs na Comunidade Europeia foi restrita a usos não dispersivos progressivamente (1000, 100 e 50 mg/kg) conforme previsto nas regulamentações de 1976 - *Council Directive 76/769/EEC*, de 1986 - *Council Directive 86/467/EEC* e de 1989 - *Council Directive 89/677/EEC*, respectivamente. Em 1996, a Diretiva 96/59/CE passou a regulamentar o gerenciamento de PCBs, tendo como objetivo aproximar as legislações dos Estados-membros em relação a este assunto. Trata-se de uma legislação relativamente simples, com 13 artigos, que estabelece as diretrizes principais como prazo para retirada de equipamentos contendo teores superiores a 500 mg/kg de PCB e a necessidade de realização de inventário. Apenas em 2004, a produção de PCB foi totalmente proibida conforme a Regulação EC nº 850/2004 (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITY, 2007 e EUROPEAN PARLIAMENT AND COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, 2004). Christan e Janse (2005) através da Figura 30 apresentam o período em que os países membros da UE implementaram a proibição de produção e comercialização de PCB em aplicações abertas, sendo possível perceber que a maioria o fez em meados da década de 80.

Figura 30: Período de implementação da proibição de produção e comercialização das PCBs em países membros da UE



Fonte: Adaptado de CHRISTAN E JANSE, 2005.

Em complemento à análise da Diretiva 96/59/CE, serão avaliados o Relatório Técnico da CENELEC (European Committee for Electrotechnical Standardization – CENELEC, 2010) e a Norma Europeia EN 50225:2003-04 sobre o Código para emprego seguro de equipamentos elétricos totalmente fechados que podem estar contaminados com PCBs (CENELEC, 2003).

Estes são instrumentos normativos relevantes que trazem procedimentos adicionais relacionados ao gerenciamento adequado de PCBs.

Destaca-se ainda a Decisão da Comissão 2001/68/CE de 16 de janeiro de 2001 que define as normas a serem utilizadas para determinação do teor de PCB: IEC 61619 e atualizações (para líquidos isolantes, que é um método cromatográfico) e EN 12766-1 e EN 12766-2 (para produtos petrolíferos e óleos usados).

A Diretiva 96/59/CE proibiu preenchimento de transformadores com PCBs, ficando permitida apenas a manutenção em equipamentos PCBs (concentração acima de 500ppm) e contaminados por PCBs (concentração entre 50 ppm e 500 ppm) com o objetivo de garantir seu adequado funcionamento. Fica proibida também a incineração de resíduos contaminados por PCBs em instalações a bordo de navios.

III.3.1. Classificações e premissas

A Diretiva 96/59/CE estabelece como PCB qualquer mistura de PCB contendo teor superior a 50 mg/kg. Define-se que equipamentos que contenham PCB são aqueles que contenham ou tenha contido PCB e que não tenha sido descontaminados.

Equipamentos que possam conter PCB devem ser tratados como se o contivessem, exceto se for razoável presumir o contrário, conforme esta Diretiva. A manipulação de equipamentos contendo PCB, desde que os mesmos estejam dentro do equipamento, requer os mesmos cuidados que a manipulação de equipamentos contendo óleo, já que não é conhecido risco adicional à saúde humana ou ao meio ambiente conforme Cenelec (2010). Cenelec (2010) estabelece também condições em que é possível presumir o contrário:

- Equipamento foi adquirido com um certificado do fabricante garantindo que é livre de PCB e que não houve manipulação do óleo com óleo contendo PCB. Na dúvida, um teste de clorados deve ser realizado;
- Determinação laboratorial com metodologia comprovada;
- Análise estatística de populações apropriadas de equipamentos.

A determinação da concentração de PCB é recomendada quando há dúvida se o teor de PCB mudou devido a manutenções; ao fim da vida útil e para disposição do equipamento ou do fluido, se o teor não tiver sido determinado previamente; após falha; em caso de vazamento; após substituição do fluido contaminado; e antes de transferência de propriedade (CENELEC, 2010 e CENELEC, 2003).

Ressalta-se que, conforme Cenelec (2010), a manipulação de equipamentos contendo PCB, desde que as PCBs estejam dentro do equipamento, requer os mesmos cuidados que a manipulação de equipamentos contendo óleo, já que não é conhecido risco adicional à saúde humana ou ao meio ambiente.

CHRISTAN E JANSE (2005) afirmam que a maior parte dos países da UE adotaram o limite de 50 mg/kg como sendo o limite para determinar se o material é ou não contaminado. Apenas Áustria, Suécia e Países Baixos adotaram limites mais restritivos. A autora sugere a inclusão da Alemanha nesta lista, conforme será apresentado no item II.5.1, apesar de não ter sido estabelecido prazo para destinação final deste tipo de fluido.

III.3.2. Critérios adotados para elaboração do inventário

A Diretiva 96/59/CE determina que os Estados-membros da UE deverão elaborar inventário dos equipamentos que contenham mais de 5 dm³ de PCB em até 3 anos de sua adoção, devendo ser atualizados regularmente. O inventário deve conter: nome e endereço do detentor; localização e descrição do equipamento; quantidade de PCB contida; datas e tipos de tratamento ou substituição efetuados ou previstos; data da declaração. Para equipamentos contendo entre 50 e 500 ppm, não é necessário apresentar a quantidade de PCB contida; e datas e tipos de tratamento ou substituição efetuados ou previstos.

III.3.3. Rotulagem

Os equipamentos e instalações inventariados devem conter rotulagem. É estabelecido também um modelo de rótulo para equipamentos descontaminados que tenham contido PCB.

III.3.4. Prazos para retirada de operação e destinação final

A descontaminação e ou eliminação das PCBs e dos equipamentos que contenham PCB deveriam ter sido efetuadas até fim de 2010. Mas equipamentos contendo entre 50 e 500 ppm podem ser descontaminados ou eliminados no fim de sua vida útil. Assim, nota-se que o prazo de 2010 foi estabelecido apenas para equipamentos com teores superiores a 500 ppm. Para que equipamentos contendo entre 50 e 500 ppm permaneçam em operação, é necessário que os mesmos não estejam vazando; que estejam em boas condições de operação; que o líquido seja sujeito a análise periódica, mesmo que esta seja realizada de forma estatística. Inspeções visuais periódicas devem então ser realizadas e os critérios estabelecidos nos testes de qualidade do óleo, a serem realizados mais frequentemente do que em equipamentos não contaminados, devem ser atendidos.

O Quadro 29 apresenta os prazos estabelecidos nos diferentes países da UE, conforme Christan e Janse (2005). É possível perceber que 9 dos 24 países adotaram o fim da vida útil como sendo o prazo para destinação de transformadores com concentração menor que 500 mg/kg, destacando-se: Reino Unido, Itália, Espanha e Portugal.

Quadro 29: Prazos estabelecidos nos diferentes países da União Europeia para retirada de operação ou destinação final de PCBs.

PAÍS	PRAZO PARA RETIRADA DE OPERAÇÃO OU DISPOSIÇÃO FINAL DE PCB	EXCEÇÃO PARA TRANSFORMADORES COM CONCENTRAÇÃO < 500 mg /kg DE PCB
Áustria	1999 (apenas > 500ppm)	Fim da vida útil
Bélgica	2005	Fim da vida útil
Ciprus	2010	Fim da vida útil
República Checa	2010	Fim da vida útil
Dinamarca	2000	Sem exceções
Estônia	2010	Sem exceções
Finlândia	1994 (transformadores >1kVA) 2000 (> 5 dm ³ proibido)	Sem exceções
França	Dependendo do ano de fabricação do equipamento: 2004, 2006 e 2008; Todos equipamentos:2010	Fim da vida útil – prazo alterado entre 2017 e 2025
Alemanha	1993: acima de 1dm ³ ; 1999: menos de 1 dm ³ ; 2010: algumas exceções	Sem exceções
Grécia	2010	Sem exceções
Hungria	2010	Sem exceções
Irlanda	2010	Sem exceções
Itália	2005	Fim da vida útil
Letônia	2010	Sem exceções
Lituânia	2010	Sem exceções
Malta	2010	Sem exceções
Holanda / Países Baixos	2003	Sem exceções
Noruega	1995: acima de 1kg; 2005: abaixo de 1kg; 2010: algumas exceções	Sem exceções
Polónia	2010	Sem exceções
Portugal	2010	Fim da vida útil
Eslováquia	2010	-
Eslovênia	2010	Fim da vida útil
Espanha	2010	Fim da vida útil
Suécia	1995	Sem exceções
Reino Unido	2000	Fim da vida útil

Fonte: Adaptado de CHRISTAN E JANSE, 2005.

III.3.5. Métodos de análise aceitos

Como anteriormente apresentado, a partir de 2001 a Decisão da Comissão 2001/68/CE definiu a IEC 61619 e atualizações como norma para determinação do teor de PCB em líquidos isolantes. Contudo, análises realizadas por outros métodos antes da publicação da referida

diretiva não perdem seu valor. A Cenelec (2010) cita o teste de clorados (*field screening tests*) como sendo utilizado para determinação preliminar e para atividades de manutenção, mas inválidos para comunicados oficiais.

III.3.6. Destinações finais aceitas

A Diretiva 96/59/CE (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, 1996) define disposição como sendo as operações de: Tratamento biológico; Tratamento físico-químico; Incineração em terra; Armazenagem permanente (somente em armazenamento subterrâneo seguro e para equipamentos PCB que não possam ser descontaminados); e Armazenagem temporária (até uma das formas anteriores de eliminação), conforme previsto na Diretiva 75/442/CEE que foi substituída pela Decisão da Comissão 96/350/CE. Cenelec (2010) subclassifica a disposição de resíduos (equipamentos e fluidos no fim da vida útil) em processos de recuperação de materiais (físicos ou químicos) e técnicas de disposição (aterro e tratamento térmico).

A Diretiva 96/59/CE define também os métodos de descontaminação como sendo aqueles que tornam reutilizáveis ou recicláveis equipamentos, objetos, materiais ou fluidos, o que pode incluir o processo de substituição por um fluido não contendo PCB. Esta regulamentação estabelece ainda que as operações de descontaminação devem resultar em concentrações menores do que 500ppm e se possível de no máximo 50ppm. Cenelec (2010), por sua vez, subclassifica a descontaminação em processos físicos (substituição do fluido ou *refilling*) ou químicos (baseados em processos de desalogenação do fluido). No caso de substituição do fluido, a nova concentração de PCB deve ser determinada após 90 dias de operação do equipamento e o novo fluido de preenchimento do equipamento deve apresentar riscos menores do que os contaminados por PCBs (CENELEC, 2010 e CENELEC, 2003). Conforme a Diretiva da UE, outros métodos de disposição de PCBs podem ser autorizados por comparação com a incineração e obedecendo as melhores técnicas disponíveis.

A Tabela 12 apresenta a capacidade de pré-tratamento e incineração instalados em países da UE, que totalizam cerca de 50 e 120 mil T/ano, respectivamente, além das 3 unidades de armazenamento permanente da Alemanha.

