

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA
DOS ALIMENTOS**

**INFLUÊNCIA DE HÁBITOS MATERNOS NA
CONCENTRAÇÃO DE BIFENILOS POLICLORADOS
(PCBs) EM SORO DE CORDÃO UMBILICAL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Susana Mohr

**Santa Maria, RS, Brasil
2010**

**INFLUÊNCIA DE HÁBITOS MATERNOS NA
CONCENTRAÇÃO DE BIFENILOS POLICLORADOS (PCBs)
EM SORO DE CORDÃO UMBILICAL**

por

Susana Mohr

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia dos Alimentos, Área de Concentração em Ciência e Tecnologia de Alimentos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência e Tecnologia dos Alimentos.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Ijoni Hilda Costabeber

**Santa Maria, RS, Brasil
2010**

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia dos
Alimentos**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**INFLUÊNCIA DE HÁBITOS MATERNOS NA CONCENTRAÇÃO DE
BIFENILOS POLICLORADOS (PCBs) EM SORO DE CORDÃO
UMBILICAL**

elaborada por

Susana Mohr

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência e Tecnologia dos Alimentos

COMISSÃO EXAMINADORA:

Ijoni Hilda Costabeber, Dr.
(Presidente/Orientadora)

Roger Wagner, Dr.
(Co-orientador)

Elizete Maria Pesamosca Facco, Dr. (UCS)

Tatiana Emanuelli, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 5 de Março de 2010.

*Aos meus pais,
Renato e H elena.
Aos meus irm os,
R icardo e Renato Jr.*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Renato e Helena, cujo amor incondicional sempre me deu forças para superar tudo; pelo apoio em me manter estudando até os dias de hoje; por deixar às vezes de realizar os seus sonhos para que eu pudesse realizar os meus.

Aos meus irmãos, Ricardo e Renato Jr., por todo o apoio e carinho que sempre me dispensaram, e por entenderem que, às vezes, eu precisava mais da atenção de nossos pais do que eles.

À minha querida orientadora, Ijoni Costabeber, por ter me acolhido de braços abertos em seu grupo de pesquisa; pelos seus sábios conselhos nos momentos em que meus pensamentos desviavam do caminho certo; por partilhar comigo seus conhecimentos; por toda confiança em mim depositada; por sua amizade e carinho.

Ao meu co-orientador, Roger Wagner, por ter aceitado o meu convite; por toda sua tranquilidade e sabedoria compartilhadas; por sua ajuda nas análises estatísticas; pelos momentos de amizade e incentivo.

Às bolsistas e estagiárias do LAPP: Angela Miranda, Leandra Soldatelli, Joseane Mozzaquatro, Alessandra Lorenzoni e Juliana Ceolin, pela amizade e por toda a ajuda dispensada, principalmente nas incansáveis lavagens de vidrarias.

Ao colega Thiago Schwanz, por ter me socorrido nos momentos de “desespero” frente ao GC e por sua disponibilidade em analisar as amostras no GC/MS.

Ao NAPO (Núcleo de Análises de Pesticidas Orgânicos), pela cedência de seus equipamentos para a realização das análises por GC/MS.

À colega e amiga Andréia Coelho, pela amizade, companheirismo e por ter tornado os nossos inúmeros finais de semana no laboratório mais agradáveis com sua alegria e espontaneidade.

Ao Gustavo Almeida, por seus esclarecimentos sobre os termos médicos.

A todas as colegas de turma e do NIDAL, pela amizade e conhecimentos compartilhados.

Ao Diego Carrilho, meu amigo de todas as horas, por ter tornado meus dias em Santa Maria muito mais agradáveis com nossas conversas e mates.

Aos meus amigos de Uruguaiiana, que mesmo estando longe, sempre torceram por mim, em especial à Laura Gurgel, Luis Carlos Camejo, Ana Galvão, Zaida Carvalho, Circe Gick e Maria do Horto Goulart.

Aos meus novos amigos em Santa Maria, em especial à Carline Parodia, Elisabete Grünspan, Roberto Santos, Deise Santurio e Anna Helena Sonego.

Ao servidor Carlos, pelo auxílio e orientações junto ao GC.

A todos os professores do PPGCTA por seus ensinamentos compartilhados, em especial à Prof^a Tatiana Emanuelli por seu acompanhamento durante a realização da docência orientada e por seu auxílio nas análises estatísticas.

Ao PPGCTA, em especial à secretária Lia Cidade, pelo auxílio na parte burocrática.

Ao Hospital Universitário de Santa Maria (HUSM), pelo consentimento e oportunidade para a realização deste trabalho.

Aos médicos Dr. Edson Nunes de Moraes, Dr. Francisco Maximiliano Pancich Gallarreta, Dr. Olmiro Cezimbra de Souza Filho e Dr. Hugo Aurélio Becker Amaral, pelo auxílio e esclarecimentos nas diversas etapas do desenvolvimento desta pesquisa.

A todos os alunos do curso de medicina que auxiliaram na coleta das amostras e dos questionários junto às doadoras.

Ao LABIMED, em especial à Marta Maria Medeiros Frescura Duarte e José Antônio Mainardi de Carvalho, pelo auxílio e disponibilização de amostras de sangue para que pudessem ser realizados os ensaios preliminares de extração.

À Lisiane Castagna, por sua dedicação no desenvolvimento inicial deste trabalho.

A todas as mulheres que aceitaram participar da pesquisa, pela doação das amostras.

Ao CNPq Processo 475787/2007-2, pelo auxílio financeiro para a realização desta pesquisa.

A CAPES, pela bolsa de mestrado concedida.

À Deus, força maior, acima de tudo.

“Pode ser que um dia deixemos de nos falar...
Mas, enquanto houver amizade,
Faremos as pazes de novo.

Pode ser que um dia o tempo passe...
Mas, se a amizade permanecer,
Um de outro se há de lembrar.

Pode ser que um dia nos afastemos...
Mas, se formos amigos de verdade,
A amizade nos reaproximará.

Pode ser que um dia não mais existamos...
Mas, se ainda sobrar amizade,
Nascemos de novo, um para o outro.

Pode ser que um dia tudo acabe...
Mas, com a amizade construiremos tudo novamente,
Cada vez de forma diferente.
Sendo único e inesquecível cada momento
Que juntos viveremos e nos lembraremos para sempre.

Há duas formas para viver a sua vida:
Uma é acreditar que não existe milagre.
A outra é acreditar que todas as coisas são um milagre.”

(Albert Einstein)

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia dos Alimentos
Universidade Federal de Santa Maria

INFLUÊNCIA DE HÁBITOS MATERNOS NA CONCENTRAÇÃO DE BIFENILOS POLICLORADOS (PCBs) EM SORO DE CORDÃO UMBILICAL

AUTORA: SUSANA MOHR

ORIENTADORA: IJONI HILDA COSTABEBER

CO-ORIENTADOR: ROGER WAGNER

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 5 de Março de 2010.

Os bifenilos policlorados (PCBs) são misturas de compostos químicos aromáticos sintéticos utilizados industrialmente desde a década de 30. Devido às suas propriedades físicas, tais como resistência a altas temperaturas e correntes elétricas, foram utilizados principalmente como fluidos dielétricos em capacitores e transformadores. A partir de estudos realizados constatou-se o seu efeito tóxico, tornando-se um desafio abolir o seu uso. Em 1976, nos Estados Unidos, deu-se o início a sua proibição, o que ocorreu no Brasil apenas em 1981, embora ainda seja permitida a utilização dos equipamentos eletro-eletrônicos em uso, até a sua substituição. A contaminação ambiental ocorre principalmente devido ao descarte inadequado de equipamentos eletro-eletrônicos antigos, contaminando a água e o solo. Estes compostos possuem grande afinidade pela gordura, acumulando-se nos tecidos adiposos do homem e dos animais. A principal causa da contaminação humana é a ingestão de alimentos contaminados, em especial, os alimentos de origem animal. Em função da toxicidade e grande persistência destes compostos, o objetivo do presente trabalho foi determinar os níveis de PCBs em soro de cordão umbilical coletado de 148 doadoras que tiveram seus filhos no Hospital Universitário de Santa Maria (HUSM) no ano de 2006, verificando sua associação com os dados demográficos e hábitos de vida das doadoras e os dados dos recém-nascidos, obtidos através de um questionário. A determinação dos resíduos de PCBs foi realizada por cromatógrafo gasoso equipado com micro detector de captura de elétrons (GC- μ ECD) de Ni^{63} , após extração através da técnica de hidrólise ácida. A confirmação foi realizada por cromatógrafo gasoso acoplado à espectrometria de massas (GC-MS). Foram encontrados valores médios de $0,18 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 28, de $1,71 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 52, de $0,82 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 153, de $2,45 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 138 e de $1,49 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 180. O PCB 138 foi o mais freqüente, sendo detectado em 63,5% das amostras, seguido dos PCBs 180 (55,4%), 52 (54,7%), 153 (51,4%) e 28 (19,9%). As concentrações dos PCBs 153 e 180 foram correlacionadas negativamente com a altura das doadoras, enquanto que o PCB 52 obteve uma correlação positiva. As concentrações dos PCBs 138 e 180 foram correlacionadas com o baixo desenvolvimento dos recém-nascidos, afetando

negativamente o seu comprimento, enquanto que o PCB 28 apresentou diferença significativa nos bebês que tiveram maiores peso e perímetro cefálico, os quais obtiveram maiores concentrações. Em relação aos hábitos alimentares, foi constatada diferença significativa na concentração do PCB 153 em função do consumo de frutas: apresentou uma concentração maior no grupo das consumidoras do referido alimento. A alta concentração do PCB 153 no grupo das doadoras que necessitaram de um parto com fórceps diferiu significativamente dos outros grupos de parto. As doadoras residentes fora de Santa Maria tiveram maiores concentrações dos PCBs 153 e 180, diferindo estatisticamente das que residiam em Santa Maria, enquanto que as doadoras que tinham sofrido aborto tiveram concentrações mais altas do PCB 52, diferindo estatisticamente do grupo que não teve aborto. O grupo de recém-nascidos classificado com baixo peso ao nascimento também obteve concentrações mais altas do PCB 52, com diferença significativa do grupo de bebês com o peso normal. Em relação à presença de malformação nos bebês houve diferença significativa com as concentrações dos PCBs 28, 52 e 180, as quais foram detectadas em níveis mais elevados no grupo dos bebês malformados. Os resultados do presente estudo demonstram que a presença de PCBs no soro do cordão umbilical, em níveis significativos, pode influenciar negativamente na formação e no desenvolvimento do recém-nascido, resultando no nascimento de um bebê com baixo peso, menor comprimento e com a presença de algum tipo de malformação. Assim como o bebê, a mãe também pode sofrer conseqüências com níveis significativos de PCBs no soro do cordão umbilical, tais como a ocorrência de aborto e dificuldades no momento do parto. Não foram encontradas referências na literatura sobre a influência de PCBs na malformação de bebês, o que nos leva a deduzir que este seja o primeiro estudo realizado sobre o tema.

Palavras-chave: bifenilos policlorados; hábitos maternos; soro de cordão umbilical; malformação

ABSTRACT

Master Dissertation
Graduate Program on Food Science and Technology
Federal University of Santa Maria

INFLUENCE OF MATERNAL HABITS ON POLYCHLORINATED BIPHENYLS (PCBs) CONCENTRATION IN UMBILICAL CORD SERUM

AUTHOR: SUSANA MOHR

ADVISER: IJONI HILDA COSTABEBER

CO-ADVISER: ROGER WAGNER

Place and Date of Defense: Santa Maria, March 5th, 2010.

The polychlorinated biphenyls (PCBs) are synthetic aromatic chemicals mixtures industrially used since the 30's decade. Due to its physics characters, as electric current and high temperature tolerance, it has been applied mainly as dielectrics fluids in capacitors and transformers. They toxic effect was evidenced from realized studies, and its extinguish became a challenge. Its prohibition started in United States, in 1976, but only in 1981 in Brazil, although its use in old electrics equipments are still yet consent, until its replacing. The environmental contamination mainly comes out due an inappropriate discard of old electrics equipments, which affect the soil and water. These compounds have a fat great attractive force, becoming accumulated in human and animals adipose tissues. The mainly reason of human contamination is the contaminated foods ingestion, in special, the animal foods source. Due its toxicity and great stability, the objective of this work was to determine the PCBs levels in umbilical cord serum collected from 148 donors that had your children in the Santa Maria University Hospital (HUSM) in 2006, checking the connect with demographic and custom life of donors and the infants' information, obtained through questionnaire. The PCBs residues were determinate by gas chromatography with electron-capture detection (GC- μ ECD), after acid digestion. The confirmation was carried out on a gas chromatography coupled with mass spectrometer (GC/MS). The mean values detected were 0,18 ng mL to PCB 28, 1,71 ng mL to PCB 52, 0,82 ng mL to PCB 153, 2,45 ng mL to PCB 138 and 1,49 ng mL to PCB 180. The most frequent was the PCB 180, detected in 63,5% of samples, followed by PCBs 180 (55,4%), 52 (54,7%), 153 (51,4%) and 28 (19,9%). The PCBs 153 and 180 concentrations were negatively correlation with donors' height, while the PCB 52 obtained positive correlation. The PCBs 138 and 180 concentrations were correlation with low development of infants, negatively affecting your length, while the PCB 28 obtained express difference on infants that had weight and head circumference higher. In respect to alimentary habits, express difference was found in PCB 153 concentration in function of fruits consumption: showed a concentration higher in the consumers' class of this food. The PCB 153 higher concentration in the class donors that required a forceps delivery significantly disagreed that the others.

The donors that lived out of Santa Maria city showed the PCBs 153 and 180 concentrations higher, obtained express difference that the class who lived in Santa Maria city, while the donors that had suffered abortion had higher PCB 52 concentrations, statistically differing for the no abortion' class. The birth weights' class of infants had higher PCB 52 concentration too, with express difference of normal birth weights' class. With regard to malformation presence on infants, significant correlation were found with PCBs 28, 52 e 180 concentrations, that showed higher values in the malformation' class. This research results showing that the PCBs presence in the umbilical cord serum, at significant levels, may negatively influence on the infants' formation and development, resulting infants with low birth weight, small length and with some kind of malformation' presence. As well as the infant, the mother also takes the consequences with PCBs significant levels in the umbilical cord serum, as abortion and difficulty on delivery moment. Literature references were not found about the influence of PCBs on infants' malformation, what carry out to deduce that it's the first research about it.

Keywords: polychlorinated biphenyls; maternal habits; umbilical cord serum; malformation

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 - Estrutura molecular dos bifenilos policlorados (PCBs)	26
FIGURA 2 - Fluxograma da metodologia utilizada para extração dos PCBs	41
FIGURA 3 - Distribuição de freqüência da idade das doadoras	46
FIGURA 4 - Distribuição de freqüência do peso das doadoras antes da gestação e após o parto	46
FIGURA 5 - Distribuição de freqüência do IMC das doadoras antes da gestação e após o parto	47
FIGURA 6 - Distribuição de freqüência do número de gestações das doadoras	48
FIGURA 7 - Distribuição de freqüência do número de partos das doadoras.....	48
FIGURA 8 - Distribuição de freqüência do número de abortos das doadoras.....	49
FIGURA 9 - Relação entre baixo peso ao nascer (BPN), nascimento prematuro (NP) e retardo no crescimento intra-uterino (RCIU)	53
FIGURA 10 - Cromatograma (GC- μ ECD) do mix de padrões de bifenilos policlorados utilizado e seus respectivos tempos de retenção	57
FIGURA 11 - Cromatograma típico (GC- μ ECD) de uma amostra de soro de cordão umbilical contaminada com os 5 PCBs em estudo.....	63
FIGURA 12 - Representação gráfica da correlação da altura das doadoras com os PCBs 52, 153 e 180.	66
FIGURA 13 - Representação gráfica da correlação do comprimento dos recém-nascidos (RN) com o PCBs 138 e 180	67

FIGURA 14 - Concentração média dos PCBs 153 e 180, em ng mL^{-1} de soro de cordão umbilical, no grupo de doadoras residentes em Santa Maria e fora de Santa Maria	70
FIGURA 15 - Concentração do PCB 52, em ng mL^{-1} de soro de cordão umbilical, nos grupos de bebês com peso normal e com baixo peso	73
FIGURA 16 - Concentração dos PCBs 28, 52 e 180, em ng mL^{-1} de soro de cordão umbilical, nos grupos de bebês normais e malformados.....	74

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Íons monitorados nas análises por GC/MS	43
TABELA 2 - Características das doadoras	45
TABELA 3 - Classificação Internacional de baixo peso, sobrepeso e obesidade em adultos de acordo com o IMC.....	47
TABELA 4 - Distribuição de frequência das características das doadoras.....	50
TABELA 5 - Hábitos alimentares das doadoras	51
TABELA 6 - Dados dos recém-nascidos	52
TABELA 7 - Distribuição de frequência do baixo peso ao nascer dos recém-nascidos	53
TABELA 8 - Distribuição de frequência do escore de apgar dos recém-nascidos no primeiro minuto.....	54
TABELA 9 - Distribuição de frequência do escore de apgar dos recém-nascidos no quinto minuto.....	54
TABELA 10 - Distribuição de frequência das características dos recém-nascidos ...	55
TABELA 11 - Distribuição de frequência de malformação nos recém-nascidos	56
TABELA 12 - Estudo da linearidade para os resíduos de PCBs	58
TABELA 13 - Resultados obtidos nas provas de repetibilidade	59
TABELA 14 - Resultados obtidos nas provas de precisão intermediária	60
TABELA 15 - Recuperações obtidas para os diferentes PCBs	61
TABELA 16 - Limites de detecção e limites de quantificação (em ng mL ⁻¹) dos PCBs em estudo.....	62

TABELA 17 - Frequência de determinação e concentração dos PCBs em ng mL ⁻¹ (média, desvio-padrão, mediana, mínimo e máximo) em soro de cordão umbilical ..	62
TABELA 18 - Coeficientes de correlação linear simples entre as concentrações de PCBs e as variáveis de altura da doadora, comprimento, peso e perímetro cefálico do recém-nascido	65
TABELA 19 - Análise de variância e seu significado entre as concentrações de PCBs e o tipo de parto das doadoras	68
TABELA 20 - Distribuição de frequência da relação entre a concentração dos PCBs e a profissão das doadoras	69
TABELA 21 - Relação entre as concentrações de PCBs e o local de moradia das doadoras	69
TABELA 22 - Efeito do consumo de frutas pelas doadoras nas concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical	70
TABELA 23 - Efeito do consumo de carne pelas doadoras nas concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical	71
TABELA 24 - Efeito do consumo de leite pelas doadoras nas concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical	71
TABELA 25 - Efeito do consumo de feijão pelas doadoras nas concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical	71
TABELA 26 - Efeito da ocorrência de aborto nas doadoras sobre as concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical	72
TABELA 27 - Efeito da ocorrência de baixo peso nos recém-nascidos sobre as concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical	72
TABELA 28 - Efeito da ocorrência de malformação nos recém-nascidos nas concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical	73