Tabela 12: Capacidade de pré-tratamento e incineração e unidades de armazenamento permanente instalados em países membros da UE

PAÍS	PRÉ-TRATAMENTO - CAPACIDADE (T/ano)	INCINERAÇÃO - CAPACIDADE (T/ano)	ARMAZENAMENTO PERMANENTE
Bélgica	7500	5000	
República Checa		1000	
Dinamarca		2500	
Finlândia		30000	
França	33000	15000	
Alemanha	5000	52000	3
Holanda / Países Baixos	8000	660	
Polónia		4500	
Suécia		2000	
Reino Unido		9500	
TOTAL	53500	122160	3

Fonte: Adaptado de CHRISTAN E JANSE, 2005.

III.3.7. OUTRAS INFORMAÇÕES RELEVANTES SOBRE GERENCIAMENTO DE PCB

III.3.7.1. CRITÉRIOS DE LIMPEZA DE DERRAMAMENTOS DE PCB

A Diretiva da EU não apresenta nenhum critério de limpeza de derramamentos de PCBs. O Cenelec (2003) e Cenelec (2010) contêm algumas diretrizes referentes a falhas de equipamentos com e sem vazamento, em caso de fogo e vazamentos pequenos. Estes critérios são bem mais simplificados e genéricos do que quando comparados aos estabelecidos pela legislação dos Estados Unidos. Um dos anexos do Cenelec (2010) apresenta os níveis de concentração de PCB exigidos pela legislação dos Estados Unidos como referência (Quadro 28, apresentado anteriormente), já que a legislação europeia não determina quais níveis de limpeza devem ser alcançados com os procedimentos de limpeza.

III.3.7.2. PLANOS DE IMPLEMENTAÇÃO

A União Europeia publicou dois planos de implementação: um em 2007 (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITY, 2007); e sua atualização em 2014 (EUROPEAN

COMMISSION, 2014). Considerando os 25 estados membros em 2006 (Áustria, Bélgica, Dinamarca, Finlândia, França, Alemanha, Grécia, Irlanda, Itália, Luxemburgo, Países baixos, Portugal, Espanha, Suécia, Reino Unido, Ciprus, República Checa, Estônia, Hungria, Latvia, Lituânia, Malta, Polônia, Eslováquia, Eslovênia), Comissão of the European Community (2007) estima que, em 2005, havia 83 mil T de PCB armazenadas ou em uso em equipamentos, mais de 200 mil T em aterros (perigosos, não perigosos ou subterrâneos), e mais de 200 mil T foram liberadas no ambiente. A massa remanescente de PCB também foi estimada por Christan e Janse (2005), sendo estimada em 350 mil T de líquido contendo PCB ou 1,1 milhões de T de massa total, sendo a maior parte atribuída à França e a Espanha. No caso da França, considera-se 500 mil transformadores contendo PCB, estimando-se a massa de PCB de 500 kg cada. Como apresentado no item II.6.7.1, dos 450 mil transformadores de rede, há uma taxa mínima de contaminação de 18,6%. Assim, percebe-se uma superestimação da massa remanescente ao se considerar que todos os equipamentos inventariados continham PCB.

Por outro lado, de acordo com dados disponíveis em European Commission (2014), os estados membros atenderam os objetivos de realizar inventário e elaborar planos de ação, no entanto, apesar dos esforços, quantidade significativa de equipamentos ainda estão em uso (sem citar massa ou número de equipamentos) e apenas três estados-membros (sem citar quais) descontaminaram ou eliminaram todos seus equipamentos grandes PCB (aqueles maiores do que 5 dm³ PCB). Em dezembro de 2011, foi realizada uma pesquisa com os estados membros que revelou dados inconsistentes e incomparáveis (sendo apresentado número de equipamentos PCB ao invés de sua massa), o que não permite quantificar a massa remanescente a ser destinada. Ademais, destaca-se a necessidade de considerar adequadamente o uso de PCB em aplicações abertas e minimizar o risco de exposição ao homem e ao meio ambiente. É necessário avaliar o uso e destinação de PCB que foi utilizado como pintura anticorrosão em pontes, tubulações grandes de água e postes de eletricidade, entre outros. Estes materiais contaminados têm sido comumente reciclados em fornos de arco elétrico que podem estar evaporando as PCBs, e não as destruindo, por apresentarem condições de combustão incompleta. Esta forma de destinação explica a alta taxa de emissão de PCB reportada e também promove formação de PCDF.

III.3.7.3. EQUIPAMENTOS DE PROTEÇÃO INDIVIDUAL

Cenelec (2003) sugere que os equipamentos de proteção individual a serem usados variam com o tipo de manutenção, o que pode ser visto no Quadro 30.

Quadro 30: Tipos de equipamentos de proteção individual a serem usados conforme manutenção e tipo de contato com óleo.

TIPO DE MANUTENÇÃO E CONTATO COM ÓLEO	LUVAS DE PROTEÇÃO IMPERMEÁVEIS	PROTEÇÃO VISUAL	PROTEÇÃO PARA SAPATOS	AVENTAL IMPERMEÁVEL	MACACÃO IMPERMEÁVEL	EQUIPAMENTO DE PROTEÇÃO RESPIRATÓRIA
Manutenção sem contato; Falha interna sem ruptura						
Manutenção com possível contato; Vazamento pequeno	X	X		X	X	
Falha interna com ruptura sem fogo	X	X	X	X	X	
Incêndio	X	X	X		X	X

Fonte: Adaptado de CENELEC, 2003.

III.4. Rússia

A Rússia foi o segundo país de maior produção e consumo de PCB do mundo, conforme estimativas consideradas (com 13,1% da produção e 8,1% da utilização mundiais - Breivik et al, 2007 e BREIVIK et al, [2002?] disponibilizado pelo artigo de Breivik et al, 2002 respectivamente). Entre 1939 e 1993, foram produzidas 180 mil T das três principais marcas de PCB no país, sendo que destes estima-se que 97 mil T foram utilizadas para fabricar transformadores e capacitores industriais (AMAP; STATE COMMITTEE OF THE RUSSIAN FEDERATION FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION; CIP, 2000). Destes, estima-se que 53 mil T tenham sido utilizadas em aplicações dispersivas, 30 mil T em capacitores domésticos, 38 mil T tenham sido utilizadas em transformadores e capacitores utilizados em outros países da república soviética e, efetivamente, apenas 59 mil T tenham sido utilizadas em

transformadores e capacitores utilizados na Rússia, dos quais 35 mil T permanecem no país e são possíveis de serem identificados.

A Rússia, apesar de ser signatária da CE e a ter ratificado em 2011 (STOCKHOLM CONVENTION, 2015), não transmitiu seu Plano Nacional de Implementação (STOCKHOLM CONVENTION, 2016). Ademais, o sítio eletrônico do Ministério de Recursos Naturais e Meio Ambiente da Rússia não disponibiliza, em inglês, informações sobre PCB.

Fez-se busca de informações através das palavras chave *Polychlorinated biphenyls Russia* na Capes e no Google. Foram encontradas informações relacionadas a contaminação de PCB no meio ambiente (solo, ar, água, atmosfera, animais, etc), mas quanto a forma de gerenciamento de PCB neste país, as únicas informações disponíveis foram as do sítio eletrônico do Projeto multilateral cooperativo de eliminação de PCB e gerenciamento de resíduos contaminados na Rússia, disponibilizado através do Programa de Avaliação e Monitoramento do Ártico (*Arctic Monitoring and Assessment Programme*), que é um dos seis grupos de trabalho do Conselho do Ártico (*Arctic Council*). Este foi estabelecido em 1996 como sendo fórum dedicado a promover cooperação, coordenação e integração de assuntos de desenvolvimento sustentável e proteção ambiental relevantes para a região. Tem como membros Canadá, Dinamarca, Finlândia, Islândia, Noruega, Rússia, Suíça e Estados Unidos, além de seis organizações de grupos indígenas da região (AMAP, 2016 e ARTIC COUNCIL, 2016).

Este projeto multilateral foi composto por 3 fases: Avaliação do status atual do problema relacionado ao impacto ambiental e desenvolvimento de propostas de ações de remediação prioritárias; Estudo de viabilidade; Implementação de projetos demonstrativos. As duas primeiras fases do projeto foram completadas em 2000 e 2003, respectivamente, tendo sido elaborados dois documentos que serão analisados no presente trabalho: AMAP; STATE COMMITTEE OF THE RUSSIAN FEDERATION FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION; CENTER FOR INTERNATIONAL PROJECTS – CIP, 2000 e AMAP et al, 2003. **Vale destacar que como estes documentos são relativamente antigos podem não refletir a realidade atual do gerenciamento de PCBs no país.**

Conforme AMAP et al (2003), há leis ambientais gerais (destacando-se a Lei sobre Proteção Ambiental – *Law on Environmental Protection*) e regulamentações sobre substâncias e resíduos químicos e perigosos que são importantes e aplicáveis às PCBs, além de outros de caráter geral. Relacionado ao gerenciamento de PCB, há um pequeno número de regulamentações sendo a maioria da década de 1990. Há também algumas normativas técnicas e legais das décadas de 1970, 1980 e 1990. Não são, no entanto, apresentados detalhes do conteúdo destas normativas. É apenas informado que é factível a criação de um sistema de eliminação das PCBs similar ao que foi realizado em outros países.

III.4.1. Classificações e premissas

Como será apresentado e discutido no item Inventário, nos estudos analisados, não foi considerada a possibilidade de contaminação de equipamentos que não foram originalmente fabricados com PCB. Apenas equipamentos originalmente fabricados com PCB que foram utilizados no país, ou seja, com altíssima concentração de PCB, foram contabilizados no inventário, tendo sido considerada que uma parte destes foi descartada no meio ambiente e outra permanece em operação.

III.4.2. Critérios adotados para elaboração de inventário

Os principais setores que utilizaram PCB e fizeram parte do inventário foram: setor químico e petroquímico; indústria metalúrgica ferrosa e não ferrosa; indústria de engenharia mecânica e papel e celulose, setor de energia e combustível, empresas que detêm capacitores e transformadores de alta tensão, entre outros. Em dezembro de 1999, 950 empresas grandes e médias (cerca de 80% das empresas com PCB) submeteram informações para o inventário (AMAP; STATE COMMITTEE OF THE RUSSIAN FEDERATION FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION; CIP, 2000).

As empresas responderam informações relativas principalmente a quantidade de equipamentos em uso ou em estoque, tendo sido estimado a quantidade de PCB. Do setor de energia e combustível, foram recebidas 168 respostas (56% de retorno) tendo sido estimado um total de 3,1 mil T, dos quais 22 transformadores e 175 815 capacitores. Já resultados combinados de

todos setores levaram a um levantamento de 20 mil T, ou seja, 11% do total produzido (totalizando 7 164 transformadores e 357 500 capacitores dos maiores setores industriais e informações obtidas pelas autoridades ambientais). Em empresas e setores externos ao inventário, foi estimado 7 mil T adicionais. O total inventariado (27 mil T) é comparável aos 35 mil T estimados que permanecem em território russo e que é possível de ser identificado (AMAP; STATE COMMITTEE OF THE RUSSIAN FEDERATION FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION; CIP, 2000).