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - Conversão da nomenclatura dos PCBs para o sistema IUPAC27

LISTA DE ABREVIATURAS

µg - Micrograma

µL - Microlitro

ANOVA - Análise de Variância

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária

BPN - Baixo Peso ao Nascer

Cm - Centímetro

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CV - Coeficiente de Variação

DP - Desvio Padrão

EDR - Eficiência de Destruição e Remoção

G - Grama

GC-µECD - Cromatógrafo Gasoso com micro detector de captura de elétrons

GC-MS - Cromatógrafo Gasoso acoplado à Espectrometria de Massas

GR - Grau Resíduo

Hz - Hertz

IMC - Índice de Massa Corporal

INMETRO - Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial

IUPAC - International Union of Pure and Applied Chemistry

Kg - Quilograma

LOD - Limite de Detecção

LOQ - Limite de Quantificação

m - Metro

mL - Mililitro

ng - Nanograma

NP - Nascimento Prematuro

OMS - Organização Mundial da Saúde

PA - Para Análise

PCBs - Bifenilos policlorados (*polychlorinated biphenyls*)

PCDDs - Dioxinas (*polychlorinated dibenzodioxins*)

PCDFs - Furanos (*polychlorinated dibenzofurans*)

PPB - Parte por bilhão

RCIU - Retardo no Crescimento Intra-Uterino

RN - Recém-nascido

RSD - Desvio padrão relativo

SPE - Extração em fase sólida (*Solid Phase Extraction*)

TEQ - Total de Toxicidade Equivalente

WHO - World Health Organization

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE 1 - Questionário aplicado para a pesquisa	84
APÊNDICE 2 - Termo de Consentimento Livre e Esclarecido	85
APÊNDICE 3 - Carta de Aprovação pelo Comitê de Ética em Pesquisa	86
APÊNDICE 4 - Gráficos de calibração dos PCBs em estudo	87

LISTA DE ANEXOS

ANEXO 1 - Certificado de análise dos padrões de PCBs	88
--	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	22
2 OBJETIVOS.....	25
2.1 Objetivo Geral.....	25
2.2 Objetivos Específicos	25
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
3.1 Definição e classificação dos PCBs	26
3.2 Características e fontes de contaminação dos PCBs	28
3.3 Metabolismo e toxicidade dos PCBs	30
3.4 Resíduos de PCBs em matrizes biológicas e fatores associados	31
3.5 Resíduos de PCBs em alimentos	33
3.6 Métodos de extração e análise de PCBs em matrizes biológicas.....	35
4 MATERIAL E MÉTODOS	38
4.1 Coleta de amostras e dados.....	38
4.2 Padrões	38
4.3 Reagentes	39
4.4 Limpeza e preparação do material para as análises	39
4.5 Extração dos PCBs	39
4.6 Análise cromatográfica.....	42
4.6.1 Análise por GC-μECD	42
4.6.2 Análise por GC/MS.....	42
4.7 Validação do método analítico	43
4.8 Análises estatísticas	44
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1 Dados dos questionários.....	45

5.1.1 Variáveis contínuas das doadoras	45
5.1.2 Variáveis descontínuas das doadoras.....	49
5.1.3 Variáveis contínuas dos recém-nascidos	52
5.1.4 Variáveis descontínuas dos recém-nascidos	54
5.2 Validação do método analítico	56
5.2.1 Linearidade.....	57
5.2.2 Precisão	58
5.2.2.1 Repetibilidade.....	59
5.2.2.2 Precisão intermediária.....	59
5.2.3 Exatidão	60
5.2.4 Limite de detecção	61
5.2.5 Limite de quantificação.....	61
5.3 Resíduos de PCBs	62
5.4 Relação entre os dados dos questionários e os resíduos de PCBs.....	65
6 CONCLUSÕES	75
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
APÊNDICES	84
ANEXO	88

1 INTRODUÇÃO

Os bifenilos policlorados (PCBs) são compostos aromáticos halogenados utilizados industrialmente desde a década de 30 em diversas aplicações industriais. Por serem compostos químicos sintéticos, não são encontrados naturalmente no meio ambiente, mas podem influenciar o ecossistema de uma maneira preocupante e permanente. A partir de estudos realizados constatou-se o seu efeito tóxico, tornando-se um desafio abolir o seu uso. Em 1976, nos Estados Unidos, deu-se o início a sua proibição, o que ocorreu no Brasil apenas em 1981.

Apesar de sua proibição, casos de contaminação ambiental e intoxicação são constantemente relatados pelos meios de comunicação, como consequência de incidentes em várias regiões. No Brasil, foram apreendidos recentemente 200.000 litros de Ascarel[®] em um depósito clandestino da Company Eletric em Nova Iguaçu, Rio de Janeiro. No local, foram encontrados quatro funcionários contaminados que trabalhavam de vigias, queixando-se de fortes dores de cabeça, fraqueza e falta de mobilidade nas mãos (JB ONLINE, 2005). Também há relatos de casos em São Paulo, no ano de 1987, onde um vazamento de 10.000 litros de Ascarel[®] na subestação de Furnas Centrais Elétricas S.A. atingiu o solo e contaminou funcionários (O ESTADO DE SÃO PAULO, 1996a). Neste mesmo Estado, foi detectado um vazamento de 40.000 litros de Ascarel[®] na Subestação de Iperó (FOLHA DO PARANÁ, 2001). No Rio de Janeiro, um ato de vandalismo ocasionou o vazamento de 400 litros de Ascarel[®] provenientes de dois transformadores, incidente este que provocou a intoxicação de nove moradores e possivelmente a morte de uma criança (O ESTADO DE SÃO PAULO, 1996b, c). No Rio Grande do Sul, a organização não-governamental internacional *Greenpeace* denunciou a siderúrgica Gerdau, situada na região metropolitana de Porto Alegre, por contaminar o meio ambiente por PCBs (O ESTADO DE SÃO PAULO, 2001).

Fora do Brasil os PCBs têm sido a causa de muitos acidentes tóxicos. Um dos mais recentes ocorreu na Bélgica, onde uma quantidade muito grande de gordura animal, destinada à fabricação de ração para animais, foi contaminada por mais de cem litros de óleo contendo PCBs. Esta gordura foi utilizada por nove indústrias fabricantes de ração animal, sendo esta ração posteriormente distribuída para

animais produtores de carne. A contaminação dos alimentos destinados ao consumo humano iniciou em janeiro de 1999, quando a ração animal contaminada foi distribuída para granjas avícolas. Posteriormente, espalhou-se nas criações de coelhos, bezerros, bovinos e suínos (DEBACKER *et al.*, 2007).

Os PCBs têm sido amplamente distribuídos no meio ambiente através do mundo, são persistentes e se acumulam na cadeia alimentar. A exposição humana aos PCBs é o resultado do amplo consumo de alimentos contaminados, como também pela inalação e absorção dérmica em ambientes de trabalho. Os PCBs se acumulam nos tecidos gordurosos do homem e dos animais e possuem efeito tóxico em ambos, principalmente no caso de ocorrerem repetidas exposições. A pele e o fígado são os locais de maior ocorrência de patologias, mas o trato gastrointestinal, o sistema imunológico e o sistema nervoso são também afetados (WHO, 1993).

Devido ao grande emprego de PCBs, a produção mundial acumulada foi de aproximadamente 1.200.000 toneladas. Pode-se estimar que cerca de 40% entrou para o ambiente desde 1920 e que grande parte do restante ainda está em uso, principalmente em equipamentos eletro-eletrônicos antigos, com diversas denominações (PENTEADO & VAZ, 2001). Segundo Omaye (2004), a produção de PCBs nos Estados Unidos foi interrompida em 1977, entretanto, mais de 500.000 toneladas foram produzidas naquele país. Estima-se que dois terços foram degradados ou destruídos, mas devido a seu alto grau de estabilidade, cerca de 200.000 toneladas de PCBs descartados ainda podem estar presentes no meio ambiente.

Como consequência de sua alta persistência e alta tendência à bioacumulação, os PCBs continuam a ser detectados rotineiramente em amostras de tecido humano e animal. O soro e o plasma sanguíneo são as amostras mais freqüentemente utilizadas para quantificar os biomarcadores da exposição humana aos poluentes orgânicos persistentes, tais como os PCBs, as dioxinas (PCDDs) e os furanos (PCDFs) (RYLANDER *et al.*, 2006).

Quando se fala em pesquisar a presença de algum poluente orgânico persistente, neste caso em especial, os PCBs, abre-se um horizonte imenso devido ao fato destes compostos atingirem o meio ambiente, os seres humanos e os animais ao redor do mundo. Ainda não se tem um conhecimento real do tamanho

desta contaminação em nosso país, o que justifica toda e qualquer pesquisa relacionada com o tema.

Diante do exposto foi desenvolvido o presente trabalho, com a finalidade de atender as recomendações da Organização Mundial de Saúde quanto à promoção de ações que visem o controle, diminuição e eliminação dos PCBs de diferentes compartimentos ambientais (BRASIL, 2003).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Determinar níveis de PCBs em soro de cordão umbilical, verificando sua associação e influência nos dados das doadoras e dos recém-nascidos, obtidos através de um questionário.

2.2 Objetivos Específicos

* Validar a metodologia de extração dos PCBs por hidrólise ácida em soro de cordão umbilical;

* Identificar e quantificar resíduos de PCBs em amostras de soro de cordão umbilical através de cromatógrafo gasoso com detector de captura de elétrons, seguido da confirmação através de espectrometria de massas.

* Associar os dados demográficos das doadoras e dos recém-nascidos com os níveis de PCBs encontrados nas amostras de soro de cordão umbilical, verificando possíveis relações de interferência entre estas variáveis.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Definição e classificação dos PCBs

Os PCBs são uma classe de compostos hidrocarbonetos clorados sintéticos, resultantes da reação de um grupo bifenil com cloro anidro na presença de catalisador. São caracterizados por dois anéis benzênicos unidos por uma ligação de carbonos (C—C), conforme se pode observar na Figura 1. Sua fórmula geral é $C_{12}H_{(10-n)}Cl_n$, onde n toma valores de 1 a 10, e seu peso molecular está entre 189 e 494 $g\ mol^{-1}$ (WHO, 1993; PENTEADO & VAZ, 2001; WHO, 2003; PEREIRA, 2004).

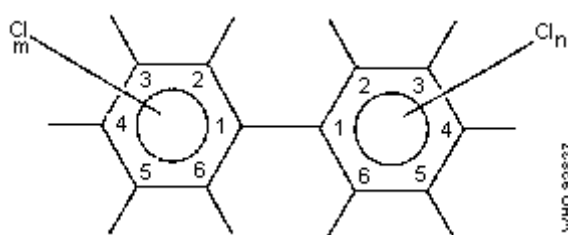


Figura 1 - Estrutura molecular dos bifenilos policlorados (PCBs), onde n e $m \leq 5$. Fonte: WHO (1993).

As moléculas dos PCBs podem apresentar diversas substituições possíveis em relação à quantidade de átomos de cloro. Estas moléculas variam de 1 a 10 átomos, podendo ser obtidos até 209 estruturas diferentes denominadas de congêneres. (WHO, 1993; PENTEADO & VAZ, 2001; ARNOLD *et al.*, 2003; WHO, 2003; PEREIRA, 2004). Atualmente 130 congêneres têm sido identificados em produtos comerciais (WHO, 1993; ARNOLD *et al.*, 2003), porém a maioria das misturas comerciais contém somente de 50 a 90 diferentes congêneres (ARNOLD *et al.*, 2003).

A nomenclatura para os 209 congêneres de PCBs, adotada pela IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry), considera a posição relativa dos átomos de cloro na estrutura bifenil, sendo a posição 1 reservada para a ligação entre os anéis. A partir desta, no anel da esquerda, as posições são numeradas em ordem crescente no sentido anti-horário. No outro anel as posições são numeradas da mesma forma, mas em sentido horário, adicionando-se um índice para diferenciar do outro anel (PENTEADO & VAZ, 2001; PEREIRA, 2004). O Quadro 1 ilustra a

conversão da nomenclatura dos PCBs para o sistema da IUPAC. Na primeira linha, na horizontal, estão as posições dos átomos de cloro no anel benzênico da direita. Na primeira coluna, à esquerda, estão as posições dos átomos de cloro no anel benzênico da esquerda. Correlacionando-se a primeira linha com a primeira coluna, de acordo com os átomos de cloro e a posição dos mesmos em cada anel, tem-se o número do congênere.

Posição dos átomos de cloro em cada anel	Não	2	3	4	23	24	25	26	34	35	234	235	236	245	246	345	2345	2346	2356	23456	
23456																					209
2356																				202	208
2346																		197	201		207
2345																	194	196	199		206
345																169	189	191	193		205
246															155	168	182	184	188		204
245														153	154	167	180	183	187		203
236													136	149	150	164	174	176	179		200
235												133	135	146	148	162	172	175	178		198
234											128	130	132	138	140	157	170	171	177		195
35										80	107	111	113	120	121	127	159	161	165		192
34									77	79	105	109	110	118	119	126	156	158	163		190
26								54	71	73	89	94	96	102	104	125	143	145	152		186
25							52	53	70	72	87	92	95	101	103	124	141	144	151		185
24					47	49	51	66	68	85	90	91	99	100	123	137	139	147			181
23					40	42	44	46	56	58	82	83	84	97	98	122	129	131	134		173
4				15	22	28	31	32	37	39	60	63	64	74	75	81	114	115	117		166
3			11	13	20	25	26	27	35	36	55	57	59	67	69	78	106	108	112		160
2		4	6	8	16	17	18	19	33	34	41	43	45	48	50	76	86	88	93		142
Não	0	1	2	3	5	7	9	10	12	14	21	23	24	29	30	38	61	62	65		116

Quadro 1 – Conversão da nomenclatura dos PCBs para o sistema IUPAC. Fonte: WHO (2003).

Os anéis benzênicos podem rodar sobre a sua ligação, porém são também forçados no mesmo plano (chamados de planar ou coplanar) ou nos planos perpendiculares (chamados de não-planares), devido à repulsão eletrostática dos átomos de cloro mais eletronegativos. Devido aos efeitos à saúde, os congêneres

considerados mais tóxicos são os coplanares, também denominados de PCBs semelhantes às dioxinas (WHO, 2003).

3.2 Características e fontes de contaminação dos PCBs

Os PCBs foram descobertos há mais de cem anos, tendo a sua utilização pela indústria reconhecida precocemente devido às suas propriedades físicas (WHO, 1993). A estrutura molecular dos PCBs tem uma considerável resistência a ácidos, bases, altas temperaturas e correntes elétricas, além de ser uma substância não inflamável (OMAYE, 2004). São praticamente insolúveis em água e facilmente solúveis em carboidratos, gorduras e outros compostos orgânicos, sendo rapidamente absorvidos por tecidos gordurosos (WHO, 1993). Devido às suas propriedades físicas e químicas, tiveram múltiplas aplicações industriais: fluidos dielétricos em capacitores e transformadores, agentes de transferência de calor, adesivos, conservantes em pesticidas, revestimentos, óleos e lubrificantes hidráulicos, como componente de tintas, papel carbono, selantes e vedantes (WHO, 1993; PENTEADO & VAZ, 2001; ARNOLD *et al.*, 2003). Os PCBs também foram utilizados em materiais para embalagem de alimentos feitos com papel reciclado (OMAYE, 2004).

Geralmente, misturas de congêneres de PCBs foram fabricadas baseadas em sua porcentagem de cloro. A Companhia Química Monsanto, por exemplo, comercializou nos Estados Unidos as seguintes misturas de PCBs: Aroclor[®] 1221, 1232, 1242, 1248, 1260 e 1268. O 12 indica que a mistura contém bifenilo, e os dois últimos dígitos indicam a porcentagem de cloro por peso (ex. 21, 32, 42%, etc.). Outras companhias comercializaram suas misturas de PCBs com diversos nomes, de acordo com o país onde eram fabricados e/ou comercializados, como Pyranol[®] e Pyroclor[®] nos Estados Unidos, Clophen[®] na Alemanha, Fenchlor[®] e Apirolio[®] na Itália, Kanechlor[®] e Santotherm[®] no Japão, Phenochlor[®] e Pyralène[®] na França, Sovol[®] na União Soviética, entre outros. No Brasil foram comercializados com o nome de Ascarel[®]. A composição de congêneres em misturas comerciais de PCBs varia de acordo com o lote, tendo seus limites de cloro entre 21 e 68% (WHO, 1993; PENTEADO & VAZ, 2001; ARNOLD *et al.*, 2003; ANTONELLO *et al.*, 2007).

No Brasil não se tem registros da produção de PCBs, sendo todo o produto importado principalmente dos Estados Unidos e Alemanha (PENTEADO & VAZ, 2001). A Portaria Interministerial 19, de 29 de janeiro de 1981, estabeleceu a proibição da fabricação, comercialização e uso de PCBs em todo território nacional, porém permite que os equipamentos já instalados continuem em funcionamento até a sua substituição integral ou troca do fluido dielétrico por produto isento de PCBs (BRASIL, 1981).

Os PCBs foram inicialmente detectados no meio ambiente no final dos anos 60. Logo após, foram identificados como contaminantes em quase todos os componentes do ecossistema global, incluindo o ar, água, solo, peixes, animais, plantas, sangue humano, tecidos adiposos e leite (WHO, 1993).

A contaminação ambiental por PCBs ocorre principalmente a partir do descarte de equipamentos elétricos antigos em locais não apropriados para este fim, contaminando o solo e as águas. Também ocorre durante a incineração do lixo industrial e municipal, pois os incineradores não são efetivos em sua destruição. Os PCBs são inflamáveis a altas temperaturas, e os produtos de sua combustão podem ser muito mais perigosos do que o produto original, como os furanos (PCDFs). A combustão dos produtos de grau técnico contendo PCBs e benzenos clorados, como os fluidos dielétricos, pode também produzir as dioxinas (PCDDs) (WHO, 1993; WHO, 2003; PEREIRA, 2004). Segundo a legislação do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2002), todo sistema de tratamento térmico para resíduos industriais deverá atingir a taxa de eficiência de destruição e remoção (EDR) superior ou igual a 99,99% para os PCBs, com as câmaras operando a uma temperatura mínima de 800°C. O limite máximo de emissão de gases poluentes proveniente dos PCBs é de 0,50 ng/Nm³, expresso em TEQ (total de toxicidade equivalente) para as dioxinas e furanos.

A utilização dos PCBs em diversos processos industriais origina uma ampla contaminação do meio ambiente, e, conseqüentemente, de todos os alimentos que fazem parte da cadeia alimentar. Uma vez no meio ambiente, os PCBs seguem um caminho diferente de dispersão e de bioacumulação, segundo as propriedades intrínsecas de cada congêner e do meio em que se encontram. A grande afinidade dos PCBs pela matéria orgânica e sedimentos faz com que sejam absorvidos facilmente na superfície das partículas, sendo levados até os rios, mares e oceanos

(COLBORN *et al*, 1997; COSTABEBER & EMANUELLI, 2003a). As proporções da dispersão e da transferência destes compostos para os animais, vegetais e seres humanos são difíceis de serem estimadas (WHO, 1993).

O homem pode contaminar-se com os PCBs de várias formas: a partir do meio ambiente, pela ingestão de água e alimentos contaminados, por fenômenos de contaminação acidental dos alimentos, por inalação, por absorção dérmica a partir de um ambiente contaminado, por processos de combustão inadequados de resíduos industriais e urbanos e por acidentes com transformadores elétricos que contaminam a água e o solo. Todas estas exposições podem ocasionar intoxicações crônicas (COSTABEBER, 1999). As vias de entrada dos PCBs no organismo humano são através do trato gastrointestinal, dos pulmões ou da epiderme (WHO, 1993). A mais importante via de exposição humana aos PCBs é a ingestão, principalmente de pescados (COSTABEBER & EMANUELLI, 2003a). Segundo Ross (2004), a exposição humana aos PCBs ocorre principalmente pela ingestão acidental de alimentos com baixos níveis de contaminação.

3.3 Metabolismo e toxicidade dos PCBs

O mecanismo e a cinética da biotransformação dos PCBs dependem de inúmeros fatores, incluindo a capacidade metabólica do organismo e a estrutura do congênera de PCB (MAERVOET *et al.*, 2004). A biotransformação e o grau de persistência dependem do número de átomos de cloro presentes na molécula, assim como da posição dos mesmos. A presença de dois carbonos adjacentes não halogenados facilita o metabolismo, pois os PCBs mais clorados possuem menos sítios disponíveis para o ataque metabólico. Os compostos mais clorados são mais persistentes e se acumulam nos tecidos gordurosos, enquanto que as formas menos cloradas podem ser metabolizadas e excretadas (WHO, 1993; COSTABEBER & EMANUELLI, 2003a).

Os mecanismos biológicos excretadores são dependentes da metabolização dos PCBs com formação de compostos mais polares (WHO, 1993). Por isso, os PCBs necessitam, para sua eliminação, sistemas metabólicos que os transformem em moléculas hidrossolúveis (COSTABEBER & EMANUELLI, 2003a). Além disso, os PCBs podem ser facilmente transformados em metabólitos mais polares, com a

adição de grupos hidroxil e metilsulfona, os quais não são prontamente excretados, acumulando-se em tecidos e fluídos biológicos específicos. Estes metabólitos persistentes têm sido identificados em humanos e em espécies animais selvagens. Uma quantidade de enzimas P450, especialmente as da família CYP2B, são reconhecidas por estarem envolvidas com a formação destes metabólitos (WHO, 2003).

Os compostos mais lipofílicos, como são a maioria dos PCBs de maior grau de cloração, são absorvidos principalmente no sistema intestinal. Os congêneres menos clorados entram na circulação hepática portal e são submetidos à um metabolismo primário em grandes quantidades e excretados (COSTABEBER, 1999). As principais rotas de eliminação dos PCBs são as fezes, urina e o leite materno (WHO, 2003).

Os efeitos tóxicos dos PCBs dependem do número e da posição dos átomos de cloro na molécula, além da sensibilidade de cada indivíduo. Os congêneres coplanares, chamados também de PCBs semelhantes às dioxinas, são os mais tóxicos (WHO, 1993; WHO, 2003; PEREIRA, 2004). O grau de cloração dos PCBs não altera somente suas propriedades químicas, mas também as biológicas e toxicológicas (MARTINEZ MAGAÑA, 1994). Segundo Bures *et al.* (2008), as diferentes configurações químicas dos PCBs com menores e maiores clorações, especialmente pelas estruturas dos bifenilos com isômeros tri-orto e tetra-orto, podem ser uma séria razão para os diferentes efeitos à saúde humana.

3.4 Resíduos de PCBs em matrizes biológicas e fatores associados

Embora alguns estudos recentes tenham constatado a redução no nível de PCBs em matrizes biológicas (JARACZEWSKA *et al.*, 2006), em especial no sangue, estes ainda continuam a ser detectados com bastante frequência. O maior número de pesquisas encontra-se nos países que possuíam fábricas de PCBs, como Itália, Alemanha, Japão, Estados Unidos, entre outros. Em geral, os congêneres 138, 153 e 180 são os que possuem as maiores concentrações de resíduos detectadas em matrizes biológicas (JARACZEWSKA *et al.*, 2006; TURCI *et al.*, 2006; ZHAO *et al.*, 2007; CERNÁ *et al.*, 2008; GONCHAROV *et al.*, 2008; PARK *et al.*, 2008).

O soro e o plasma sanguíneo são as amostras mais freqüentemente utilizadas para quantificar os biomarcadores da exposição humana aos poluentes orgânicos persistentes, como os PCBs (RYLANDER *et al.*, 2006). Segundo Ayotte *et al.* (2003), a concentração de PCBs em plasma sanguíneo de cordão umbilical é um ótimo indicador da exposição pré-natal aos PCBs.

A concentração de PCBs no soro aumenta conforme a idade, devido ao seu grande poder de bioacumulação (APOSTOLI *et al.*, 2005; TURCI *et al.*, 2006; NAKAMURA *et al.*, 2008; ADENUGBA *et al.*, 2009; AGUDO *et al.*, 2009; ZUBERO *et al.*, 2009). Além da idade, o aumento da concentração de PCBs também pode estar associado com o hábito de fumar e com o fato de residir em áreas contaminadas (WITTSIEPE *et al.* 2007; ZHAO *et al.*, 2007; CERNÁ *et al.*, 2008).

Os PCBs possuem a capacidade de ultrapassar a barreira transplacentária e entrar no sistema sanguíneo fetal, causando riscos à saúde dos fetos e recém-nascidos, os quais são reconhecidamente muito mais vulneráveis aos efeitos dos poluentes ambientais (COVACI *et al.*, 2002; TAN *et al.*, 2009). Os níveis de resíduos detectados no soro materno e no soro de cordão umbilical demonstram uma significativa relação, confirmando sua eficiente transferência transplacentária (AYOTTE *et al.*, 2003; JARACZEWSKA *et al.*, 2006; BERGONZI *et al.*, 2009). Em consequência disso, as mulheres que tiveram um maior número de partos possuem menores concentrações de PCBs em seu sangue, quando comparadas às mulheres que tiveram um menor número de partos (NAKAMURA *et al.*, 2008). A exposição do feto aos PCBs ainda no útero pode prejudicar o seu crescimento, causando efeitos adversos no peso ao nascer, altura e perímetro cefálico, e também à sua saúde, com alterações no escore do Apgar (TAN *et al.*, 2009).

Diversos estudos recentes sugerem que a exposição humana aos PCBs está associada ao aumento do risco de diversas patologias e alterações fisiológicas nos seres humanos, tais como o aumento do tempo de gestação em mulheres (YANG *et al.*, 2008), o atraso no desenvolvimento das mamas em meninas na puberdade (LEIJS *et al.*, 2008; WOLFF *et al.*, 2008) e a ocorrência de doenças cardiovasculares (GONCHAROV *et al.*, 2008). Os PCBs também foram associados ao câncer de mama (COSTABEBER *et al.*, 2000; LUCENA *et al.*, 2001; CHARLIER *et al.*, 2004), ao câncer do trato biliar (ADENUGBA *et al.*, 2009), ao câncer de cólon (HOWSAM *et al.*, 2004), ao câncer de fígado, de estômago, de intestino e de próstata (PRINCE *et*

al., 2006), como fator de risco para a hipertensão arterial (EVERETT *et al.*, 2008), a ocorrência de endometriose e miomas em mulheres (HEILIER *et al.*, 2005), a ocorrência de cáries em crianças (JAN & REINERT, 2008), a mudanças nas características do ciclo menstrual em mulheres (CHAO *et al.*, 2007), com abortos espontâneos e nascimentos prematuros (TSUKIMORI *et al.*, 2008), com danos ao sistema nervoso periférico (FURUYA *et al.*, 2005), com infecções respiratórias em crianças de zero a cinco anos (DELLAIRE *et al.*, 2006), com a redução da imunidade em crianças (HARDER, 2006) e com a diabetes (JEMURA *et al.*, 2008).

O consumo de alimentos contaminados com PCBs também tem sido associado à concentração de resíduos detectados em matrizes biológicas. A ingestão de pescados é um fator que demonstra alta correlação com as mais altas concentrações de PCBs encontradas no soro (FITZGERALD *et al.*, 2007; AGUDO *et al.*, 2009). Os hábitos alimentares das gestantes também influenciam na concentração de PCBs detectados no soro do cordão umbilical, bem como o seu peso, altura (TAN *et al.*, 2009) e seu Índice de Massa Corporal (IMC) (GONCHAROV *et al.*, 2008). Os hábitos alimentares de uma população que consome alimentos produzidos em áreas contaminadas estão relacionados com o aumento dos níveis de PCBs nestas pessoas (TURRIO-BALDASSARRI *et al.*, 2008).

A contaminação dos recém-nascidos também pode ocorrer através do leite materno. Segundo Ayotte *et al.*, (2003), as concentrações de PCBs no plasma materno, no plasma do cordão umbilical ou no leite materno são ótimos indicadores da exposição pré-natal aos PCBs.

3.5 Resíduos de PCBs em alimentos

A entrada dos PCBs na cadeia alimentar deve-se principalmente as suas propriedades físico-químicas. Estes compostos podem sofrer um processo de bioconcentração, no qual ocorre um acúmulo resultante da absorção e eliminação simultâneas, ou uma biomagnificação, resultado do processo de acúmulo da concentração de PCBs nos tecidos dos organismos vivos na passagem de cada nível trófico da cadeia alimentar (PENTEADO & VAZ, 2001).

Devido ao fato de que a mais importante via de exposição humana aos PCBs é a ingestão de alimentos contaminados (COSTABEBER & EMANUELLI, 2003a; ROSS, 2004), muitos estudos tem sido feitos para detectar os níveis de contaminação dos alimentos por estes compostos. A legislação brasileira prevê limites de referência para os resíduos de PCBs em alimentos para carne bovina, eqüina, suína e de aves ($200 \mu\text{g kg}^{-1}$ de gordura) e leite ($10 \mu\text{g L}^{-1}$) (BRASIL, 2009). Estes limites referem-se à soma dos PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 e 180. Já os limites máximos aceitos pela União Européia são expressos em TEQ (total de toxicidade equivalente) para o somatório de dioxinas e furanos (PCDD/PCDF) e para o somatório de dioxinas e PCB sob a forma de dioxina. Os limites máximos de TEQ para os produtos cárneos dependem da espécie animal, com o somatório de dioxinas variando de $3,0 \text{ pg g}^{-1}$ de gordura para bovinos e ovinos a $1,0 \text{ pg g}^{-1}$ de gordura para suínos, enquanto que o somatório de dioxinas e PCB sob a forma de dioxina varia de $4,5 \text{ pg g}^{-1}$ de gordura a $1,5 \text{ pg g}^{-1}$ de gordura, respectivamente, para as mesmas espécies. Para leite cru e produtos lácteos, os limites são de $3,0 \text{ pg g}^{-1}$ de gordura para o somatório de dioxinas e de $6,0 \text{ pg g}^{-1}$ de gordura para o somatório de dioxinas e PCB sob a forma de dioxina (CEE, 2006).

Estudos demonstram que alimentos provenientes da Itália possuem maior contaminação por PCBs quando comparados aos provenientes da Bélgica, Espanha e Portugal, com concentrações totais de PCBs de $40,4 \text{ ng g}^{-1}$ no salmão, de $11,48 \text{ ng g}^{-1}$ na manteiga e de $0,41 \text{ ng g}^{-1}$ no repolho (ZUCATTO *et al.*, 2008). Outra pesquisa feita na Bélgica concluiu que os pescados contribuíram em 50% do total da ingestão diária estimada de PCBs, enquanto que os produtos cárneos contribuíram com 20% e os produtos lácteos e ovos com menos de 20%. A concentração média de PCBs nos pescados foi de $3,1 \text{ ng g}^{-1}$ na truta, $1,7 \text{ ng g}^{-1}$ no camarão, 24 ng g^{-1} no salmão fresco e 15 ng g^{-1} no salmão defumado, enquanto nos produtos cárneos chegou a 27 ng g^{-1} no hambúrguer e 24 ng g^{-1} no salame. Dentre os produtos lácteos, a concentração média foi de $6,2 \text{ ng g}^{-1}$ na manteiga e de $2,4 \text{ ng g}^{-1}$ no queijo, enquanto que nos alimentos consumidos em *fast food* as concentrações médias variaram entre 1 ng g^{-1} para o Mc Chicken (McDonalds[®]), $1,4 \text{ ng g}^{-1}$ para o King Fish (Quick[®]), $1,7 \text{ ng g}^{-1}$ para o Big Mac (McDonalds[®]), $2,5 \text{ ng g}^{-1}$ para o Super Supreme (Pizza Hut[®]) e 4 ng g^{-1} para o Gaint (Quick[®]) (VOORSPOELS *et al.*, 2008).

Na Turquia, uma pesquisa realizada com amostras de mel detectou a presença do PCB 28 em todas as amostras analisadas, com uma concentração total média de PCBs de $1,48 \text{ ng g}^{-1}$ (ERDOGRUL, 2007). Na China, foram detectadas altas concentrações de PCBs semelhantes às dioxinas, considerados os mais tóxicos, em peixes ($4,15 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura), ovos ($1,96 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura), carne de frango ($0,43 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura) e carne bovina ($0,28 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura) (ZHANG *et al.*, 2008). Na Itália, foram encontradas concentrações totais de PCBs de $8,27 \text{ ng g}^{-1}$ em peixes e frutos do mar, de $10,7 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura em leite e produtos lácteos, de $12,7 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura em carne de frango e de $9,53 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura em carne bovina (FATTORE *et al.*, 2008). Na Espanha, os PCBs foram detectados em azeite de oliva virgem com valores médios de $12,4 \text{ ng g}^{-1}$ para o PCB 180 e de $17,3 \text{ ng g}^{-1}$ para o PCB 52 (YAGÜE *et al.*, 2005).

No Brasil há poucos estudos relacionados à presença de PCBs em alimentos. Amostras de leite provenientes do Rio Grande do Sul apresentaram uma concentração total média de PCBs de $3,5 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura para leite cru, $15,5 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura para leite pasteurizado e $2,4 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura para leite UHT (HECK *et al.*, 2007), enquanto que amostras de queijo do mesmo estado apresentaram valores totais de PCBs entre $30,84$ e $33,82 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura (SANTOS *et al.*, 2006). Já para carne e produtos cárneos também provenientes do Rio Grande do Sul apresentaram uma concentração total média de PCBs de $2,8 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura para carne bovina, $31,1 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura para salsicha e $3,2 \text{ ng g}^{-1}$ de gordura para salame (COSTABEBER *et al.*, 2006).

Um estudo recente realizado na Espanha comparou diversos tipos de alimentos in natura e após serem submetidos a processos de cozimento, tais como fritar, grelhar, assar e ferver. A sardinha possuía uma concentração total de PCBs de $82,26 \text{ ng g}^{-1}$ enquanto crua, e após ser frita, esta concentração diminuiu para $45,32 \text{ ng g}^{-1}$. O mesmo não ocorreu com a carne de frango, que continha uma concentração total de PCBs de $0,056 \text{ ng g}^{-1}$ enquanto crua, e após ser assada, passou a ter uma concentração total de $0,24 \text{ ng g}^{-1}$ (PERELLÓ *et al.*, 2010).

3.6 Métodos de extração e análise de PCBs em matrizes biológicas

Para a realização da análise cromatográfica, as matrizes biológicas geralmente necessitam de um pré-tratamento. As razões para isso são inúmeras, dentre as quais a complexidade da amostra, a existência de proteínas, que são incompatíveis com as colunas cromatográficas, e a concentração das substâncias a serem analisadas, em nível de traços (QUEIROZ *et al.*, 2001).

O sangue é um tecido que contém uma fase sólida, que compreende os elementos celulares (hemácias, leucócitos e plaquetas), e uma fase líquida, que corresponde ao plasma. O plasma é um líquido viscoso que contém 90% de água e 10% de sólidos. Dentre os elementos sólidos do plasma estão as proteínas, gorduras, carboidratos, eletrólitos, sais orgânicos e minerais, e hormônios. Dentre as proteínas contidas no plasma estão a albumina, a globulina e o fibrinogênio, sendo esta última fundamental no processo de coagulação do sangue (SOUZA & ELIAS, 2006). O soro possui a mesma composição do plasma, com exceção da presença do fibrinogênio. O soro de cordão umbilical possui em média $2,4 \text{ g L}^{-1}$ de gordura, com variações de $1,7$ a $3,4 \text{ g L}^{-1}$ (JARACZEWSKA *et al.*, 2006).

As técnicas de extração mais utilizadas para soro sanguíneo são a extração líquido-líquido e extração em fase sólida (QUEIROZ *et al.*, 2001). Na extração líquido-líquido ocorre a partição da amostra entre duas fases imiscíveis (orgânica e aquosa). A eficiência da extração depende da afinidade do soluto pelo solvente de extração, da razão das fases e do número de extrações. Esta técnica apresenta as vantagens de ser simples e poder utilizar um grande número de solventes, os quais fornecem uma ampla faixa de solubilidade e seletividade. Além disso, as proteínas presentes nas amostras são desnaturadas, eliminando a contaminação da coluna cromatográfica (QUEIROZ *et al.*, 2001). Como exemplo para esta técnica, destaca-se a hidrólise ácida utilizada por Otero *et al.* (1997), Carrizo & Grimalt (2006), Carrizo *et al.* (2008), Porta *et al.* (2008), Carrizo & Grimalt (2009) e Grimalt *et al.* (2010).

A extração em fase sólida (SPE) é atualmente a técnica mais utilizada para a extração de analitos em matrizes complexas. Esta técnica utiliza sorventes recheados em cartuchos, geralmente na forma de seringa, e os mecanismos de retenção são idênticos àqueles envolvidos em cromatografia líquida em coluna. Atualmente, um grande número de sorventes está disponível comercialmente, dentre os quais podemos citar o carvão ativado, alumina, sílica gel e o silicato de magnésio (florisil), sendo este último o mais utilizado para a extração dos PCBs (BUCHOLSKI

et al., 1996; QUEIROZ *et al.*, 2001; APOSTOLI *et al.*, 2005; FITZGERALD *et al.*, 2007; ZHAO *et al.*, 2007). A desvantagem para esta técnica ainda é um maior custo dos cartuchos.

Para as análises de quantificação e posterior confirmação qualitativa dos PCBs, o método utilizado é a cromatografia gasosa acoplada a um detector de captura de elétrons (AGUDO *et al.*, 2009; ZUBERO *et al.*, 2009) e/ou acoplada a um espectrômetro de massas (AGUDO *et al.*, 2009; BERGONZI *et al.*, 2009; TAN *et al.*, 2009; XING *et al.*, 2009; ZUBERO *et al.*, 2009), sendo este último operado no modo de monitoramento de íons selecionados (SIM).