Esta estimativa considera apenas transformadores e capacitores, sendo excluídos o uso das PCBs como verniz, tinta e capacitores de uso doméstico. Além disto, foi possível observar que não foi considerada a possibilidade de contaminação de equipamentos que não foram originalmente fabricados com PCB. Esta estimativa considerou apenas que dos equipamentos originalmente fabricados com PCB que foram utilizados no país, uma parte foi descartado no meio ambiente e outra permanece em operação. Avaliando-se o número de equipamentos, pode-se perceber que não foi considerado existência de transformadores de rede fabricados originalmente com PCB.

Ademais, estima-se um total de 267 T de resíduos líquidos de PCB e 972 T de PCB de equipamentos fora de uso, totalizando 1,24 mil T (330 transformadores e 35 422 capacitores). Destes, o setor de energia e combustível tem cerca de 296 T (19 669 capacitores) (AMAP; STATE COMMITTEE OF THE RUSSIAN FEDERATION FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION; CIP, 2000).

III.4.3. Rotulagem

Conforme AMAP et al (2003), não havia regulamentação sobre rotulagem, coleta e armazenamento de PCB e equipamentos contendo PCBs no país em vigor nesta época. Regulamentação de transporte de materiais perigosos similar à europeia foi adotada pela Rússia. É sugerido que sejam seguidas os critérios europeus, sendo citada a Diretiva 96/59/EC.

III.4.4. Prazos para retirada de operação e destinação final

Foi desenvolvido um modelo matemático para estimativa de custo relativo a diferentes cenários bem como do volume de novos fluidos a serem utilizados como substituto das PCBs. Este modelo considerou, simplificada, três cenários:

- Cenário base – onde nada é realizado, sendo que equipamentos saem de operação ao fim de sua vida útil;
- Cenário de cumprimento tardio – que considera os prazos de retirada de operação e eliminação de equipamentos conforme previsto pela CE;
- Cenário de cumprimento avançado – em que há antecipação dos prazos estabelecidos pela CE.

Os resultados destes cenários não são apresentados detalhadamente, sendo apenas concluído que em relação ao cenário base, o de cumprimento tardio teria um custo adicional estimado de US\$ 30 milhões e de cumprimento avançado de US\$ 50 milhões.

III.4.5. Métodos de análise aceitos

A questão do método de análise a ser utilizado pela Rússia não foi tema dos estudos realizados.

III.4.6. Destinações finais aceitas

De acordo com o AMAP; STATE COMMITTEE OF THE RUSSIAN FEDERATION FOR ENVIRONMENTAL PROTECTION; CIP (2000), não há coleta ou destinação final de PCB na Rússia, sendo que os resíduos são usualmente armazenados em áreas abertas ou cobertas, com acesso restrito. Foi avaliado que as plantas que estão mais bem preparadas para destinar PCBs são os incineradores a alta temperatura (maior que 1200°C) e fornos de cimento, apesar de não haver experiência na Rússia.

Por outro lado, AMAP et al (2003) apresentou que há pequenas empresas que realizaram a destruição de 200 T de PCB, mas que estas não atendem exigências ambientais (sem especificar quais). Esta diferença de informações podem ser atribuídas à época de publicação destes

documentos. Dez tecnologias russas para destruição de PCBs líquidas foram avaliadas para verificar sua viabilidade técnica, ambiental e econômica. Destas, quatro processos de incineração a alta temperatura foram consideradas adequadas: *Cyclone reactor*; *Rocket engine for space station orientation*; *Plasmatron and chemical reactor*; *Liquid-fuel rocket engine*. Foram avaliados a eficiência de destruição de PCB, a produção de PCDD/PCDF e custos de construção e processamento de 1 T de PCB. A partir destes critérios, a tecnologia selecionada foi a de incineração a alta temperatura com reator de ciclone (*Cyclone reactor*), cuja temperatura é entre 1250 e 1400 °C, tempo de retenção de 2s e 10% de excesso de oxigênio. Foi, então, recomendada a construção de 6 instalações estacionárias de destruição de PCB (5 grandes com capacidade de 1000 T/ano e 1 pequena com capacidade de 400 T/ano) e 2 instalações móveis menores (80 T/ano). Foi recomendado que a tecnologia aplicável às de grande capacidade é a incineração a alta temperatura com reator de ciclone, enquanto as demais utilizariam a tecnologia de *Rocket engine for space station orientation*, devido ao baixo custo de construção apesar dos maiores custos de operação.

As seguintes tecnologias de descontaminação de transformadores foram avaliadas: vapor de cloreto de metileno, tolueno líquido e solução aquosa com detergente. Foi selecionado o processo de limpeza com vapor de cloreto de metileno, sendo o produto da limpeza e partes permeáveis destinados para destruição e a parte metálica reciclada. Este solvente é, no entanto, perigoso e deve ser manuseado com o devido cuidado. A técnica de *retrofilling* foi também avaliada e considerada útil, desde que haja motivos técnicos e econômicos para reutilização do equipamento. Foi recomendado que as instalações de descontaminação de transformadores fossem localizadas próximas às instalações estacionárias de destruição (ou seja, 6 unidades, com capacidade de 200 e 100 equipamentos, respectivamente) e também uma unidade móvel de descontaminação com capacidade de 40 peças (AMAP et al, 2003).

Foram analisadas ainda 4 tecnologias de destruição de Capacitores com PCB (3 russas e uma externa): neutralização química seguida de explosão; neutralização termoquímica usando combustível a alta temperatura; destruição térmica com uso de forno de fundição de metal com pós queima e neutralização de efluentes gasosos; forno de arco de plasma suplementado por reator de ciclone. A tecnologia considerada mais adequada foi a de destruição térmica com uso

de forno de fundição de metal com pós queima e neutralização de efluentes gasosos (similar ao processo de incineração a alta temperatura com reator de ciclone para PCB líquido), sendo sugerido que tenha capacidade de 4 000 T/ano (o equivalente a 80 000 capacitores por ano – valor bastante superior à demanda estimada).

III.5. Alemanha

A Alemanha foi o terceiro país de maior produção e consumo de PCB do mundo, conforme estimativas consideradas (com 12,0% da produção e 7,7% da utilização mundiais - Breivik et al, 2007 e BREIVIK et al, [2002?] disponibilizado pelo artigo de Breivik et al, 2002 respectivamente). Estima-se uma produção de 76 mil T e um consumo de 87 mil T, sendo 25 mil T em sistemas abertos, 24 mil T em transformadores Askarel, 10 mil T em pequenos capacitores, 14,3 mil T em grandes capacitores, 12,5 mil T como fluido hidráulico, e o restante em outros usos (NEUMEIER, 1998).

A produção e uso das PCBs foram reguladas de forma progressiva. O Quadro 31 apresenta o ano de implementação das regulamentações e seu conteúdo conforme ALEMANHA, 2006 e CHRISTAN e JANSE, 2005, mas há inconsistências de data ao compará-las:

Quadro 31: Regulamentações sobre produção e uso de PCBs na Alemanha

ANO DE PUBLICAÇÃO		DESCRIÇÃO DA REGULAMENTAÇÃO SOBRE PCB
ALEMANHA (2006)	CHRISTAN e JANSE (2005).	
1978	1972	Proibição de uso de PCBs em sistemas abertos
-	1978	Proibição de uso de PCBs em sistemas fechados
1983	1983	Término da produção
1984	1984	Aplicação de PCB em equipamento elétrico foi proibido
-	1987	Restrição de PCB em óleo usado em 20 mg/kg (Executive Order of Federal Waste Act of 1987)
1989	1989	Proibição total de novos usos de PCB no mercado (PCB/PCT Prohibition Ordinance de acordo com Alemanha (2006)); (Executive order of 18th of July of 1989: ban of PCB with use of PCB containing appliances until end of 1999. And Federal Communication of a uniform analytical method for PCB and PCT detection, 6 th of December of 1989 de acordo com Christian and Janse, 2005)
1993	-	Regulamentação conforme Chemicals Act em proibição e restrição de substâncias químicas e preparação de produtos (Prohibition of Chemicals Ordinance).
-	2000	PCB waste ordinance from 26th of June 2000

Foi possível encontrar dois NIPs: (Alemanha, 2006 e Alemanha, 2012), mas que têm poucas informações que não estão claras. Ademais, o sítio eletrônico do Ministério Federal de Meio Ambiente, Conservação da Natureza, construção e segurança nuclear alemão (BMUB) não disponibiliza, em inglês, informações sobre gerenciamento de PCB, com exceção de um breve comunicado de imprensa (BMUB, 2004). As regulamentações também não estão disponibilizadas em inglês. Fez-se busca de informações através das palavras chave *Polychlorinated biphenyls Germany* na Capes e no Google. Foram encontradas informações relacionadas a contaminação de PCB ambiental, principalmente quanto a alimentos, mas quanto a forma de gerenciamento de PCB neste país, as únicas informações disponíveis foram as encontradas em NEUMEIER (1998) e CHRISTAN e JANSE (2005b).

III.5.1. Classificações e premissas

De acordo com as referências bibliográficas consultadas, o limite de concentração considerado com definição de prazos foi de 50 mg/kg (Alemanha, 2006; Alemanha, 2012; Neumeier, 1998). Mas foi estabelecido que óleo usado (resíduo) deve ser reprocessado somente quando a concentração de PCB for inferior a 20 mg/kg, ou seja, a Alemanha apresenta uma maior restrição que a prescrita pela União Europeia (ALEMANHA, 2012), de acordo com a seção 3 do *German Waste Oil Ordinance*. No entanto, não fica claro como foram tratados os transformadores de rede, se houveram premissas estabelecidas, como foram realizadas as análises, etc.

III.5.2. Critérios adotados para elaboração de inventário

Não foram encontrados dados do inventário confiável, nem as exigências para elaboração do mesmo. Em Christan e Janse (2005), é citado que foi realizado um inventário em 1998 com identificação de 600 T (12 mil T) em transformadores e 960 T (2,6 mil T) em capacitores. Pode ser que os primeiros dados (600 e 960 T) se refira a massa do óleo e os dados em parênteses se refiram ao peso total do equipamento com óleo. No entanto, estes dados são bastante inferiores aos dados de destinação estão disponíveis no item Destinações Finais (cerca de 300 mil T).

III.5.3. Rotulagem

Também não foram encontradas informações sobre a forma de rotulagem exigida na Alemanha.