A validação do método de análise cromatográfica é de extrema importância para garantir que o método analítico gere informações confiáveis e interpretáveis sobre a amostra (RIBANI *et al.*, 2004), diminuindo ou controlando os fatores que levam à imprecisão ou inexatidão de um dado gerado. Dentre estes fatores, destacam-se: variabilidade de amostra, eventual contaminação, reagentes inadequados, pipetagem errada, variações de temperatura, variações e descuidos na manutenção dos equipamentos, além de calibração ineficiente, analista despreparado e perdas durante a análise. Ainda não há um consenso a respeito de quais parâmetros devem ser validados, variando de uma área para outra. As características a serem estudadas e a metodologia a aplicar variam em função do tipo de procedimento a validar. Os conceitos mais importantes para validação da metodologia analítica em geral são: linearidade, sensibilidade, precisão, exatidão, recuperação, repetibilidade, reprodutibilidade, especificidade, limite de detecção e limite de quantificação (LANÇAS, 2004).

Para a validação do método analítico utilizado por Porta *et al.* (2008) foram validados os parâmetros de linearidade pelo método de adição de padrão externo, sendo que a recuperação dos PCBs ficou entre 77 e 110%. Para a validação do método utilizado por Carrizo & Grimalt (2006) também foram validados os parâmetros de linearidade pelo método de adição de padrão externo, sendo que a recuperação dos compostos ficou entre 88 e 103% e os limites de detecção (LOD) entre 0,06 e 0,11 ng mL⁻¹.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta de amostras e dados

Foram coletadas 148 amostras de sangue arterial de cordão umbilical de recém-nascidos no Centro Obstétrico do Hospital Universitário de Santa Maria (HUSM), durante o ano de 2006. A coleta de sangue foi efetuada no segmento de cordão umbilical, a penso, junto à placenta, logo após a ligadura e secção do mesmo.

Para a determinação dos congêneres de PCBs utilizou-se o soro, obtido por centrifugação do sangue. Após a centrifugação, as amostras foram armazenadas até o momento das análises a uma temperatura de -20°C. O volume aproximado das amostras de soro do cordão umbilical foi de 0,5 mL. Devido ao baixo volume de amostra, não foi possível realizar a análise dos PCBs na gordura do soro para o presente estudo.

Os dados das gestantes e dos recém-nascidos foram coletados por alunos do curso de medicina da UFSM através de um questionário (Apêndice 1) após a gestante ter concordado com a pesquisa e assinado o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (Apêndice 2). O protocolo aplicado foi previamente enviado ao Comitê de Ética em Pesquisa da UFSM, sendo este aprovado através da Carta de Aprovação número 0014.0.246.000-06 (Apêndice 3).

4.2 Padrões

Padrões de bifenilos policlorados foram adquiridos de SUPELCO, Inc., Bellefonte, Pensilvania (U.S.A.), com padrão de pureza superior a 99%, conforme Anexo 1. Os congêneres de PCBs analisados foram os seguintes:

IUPAC N° 28: 2,4,4' – triclorobifenil

IUPAC N° 52: 2,2',5,5' – tetraclorobifenil

IUPAC N° 138: 2,2',3,4,4',5' – hexaclorobifenil

IUPAC N° 153: 2,2',4,4',5,5' – hexaclorobifenil

IUPAC N° 180: 2,2',3,4,4',5,5' – heptaclorobifenil

4.3 Reagentes

Os reagentes utilizados nas diversas etapas da pesquisa foram os seguintes:

- Hexano Nanograde® grau resíduo (GR) para Análises de Resíduos de Pesticidas (Mallinckrodt Baker, Inc., NJ, U.S.A.);
- Ácido Sulfúrico PA (Vetec Química Fina Ltda, Duque de Caxias, Rio de Janeiro, BR);
- Nitrogênio grau 5.0 analítico (White Martins, Praxair Inc.);
- Acetona PA (Synth, Diadema, São Paulo, BR);
- Hexano PA (Synth, Diadema, São Paulo, BR).

4.4 Limpeza e preparação do material para as análises

A limpeza e preparação do material é uma etapa muito importante durante a análise de resíduos, pois qualquer contaminação no material utilizado pode comprometer os resultados. Todo o material de vidro e metálico utilizado na preparação das diluições dos padrões e durante a extração dos bifenilos policlorados foi limpo e preparado conforme a metodologia de ÂNGULO *et al.* (1996), como segue:

- 1°) Lavagem com detergente neutro e água quente;
- 2°) Três enxágües com água destilada;
- 3°) Secagem em estufa a 150°C por 12 horas;
- 4°) Três enxágües alternados com acetona e hexano PA;
- 5°) Condicionamento em estufa a 150°C por 12 horas.

4.5 Extração dos PCBs

A técnica de extração utilizada foi o método de extração com hidrólise ácida da amostra e partição com solvente orgânico. Em um tubo de ensaio de 15 mL foram adicionados 0,5 mL de amostra, 3 mL de n-hexano GR e 2 mL de ácido sulfúrico. Em seguida a mistura foi levada ao agitador de tubos tipo vortex por 30 segundos, a fim de promover a hidrólise ácida. Logo após a mistura foi levada à

centrífuga por 10 minutos a 2.000 RPM, e a fase de n-hexano foi retirada com o auxílio de uma pipeta de Pasteur e passada para outro tubo de centrífuga. No conteúdo restante (soro + ácido) foram adicionados mais 2 mL de n-hexano e a mistura foi novamente levada à centrífuga por 10 minutos (2.000 RPM). Após, a fase orgânica foi misturada com a primeira fração. Este procedimento foi repetido mais uma vez, totalizando 3 extrações sucessivas. Após a terceira extração, o conteúdo restante no tubo de centrífuga foi desprezado. No tubo em que foram coletadas as 3 fases de n-hexano são adicionados mais 2 mL de ácido sulfúrico, e a mistura é levada à centrífuga por 10 minutos (2.000 RPM). A fase de n-hexano foi transferida para um tubo coletor e levada para sua evaporação total no aparelho Mini-Vap, com gás nitrogênio. Terminado o procedimento de secagem, a amostra foi resuspendida em 0,5 mL de hexano e então submetida à análise cromatográfica.

Na Figura 2 estão esquematizadas as etapas do método utilizado para a extração dos PCBs.

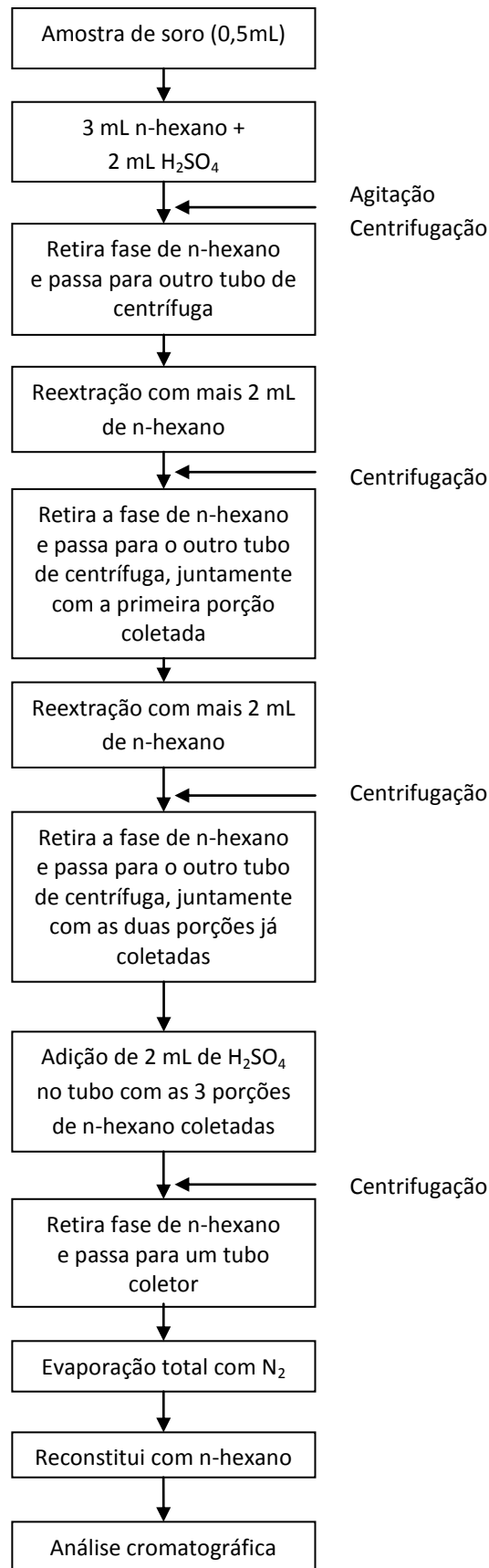


Figura 2 - Fluxograma da metodologia utilizada para extração dos PCBs.

4.6 Análise cromatográfica

4.6.1 Análise por GC- μ ECD

Os resíduos de PCBs foram analisados utilizando-se um cromatógrafo gasoso equipado com micro detector de captura de elétrons (GC- μ ECD) de Ni⁶³, marca Agilent, modelo 6890 *Plus*. Um microlitro dos extratos foi introduzido em um injetor do tipo *split/splitless* no modo *splitless*, onde permaneceu por 1 minuto a uma temperatura de 280°C. A separação dos analitos foi realizada em uma coluna capilar de sílica fundida HP-5, marca J&W Scientific, com 30 m de comprimento, 0,32 mm de diâmetro interno e 0,25 μ m de espessura de fase estacionária. O nitrogênio foi utilizado como gás de arraste sob pressão constante de 7,2 psi, fornecendo uma vazão de 1,5 mL min⁻¹. A programação da temperatura do forno iniciou a 60°C, permanecendo por 2 minutos, seguindo uma taxa de aquecimento a 30°C/min até 190°C, permanecendo por 5 min, posteriormente subiu a 220 °C a uma taxa de 5°C/min, mantendo por 5 min, e finalmente subindo até 300°C a uma taxa de 20°C/min, permanecendo por 1 min. A temperatura do detector foi mantida a 320°C durante toda a análise.

A identificação dos compostos foi realizada pela comparação dos tempos de retenção (TR) dos picos encontrados nas amostras com os TR individuais dos padrões de bifenilos policlorados em estudo, sob as mesmas condições de trabalho, bem como pela fortificação de algumas amostras com os padrões (*spiking*).

4.6.2 Análise por GC/MS

A confirmação dos compostos foi realizada em outro cromatógrafo gasoso, este, porém acoplado à espectrometria de massas (GC/MS), marca Agilent, modelo 6890. Um microlitro dos extratos foi injetado em um injetor do tipo *split/splitless* no modo *splitless*, a uma temperatura de 280°C, com o auxílio de um injetor automático. A separação dos analitos foi realizada em uma coluna capilar de sílica fundida HP-5, marca J&W Scientific, com 30 m de comprimento, 0,32 mm de diâmetro interno e 0,25 μ m de espessura de fase estacionária. O hélio foi utilizado como gás de arraste com uma pressão de 5,07 psi, fornecendo uma vazão de 2 mL min⁻¹. A programação

da temperatura do forno iniciou a 60°C, permanecendo por 2 minutos, seguindo uma taxa de aquecimento de 5°C/min até 220°C, mantendo por 5 minutos, e finalmente subindo até 300°C a uma taxa de 20°C/min, permanecendo por 2 minutos. O detector operou no modo de monitoramento de íons selecionados (SIM) com ionização por elétrons (EI) a 70 eV. Os íons monitorados para cada um dos compostos em estudo encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Íons monitorados nas análises por GC/MS.

Composto	Íons monitorados
PCB 28	186, 256, 258
PCB 52	220, 222, 290, 292
PCB 153	290, 358, 360, 362
PCB 138	235, 290, 360, 362
PCB 180	324, 394, 396, 398

4.7 Validação do método analítico

Para o método em questão, foram validados os parâmetros básicos: linearidade, precisão, exatidão, limite de detecção e limite de quantificação.

Para o estudo da linearidade preparou-se uma série de cinco amostras contaminadas com os padrões em concentrações crescentes (de 0,25 a 12 ng mL⁻¹ para o PCB 28 e de 0,5 a 20 ng mL⁻¹ para os demais PCBs). Estas amostras foram preparadas em triplicata, em dias diferentes, e injetadas em duplicata no sistema cromatográfico. Adicionalmente a cada triplicata foram preparadas amostras testemunhas, sendo uma a matriz sem adição do analito e a outra sem matriz para controle. Com os dados obtidos, calculou-se o gráfico de calibração de cada um dos compostos em estudo.

A precisão foi avaliada utilizando-se a estimativa do desvio padrão relativo (RSD), também conhecido como coeficiente de variação (CV), para a repetibilidade (intra-dia) e precisão intermediária (inter-dia). Para a repetibilidade foram preparadas 5 amostras iguais, todas contaminadas com 5 ng mL⁻¹ de cada um dos compostos em estudo. Estas amostras foram analisadas segundo o método proposto, desde a extração (todas no mesmo dia) até a análise cromatográfica. Para a precisão

intermediária, foram efetuados os mesmos procedimentos realizados para a análise da repetibilidade, porém em dois dias diferentes.

Para o estudo da exatidão utilizou-se a técnica de adição padrão, que consiste em adicionar diferentes quantidades conhecidas de padrões certificados do analito de interesse à matriz, antes do preparo da amostra. Uma amostra sem adição do padrão e cada uma das amostras com o padrão adicionado (nas concentrações de 5,0, 8,0 e 12 ng mL⁻¹) foram analisadas em triplicata, e as quantidades medidas relacionadas com a quantidade adicionada.

Para o cálculo do limite de detecção (LOD) utilizou-se o método visual, adicionando-se à matriz concentrações conhecidas da substância de interesse até que fosse possível distinguir entre ruído e sinal analítico, pela visualização da menor concentração detectável. Para o cálculo do limite de quantificação (LOQ) também utilizou-se o método visual. As concentrações determinadas como limite de quantificação foram incluídas nas curvas analíticas de cada composto em estudo.

4.8 Análises estatísticas

Os dados estatísticos foram analisados pelo software Statistica® 6.0. Os efeitos dos níveis de PCBs em soro de cordão umbilical sobre os dados contínuos das doadoras e dos recém nascidos foram avaliados por testes de correlação linear simples, utilizando-se o coeficiente de Spearman. A análise de variância (ANOVA), seguida do teste de Tukey quando necessário, foi utilizada para comparar os dados das doadoras e dos recém-nascidos divididos em três ou mais grupos com os valores de resíduos de PCBs. O teste *t* de Student foi utilizado para comparar os valores de resíduos de PCBs com os dados das doadoras e dos recém-nascidos divididos em dois grupos. As diferenças foram consideradas com $p \leq 0,05$ de significância.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Dados dos questionários

Os dados descritivos obtidos através dos questionários foram agrupados segundo o tipo de variável em: variáveis contínuas das doadoras (idade, pesos antes da gestação e após o parto, altura, IMC antes da gestação, IMC após o parto, número de gestações, partos e abortos); variáveis descontínuas das doadoras (locais de residência e trabalho, estado civil, hábitos de fumar e ingerir bebidas alcoólicas, tipo de parto e hábitos alimentares); variáveis contínuas dos recém-nascidos (peso, altura, perímetro cefálico, APGAR no primeiro e no quinto minuto) e variáveis descontínuas dos recém-nascidos (sexo, líquido amniótico, mecônio, gestação a termo, capurro e malformação).

5.1.1 Variáveis contínuas das doadoras

Na Tabela 2 apresentam-se as características pessoais das doadoras: idade, peso antes da gestação, peso após o parto, altura, IMC antes da gestação, IMC após o parto, número de gestações, número de partos e número de abortos.

Tabela 2 – Características das doadoras.

Características	N	Média ± DP	Mediana	Mínimo	Máximo
Idade (anos)	148	25,50 ± 7,13	24,0	14,0	44,0
Peso antes da gestação (kg)	140	63,27 ± 14,89	59,0	40,0	143,0
Peso após o parto (kg)	104	76,77 ± 14,72	72,7	53,0	150,0
Altura (m)	119	1,61 ± 0,06	1,61	1,49	1,80
IMC antes da gestação (kg/m ²)	117	24,59 ± 5,89	23,2	16,8	55,2
IMC após o parto (kg/m ²)	93	29,85 ± 5,94	28,3	20,6	57,9
Número de gestações	148	2,43 ± 1,65	2,0	1,0	10,0
Número de partos	148	1,75 ± 1,46	1,5	0,0	8,0
Número de abortos	148	0,68 ± 0,88	1,0	0,0	6,0

IMC: Índice de Massa Corporal

DP: Desvio Padrão

O intervalo de maior frequência de idade das doadoras esteve compreendido entre 20 e 25 anos (Figura 3).

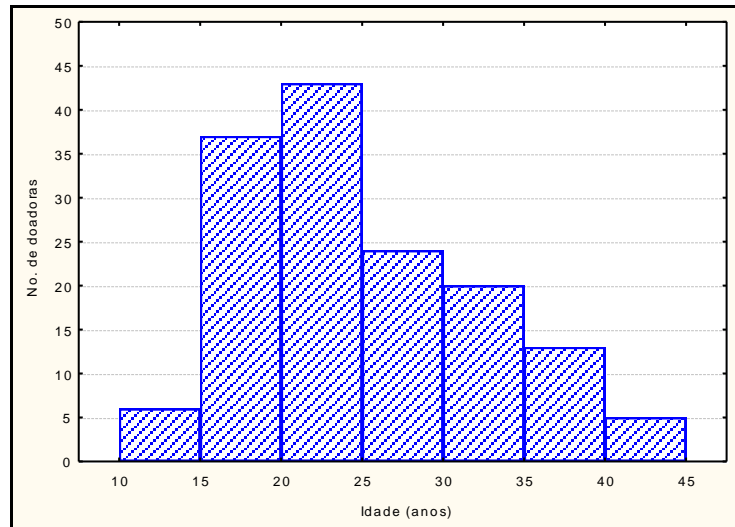


Figura 3 - Distribuição de frequência da idade das doadoras (N=148).

A maioria das doadoras apresentava peso antes da gestação entre 50 e 60 kg (Figura 4a), e peso médio após o parto entre 60 e 70 kg (Figura 4b).

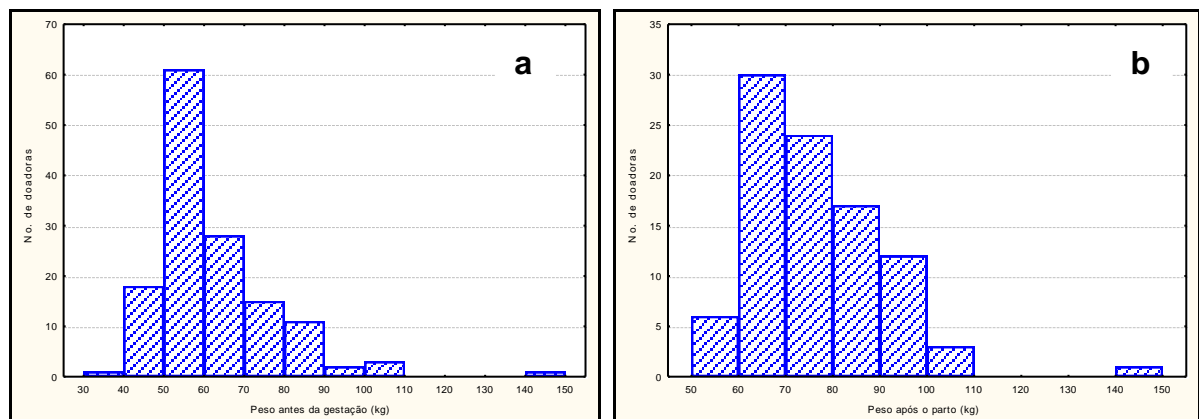


Figura 4 – Distribuição de frequência do peso das doadoras antes da gestação (a) (N=140) e após o parto (b) (N=104).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), o IMC é um índice simples de peso-altura frequentemente utilizado para classificar o baixo peso, o sobrepeso e a obesidade em adultos. Este índice é o mesmo para ambos os sexos e independe da idade. Ele é calculado dividindo-se o peso (em kg) pela altura (em metros) ao quadrado (WHO, 2010a).

A classificação do IMC varia de baixo peso (magreza severa, moderada ou leve), passando pelos valores normais até os valores de sobrepeso, que vão desde a pré-obesidade até a obesidade de classe III (Tabela 3).

Tabela 3 – Classificação Internacional de baixo peso, sobrepeso e obesidade em adultos de acordo com o IMC.

Classificação	IMC
Baixo peso	<18.50
Magreza severa	<16.00
Magreza moderada	16.00 - 16.99
Magreza leve	17.00 - 18.49
Valores normais	18.50 - 24.99
Sobrepeso	≥25.00
Pré-obesidade	25.00 - 29.99
Obesidade	≥30.00
Obesidade Classe I	30.00 - 34.99
Obesidade Classe II	35.00 - 39.99
Obesidade Classe III	≥40.00

FONTE: WHO (2010a).

Com os dados de peso e altura das doadoras, antes da gestação e logo após o parto, foram calculados os respectivos IMC. Antes da gestação as doadoras tiveram um IMC médio de 24,59 kg/m², valor considerado normal. Porém, logo após o parto, as doadoras tiveram um IMC médio de 29,85 kg/m², índice considerado como pré-obesidade segundo a OMS. Antes da gestação, a maior frequência de IMC esteve distribuído entre 18,5 a 25 kg/m² (Figura 5a), índices considerados normais. Porém, logo após o parto, a maior frequência de IMC esteve compreendida acima de 30 kg/m² (Figura 5b), índice considerado de obesidade segundo a OMS.

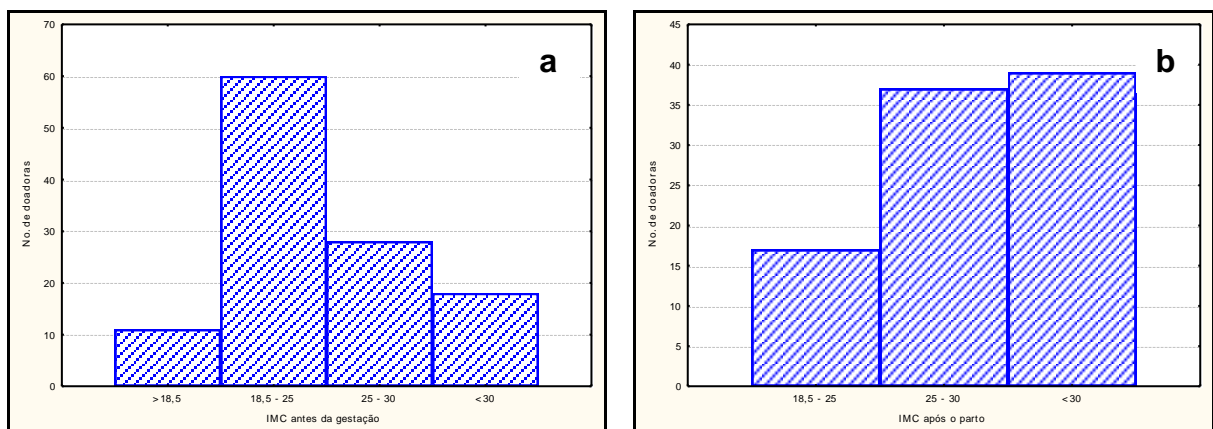


Figura 5 – Distribuição de frequência do IMC das doadoras antes da gestação (a) (N=117) e após (b) (N=93) o parto.

O número médio de gestações das doadoras foi de 2,43 gestações, sendo que a maior parte das doadoras teve somente uma gestação (Figura 6).

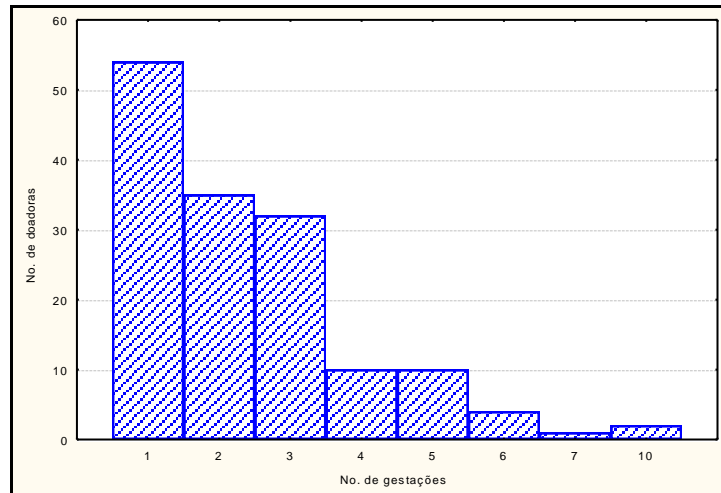


Figura 6 – Distribuição de frequência do número de gestações das doadoras (N=148).

Já em relação ao número de partos, a média foi de 1,75 partos, mas a maioria das doadoras teve somente um parto (Figura 7).

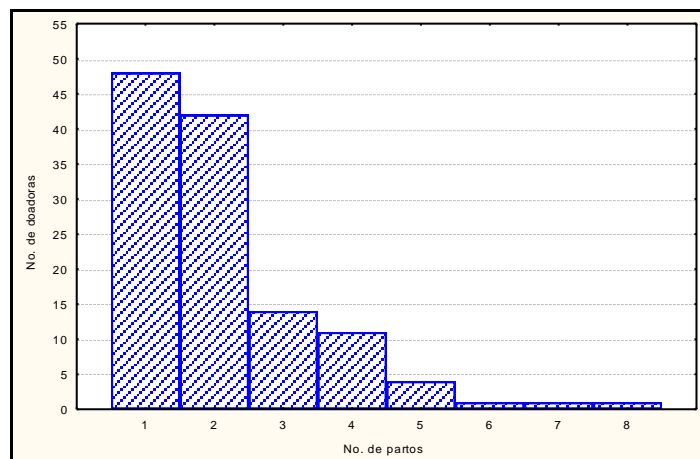


Figura 7 – Distribuição de frequência do número de partos das doadoras (N=148).

Em relação à ocorrência de abortos entre as doadoras, a média foi de 0,68 abortos. A maior parte não sofreu aborto (47,3%), porém um grande número de doadoras (43,9%) teve a ocorrência de um aborto (Figura 8).

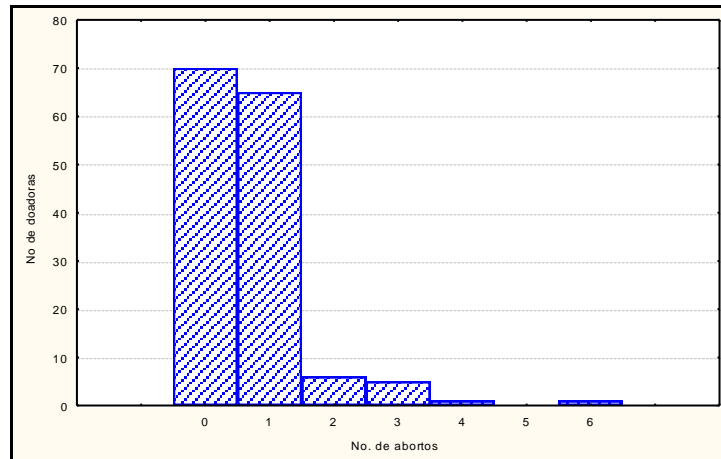


Figura 8 – Distribuição de frequência do número de abortos das doadoras (N=148).

5.1.2 Variáveis descontínuas das doadoras

As variáveis descontínuas das doadoras coletados nos questionários foram tratados de forma independente às concentrações dos resíduos de PCBs e as variáveis contínuas. Calculou-se a distribuição de frequência dos diferentes dados referentes ao total de doadoras (N) que informaram o dado coletado. Na Tabela 4 encontram-se os dados da distribuição de frequência das doadoras estudadas em relação ao local de residência, trabalho, estado civil, hábitos de fumar e ingerir bebidas alcoólicas e tipo de parto.

Tabela 4 – Distribuição de frequência das características das doadoras.

Característica (N)	Porcentagem
Local de residência (147)	
Santa Maria	72,1 (N=106)
Fora de Santa Maria	27,9 (N=41)
Local de trabalho (147)	
No lar	59,9 (N=88)
Fora do lar	40,1(N=59)
Estado civil (147)	
Casada	52,4(N=77)
Solteira	36,7 (N=54)
Outras	10,9 (N=16)
Hábito de fumar (147)	
Sim	24,5 (N=36)
Não	75,5 (N=111)
Hábito de ingerir bebidas alcoólicas (144)	
Sim	14,6(N=21)
Não	85,4 (N=123)
Tipo de parto (147)	
Cesárea	70 (N=103)
Espontâneo	24,5 (N=36)
Fórceps	1,4 (N=2)
Induzido	4,1 (N=6)

Em relação ao local de residência, as doadoras foram agrupadas em residentes em Santa Maria e residentes fora de Santa Maria. A grande maioria residia em Santa Maria, com uma frequência de 72,1% das amostras.

O local de trabalho das doadoras foi dividido em trabalhadoras no lar e trabalhadoras fora do lar (como na agricultura, indústria e comércio), sendo que a maior parte trabalhava no próprio lar, com uma frequência de 59,9%. Já em relação ao estado civil, foram classificadas em casadas, solteiras ou outras situações, sendo que a maioria era casada, com uma frequência de 52,4%.

As doadoras foram agrupadas conforme o seu hábito de fumar em fumantes e não fumantes. A grande maioria (75,5%) não tinha o hábito de fumar. Em relação ao hábito de ingerir bebidas alcoólicas, foram classificadas em sim ou não, sendo que a maioria não possuía o hábito de ingerir bebidas alcoólicas.

Conforme o tipo de parto, as doadoras foram agrupadas em: cesárea, espontâneo, fórceps e induzido. A maioria (70%) teve um parto por cesárea, 24,5%

das doadoras teve parto espontâneo, o uso do fórceps foi necessário para 1,4% e a necessidade de indução foi de 4,1%.

As doadoras também foram entrevistadas em relação aos seus hábitos alimentares, sendo as informações agrupadas por categoria de alimento e conforme o hábito de consumo em “consome” ou “não consome”. Na Tabela 5 encontram-se os hábitos de consumo de carne, leite, ovos, salada, verduras e legumes, frutas, arroz e feijão das doadoras.

Tabela 5 – Hábitos alimentares das doadoras (N=144).

Hábitos de consumo de alimentos	% (N)
Consumo de carne	
Consome	94,4 (136)
Não consome	5,6 (8)
Consumo de leite	
Consome	70,8 (102)
Não consome	29,2 (42)
Consumo de ovos	
Consome	40,3 (58)
Não consome	59,7 (86)
Consumo de salada (verduras e legumes)	
Consome	72,2 (104)
Não consome	27,8 (40)
Consumo de frutas	
Consome	32 (46)
Não consome	68 (98)
Consumo de arroz	
Consome	90,3 (130)
Não consome	9,7 (14)
Consumo de feijão	
Consome	86,1 (124)
Não consome	13,9 (20)

Conforme observa-se na Tabela 5, a grande maioria das doadoras consumia carne. Em relação ao consumo de leite, a distribuição de frequência foi um pouco diferente do consumo de carne, com uma boa parte das doadoras classificadas no grupo das que não consomem o referido alimento (29,2%), embora que o grupo das consumidoras ainda fosse da maioria, com 70,8%.

O consumo de ovos da maioria das doadoras ficou distribuído na categoria das que não consomem este alimento. Em relação ao consumo de saladas,

verduras e legumes, a maioria ficou distribuída dentro do grupo de consumidoras (72,2%).

A grande maioria das doadoras não possuía o hábito de consumir frutas (68%). Em relação ao hábito de consumir arroz e feijão, a maioria ficou distribuída na categoria de consumidoras.

5.1.3 Variáveis contínuas dos recém-nascidos

Os dados dos recém-nascidos são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Dados dos recém-nascidos.

Características	N	Média ± DP	Mediana	Mínimo	Máximo
Peso (kg)	148	3,1 ± 0,5	3,2	1,0	4,7
Comprimento (cm)	130	48,5 ± 3,0	49,0	34,0	56,0
Perímetro cefálico (cm)	131	34,7 ± 2,5	34,5	29,0	51,5
APGAR 1º minuto	147	9,1 ± 1,2	9,0	2,0	10,0
APGAR 5º minuto	147	9,9 ± 0,2	10,0	8,0	10,0

DP: Desvio Padrão

De acordo com a OMS, o baixo peso ao nascer (BPN) está relacionado com o retardo no crescimento intra-uterino (RCIU) e com o nascimento prematuro (NP). O neonato com baixo peso ao nascer é aquele que apresenta um peso abaixo de 2.500g. O retardo no crescimento intra-uterino não possui uma definição padrão, mas as causas mais aceitas e comumente utilizadas são: peso ao nascer menor do que o percentil de 10 para a idade gestacional; peso ao nascer menor do que 2.500g com idade gestacional de até 37 semanas; e baixo peso ao nascer menor do que dois desvios padrões abaixo do valor médio para a idade gestacional. O nascimento prematuro é definido como uma idade gestacional menor do que 37 semanas. É importante salientar que somente a proporção dos bebês com retardo no crescimento intra-uterino ou com nascimento prematuro será classificado como possuindo baixo peso ao nascer, conforme demonstra a Figura 9 (WHO, 2002).

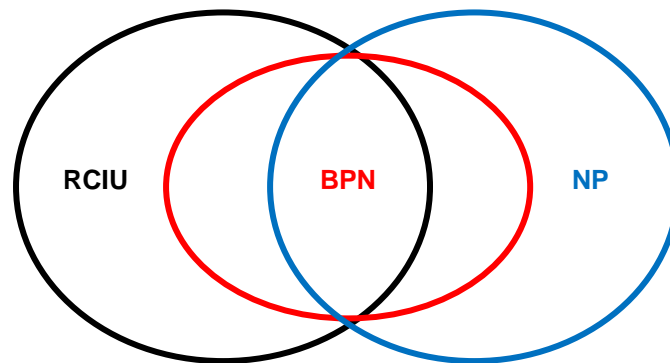


Figura 9 – Relação entre baixo peso ao nascer (BPN), nascimento prematuro (NP) e retardo no crescimento intra-uterino (RCIU). Adaptado de WHO (2002).

Utilizando-se o critério da OMS para o cálculo do baixo peso ao nascer, foram considerados todos os bebês que tiveram o seu nascimento prematuro, com um período inferior a 37 de semanas de gestação, associados a todos os que tiveram um peso de até 2.500 g ao nascer. Os resultados demonstraram que um índice de 6,8% dos bebês possuía um baixo peso ao nascer, conforme observa-se na Tabela 7.

Tabela 7 – Distribuição de freqüência do baixo peso ao nascer dos recém-nascidos (N=148).

Baixo peso ao nascer	N	%
Sim	10	6,8
Não	138	93,3

De acordo com dados da OMS, 30 milhões de bebês nascem anualmente com baixo peso, o que significa 23,8% do total de nascimentos (WHO, 2010b).

O APGAR é um método de avaliação sistemática do recém-nascido realizado logo após o parto, com o objetivo de avaliar as suas condições fisiológicas e a capacidade de resposta, identificando aqueles que necessitam de reanimação ou de cuidados especiais. Foi criado pela anestesista inglesa, Dr^a Virgínia Apgar, em 1953, e desde então foi amplamente difundido, sendo hoje em dia utilizado como rotina na maioria das maternidades. O teste é usualmente realizado no primeiro e no quinto minuto de vida, logo após o nascimento completo (excluindo o cordão umbilical e a placenta) e desobstrução das vias respiratórias superiores (BEHRMAN, 1994). Consideram-se como parâmetros a freqüência cardíaca, respiração, tônus muscular, resposta a estímulos e coloração da pele. O escore varia de 1 a 10, definindo graus de comprometimento ou não da saúde do recém-nascido, assim como da

necessidade ou não de cuidados intensivos (LEITE, 2007). Um escore de 8 a 10 indica a melhor condição possível (WHO, 2001).

Os resultados do presente estudo demonstram que a grande maioria dos recém-nascidos obteve os escores de APGAR dentro da normalidade, com um valor médio de 9,1 no primeiro minuto e de 9,9 no quinto minuto (Tabela 6). No primeiro minuto 6,8% dos recém-nascidos ficaram abaixo da normalidade, ou seja, com o escore do APGAR abaixo de 8 (Tabela 8). Já no quinto minuto, todos os recém-nascidos ficaram classificados entre um escore de 8 e 10, sendo que para a grande maioria (95,9%) foi estabelecido o escore máximo (Tabela 9).

Tabela 8 – Distribuição de frequência do escore de APGAR dos recém-nascidos no primeiro minuto (N=147).

Escore de APGAR no 1º minuto	N	%
2	2	1,4
6	2	1,4
7	3	2,0
8	22	15,0
9	53	36,0
10	65	44,2

Tabela 9 – Distribuição de frequência do escore de APGAR dos recém-nascidos no quinto minuto (N=147).

Escore do APGAR no 5º minuto	N	%
8	1	0,7
9	5	3,4
10	141	95,9

5.1.4 Variáveis descontínuas dos recém-nascidos

Os dados das variáveis descontínuas dos recém-nascidos encontram-se na Tabela 10.

Tabela 10 – Distribuição de frequência das características dos recém-nascidos.

Característica (N)	Porcentagem
Sexo (145)	
Feminino	49 (N=71)
Masculino	51 (N=74)
Mecônio (145)	
Sim	39,3 (N=57)
Não	60,7 (N=88)
Líquido amniótico (142)	
Claro	78,2 (N=111)
Meconial	18,3 (N=26)
Sanguíneo	3,5 (N=5)
Gestação a termo (147)	
Sim	87,8 (N=129)
Não	12,2 (N=18)
Capurro (147)	
Até 37 semanas	15,7 (N=23)
De 37 a 42 semanas	84,3 (N=124)
Mal formado (147)	
Sim	7,5 (N=11)
Não	92,5 (N=136)

Dentre os recém-nascidos pesquisados, 49% foram do sexo feminino e 51% do sexo masculino.