III.5.4. Prazos para retirada de operação e destinação final

De acordo com as referências bibliográficas consultadas, foram estabelecidas regulamentações de proibição de uso de PCBs em concentração superior a 50 mg/kg em capacitores grandes (acima de 1000 mL) até 1994, para demais equipamentos até 1999, havendo exceção para produtos contendo entre 100 e 1000 mL, cujo prazo estabelecido foi até 2010 (Alemanha, 2006; Alemanha, 2012; Neumeier, 1998). No entanto, não fica claro como foram tratados os transformadores de rede, se houveram premissas estabelecidas, análise censitárias, a quantidade de equipamentos existentes no país, etc.

III.5.5. Métodos de análise aceitos

Em 1989, houve padronização do método analítico através do *Federal Communication of a uniform analytical method for PCB and PCT detection, 6th of December of 1989* de acordo com Christian and Janse (2005). Não foi possível avaliar o conteúdo deste ato normativo já que o mesmo não está disponível em inglês.

III.5.6. Destinações finais aceitas

A partir de 1983, transformadores contaminados por PCB foram depositados em aterros subterrâneos, sendo alguns deles drenados antes de sua deposição. Em 1994, havia 300 mil T de resíduos a serem tratados, sendo que em 2004, 99% destes resíduos haviam sido dispostos (Alemanha, BMUB, 2004). Entre 2004 e 2010, cerca de 14 mil T de equipamentos foram desmontados, drenados e descontaminados, sendo seus metais recuperados (ALEMANHA, 2012).

Até 2004, capacitores pequenos foram destinados em aterros subterrâneos, e a partir de 2005, eles foram dispostos em plantas de incineração a alta temperatura. É impossível saber o volume dos produtos de PCB que ainda estão em uso, como em selantes e capacitores de lâmpadas fluorescentes.

Ademais, óleo usado (resíduo) deve ser prioritariamente reprocessado quando comparado a geração de energia ou disposição (ALEMANHA, 2012), de acordo com a seção 2 do *German Waste Oil Ordinance*.

CHRISTAN e JANSE (2005b) informam que nesta data havia na Alemanha 16 plantas incineradoras com capacidade de 52 mil T por ano; 1 planta de descontaminação (5 mil T/ano); 3 áreas de armazenamento subterrâneo com 85 mil T de resíduos armazenados.

III.5.7. Outras informações relevantes sobre o gerenciamento de PCB

Como poucas informações estão disponíveis em inglês, não foram encontradas outras informações relevantes sobre gerenciamento de PCB na Alemanha.

III.6. França

Estima-se que a França foi o quarto país que mais produziu as PCBs e também seu quarto maior consumidor (10,2% da produção mundial - Breivik et al, 2007 e utilização de 4,2% das PCBs do total produzido - BREIVIK et al, [2002?] disponibilizado pelo artigo de Breivik et al (2002).

Quanto a regulamentação do uso de PCB na França, a partir de 1975, passou a ser obrigatória a utilização de um rótulo amarelo de identificação de equipamentos PCB (FRANÇA, 2003). A partir de 1979, foi proibida a utilização de PCB em aplicações dispersivas. Apenas em 1987 foi proibida a venda e aquisição de PCB e equipamentos contaminados com PCB (FRANÇA, 2003, FRANÇA, 2016a).

O decreto de 18 de janeiro de 2001 transcreveu a diretiva europeia 96/59/CE (FRANÇA, 2007), ou seja, os critérios adotados na França foram os mesmos dos adotados na Europa. Foi prevista a eliminação de equipamentos contendo teores superiores a 500 mg/kg até 31 de dezembro de 2010 (prazo máximo estipulado). Já o decreto de 10 de abril de 2013 previu uma segunda fase de descontaminação para equipamentos contendo teores superiores a 50 mg/kg e estabeleceu novos prazos de eliminação em geral. As modificações deste decreto foram incorporadas ao Código de Meio Ambiente francês (*Code de l'environnement*), nos artigos R. 543-17 à R. 543-41, que correspondem à seção específica sobre PCBs desta regulamentação. Os prazos

estabelecidos foram entre 2017 e 2023 (dependendo da data de fabricação do equipamento) a partir do qual é proibida a detenção de equipamentos com teores superiores a 50 mg/kg. Mas os detentores com mais de 150 equipamentos contaminados tinham como possibilidade apresentar ao ministério de meio ambiente um plano particular propondo condições de eliminação e descontaminação com critérios diferentes. Há também três *arrêts* publicados em 2013 e 2014 referentes a gerenciamento de PCB que devem ser seguidos. Cabe ao ministério aprovar os planos particulares que deviam conter, no mínimo, a eliminação ou descontaminação de metade dos equipamentos contendo PCB até 1º de janeiro de 2020 e o restante até 31 de dezembro de 2025. Uma síntese destas regulamentações válidas em 2016 estão apresentados no Quadro 32.

Quadro 32: Síntese do arcabouço legal francês válido sobre gerenciamento de PCBs

REGULAMENTAÇÃO	DESCRIÇÃO	FONTE
Código de Meio Ambiente (Code de l'environnement), artigos R. 543-17 à R. 543-41 (versão atualizada)	Seção específica sobre PCBs. Dispõe sobre proibições, prazos em geral para retirada e destinação de equipamentos contendo PCB, caracterização, rotulagem, declaração de utilização, descontaminação e tratamentos, disposições diversas e penalidades.	FRANÇA, 2016b
Arrêté du 28 octobre 2013	Conteúdo da documentação de demanda do plano específico de descontaminação e eliminação de equipamentos contendo PCB	FRANÇA, 2013
Arrêté du 7 janvier 2014	Modalidades de análise e etiquetagem e condição de detenção de equipamentos contendo PCB	FRANÇA, 2014b
Arrêté du 14 janvier 2014	Conteúdo e modalidades de declaração de equipamentos contendo PCB	FRANÇA, 2014a

III.6.1 Classificações e premissas

Todas estas regulamentações abrangem as seguintes substâncias denominadas genericamente por PCB: bifenilas policloradas, terfenilas policloradas, monoetil-tetracloro-difenil metano; monoetil-dicloro-difenil-metano; monometildibromo-difenilmetano, monoetildibromo, difenil-metano desde que a mistura resulte em teores superiores a 50 mg/kg em massa, sendo todos materiais tratados como contendo PCB (não há diferença para aqueles com teores superiores a 500 mg/kg ou com teor entre 50 e 500 mg/kg de PCB, apesar destes serem tratados de modo diferenciado).

Para identificação dos equipamentos contendo PCB, sugere-se:

- Ler etiquetas – equipamentos PCB fabricados a partir de 1975 tinham obrigatoriamente uma etiqueta amarela de identificação “Este equipamento contém PCB que pode contaminar o meio ambiente e cuja eliminação é regulamentada”; Além disto, muitos equipamentos têm a identificação clara de óleo isolante ou dielétrico em sua placa de características técnicas;
- Se a informação não for clara (e para equipamentos que puderem ter sido contaminados), os equipamentos suscetíveis de conter PCB devem ser considerados com contendo PCB;
- Equipamentos fabricados após 1987 que forem hermeticamente fechados ou que não tiveram nenhum fluido contaminado misturado antes de 1994 podem ser considerados como não contendo PCB;
- Todos equipamentos fabricados após 1994 podem ser considerados como não contendo PCB.

III.6.2 Critérios adotados para elaboração de inventário

Conforme França (2016b), os detentores de equipamentos com volume superior a 5 dm³ são obrigados a declarar o inventário destes equipamentos. O *Arrêté du 14 janvier 2014* que trata do conteúdo e das modalidades de declaração dos equipamentos contendo PCB para composição do inventário nacional estabelece as exigências de informações: endereço, tipo, marca, número de série, massa, quantidade de fluido, teor de PCB, tensão e o ano de fabricação que é bem similar ao exigido para compor a documentação de demanda do plano específico (*Arrêté du 28 octobre 2013*). Foi instituída também a necessidade de apresentar o status do equipamento (em operação ou em estoque), o certificado de tratamento dos equipamentos e os resultados das análises, à exceção dos detentores que tenham planos particulares, que podem justificar um tratamento efetivo através de documentação de controle dos serviços.

Conforme França (2003), em 2 de julho de 2002, foi realizado inventário em 545 610 equipamentos fabricados antes de 1987. Neste inventário estão inclusos equipamentos que não foram analisados (os detentores deveriam incluí-los com a menção “teste de detecção não efetuado”). Além disto, é relevante ressaltar que equipamentos de origem europeia e de

fabricação posterior a 1987 podem ser considerados como não contendo PCB e sua declaração não é necessária. Dos de 21 000 que eram conhecidamente PCB ou contendo PCB acima de 500 ppm, em 2001, havia 4201 equipamentos remanescentes a serem destinados (FRANÇA, 2006).

III.6.3. Rotulagem

Todos equipamentos com volume superior a 5 dm³ devem ser rotulados, conforme *Arrêté du 7 janvier 2014*. Este prevê a rotulagem de equipamentos que foram descontaminados e de equipamentos contendo PCB (mais de 50 mg/kg). A entrada do local aonde estão localizados também deve ter uma indicação de “Perigoso ao meio ambiente” ou equivalente.

III.6.4. Prazos para retirada de operação e destinação final

O prazo para destinação dos equipamentos PCB puro ou contendo PCB acima de 500ppm foi de 2004 a 2010, conforme sua data de fabricação.

Inicialmente previu-se que os equipamentos contendo entre 50 e 500 ppm de PCB seriam eliminados no fim da vida útil. No entanto, com o advento do decreto de 10 de abril de 2013 que prevê uma segunda fase de descontaminação para equipamentos contendo teores superiores a 50 mg/kg, os prazos estabelecidos foram entre 2017 e 2023 (dependendo da data de fabricação do equipamento) a partir do qual é proibida a detenção de equipamentos com teores superiores a 50 mg/kg. Como apresentado, os detentores com mais de 150 equipamentos contaminados tinham como possibilidade apresentar ao ministério de meio ambiente um plano particular propondo condições de eliminação e descontaminação com critérios diferentes, sendo necessária a eliminação ou descontaminação de metade dos equipamentos contendo PCB até 1º de janeiro de 2020 e o restante até 31 de dezembro de 2025.

III.6.5. Métodos de análise aceitos

Inicialmente, foram aceitos métodos de detecção de presença de cloro – colorimétrico e potenciométrico e semiquantitativo (espectrometria de fluorescente de raio X), além dos métodos normalizados CEN 12766-1, EN 12766-2 e IEC 61619 (FRANÇA, 2003). No entanto,

o *Arrêté du 7 janvier 2014* previu utilização apenas das normas NF EN 12766-2; NF EN 61619; NF EN 12766-3, que são todos através de análises por cromatografia gasosa utilizando ECD.

III.6.6. Destinações finais aceites

Atividades de tratamento de resíduos contendo PCB contempla aquelas relacionadas a destruição de moléculas de PCB, incluindo a substituição do fluido contaminado por outro sem estas substâncias (FRANÇA, 2016b). É considerado processo de descontaminação parcial aquele após o qual a concentração permanece entre 50 e 500 mg/kg. Entre 6 e 12 meses de operação do equipamento após processo de descontaminação é necessário que detentor refaça análise do óleo para verificar se o teor permanece inferior a 50 mg/kg, sendo aceito exceções para os detentores com mais de 150 equipamentos. Todos os detentores têm que tratar seus resíduos contendo PCB por empresas autorizadas, sendo permitida a utilização de instalações fixas ou móveis e obrigatória a emissão de um certificado contendo o número de série do equipamento e o tipo de tratamento realizado.

A França dispunha de 15 sociedades autorizadas e aprovadas para destinação final, sendo 2 para incineração, 6 para descontaminação e 7 para manutenção e tratamento *in situ* de equipamentos, além de 19 sociedades autorizadas a transportar PCB (FRANÇA, 2003). Toda empresa cuja instalação tenha obtido autorização por um outro membro do estado da comunidade europeia poderá realizar destinação de PCB. Os métodos de destinação aceites conforme França (2003) são:

- Tratamento por *retrofilling* através de empresas aprovadas e competentes *in situ* ou em oficina. Trata-se da remoção do fluido dielétrico PCB (a ser incinerado ou descontaminado), limpeza do equipamento (através de óleo de limpeza) e novo preenchimento com óleo sem PCB. As partes ativas do transformador (bobinas) devem ser secas e degaseificadas;
- Tratamento químico do óleo contaminado;
- Eliminação de partes metálicas - O fluido dielétrico é removido do equipamento por gravidade ou bombeamento, sendo o fluido incinerado ou descontaminado. O equipamento vazio deve ser desmantelado em partes: carcaça, núcleo constituído de bobinas, partes

permeáveis e impermeáveis e parte exterior (isolantes, trocadores de calor, tanques de retenção, rodas). As partes não metálicas (permeáveis) devem ser retiradas para serem incineradas. Para eliminação de traços de PCB, as partes metálicas são, dependendo do caso, esmagadas para serem lavadas com solvente em autoclaves, com controle de temperatura, pressão e tempo. Este tratamento é aplicável a todo tipo de concentração de PCB;

- Tratamento de PCB e óleos contaminados – com reutilização do óleo - separação de PCB pela passagem repetida em unidade de separação líquido-líquido; eliminação das moléculas de PCB pela passagem repetida em uma unidade de descloração;
- Tratamento de PCB e óleos contaminados – sem reutilização do óleo - Incineração a alta temperatura. Inicialmente foi exigido temperatura acima de 860°C durante 2 segundos. Então a diretiva europeia de 16/dez/1994 passou a exigir o valor limite de 0,1ngTEQ/m³ para emissão de dioxinas.

III.6.7. OUTRAS INFORMAÇÕES RELEVANTES SOBRE O GERENCIAMENTO DE PCB

O *Arrêté du 7 janvier 2014* apresenta exigências técnicas relacionadas ao armazenamento de equipamentos e a prevenção e gestão de acidentes com equipamentos elétricos, além requisitos de metodologia de análise (apresentado no item II.6.5 referente a Métodos de Análise), e rotulagem (apresentado no item II.6.3 referente à Rotulagem). O principal tipo de acidente tratado são referentes a incêndio, sendo que os derramamentos que ocorrerem devem ser adequadamente tratados seguido de análise do solo para confirmar sua eficácia. Não é estabelecida um teor máximo de contaminação do solo, sendo necessário comparar o resultado do solo analisado com um solo de referência (*bruit de fond*).

Já o *Arrêté du 28 octobre 2013* definiu o conteúdo da documentação de demanda do plano específico de descontaminação e eliminação de equipamentos contendo PCB, destacando-se que este deve conter o número de equipamentos contendo mais de 50 mg/kg de PCB, seu endereço, tipo, marca, número de série, massa, quantidade de fluido, teor de PCB, tensão e o ano de fabricação. Além disto, o plano específico deve conter o cronograma com a previsão de eliminação dos equipamentos e ser atualizado anualmente.

Conforme França (2003), em 2001, foi criada uma comissão consultiva, composta de 19 membros de diversos setores, sendo coordenada conjuntamente pelo Ministério de Meio ambiente e Agência Ambiental e de Controle de Energia (ADEME -*Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie*). O papel desta comissão foi elaborar o Plano nacional de descontaminação e eliminação de equipamentos contendo PCB.

Tendo em vista que a continuidade da alimentação de energia elétrica à coletividade ou às empresas é um serviço indispensável e os impactos econômicos, a Comissão PCB adotou o princípio de planos particulares (ou específicos) propostos e a disposição a permitir que detentores alterem critérios básicos de plano nacional. Dentre os planos específicos, destaca-se o Plano de eliminação da *Electricité de France* (EDF), já que do inventário nacional francês de 545 610 equipamentos, 450 mil são transformadores de rede desta empresa (França, 2003). Em 2016, a subsidiária da EDF responsável pela distribuição de eletricidade em 95% do território francês continental para 35 milhões de clientes teve seu nome alterado de ERDF para ENEDIS (ENEDIS, 2016).

III.6.7.1. PLANOS DE ELIMINAÇÃO DE EQUIPAMENTOS CONTENDO PCB E DADOS DA EDF/ERDF/ENEDIS

Conforme o Plano de Eliminação de equipamentos contendo PCB da EDF, seus equipamentos foram divididos em duas categorias (FRANÇA, 2003):

- a) Aqueles que contem PCB puro e os grandes transformadores contaminados;
- b) Pequenos transformadores de distribuição, fabricados antes de 1987 e suscetíveis de terem sido contaminados.

A primeira categoria se refere aos equipamentos bem identificados, cuja eliminação deverá seguir um ritmo regular para respeitar a data limite imposta. Já para equipamentos da segunda categoria, há um problema de identificação de equipamentos contaminados considerando uma população extremamente numerosa, com grande dispersão geográfica.

O custo estimado para substituição dos 450 000 transformadores de rede foi de 1,16 bilhões de euros (450 000 x 2,5 mil euros). Estima-se que para trocar cada equipamento seria necessário meio dia. Há ainda de se acrescentar o custo com análise (27 euros cada) e o custo de eliminação do PCB. O enorme impacto econômico faz necessária a criação de uma solução que minimize o número de manutenções ao mesmo tempo que assegure que equipamentos contendo PCB acima de 500 mg/kg devam ser destinados. Um estudo estatístico permite uma caracterização com um intervalo de confiança razoável. Este estudo será submetido em 2004, e na sequência serão tomadas ações pontuais necessárias para identificação e eliminação de equipamentos contaminados com teores acima de 500 ppm. Graças a este método, serão analisados em torno de 50 000 equipamentos, em um custo inferior a 125 milhões de euros.

A extrapolação dos resultados permitirá que a partir de 2005 seja realizada uma procura sistematizada de equipamentos cuja probabilidade de contaminação seja significativa, sendo possível identificar a localização destes equipamentos de risco. Deve-se considerar que após 1987, a EDF analisa sistematicamente seus equipamentos no fim da vida útil e elimina os contaminados.

Os resultados desta análise estatística não foram encontrados.

Os seguintes dados foram encontrados sobre a EDF: houve destinação de 16 799 equipamentos grandes contendo PCB com teores superiores a 500 mg/kg entre 1985 e 2001 (FRANÇA, 2003); 70 000 transformadores de rede contendo PCB com teores superiores a 500 mg/kg foram eliminados entre 2006 e 2010 (EDF, 2015). A EDF (através da ERDF) apresentou um novo Plano particular de eliminação, que foi aprovado conforme o *Arrêté du 3 juillet 2014*, mas este novo plano também não foi encontrado, não podendo ser analisado. Mas conforme informações de EDF (2015, em 2019, esta assumiu o compromisso de eliminar 50% dos equipamentos contendo entre 50 e 500 mg/kg que estão em postes sem bacia de contenção. Dos 59 000 transformadores analisados até o final de 2012, 13 200 foram tratados em 2013 e em 2014, atendendo ao objetivo de eliminação total até 2025. Em EDF (2016), não foram disponibilizados dados referentes a eliminação de equipamentos contaminados em 2015. Assim, considerando que a EDF tinha 450 000 transformadores de rede, estima-se que 15,6%

destes continham teores superiores a 500 mg/kg e que ao menos 3% (13 200) com concentração entre 50 e 500 mg/kg, totalizando uma taxa mínima de contaminação dos transformadores de rede de 18,6%.

III.7. Japão

Estima-se que o Japão tenha sido o quinto país que mais produziu e utilizou as PCBs (4,4% da produção mundial - Breivik et al, 2007 e utilização de 4,1% das PCBs - BREIVIK et al, [2002?] disponibilizado pelo artigo de Breivik et al, 2002). De acordo com Jesco (2016) o Japão produziu 59 mil toneladas.

Em 1968, um episódio de envenenamento humano, denominado acidente de Yusho, ocorreu no Japão e foi primeiramente atribuído ao consumo de óleo de farelo de arroz contaminado por PCBs. Embora análises subsequentes tenham mostrado a presença de produtos térmicos de degradação do óleo que agora são acreditados de terem sido responsáveis pelos efeitos à saúde observados, este acidente, junto a um similar em Taiwan, chamado de Yu-Cheng aumentaram a preocupação com as PCBs no mundo (TAKASUGA et al, 2006). Este acidente também é conhecido por Acidente perigoso à saúde de óleo de cozinha de Kanemi (JAPÃO, 2005).

A proibição da produção e distribuição das PCBs no Japão ocorreu em 1972. Em 1974, a "*Law Concerning the Examination and Regulation of Manufacture, etc., of chemical substances (Class I)*" foi promulgada e a importação e novos usos de PCB foram proibidos (JESCO, 2016). A lei japonesa que trata do gerenciamento de PCBs é a "*Law concerning Special Measures for Promotion of Proper Treatment of PCB Wastes (PCB Special Measures Law)(Law N° 65 of 2001)*". O governo disponibiliza um sítio eletrônico com diversas leis ambientais em inglês (JAPÃO, 2015). No entanto, esta não está disponibilizada e não pode ser analisada. Foi analisado o NIP Japonês original (JAPÃO, 2005), sua atualização (JAPÃO, 2012) e informações do sítio eletrônico da *Japan Environmental Storage & Safety Corporation* (JESCO), empresa 100% estatal, criada em 2004 para armazenar e tratar adequadamente resíduos de PCB do país. Esta empresa foi criada devido a uma grande estocagem de equipamentos contaminados por dificuldade em destinar no país. O sítio eletrônico da Jesco dispõe de diversas informações, e links, porém os que estão em japonês não puderam ser

analisados. Foram enviadas perguntas para o Ministério de Meio Ambiente com objetivo de esclarecer dúvidas relacionadas sobre o gerenciamento de PCB neste país, no entanto, não foram recebidas respostas. As informações disponibilizadas no NIP atualizado (JAPÃO, 2012) quanto ao gerenciamento de PCB não divergiram muito em relação a versão original (JAPÃO, 2005).