Mecônio é a primeira evacuação dos recém-nascidos. A presença de mecônio no momento do parto foi detectada em 39,3% dos recém-nascidos, enquanto que em 60,7% não foi constatada a sua presença. A presença de mecônio no líquido amniótico ocorre em cerca de 8 a 25% das gestações, sendo que o líquido meconial pode comprometer o ciclo gravídico puerperal, aumentando a morbidade e a mortalidade materno-fetal. A etiologia de sua passagem para o líquido amniótico não tem uma causa específica, porém alguns autores acreditam ser um fenômeno fisiológico, ao passo que para outros o fenômeno ocorre em razão de fatores de estresse fetal (SANTOS FILHO, 2000). Em relação ao aspecto do líquido amniótico no momento do parto, a maioria apresentou um líquido amniótico claro (78,2%), enquanto que o meconial ocorreu em 18,3% e o sanguíneo em 3,5%.

Em relação à gestação a termo, 87,8% dos nascimentos foi a termo, ou seja, dentro do tempo normal de gestação (de 38 a 42 semanas), enquanto que 12,2% dos recém-nascidos não tiveram uma gestação a termo (< 37 semanas).

Capurro é um método que estima a idade gestacional do recém-nascido com base em uma tabela a qual se convencionam pontuações para itens como textura da pele, forma da orelha, formação do mamilo, pregas plantares, entre outros. Dentre os recém-nascidos pesquisados, o capurro considerado pré-termo (< 37 semanas) foi de 15,7% enquanto que o capurro considerado a termo (> 38 semanas) foi de 84,3%.

Os recém-nascidos foram classificados em normais ou malformados, com uma distribuição de frequência de 92,5% para ausência de malformação e de 7,5% para presença de algum tipo de malformação. Os tipos de malformação apresentados, bem como sua distribuição de frequência, encontram-se na Tabela 11.

Tabela 11 – Distribuição de frequência de malformações nos recém-nascidos (N=11).

Tipo de malformação	N (%)
Hidrocefalia/Encefalocele	2 (18,1)
Apêndices auriculares	1 (9,1)
Peniana	1 (9,1)
Renal	1 (9,1)
Pectus excavatum	1 (9,1)
Implantação baixa da orelha	1 (9,1)
Extrofia de mucosa anal	1 (9,1)
Paralisia branquial	1 (9,1)
Cardíaca e Osteoarticular	1 (9,1)
Síndrome de Crouzon, Braquicefalia e Palato Ogival	1 (9,1)

O tipo de malformação com maior frequência foi a hidrocefalia, com 18,1%. Os demais tipos de malformação tiveram uma distribuição de 9,1% cada.

5.2 Validação do método analítico

O primeiro procedimento realizado foi a análise cromatográfica dos padrões de PCBs, a fim de determinar o tempo de retenção de cada um dos compostos. A Figura 10 apresenta um cromatograma (GC- μ ECD) de uma solução contendo os padrões de bifenilos policlorados utilizados e seus respectivos tempos de retenção.

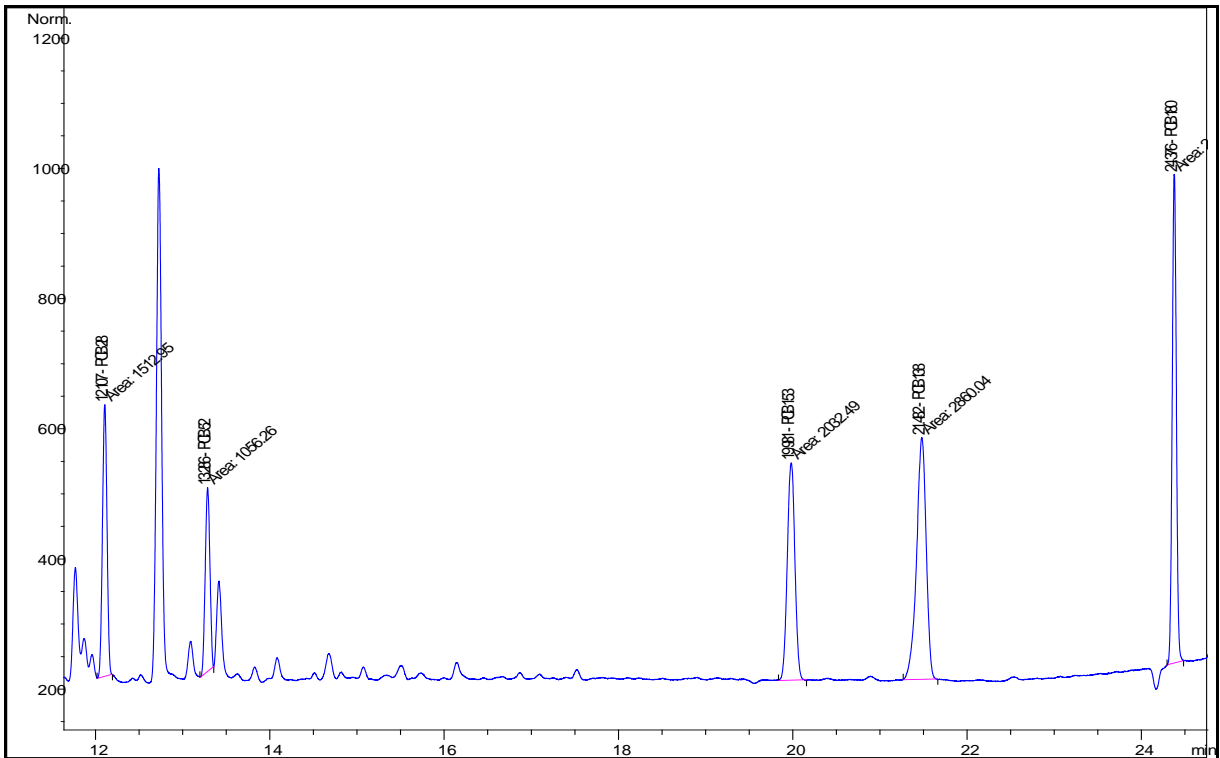


Figura 10 – Cromatograma (GC- μ ECD) do mix de padrões de bifenilos policlorados utilizado e seus respectivos tempos de retenção.

Para a extração dos PCBs das amostras de soro de cordão umbilical foi utilizado um método de extração líquido-líquido, que consistiu na hidrólise ácida da amostra e partição com solvente orgânico, baseado nos métodos propostos por Carrizo & Grimalt (2006) e Porta *et al.* (2008). Este método foi escolhido para a determinação da concentração de PCBs na matriz estudada por ser uma técnica rápida e de baixo custo, com a qual se obteve bons resultados de recuperação.

Para validação do método em questão, foram estudados os parâmetros de linearidade, precisão, exatidão (recuperação), limite de detecção (sensibilidade) e limite de quantificação.

5.2.1 Linearidade

Para o estudo da linearidade utilizou-se a padronização por adição de padrão, que constituiu na adição de quantidades conhecidas das substâncias de interesse em quantidades conhecidas da amostra, antes do seu preparo. Após a extração e análise cromatográfica, integraram-se as áreas correspondentes aos padrões em diferentes concentrações e, então foram construídas as curvas analíticas

relacionando as quantidades das substâncias adicionadas à amostra com as respectivas áreas obtidas (RIBANI *et al.*, 2004).

A ANVISA (BRASIL, 2003) recomenda que a linearidade seja determinada pela análise de, no mínimo, 5 concentrações diferentes. Para o estudo da linearidade do método proposto, preparou-se uma série de cinco amostras contaminadas com os padrões em concentrações crescentes (de 0,25 a 12 ng mL⁻¹ para o PCB 28 e de 0,5 a 20 ng mL⁻¹ para os demais PCBs), cobrindo uma faixa de 50% a 150% do valor esperado nas amostras, conforme recomenda a IUPAC (RIBANI *et al.*, 2004). No Apêndice 4 encontram-se os gráficos das curvas de calibração para cada um dos compostos estudados.

A ANVISA (BRASIL, 2003) recomenda um coeficiente de correlação mínimo aceitável de 0,99 e o INMETRO (2003) um valor acima de 0,90. Para todos os compostos em estudo, o coeficiente de correlação foi maior que 0,99, demonstrando a eficiência do método proposto. Na Tabela 12 encontram-se os valores dos coeficientes de correlação (*r*) e determinação (*r*²) para cada um dos PCBs em estudo.

Tabela 12 – Estudo da linearidade para os resíduos de PCBs.

Composto	<i>r</i>	<i>r</i> ² (%)
PCB 28	0,999	99,9
PCB 52	0,998	99,8
PCB 153	0,999	99,9
PCB 138	0,999	99,9
PCB 180	0,997	99,7

5.2.2 Precisão

A precisão do método analítico foi medida pelo grau de concordância entre vários resultados analíticos obtidos para uma mesma amostra (LANÇAS, 2004). Assim, para avaliação da precisão, utilizou-se a estimativa do desvio padrão relativo (RSD), ou coeficiente de variação (CV). Para métodos de análise de traços, como é o caso da análise de resíduos de PCBs, são aceitos coeficientes de variação de até 20%, dependendo da complexidade da amostra (RIBANI *et al.*, 2004).

Para o método em estudo, avaliou-se a precisão em condições de repetibilidade e de precisão intermediária.

5.2.2.1 Repetibilidade

A repetibilidade, também chamada de precisão intra-dia, avalia a precisão do método em repetir, em um curto intervalo de tempo, os resultados obtidos nas mesmas condições de análise, ou seja, com o mesmo analista, com os mesmos equipamentos, no mesmo laboratório e fazendo uso dos mesmos reagentes (RIBANI *et al.*, 2004).

Para avaliar a repetibilidade do método proposto utilizou-se amostras de soro adicionadas de quantidades conhecidas (5 ng mL^{-1}) de cada um dos compostos em estudo. Estas amostras foram analisadas segundo o método proposto, desde a extração (todas no mesmo dia) até a análise cromatográfica, realizando-se cinco repetições do processo para cada resíduo de PCB estudado. Os resultados obtidos estão na Tabela 13, onde se observa que o coeficiente de variação ficou entre 6,75 e 12,55%, valores dentro dos limites aceitos para análise de resíduos, que são de no máximo 20%.

Tabela 13 - Resultados obtidos nas provas de repetibilidade (N=5).

Composto	Área média	DP	CV (%)
PCB 28	140,2	13,37	9,53
PCB 52	156,1	12,53	8,03
PCB 153	121,9	10,08	8,27
PCB 138	133,9	16,81	12,55
PCB 180	114,5	7,73	6,75

5.2.2.2 Precisão intermediária

A precisão intermediária, também denominada de precisão inter-dia, define a habilidade do método em fornecer os mesmos resultados quando as análises são conduzidas no mesmo laboratório, mas em diferentes dias, por diferentes analistas e equipamentos (RIBANI *et al.*, 2004).

Para o estudo da precisão intermediária do método proposto foram efetuados os mesmos procedimentos realizados para a análise da repetibilidade, porém em

dois dias diferentes. Os resultados obtidos estão na Tabela 14, onde se observa um coeficiente de variação entre 11,26 e 17,76%, valores abaixo do limite de 20% que é aceito para a análise de resíduos.

Tabela 14 - Resultados obtidos nas provas de precisão intermediária (N=10).

Composto	Área média	DP	CV (%)
PCB 28	158,9	26,37	16,59
PCB 52	144,6	16,29	11,26
PCB 153	134,3	17,47	13,01
PCB 138	148,4	20,56	13,85
PCB 180	131	23,27	17,76

5.2.3 Exatidão (recuperação)

A exatidão de um método analítico é a proximidade dos resultados obtidos pelo método em estudo em relação ao valor verdadeiro. Ela é calculada como porcentagem de recuperação da quantidade conhecida do analito adicionado à amostra. Segundo a ANVISA, a exatidão do método deve ser determinada após o estabelecimento da linearidade, sendo verificada a partir de, no mínimo, 9 (nove) determinações contemplando o intervalo linear do procedimento, ou seja, 3 (três) concentrações, com 3 (três) réplicas cada (BRASIL, 2003).

Para avaliar a exatidão do método proposto utilizou-se a técnica de adição de padrão, que consistiu em adicionar diferentes quantidades conhecidas de padrões certificados do analito de interesse à matriz, antes do preparo da amostra. Uma amostra sem adição do padrão e cada uma das amostras com o padrão adicionado (nas concentrações de 5,0, 8,0 e 12 ng mL⁻¹) foram analisadas em triplicata, e as quantidades medidas relacionadas com a quantidade adicionada (RIBANI *et al.*, 2004). Os resultados finais da exatidão para o método em estudo estão na Tabela 15.

Tabela 15 – Recuperações obtidas para os diferentes PCBs.

Composto	Recuperação média (%)	DP	CV (%)
PCB 28	101,6	7,99	7,86
PCB 52	90,1	11,55	12,82
PCB 153	101,16	24,73	24,44
PCB 138	113,05	22,61	20
PCB 180	111,7	25,8	23,1

Segundo RIBANI *et al.* (2004), os intervalos aceitáveis de recuperação para análise de resíduos geralmente estão entre 70 e 120%. No método proposto, as recuperações variaram de 90,1 e 113,05%, comprovando uma ótima recuperação dos compostos (Tabela 14). Porta *et al.* (2007, 2008) encontraram recuperações semelhantes, com valores entre 77 e 110% para os PCBs 138, 153 e 180, utilizando método de extração semelhante ao do presente estudo.

5.2.4 Limite de detecção (LOD)

O limite de detecção representa a menor quantidade de um analito que pode ser detectada, porém, não necessariamente quantificada como um valor exato (LANÇAS, 2004).

Para o método proposto, utilizou-se o cálculo do limite de detecção pelo método visual, utilizando-se a matriz com adição de concentrações conhecidas da substância de interesse. Esta adição foi feita até que seja possível distinguir entre ruído e sinal analítico, pela visualização da menor concentração detectável (RIBANI *et al.*, 2004). Para todos os compostos em estudo o limite de detecção foi de 0,1 ng mL⁻¹ (Tabela 16), valores iguais ou menores do que os encontrados por Porta *et al.* (2007), que utilizaram método de extração semelhante ao do presente estudo, encontrando valores de 0,1 ng mL⁻¹ para o PCB 138, de 0,24 ng mL⁻¹ para o PCB 153 e de 0,4 ng mL⁻¹ para o PCB 180.

5.2.5 Limite de quantificação (LOQ)

O limite de quantificação corresponde à menor quantidade de um analito que pode ser quantificada com exatidão e com uma fidelidade determinada (LANÇAS, 2004).

Para o cálculo do limite de quantificação do método em estudo também utilizou-se o método visual. As concentrações determinadas como limite de quantificação foram incluídas nas curvas analíticas de cada composto em estudo. Os limites de quantificação para o método proposto foram de 0,25 ng mL⁻¹ para o PCB 28 e de 0,5 ng mL⁻¹ para os demais PCBs (Tabela 16), resultados semelhantes ou menores que os encontrados por Porta *et al.* (2007), com limites de quantificação de 0,33 ng mL⁻¹ para o PCB 138, de 0,79 ng mL⁻¹ para o PCB 153 e de 1,3 ng mL⁻¹ para o PCB 180.

Tabela 16 - Limites de detecção e limites de quantificação (em ng mL⁻¹) dos PCBs em estudo.

Composto	Limite de Detecção	Limite de Quantificação
PCB 28	0,1	0,25
PCB 52	0,1	0,5
PCB 153	0,1	0,5
PCB 138	0,1	0,5
PCB 180	0,1	0,5

5.3 Resíduos de PCBs

Os resultados obtidos na pesquisa sobre os resíduos de PCBs nas amostras de soro de cordão umbilical analisadas encontram-se na Tabela 17.

Tabela 17 – Frequência de determinação e concentração dos PCBs em ng mL⁻¹ (média, desvio-padrão, mediana, mínimo e máximo) em soro de cordão umbilical (N=148).

Congêneres	N > LOQ	% > LOQ	Média (DP)	Mediana	Mínimo	Máximo
PCB 28	38	19,9	0,18 (0,40)	0,05	<LOD	3,4
PCB 52	81	54,7	1,71 (4,48)	0,59	<LOD	35,14
PCB 153	76	51,4	0,82 (1,04)	0,55	<LOD	5,38
PCB 138	94	63,5	2,45 (3,07)	0,93	<LOD	16,61
PCB 180	82	55,4	1,49 (1,77)	0,73	<LOD	8,04
∑PCBs			6,65 (10,76)	2,85		

Valores abaixo do limite de quantificação (LOQ) foram considerados como LOD/2 para o cálculo da média e mediana. LOD: 0,1 ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical. LOQ: 0,25 ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical (PCB 28) e 0,5 ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical (PCBs 52, 153, 138 e 180).

O PCB 138 foi o que obteve a maior frequência, sendo detectado acima do limite de quantificação em 63,5% das amostras analisadas. Este mesmo congêneres também foi o que obteve a maior média, com $2,45 \text{ ng mL}^{-1}$, com valores que variaram de $<\text{LOD}$ até $16,61 \text{ ng mL}^{-1}$. O PCB 180 foi o segundo com maior frequência, sendo detectado em 55,4% das amostras, com um valor médio de $1,49 \text{ ng mL}^{-1}$, variando de $<\text{LOD}$ a $8,04 \text{ ng mL}^{-1}$. O PCB 52 teve frequência semelhante ao PCB 180, sendo detectado em 54,7% das amostras, com média de $1,71 \text{ ng mL}^{-1}$ e valores entre $<\text{LOD}$ e $35,14 \text{ ng mL}^{-1}$, seguido do PCB 153 em 51,4% e do PCB 28, detectado em 19,9% das amostras analisadas. A concentração média foi de $0,82 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 153, com variações de $<\text{LOD}$ a $5,38 \text{ ng mL}^{-1}$, e de $0,18 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 28, com variações de $0,26$ a $3,4 \text{ ng mL}^{-1}$.

Na Figura 11 apresenta-se o cromatograma de uma amostra de soro de cordão umbilical contaminada com os cinco congêneres de PCBs em estudo.