III.7.1. Classificações e premissas

Não ficam claros quais os critérios para classificação de materiais quanto a contaminação por PCB e se há premissas em vigor no Japão. No entanto, foi possível verificar referência para três níveis de contaminação de PCB:

- baixa concentração de PCB – 0,5 a 5000 mg/kg;
- concentração de PCB extremamente baixa – de poucos ppm a 1000 mg/kg;
- alta densidade de PCB (sem citar teor de PCB, mas é provável que seja superior a 1000 ou 5000 mg/kg).

III.7.2. Critérios adotados para elaboração de inventário

Não foi possível identificar como foi realizado o inventário japonês nos documentos analisados. No entanto, Japão (2005) e Japão (2012 – não foi realizada atualização destes números) apresentam três tabelas revelando estimativa da quantidade dos principais tipos de equipamentos elétricos existentes no país contendo PCB. Os dados apresentados foram subdivididos por unidades em estoque, destinados e fora de uso, considerando dados de março de 2002, e previsões para 2002 a 2008 e para 2009 a 2016 e indicando que ao final de 2016 não haveria mais nenhuma unidade em estoque. Como será apresentado no item Prazos para retirada de operação e ou destinação final, o prazo inicialmente estabelecido em 2016 foi adiado para 2025. Em geral, os números das previsões divergem ligeiramente dos dados de março de 2002, exceto para transformadores de rede aérea. O Quadro 33 apresenta uma síntese das unidades em estoque conforme dados de março de 2002, exceto para transformadores de rede aérea na qual é incluída as demais estimativas.

Quadro 33: Síntese da estimativa de quantidade de equipamentos elétricos e resíduos contendo PCB existentes no Japão (em estoque) em março de 2002.

TIPO DE EQUIPAMENTO	VOLUME EM ESTOQUE
Transformadores de alta tensão e outros artigos (com volume similar a transformadores e condensadores de alta tensão)	Transformadores de alta tensão: 11 079 unidades Condensadores de alta tensão: 219 106 unidades Outros artigos: 40 744 unidades
Resíduos PCB e outros (não inclui resíduos de transformadores de rede aérea)	Resíduos PCB: 70 t Outros resíduos com óleo contendo PCB: 2 610 t
Transformadores de rede aérea (montados em postes)	1 863 225 unidades (sendo equivalente a 178 320 t de óleo); No entanto, em 2016 estavam previstos que seriam destinados 2 582 000 unidades (133 000 t de óleo) e estariam fora de uso 880 000 unidades (38 000 t de óleo)

Fonte: Adaptado de JAPÃO, 2005 E JAPÃO, 2012.

Não é possível saber se estes números correspondem a todo o parque nacional, uma parte deste ou qual o teor de PCB considerado como limite para definição do que são materiais contaminados. Jesco (2016), apresenta estimativa do Ministério de Meio Ambiente japonês de que existem 4,5 milhões de unidades e 1400 km de cabos preenchidos por óleo contaminados com concentrações de PCB extremamente baixa. Assim, percebe-se que a estimativa inicialmente apresentada deve ter sido revisitada e passou a incluir equipamentos com concentrações de PCB extremamente baixa, especialmente quanto a transformadores de rede aérea que são os mais numerosos.

III.7.3. Rotulagem

Não foram encontradas quais foram as exigências japonesas quanto a rotulagem de equipamentos.

III.7.4. Prazos para retirada de operação e destinação final

Em Japão (2005), foi informado que a meta para eliminação de todos os equipamentos contaminados com PCB era até julho de 2016 (inclusive para equipamentos de rede aérea). No entanto, em 2014 novos prazos (até 2025) para eliminação foram estabelecidos em acordo com o governo (JESCO, 2016).

III.7.5. Métodos de análise aceitos

Os padrões de PCB após tratamento e os métodos de análise conforme o tipo de resíduo são apresentados no Quadro 34. Observa-se que o método de análise de PCB em óleo é o chamado *Content test method*. Através de busca pelas palavras chaves: “*Content test method*”, *Japan* e *PCB* a única norma japonesa encontrada foi a JEAC (Japan Electric Association Code) 1201-1999. Nova busca com a expressão JEAC 1201-1999 foi feita, mas boa parte dos resultados da pesquisa estão disponíveis apenas em japonês. Foi encontrada uma patente de análise de PCB em óleo que traz um levantamento de diferentes métodos de análise de PCB em óleo e em outras matrizes, principalmente no Japão. Os métodos citados que podem se referir a análise de PCB em óleo no Japão são: método de verificação disponibilizado através do *Public Notice of the Ministry of Health and Welfare*, nº 192 (*appendix 2*) of 1992 – que utiliza espectrometria de massa de alta resolução, além de outros métodos que utilizam cromatografia gasosa e ECD com diferentes formas de purificação da amostra. Assim, acredita-se que os métodos de análise aceitos no Japão são de cromatografia gasosa e ECD ou espectrometria de massa de alta resolução.

Quadro 34: Padrões de PCB após tratamento e o respectivo método de análise.

TIPO DE RESÍDUOS	PADRÃO (MÉTODO DE ANÁLISE)
Resíduo de óleo PCB (tratado)	0,5 mg/kg ou menor (<i>Content test method</i>)
Resíduo ácido ou básico	0,03 mg/kg ou menor (<i>Content test method</i>)
Resíduo plástico, metálico ou de cerâmica	0,5 mg/kg ou menor para solvente (<i>Cleansing Solvent test method</i>) 0,1 µg/100 cm ² ou menor (<i>Wiping method</i>) 0,01 mg/kg ou menor (<i>Material Collecting Method</i>)
Outros	0,003 mg/L ou menor (<i>Dissolution Test Method</i>)

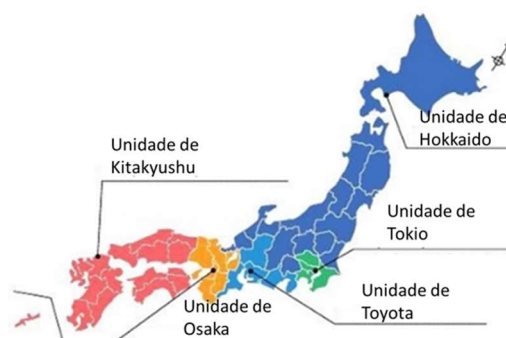
Fonte: Adaptado de JESCO, 2016.

III.7.6. Destinações finais aceitas

A Jesco possui 5 unidades distribuídas geograficamente no país para viabilizar o tratamento e/ou armazenamento dos materiais contaminados, como pode ser visualizado na Figura 31. Todas utilizam métodos de decomposição química sendo: uma (Tokyo) de método de decomposição hidrotérmica oxidativa; as demais adotam métodos de descloração (dispersão

por sódio, plasma melting, hidrogenação/descloração catalítica). Os itens aceitos pelas Jesco são apenas aqueles com “alta densidade de PCB” (transformadores e capacitores), óleo, entre outros. Estas 5 unidades iniciaram operação entre 2004 e 2008.

Figura 31: Unidades da Jesco distribuídas geograficamente no Japão para viabilizar o tratamento e/ou armazenamento de materiais contaminados por PCB.



Fonte: Adaptado de JESCO, 2016.

Itens contaminados com pequena quantidade de PCB devem ser encaminhadas para unidades privadas de tratamento. Novas tecnologias de tratamento só podem ser utilizadas após serem oficialmente aprovadas. Além das incineradoras (1100°C e tempo de retenção maior que 2 segundos), há ainda 41 tecnologias de tratamento químico aprovadas de (JESCO, 2016).

Há um certificado para “*detoxification of extremely low-level PCB wastes*” para equipamentos contaminados com quantidades baixas de PCB, com utilização de tecnologias sofisticadas (principalmente incineradores com controle de dioxinas). Em maio de 2012, existiam 5 unidades operadas por empresas privadas. (JESCO, 2016). Conforme Qi et al (2014), o Japão optou por principalmente tecnologias de descloração com utilização de bases fortes em glicóis ou utilização de sódio metálico.

III.7.7. Outras informações relevantes sobre o gerenciamento de PCB

Antigos fabricantes de PCB, governo local e central contribuem com recursos para o Fundo de Tratamento de Resíduos PCB (JESCO, 2016). Há ainda subsídios para pequenas e médias

empresas (classificadas por capital e número de empregados) e pessoas físicas, que são convertidos em descontos de até 70% e 95% (para empresas e pessoas físicas, respectivamente) do custo de destinação final. São excluídos deste subsídio resíduos contendo entre 0,5 e 5000 mg/kg de PCB.

Visando garantir o transporte seguro de PCB, é necessário obter licença, sendo que em 2004, o Ministério de Meio ambiente publicou um Guia para transporte e coleta de resíduos de PCB. O conteúdo principal deste guia pode ser visualizado no Quadro 35.

Quadro 35: Conteúdo principal do Guia para transporte e coleta de resíduos de PCB.

<p style="text-align: center;">COLETA E TRANSPORTE</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Levantamento preliminar e contrato 2. Método de coleta e transporte 3. Sinalização e rotulagem 4. Documentação a ser carregada 	<p style="text-align: center;">GESTÃO DE OPERAÇÃO E SEGURANÇA</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Sistema de gestão de segurança 2. Treinamento de empregados envolvidos 3. Plano de transporte 4. Gestão da operação 5. Relatos e registros
<p style="text-align: center;">CONTENTORES</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Padrão/padronização 2. Tipos 3. Teste 4. Seleção 5. Reutilização 6. Manutenção 	<p style="text-align: center;">EM CASO DE EMERGÊNCIA</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Medidas preventivas 2. Lista de contatos de emergência 3. Medidas de atendimento à emergência

Fonte: JESCO, 2016.

Conforme Japão (2005) e Japão (2012), há uma lei sobre contaminação no solo (*Soil Contamination Countermeasures Law - Law No.53 of 2002*) que prevê necessidade de realização de análise de solo de instalações onde houve manufatura, uso ou disposição de PCB e, se necessário, medidas de descontaminação devem ser implementadas.

Foi adotado o valor provisório de 10 ppm por unidade de peso seco do sedimento de fundo (valor a partir do qual é necessário adotar medidas). Em 1972, foi realizado um inventário nacional em que foram identificadas necessidade de intervenção em 79 áreas, as quais foram implementadas até março de 2003, com previsão de conclusão da última em novembro de 2004 (Japão, 2005 e Japão, 2012).

Ademais, Japão (2005) e Japão (2012) preveem diversas medidas quanto a minimização de emissão de PCB de forma não intencional, bem como análise de poluição ambiental de PCB e outros POPs.

III.8. Canadá

Estima-se que o Canadá tenha sido o sexto país que mais utilizou as PCBs no mundo (3,1% das PCBs totais produzidas - BREIVIK et al, [2002?] disponibilizado pelo artigo de Breivik et al (2002), apesar de não as ter produzido. De acordo com Canadá (2006), 40 000 t foram importadas e as PCBs são o mais importante POP do país.

O Canadá proibiu a manufatura, importação e venda de PCBs e restringiu seu uso a equipamentos elétricos e hidráulicos fechados desde 1977 através do *Chlorobiphenyl Regulations* (CANADA, 2006). O gerenciamento das PCBs foi regulamentada pelo *Chlorobiphenyls Regulations* (1991) e depois pelo *Canadian Environmental Protection Act* (CEPA), de 1999, através dos itens *Storage of PCBs Regulagion*, *Federal Mobile PCB Treatment and Destruction Regulations*, *PCB Waste Export Regulations* e *Export and Import of Hazardous Recyclable Materials Regulations* (CANADA, 2006).

A partir de 2008, o *PCB Regulations* (SOR/2008-273) passou a regulamentar o gerenciamento de PCBs no Canadá, tendo sido alterado pelas *Regulations Amending the PCB Regulations* (SOR/2010-57) e *Regulations Amending the PCB Regulations and Repealing the Federal Mobile PCB Treatment and Destruction Regulations* (SOR/2014-75) (CANADÁ, 2016a). O *PCB Regulations* é dividido em 5 partes: exigências gerais; proibições e atividades permitidas; critérios de armazenamento; rotulagem, registros e relatórios; itens revogados ou que irão entrar em vigor (CANADÁ, 2016b). Há ainda regulamentações interprovinciais e provinciais sobre o tema e relacionado a transporte de materiais perigosos (CANADA, 2006). As PCBs também tem sua gestão regulada *PCB Waste Export Regulations*, *Export and Import of Hazardous Waste and Hazardous Recyclable Material Regulations* (CANADÁ, 2016a).

Ademais, o *Canadian Council of Ministers of the Environment*– CCME estabeleceu guias sobre gerenciamento de resíduos destacando-se os 4 seguintes relacionados diretamente às PCBs (CCME, 2016):

- Diretrizes para o gerenciamento de Resíduos contendo bifenilas policloradas (do inglês *Guidelines for the Management of Wastes Containing Polychlorinated Biphenyls (PCBs)*);
- Descontaminação de transformadores PCB: Padrões e protocolos (do inglês *PCB Transformer Decontamination: Standards and Protocols*);
- Diretrizes para sistemas móveis de destruição de bifenilas policloradas (do inglês *Guidelines for Mobile Polychlorinated Biphenyl Destruction Systems*);
- Diretrizes para sistemas móveis de tratamento de bifenilas policloradas (do inglês *Guidelines for Mobile Polychlorinated Biphenyl Treatment Systems*).

III.8.1. Classificações e premissas

O *PCB Regulations* se aplica a todos os produtos contendo PCB. Ninguém pode liberar no ambiente líquido com concentração superior a 2 mg/kg e sólido contendo 50 mg/kg ou mais (CANADÁ, 2016b). Ninguém deve fabricar, exportar ou importar PCB ou produtos contendo PCB em concentração superior a 2 mg/kg ou vender PCB ou produtos contendo PCB com concentração de 50 mg/kg ou maior.

Há prazos diferenciados para equipamentos contendo concentração de 500 mg/kg ou superior e para aqueles contendo entre 50 e 500 mg/kg, apesar de não haver nomenclatura que os diferencie. CCME (1989) define como resíduos de PCB aqueles que têm 50 mg/kg de PCB ou mais. Eles se referem a Askarel quando a concentração de PCB é superior a 30% em peso.

Artigos que contem PCB em teores inferiores a 50 mg/kg podem ser usados em transformadores elétricos, incluído transformadores de rede aérea, e qualquer equipamento eletrônico auxiliar montado em postes, capacitores elétricos, reatores de iluminação, eletroímãs (se não forem usados para produção de comida), equipamentos de transferência de calor, equipamentos hidráulicos, bombas difusoras de vapor e rolamentos de pontes. Líquidos contendo teores

superiores a 2 mg/kg até 50 mg/kg podem ser usados até quando foram removidos do equipamento (CANADÁ, 2016b).

III.8.2. Critérios adotados para elaboração do inventário

Relatórios são exigidos para detentores de equipamentos cujo prazo estipulado para retirada de operação foi de 2009, sendo que o mesmo deve ser atualizado conforme status no dia 31 de dezembro de cada ano, os quais devem ser entregues até 31 de março do ano subsequente. O mesmo deve conter a quantidade de líquido do equipamento em litros, a quantidade de sólidos contendo PCB em kg, a concentração de líquidos e sólidos em mg/kg, classificando-os como em uso, armazenados; enviados para instalação autorizada/ local de transferência; enviados para destruição; destruídos (CANADÁ, 2016b).

Para equipamentos cujo prazo é de 2025 (o que inclui transformadores de rede aérea), relatórios anuais com as informações de 31 de dezembro de cada ano, deve conter as mesmas informações exceto para aqueles que estão em uso. Os relatórios anuais devem ser entregues em 31 de março de 2010, 2014, 2018, 2022, 2026, 2027 e 2030 (CANADÁ, 2016b).

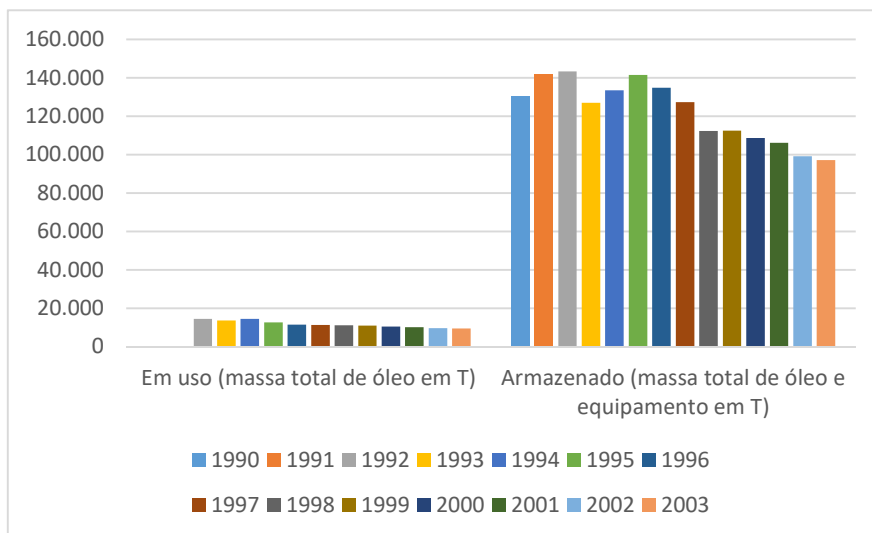
Há exigências de relatório para demais atores relacionados ao gerenciamento de PCB (como os envolvidos em atividades de pesquisa; em atividades de armazenamento; em locais de transferência ou em plantas de destruição; em caso de acidentes) (CANADÁ, 2016b).

Ademais, registros devem ser mantidos por 5 anos com informações demonstrando que as exigências deste ato são atendidas e registros de todas as inspeções.

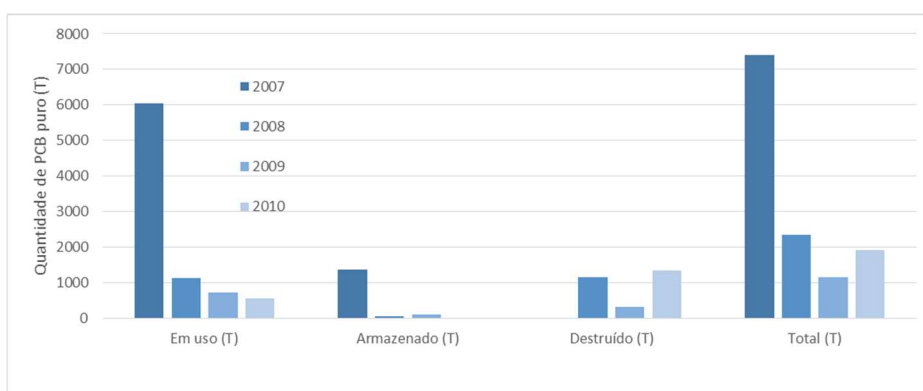
Conforme Canadá (2006), o *Canadian Council of Ministers of the Environment*– CCME publica anualmente inventários anuais sobre PCB desde 1989, identificando e classificando as PCBs, em uso, armazenadas ou destruídas. As informações relacionadas às PCBs em uso são voluntárias. No entanto, os únicos inventários encontrados foram os de 2003 e 2010, que apresentam o histórico de informações de 1990 a 2003 e de 2007 a 2010 e estão apresentados na Figura 32. É possível observar que algumas das massas informadas estão em bases diferentes (ora em massa de óleo ou massa de óleo e equipamento) e que há uma tendência de diminuição

com o tempo. Em 1994 e 2003, havia 14 531 T e 9 450 T de óleo em uso, respectivamente (CANADÁ, 2004). Em 2007 e 2010, havia 6 036 T e 55 T de óleo em uso (CANADÁ, 2011). A massa armazenada ora é informada em massa de óleo e ora em massa de óleo e equipamentos, não sendo possível comparação. O prazo de destinação final de itens com altas concentrações de PCB (maior que 500 mg/kg) foi estendido em 2015, conforme estabelecido pelo *Regulations Amending the PCB Regulations and Repealing the Federal Mobile PCB Treatment and Destruction Regulations*. Ao avaliar o histórico da massa de óleo estimada em uso (redução drástica de 1994 a 2010), parece incoerente a necessidade de estender o prazo de destinação, o que pode indicar que estes inventários não refletem a realidade.

Figura 32: Histórico de informações dos inventários canadenses de 2003 (A) e 2010 (B), que apresentam o histórico de informações de 1990 a 2003 e de 2007 a 2010



A



B

Fonte: A –Adaptado de CANADÁ, 2004; B- CANADÁ, 2011.

III.8.3. Rotulagem

Equipamentos devem ser rotulados em até 30 dias após retirada de uso (CANADÁ, 2016b), exceto se forem muito pequenos ou se já tiverem um rótulo antes de 5 de setembro de 2008. O rótulo deve ter escrito: “Atenção – contém 50 mg/kg ou mais de PCB”. Equipamentos armazenados em áreas de armazenamento deve conter também a data de começo do armazenamento. (CANADÁ, 2016b). Rotulagem de equipamentos em operação é voluntária, mas é recomendada e normalmente realizada (CCME, 1989). Rotulagem de equipamentos ou resíduos para transporte é essencial.