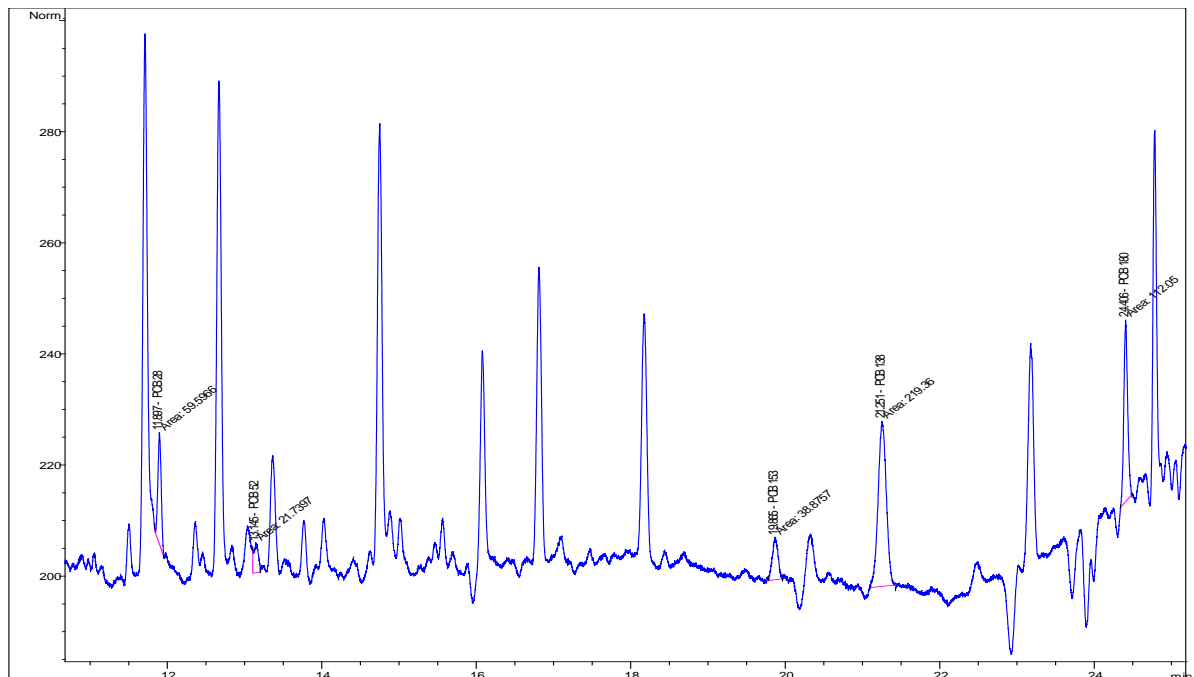


Figura 11 – Cromatograma típico (GC- μ ECD) de uma amostra de soro de cordão umbilical contaminada com os 5 PCBs em estudo.

As concentrações médias encontradas no presente estudo diferem de um estudo realizado na Eslováquia por Park *et al.* (2008), os quais encontraram valores médios bem abaixo, com concentrações de $0,38 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 153, de $0,28 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 138 e de $0,33 \text{ ng mL}^{-1}$ para o PCB 180 em amostras de soro de

cordão umbilical. Também diferem de outros estudos que constataram valores médios menores, dentre os quais podemos citar os realizados na Bélgica (COVACI *et al.*, 2002), com valores médios de 0,11 ng mL⁻¹ para o PCB 138, de 0,16 ng mL⁻¹ para o PCB 153 e de 0,08 ng mL⁻¹ para o PCB 180; na Espanha (GRIMALT *et al.*, 2010), com valores médios de 0,014 ng mL⁻¹ para o PCB 28, de 0,021 para o PCB 52, de 0,24 ng mL⁻¹ para o PCB 153, de 0,17 ng mL⁻¹ para o PCB 138 e de 0,2 ng mL⁻¹ para o PCB 180; e na Alemanha (BUCHOLSKI *et al.*, 1996), com valores médios de 0,17 ng mL⁻¹ para o PCB 138, de 0,21 ng mL⁻¹ para o PCB 153 e de 0,18 ng mL⁻¹ para o PCB 180. Porém em outro estudo realizado na Alemanha (LACKMANN *et al.*, 1996) foram encontrados valores médios bem superiores para o PCB 28 (0,47 ng mL⁻¹).

Embora tenham sido encontrados estudos que não associam significativamente os níveis de PCBs no sangue do cordão umbilical com os níveis de PCBs no soro das mães (HUISMAN *et al.*, 1995; SALA *et al.*, 2001), diversos outros estudos demonstraram que os compostos organoclorados atravessam a barreira transplacentária e são facilmente transmitidos ao feto numa razão de 25 a 30% se expresso em peso total (COVACI *et al.*, 2002; BUTLER WALKER *et al.*, 2003) ou ao redor de 80% se expresso em peso de gordura (JARACZEWSKA *et al.*, 2006). Com base nesta informação, foram encontrados inúmeros estudos com concentrações variadas de PCBs em soro de mulheres. Com relação a resultados encontrados no soro total, Wolff *et al.* (2005) relataram concentrações médias do somatório dos PCBs 118, 138, 153 e 180 que variaram entre 0,62 e 1,84 ng mL⁻¹, diferindo de acordo com idade, raça, IMC e nível de instrução das gestantes residentes na cidade de Nova Iorque, Estados Unidos. Já Covaci *et al.* (2002) encontraram uma concentração média do somatório dos mesmos PCBs um pouco superior nas mães residentes na Bélgica (1,9 ng mL⁻¹), enquanto Rylander *et al.* (1997) relataram uma concentração média do PCB 153 de 0,96 ng mL⁻¹ em mulheres residentes na Suíça e Jackson *et al.* (2010) relataram uma concentração média do somatório de 74 congêneres de PCBs analisados de 4,18 ng mL⁻¹ nos Estados Unidos. Em outro estudo realizado na Eslováquia (PARK *et al.*, 2008), foram encontrados valores médios de 1,97 ng mL⁻¹ para o PCB 153, de 1,29 ng mL⁻¹ para o PCB 138 e de 1,85 ng mL⁻¹ para o PCB 180.

5.4 Relação entre os dados dos questionários e os resíduos de PCBs

Para avaliar a relação entre os dados dos questionários e os resíduos de PCBs detectados nas amostras de soro de cordão umbilical foram realizados diversos testes, de acordo com a variável em estudo. Testes de correlação linear simples, através do coeficiente de Spearman, foram empregados para os dados contínuos, tais como o peso, idade e altura, entre outros. Análises de variância de uma via (ANOVA), seguidas do teste de Tukey quando necessário foram realizadas para as variáveis classificadas em mais de duas categorias, como por exemplo, estado civil, cor, hábitos alimentares, entre outros. Testes t de Student foram realizados para as variáveis classificadas em duas categorias, tais como hábito de fumar e ingerir bebidas alcoólicas, sexo do recém-nascido, ocorrência de baixo peso, entre outros. Os resultados estão apresentados a seguir.

Na Tabela 18 apresentam-se os coeficientes de correlação linear simples e sua significância entre as concentrações de PCBs e as variáveis de altura da doadora, comprimento, peso e perímetro cefálico do recém-nascido.

Tabela 18 – Coeficientes de correlação linear simples entre as concentrações de PCBs e as variáveis de altura da doadora, comprimento, peso e perímetro cefálico do recém-nascido.

Congêneres	Altura da doadora	Comprimento do RN	Peso do RN	Perímetro cefálico do RN
PCB 28	0,069	0,155	0,193*	0,249**
PCB 52	0,189*	0,097	0,067	0,014
PCB 153	-0,230**	-0,110	0,013	0,039
PCB 138	-0,085	-0,247**	-0,099	-0,047
PCB 180	-0,215*	-0,177*	-0,060	-0,011

* $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$. RN: recém-nascido.

Em relação à altura das doadoras, foram encontradas correlações significativas com as concentrações dos PCBs 52 ($p \leq 0,05$), 153 ($p \leq 0,01$) e 180 ($p \leq 0,05$). Para o PCB 52 a correlação foi positiva, enquanto que para os PCBs 153 e 180 a correlação foi negativa (Figura 12a, b e c).

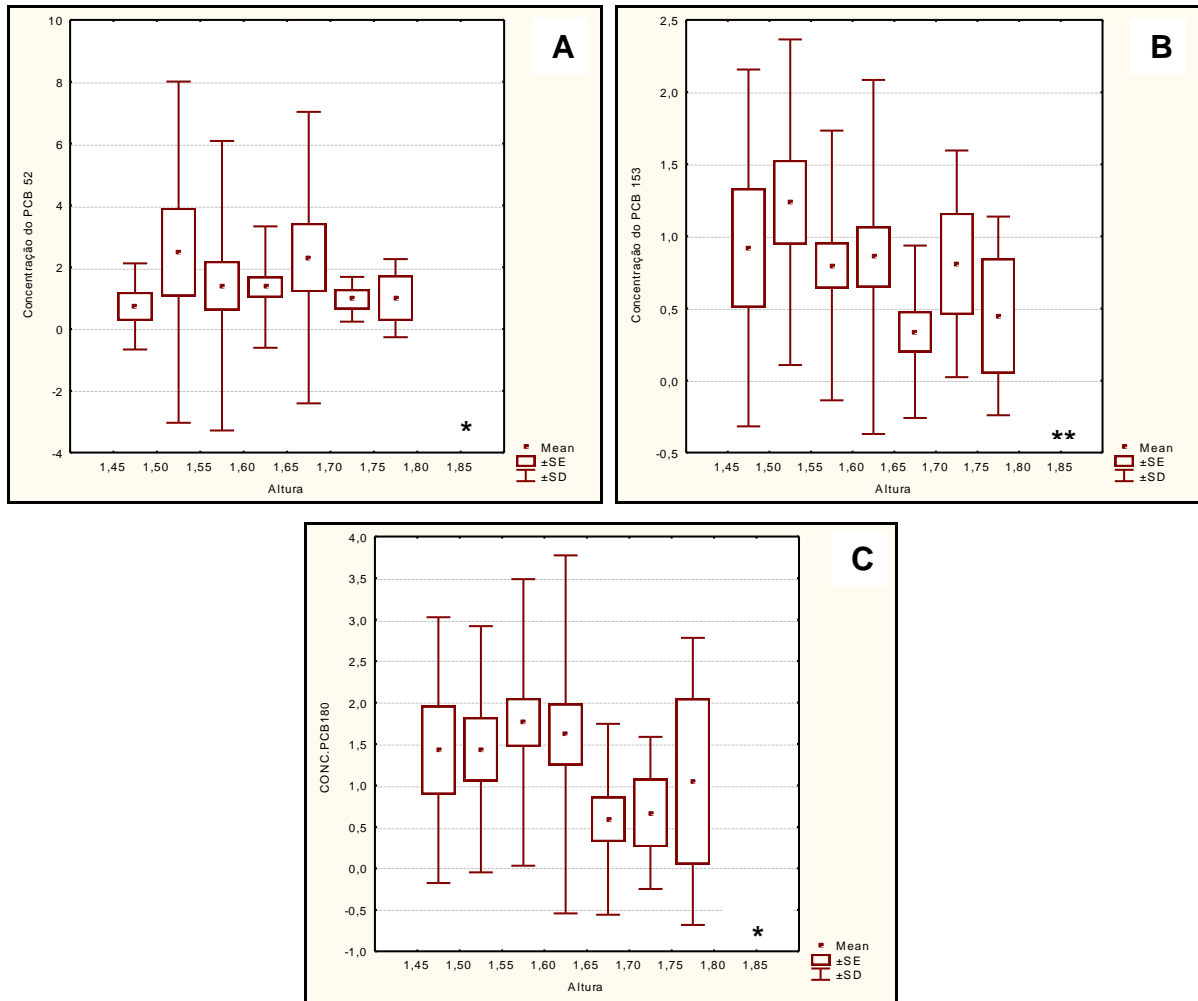


Figura 12 – Representação gráfica da correlação da altura das doadoras com os PCBs 52 (A), 153 (B) e 180 (C). Concentração de PCBs expressa em ng mL^{-1} de soro de cordão umbilical. Altura expressa em metros. * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$.

Embora o IMC das gestantes não tenha sido correlacionado significativamente com as concentrações de PCBs, a altura é uma das medidas utilizadas para o seu cálculo. Estudos realizados nos Estados Unidos (WOLFF *et al.*, 2005) e na Espanha (AGUDO *et al.*, 2009) correlacionaram os maiores índices de IMC das gestantes com os menores valores de PCBs, demonstrando correlação negativa. Porém, outros estudos realizados no Japão (NAKAMURA *et al.*, 2008) e na Republica Tcheca (CERNÁ *et al.*, 2008) não encontraram correlação significativa das concentrações de PCBs com este índice.

Não foram encontradas correlações significativas entre a concentração de PCBs no soro do cordão umbilical, a idade e o peso das doadoras no presente estudo, concordando com os resultados encontrados por Huisman *et al.* (1995),

embora haja diversos estudos relatando correlação com a idade (RYLANDER *et al.*, 1997; COSTABEBER & EMANUELLI, 2003b; WOLFF *et al.*, 2005; NAKAMURA *et al.*, 2008; HANSEN *et al.*, 2009; TODAKA *et al.*, 2010). Adicionalmente, não foram encontradas correlações significativas entre as concentrações de PCBs e o número de gestações, número de partos e número de abortos das doadoras, embora outros trabalhos tenham relatado correlações negativas com o número de partos (NAKAMURA *et al.*, 2008; HANSEN *et al.*, 2009). Estas diferenças entre o presente estudo e os estudos citados podem ser explicadas devido à relação de interferência de outros fatores, através da realização de análise estatística multivariada.

Em relação aos dados dos recém-nascidos, foram encontradas correlações significativas entre as concentrações de PCBs e o comprimento para os PCBs 138 ($p \leq 0,01$) e 180 ($p \leq 0,05$), o peso para o PCB 28 ($p \leq 0,05$) e o perímetro cefálico para o PCB 28 ($p \leq 0,01$).

As correlações foram negativas para o comprimento do recém-nascido, indicando que os bebês menores tinham uma maior concentração dos PCBs 138 e 180 em seu soro de cordão umbilical, conforme observa-se na Figura 13a e b.

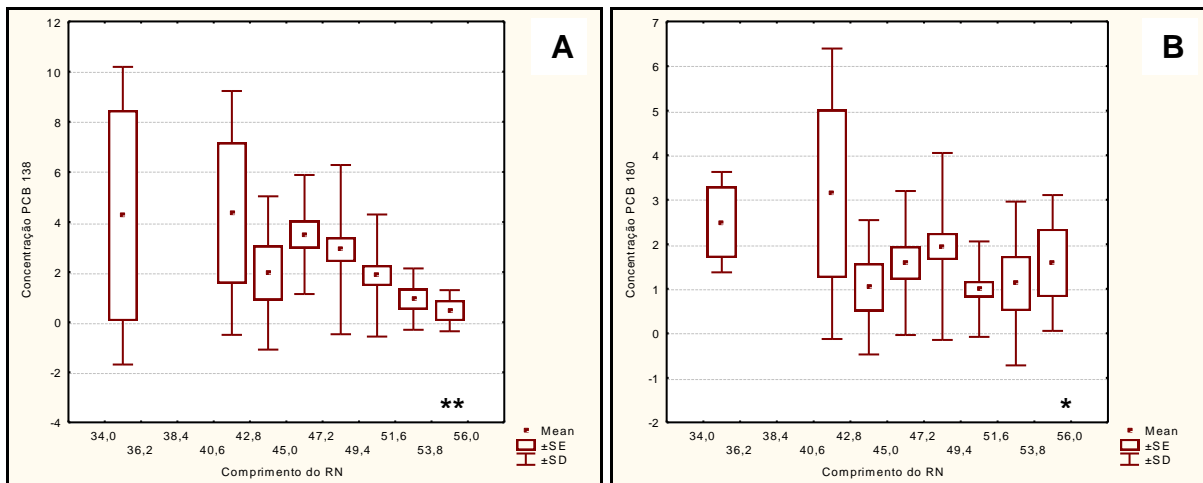


Figura 13 - Representação gráfica da correlação do comprimento dos recém-nascidos (RN) com os PCBs 138 (A) e 180 (B). Concentração de PCBs expressa em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical. Comprimento expresso em centímetros. * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$.

Resultados semelhantes foram descritos por Tan *et al.* (2009), porém com os PCBs 118, 132 e 153 influenciando negativamente. Em relação ao peso e ao perímetro cefálico dos recém-nascidos a correlação foi positiva, indicando que os bebês mais pesados e com uma medida de perímetro cefálico maior tiveram uma

maior concentração do PCB 28. Ao contrário do presente estudo, Tan *et al.* (2009) correlacionaram negativamente o peso do recém-nascido e seu perímetro cefálico com os PCBs 28, 31, 118, 132 e 153. Já em outro estudo realizado por Jackson *et al.* (2010), não houve correlação estatística significativa entre a concentração de PCBs e o peso dos recém-nascidos.

Não foram encontradas correlações significativas entre a concentração de PCBs e os escores de APGAR no primeiro e quinto minuto, concordando com os resultados demonstrados por Huisman *et al.* (1995), embora o estudo de Tan *et al.* (2009) tenha referenciado uma correlação negativa dos PCBs 118 e 180 com o escore de APGAR no primeiro minuto.

Em relação ao tipo de parto das doadoras, as que tiveram um parto com o auxílio do fórceps tiveram uma alta concentração média do PCB 153 (3,5 ng mL⁻¹), diferindo estatisticamente das que tiveram um parto espontâneo (0,69 ng mL⁻¹), por cesárea (0,80 ng mL⁻¹) ou induzido (1,28 ng mL⁻¹), como observa-se na Tabela 19. Pode-se evidenciar que as gestantes que necessitaram de auxílio do fórceps tiveram as maiores concentrações de todos os PCBs, com exceção do PCB 28. Não foram encontrados estudos relacionados à concentração de PCBs e o tipo de parto das gestantes.

Tabela 19 – Análise de variância e seu significado entre as concentrações de PCBs e o tipo de parto das doadoras.

Tipo de parto (N)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Espontâneo (36)	0,24 (0,40)	2,32 (6,35)	0,69 (0,93) ^a	2,89 (3,84)	1,53 (2,03)
Fórceps (2)	0,05 (0)	9,59 (10,32)	3,50 (0,75) ^b	5,99 (8,39)	4,05 (5,65)
Cesárea (103)	0,17 (0,42)	1,40 (3,55)	0,80 (1,01) ^a	2,16 (2,60)	1,40 (1,57)
Induzido (6)	0,10 (0,12)	0,72 (0,95)	1,28 (1,32) ^a	4,05 (3,23)	1,98 (1,77)

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical.

Os valores que na mesma coluna apresentam letras diferentes diferem estatisticamente ($p < 0,05$).

Embora não tenha sido possível constatar diferença significativa entre as profissões das doadoras devido à categoria das trabalhadoras na indústria ser composta de somente uma amostra, é importante ressaltar a alta concentração do PCB 28 nesta doadora, que atingiu uma média de 16,89 ng mL⁻¹, enquanto que as demais ficaram entre 0,33 e 2 ng mL⁻¹, como podemos observar na Tabela 20.

Tabela 20 – Distribuição de frequência da relação entre a concentração dos PCBs e a profissão das doadoras.

Profissão (N)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Do lar (88)	0,21 (0,47)	2,0 (5,38)	0,82 (1,08)	2,32 (2,84)	1,56 (1,68)
Indústria (1)	0,05 (0)	16,89 (0)	4,03 (0)	0,05 (0)	0,05 (0)
Agricultura (5)	0,15 (0,14)	0,87 (0,47)	1,21 (0,75)	2,02 (2,69)	2,70 (2,91)
Comércio (6)	0,12 (0,17)	0,33 (0,46)	0,69 (1,13)	1,28 (1,19)	0,48 (0,68)
Outras (30)	0,16 (0,35)	1,04 (1,54)	0,82 (0,89)	2,99 (4,07)	1,66 (2,17)
Doméstica (9)	0,15 (0,22)	1,05 (2,09)	0,63 (1,07)	2,51 (2,57)	1,28 (1,24)
Estudante (8)	0,12 (0,19)	1,59 (3,08)	0,44 (0,73)	3,52 (3,44)	0,39 (0,74)

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical.