III.8.4. Prazos para retirada de operação e destinação final

Os prazos definidos para retirada de operação de equipamentos, conforme a regulamentação em vigor (CANADÁ, 2016b), são:

- Para equipamentos contendo concentração de 500 mg/kg ou superior: 31 de dezembro de 2009. Este prazo podia ser estendido para 2014, se forem atendidas exigências diversas e se for aprovado pelo Ministério de Meio Ambiente.
- Até 2025, transformadores de corrente, transformadores de potencial, disjuntores, religadores e buchas de transformadores que estiverem localizados em uma instalação de geração, transmissão ou distribuição e contiver PCB em concentração de 500 mg/kg ou mais pode ser usado, desde que este equipamento estivesse em uso em 5 de setembro de 2008. Vale ressaltar que este prazo para itens com altas concentrações de PCB foi estendido somente em 2015, conforme estabelecido pelo *Regulations Amending the PCB Regulations and Repealing the Federal Mobile PCB Treatment and Destruction Regulations*. Ao avaliar o histórico da massa de óleo estimada em uso (redução drástica de 1994 a 2010), parece incoerente a necessidade de estender o prazo de destinação, o que pode indicar que o inventário apresentado não refletia a realidade.
- Para equipamentos contendo entre 50 e 500 mg/kg:

- 31 de dezembro de 2009 para aqueles localizados em plantas de tratamento de água, plantas de processamento de comidas, escolas e hospital, ou seja, em áreas sensíveis, ou a 100m destas áreas;
- 31 de dezembro de 2025 para equipamentos localizados em outras áreas.
- Os seguintes equipamentos contendo teores superiores a 50 mg/kg podem ser utilizados até 2025: reatores de iluminação; transformadores elétricos da rede aérea (montados em postes);

Após estes prazos para retirada de operação, os materiais podem ser armazenados por até 2 anos em instalações para destruição, ou por até 1 ano em instalações autorizadas ou em outras instalações.

Líquidos contendo teores entre 2 e 50 mg/kg podem ser usados até quando foram removidos do equipamento.

Equipamentos retirados de operação após 5 de setembro de 2008 devem ser enviados para destruição ou armazenados adequadamente em até 30 dias ou em até 1 ano se for área de difícil acesso.

III.8.5. Métodos de análise aceitos

Há exigência que as análises sejam realizadas em laboratório acreditado para método analítico para determinação de PCB (CANADÁ, 2016b), contudo não é definido qual(is) o(s) tipo(s) de análises que devem ser realizadas.

III.8.6. Destinações finais aceitas

O Canadá não interpreta que a CE proíbe o uso de incineração a alta temperatura, exigindo sempre o uso de técnicas de prevenção de poluição, aonde aplicável (CANADÁ, 2006).

Quando o equipamentos sai de operação por qualquer motivo, ele deve ser drenado e/ou descontaminado de modo que as PCBs líquidas sejam manejadas de forma ambientalmente adequada, sendo necessário notificar as autoridades provinciais e receber sua autorização, o que também ocorre para transporte de PCB. Os métodos de destinação final mais frequentemente

encontrados (lista não exaustiva), no Canadá, que podem ser realizados em unidades fixas ou móveis, conforme CCME (1989) são:

- Descontaminação por solvente: de equipamentos contaminados por PCB, equipamentos Askarel (menos frequente) e de contentores; quando aplicável, pode ser utilizada a tríplice lavagem com solvente;
- Incineração a alta temperatura (fornos rotativos ou de injeção líquida), tendo sido utilizado em *Swan Hills Incinerator* e também em unidade móvel de incineração (CCME, 1995);
- Caldeiras de alta eficiência (limitadas a concentração de até 500 mg/kg de PCB);
- *Retrofilling* de equipamentos; é necessária correta destinação do líquido removido e medição da concentração de PCB 90 dias em uso após realização do processo (CCME, 1995); é possível realizar procedimento de *retrofilling* mais de uma vez para equipamentos com teores maiores até que o nível de contaminação reduza para teores inferiores a 50 mg/kg; no caso de *retrofilling* de equipamentos elétricos Askarel, recomenda-se que seja realizado por pessoal treinado; para aqueles que contem até 500 mg/kg de PCB, a partir da drenagem de todo líquido livre por um método aprovado (drenagem do líquido livre para equipamento contendo até 500 mg/kg também pode ser utilizado para permitir reciclagem dos metais - (CCME, 1989 e CCME, 1995));
- Processos baseados em reação com sódio;
- Pirólise (CCME, 1995).

Aterrar resíduos PCB não é permitido, havendo também restrição para resíduos com teores inferiores a 50 mg/kg. CCME (1995) relata que deve ser priorizado a reciclagem e reutilização em detrimento da utilização de aterros.

Canadá não tinha um critério relacionado a contaminação de superfície e para tanto elaborou um estudo cujos resultados estão apresentados no *PCB Transformer Decontamination: Standards and Protocols* (CCME, 1995). Este apresenta um levantamento e análise dos padrões internacionais e nacionais adotados sobre o assunto, mostrando que, de forma geral, o padrão de 50 mg/kg é a concentração de PCB no fluido que distingue materiais contaminados de não

contaminados. Ele busca a relação entre a contaminação do fluido e da superfície metálica, apresentando que os poucos dados disponíveis indicam que fluidos com teores inferiores a 50 mg/kg tem relação com concentrações de superfície consideravelmente menores que o padrão de $10\mu\text{g} / 100\text{ cm}^2$ (adotado por alguns países e províncias), chegando a indicar que esta concentração de superfície corresponde a fluidos com concentração de 400 mg/kg. Já para a concentração de 50 mg/kg no material permeável, a concentração de fluido correspondente é de 200 mg/kg. Por tanto, é razoável adotar 200 mg/kg como sendo o limite para aceitar o processo de drenagem seguido de reciclagem dos metais e destinação dos materiais porosos sem testes adicionais. Com isto, sugere-se que seja adotado o padrão de $10\mu\text{g}/100\text{ cm}^2$ para reciclagem do metal por fundição, por 3 motivos principais:

- Representa um risco razoável à saúde humana e ao meio ambiente (conforme levantamento realizado pelos US EPA);
- Pode ser atingido pela maior parte dos métodos de descontaminação comercialmente disponíveis;
- É consistente com o padrão adotado nas regulamentações federal do Canadá e de suas províncias, assim como em países europeus e nos Estados Unidos.

Apesar desta recomendação, a regulamentação canadense em vigor (CANADÁ, 2016b) se atém a tratar da contaminação em termos da concentração dos fluidos, ou seja, 50 mg/kg.

Ademais, este relatório assim como 4.6 afirma que uma drenagem de fluido bem feita remove 90 a 95% das PCBs do equipamento. Avalia-se a possibilidade de estabelecimento de um procedimento para *retrofilling* para equipamentos com teores inferiores a 500 mg/kg, evitando-se a análise a ser realizada 90 dias após este processo. Mas sugere-se que é preferível comprovação por performance.

O *Guidelines for Mobile Polychlorinated Biphenyl Destruction Systems* (CCME, 1990a) dá diretrizes de procedimentos adequados para sistemas móveis de destruição de PCB através de métodos térmicos. Há dois tipos de controles principais a serem adotados: controle de manuseio, através, principalmente, de: treinamento do pessoal envolvido; sistema de contenção de todas as atividades do processo; práticas de trabalho seguras e medidas para proteger pessoal

envolvido; controle de emissões gasosas, especialmente relacionado a emissão de PCDD, PCDF e PCBs, através de performance operacional adequada, limitação de emissões e seu monitoramento. Os requisitos técnicos mínimos são:

- Eficiência de remoção e destruição mínima de 99,9999%;
- Tempo de retenção de 2 s a 1200 °C e excesso de oxigênio de 3%;
- Concentração média de monóxido de carbono de 57 mg/Nm³;
- 5 µg/L de PCB em águas residuárias;
- 0,5 mg/kg de PCB em resíduos sólidos;
- 12 ng/Nm³ de equivalente a 2,3,7,8 TCDD no efluente gasoso; 0,6 ng/L de equivalente a 2,3,7,8 TCDD no efluente líquido; 1 µg/kg de equivalente a 2,3,7,8 TCDD no resíduo sólido.

O *Guidelines for Mobile Polychlorinated Biphenyl Treatment Systems* (CCME, 1990b) dá diretrizes de procedimentos adequados para sistemas móveis de tratamento de PCB que compreendem processos de descloração química e sistemas de tratamento móveis. Os processos de descloração química são classificados em dois tipos: tratamento móvel (ou in situ), sendo limitado a alguns dias de operação; e tratamento centralizado de grandes quantidades de óleo contaminado, em unidades semi permanentes. As exigências devem ser apropriadas a cada situação. O manuseio é o aspecto a ser melhor controlado. Emissões líquidas e sólidas foram consideradas como sendo as mais relevantes e as gasosas de menor preocupação, sendo indicados os seguintes limites máximo:

- 5 µg/L de PCB em águas residuárias;
- 0,5 mg/kg de PCB em resíduos sólidos;
- 1 µg/Nm³ em todos os pontos de emissão gasosa, sendo sugerido o controle de *vents* com filtro de carvão ativado.

Os sistemas de destruição e de tratamento de PCBs (CCME, 1990a e CCME, 1990b) devem ser providos de controle automático que permita a interrupção imediata do processo em caso de falhas. Deve haver responsabilização em caso de acidentes que exijam procedimentos de

limpeza, sendo sugerido a exigência de uma segurança financeira para tais casos. É sugerido que o local de tratamento seja adequadamente selecionado. Outras exigências e procedimentos operacionais, planos de monitoramento e inspeção, testes demonstrativos, questões relacionadas a saúde ocupacional, uso de EPIs, sistema de controle de saúde, planos de emergência e contingência, e procedimentos para encerramento de atividades são sugeridos.

No entanto, em 2015, houve a revogação do *Federal Mobile PCB Treatment and Destruction Regulations*, pois foi considerado que já existem unidades de destinação de PCB suficientes, cabendo às províncias sua autorização de operação, não havendo qualquer impacto a revogação desta regulamentação.

III.8.7. Outras informações relevantes sobre o gerenciamento de PCB

Foi criado um fundo canadense para POPs de \$20 milhões visando dar assistência financeira para construção da capacidade, sendo que, em 2006 este fundo estava disponível para ser utilizado por países em desenvolvimento e países em transição (CANADA, 2006).

A regulamentação estabelece critérios de armazenamento para materiais contendo PCB em concentração superiores a 50 mg/kg, se a quantidade for superior a 100 L ou 100 kg (se sólido) ou se contiver 1 kg ou mais de PCB; áreas de armazenamento devem ser distantes (mais de 100m) de áreas sensíveis; são estabelecidos critérios para contenedores; para equipamentos não drenados ou materiais líquidos, o piso deve ser impermeável e deve haver bacia de contenção; devem ser realizadas inspeções mensais; deve haver plano de atendimento a emergências e sistema de alarme de incêndio; pessoal deve estar consciente do risco, conhecer procedimentos de limpeza e EPIs a serem utilizados (CANADÁ, 2016b). CCME (1989) apresenta requisitos adicionais quanto ao armazenamento, registros a serem mantidos, critérios de transporte, procedimentos de preparo e de atendimento a emergência, entre outros.

Quando há contato direto com as PCBs, EPIs impermeáveis devem ser utilizados. Em temperaturas acima de 55 °C, máscara deve ser utilizada com respiração autônoma. Se não houver contato direto com as PCBs (caso em que óleo está contido dentro do equipamento), não são necessárias roupas especiais. (CCME, 1989).