Em um estudo realizado por Porta *et al.* (2008) a categoria de trabalhadores manuais foi correlacionada com a maior concentração de PCBs, juntamente com a categoria de classe social mais baixa. Em outro estudo realizado na Itália por Turriobaldassarri *et al.* (2008) foram correlacionadas as concentrações mais altas de PCBs com os antigos trabalhadores de uma indústria química fabricante de PCBs, comprovando que os trabalhadores na indústria possuem uma maior contaminação. Ao contrário destes, não foi encontrada correlação significativa entre a concentração de PCBs e a profissão das doadoras no estudo realizado por Costabeber & Emanuelli (2003b), concordando com o presente estudo.

Em relação ao local de moradia das doadoras, as que residiam fora de Santa Maria tiveram as maiores concentrações médias para os PCBs 153 e 180, diferindo significativamente das residentes em Santa Maria (Tabela 21).

Tabela 21 – Relação entre as concentrações de PCBs e o local de moradia das doadoras.

Local de moradia (N)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Em Santa Maria (106)	0,19 (0,45)	1,90 (5,01)	0,63 (0,88) ^b	2,26 (3,17)	1,27 (1,60) ^b
Fora de Santa Maria (41)	0,16 (0,24)	1,25 (2,79)	1,30 (1,28) ^a	2,98 (2,81)	2,03 (2,10) ^a

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical.

Os valores que na mesma coluna apresentam letras diferentes diferem estatisticamente ($p < 0,05$).

As doadoras que residiam fora de Santa Maria tiveram uma concentração média do PCB 153 de 1,30 ng mL⁻¹, diferindo estatisticamente das que moravam fora (Figura 14a). Segundo Koppen *et al.* (2009), a área de residência corresponde a mais de 20% da variabilidade nas concentrações de compostos organoclorados. Também foram encontrados diversos estudos relacionando positivamente o local de

residência com a concentração de PCBs em soro sanguíneo (RYLANDER *et al.*, 1997; CERNÁ *et al.*, 2008; HANSEN *et al.*, 2009; ZUBERO *et al.*, 2009).

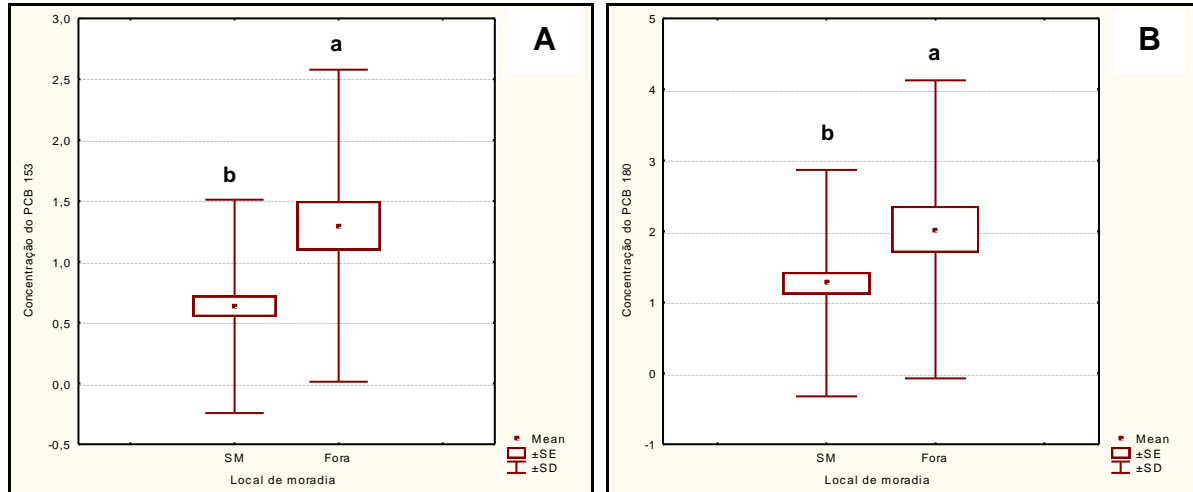


Figura 14 - Concentração média dos PCBs 153 (A) e 180 (B), em ng mL^{-1} de soro de cordão umbilical, no grupo das doadoras residentes em Santa Maria e fora de Santa Maria. Letras diferentes (a e b) indicam diferença estatística significativa ($p < 0,05$).

Não foram encontradas diferenças significativas entre as amostras das doadoras que possuíam ou não hábitos de fumar e de ingerir bebidas alcoólicas e as concentrações de PCBs, concordando com os resultados encontrados por Huisman *et al.* (1995), Apostoli *et al.* (2005), Turci *et al.* (2006) e Bergonzi *et al.* (2009).

Em relação à alimentação das doadoras, foi encontrada diferença significativa nos níveis de PCBs em função do consumo ou não de um alimento somente para os níveis de PCB 153, entre as consumidoras e não consumidoras de frutas, conforme demonstra a Tabela 22.

Tabela 22 – Efeito do consumo de frutas pelas doadoras nas concentrações de PCBs no soro de cordão umbilical.

Consumo de frutas (N=144)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Consome	0,20 (0,40)	1,69 (3,70)	1,15 (1,30) ^a	2,69 (3,46)	1,70 (1,75)
Não consome	0,18 (0,42)	1,76 (4,91)	0,69 (0,88) ^b	2,42 (2,93)	1,39 (1,79)

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL^{-1} de soro de cordão umbilical. Os valores que na mesma coluna apresentam letras diferentes diferem estatisticamente ($p < 0,05$).

As doadoras que possuíam o hábito de consumir frutas tiveram uma concentração maior do PCB 153 do que as que não consumiam o referido alimento (1,15 e 0,69 ng mL^{-1} , respectivamente), diferindo estatisticamente. Porém, com

exceção do PCB 52, todos os demais PCBs tiveram a concentração média maior no grupo das consumidoras de frutas, embora sem diferença significativa. Essa concentração talvez seja atribuída a uma possível contaminação do solo, da água ou por pesticidas, o que merece um estudo mais aprofundado sobre o tema.

Em relação ao consumo de carne por parte das doadoras não foram encontradas diferenças significativas (Tabela 23).

Tabela 23 – Efeito do consumo de carne pelas doadoras nas concentrações de PCBs em soro do cordão umbilical.

Consumo de carne (N=144)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Consome	0,18 (0,41)	1,81 (4,66)	0,84 (1,05)	2,40 (3,05)	1,50 (1,78)
Não consome	0,19 (0,28)	0,44 (0,72)	0,67 (1,03)	4,17 (3,65)	1,24 (1,77)

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical.

Da mesma forma, o hábito de consumir leite (Tabela 24) e feijão (Tabela 25) não teve muita influência sobre as concentrações de PCBs.

Tabela 24 – Efeito do consumo de leite pelas doadoras nas concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical.

Consumo de leite (N=144)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Consome	0,17 (0,35)	1,93 (5,04)	0,81 (0,94)	2,49 (3,28)	1,54 (1,85)
Não consome	0,22 (0,54)	1,28 (3,02)	0,90 (1,29)	2,54 (2,65)	1,37 (1,60)

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL⁻¹ de soro do cordão umbilical.

Tabela 25 – Efeito do consumo de feijão pelas doadoras nas concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical.

Consumo de feijão (N=144)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Consome	0,17 (0,32)	1,79 (4,82)	0,82 (1,03)	2,42 (3,18)	1,45 (1,76)
Não consome	0,29 (0,76)	1,41 (2,20)	0,90 (1,17)	3,03 (2,57)	1,72 (1,94)

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical.

Também não foi constatado efeito do consumo de ovos, saladas (verduras e legumes) e arroz nas concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical.

Os resultados dos hábitos alimentares do presente estudo diferiram de diversos estudos, os quais encontraram correlação alta entre a concentração de PCBs e o hábito de consumir peixes (RYLANDER *et al.*, 1997; WOLFF *et al.*, 2005; TURCI *et al.*, 2006; FITZGERALD *et al.*, 2007; AGUDO *et al.*, 2009) e produtos

lácteos (KOPPEN *et al.*, 2009). Divergiram também de estudos que não constataram influência da alimentação nos níveis de PCBs (COSTABEBER & EMANUELLI, 2003b; APOSTOLI *et al.*, 2005; NAKAMURA *et al.*, 2008; BERGONZI *et al.*, 2009). Por outro lado, as informações fornecidas pelos questionários não permitiram determinar a causa do efeito do consumo dos alimentos sobre os níveis de PCBs encontradas no presente estudo, sendo necessária aplicação de um questionário de frequência de consumo alimentar nas doadoras.

Em relação à ocorrência de aborto, o grupo das doadoras que sofreram aborto apresentou maior concentração do PCB 52, diferindo estatisticamente do grupo que não sofreu aborto (Tabela 26). Não foram encontrados estudos que reportassem a relação entre a ocorrência de abortos e as concentrações de PCBs.

Tabela 26 – Efeito da ocorrência de aborto nas doadoras sobre as concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical.

Ocorrência de aborto (N)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Não (70)	0,15 (0,32)	0,93 (1,47) ^a	0,74 (1,02)	2,05 (2,54)	1,42 (1,71)
Sim (78)	0,21 (0,47)	2,41 (5,96) ^b	0,89 (1,06)	2,81 (3,46)	1,54 (1,83)

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical.

Os valores que na mesma coluna apresentam letras diferentes diferem estatisticamente (p<0,05).

Os recém-nascidos classificados na categoria de baixo peso ao nascimento tiveram maior concentração média para o PCB 52 (Tabela 27).

Tabela 27 – Efeito da ocorrência de baixo peso nos recém-nascidos sobre as concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical.

Ocorrência de baixo peso (N)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Não (138)	0,19 (0,42)	1,35 (3,26) ^a	0,81 (1,0)	2,50 (3,06)	1,48 (1,72)
Sim (10)	0,05 (0)	6,66 (11,77) ^b	1,02 (1,62)	1,74 (3,33)	1,52 (2,45)

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical.

Os valores que na mesma coluna apresentam letras diferentes diferem estatisticamente (p<0,05).

O PCB 52 obteve uma concentração média de 6,66 ng mL⁻¹ no grupo dos recém nascidos com baixo peso, enquanto que no grupo dos que não apresentou baixo peso a concentração média foi de 1,35 ng mL⁻¹ (Figura 15). Os resultados encontrados no presente estudo concordam com os encontrados por Tan *et al.*

(2009), que também observou uma correlação negativa entre o baixo peso fetal e a concentração dos PCBs.

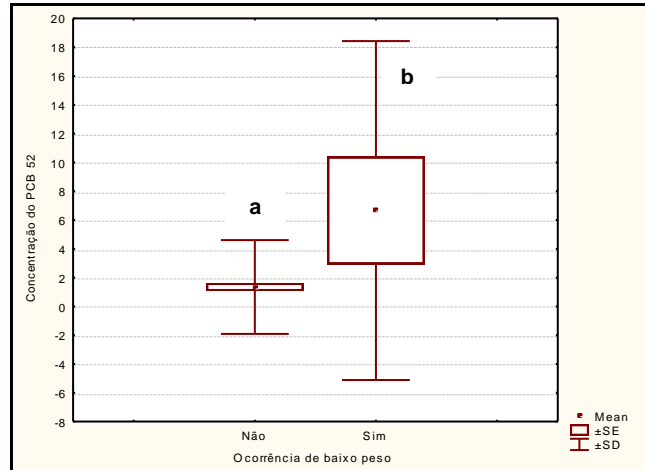


Figura 15 – Concentração do PCB 52, em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical, nos grupos de bebês com peso normal e baixo peso. Letras diferentes (a e b) indicam diferença estatística significativa (p<0,05).

Segundo Lackmann *et al.* (1996) um bebê nascido de uma gestação de 42 semanas (a termo) terá de 50 a 140% mais PCBs do que um bebê nascido na 38^o semana. Isto é atribuído, em parte, à diminuição da capacidade de filtração da placenta durante as últimas semanas da gestação. Apesar desta informação, não foi encontrado efeito do tempo de gestação (a termo ou não), ou da classificação do capurro sobre as concentrações de PCBs.

Os recém-nascidos que apresentaram malformação obtiveram as maiores médias para todos os PCBs em estudo, diferindo significativamente do grupo que não apresentou malformação para os PCBs 28, 52 e 180 (Tabela 28).

Tabela 28 – Efeito da ocorrência de malformação nos recém-nascidos nas concentrações de PCBs em soro de cordão umbilical.

Ocorrência de malformação (N)	PCB 28 (DP)	PCB 52 (DP)	PCB 153 (DP)	PCB 138 (DP)	PCB 180 (DP)
Sim (11)	0,58 (1,01) ^a	5,75 (10,5) ^a	1,26 (1,21)	3,90 (5,32)	2,59 (2,33) ^a
Não (136)	0,15 (0,30) ^b	1,39 (3,51) ^b	0,77 (1,01)	2,33 (2,83)	1,41 (1,70) ^b

Valores apresentados como média (desvio padrão) em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical.

Os valores que na mesma coluna apresentam letras diferentes diferem estatisticamente (p<0,05).

Não foram encontradas referências na literatura sobre a influência de PCBs na malformação de bebês, permitindo assim deduzir que este seja o primeiro estudo

realizado sobre o tema. A Figura 16 demonstra graficamente a diferença nas concentrações de PCBs entre os bebês normais e os malformados.

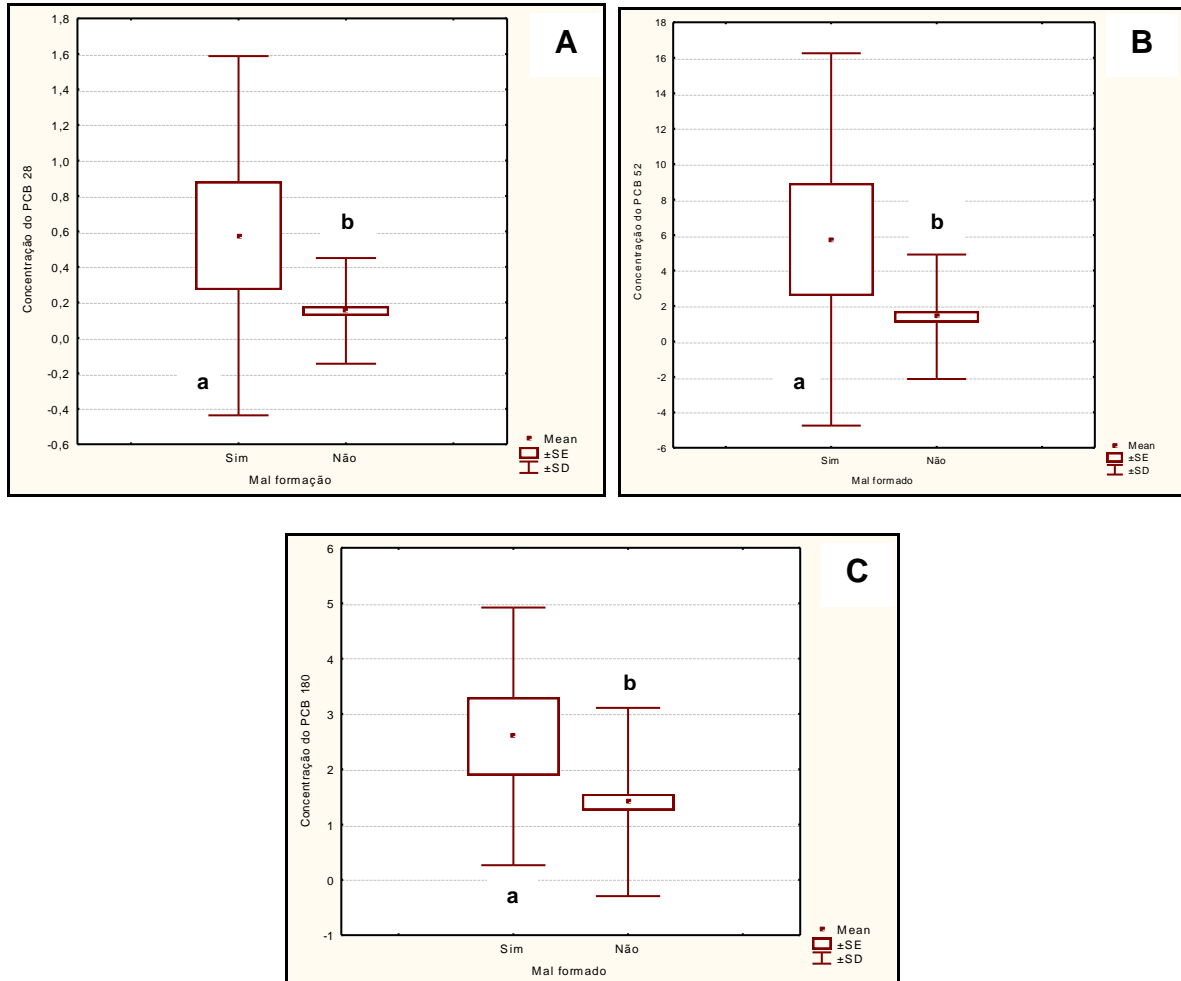


Figura 16 - Concentração dos PCBs 28 (A), 52 (B) e 180 (C), em ng mL⁻¹ de soro de cordão umbilical, nos grupos de bebês normais e malformados. Letras diferentes (a e b) indicam diferença estatística significativa (p < 0,05).

6 CONCLUSÕES

Dos resultados obtidos no presente trabalho pode-se concluir que:

- A metodologia de extração dos PCBs por hidrólise ácida em soro de cordão umbilical foi validada, com parâmetros que apresentaram os seguintes resultados: linearidade com o valor de r entre 0,997 e 0,999; repetibilidade com CV entre 6,75 e 12,55%; precisão intermediária com CV entre 11,26 e 17,76%; recuperação entre 90,1 e 113,05%; limite de detecção de 0,1 ng mL para todos os PCBs; limite de quantificação de 0,25 ng mL para o PCB 28 e de 0,50 ng mL para os demais PCBs (52, 153, 138 e 180).
- Os resíduos de PCBs foram detectados nas amostras de soro de cordão umbilical numa frequência de 63,5% para o PCB 138, de 55,4% para o PCB 180, de 54,7% para o PCB 52, de 51,4% para o PCB 153 e de 19,9% para o PCB 28.
- As concentrações médias de resíduos de PCBs nas amostras de soro de cordão umbilical foram de 0,18 ng mL para o PCB 28, de 1,71 ng mL para o PCB 52, de 0,82 ng mL para o PCB 153, de 2,45 ng mL para o PCB 138 e de 1,49 ng mL para o PCB 180, demonstrando que a população pesquisada apresentou índices elevados de contaminação.
- Por parte das doadoras, foi constatada correlação negativa da concentração de PCBs com a altura. Adicionalmente, houve diferença significativa nos grupos das doadoras residentes fora de Santa Maria, consumidoras de fruta, que necessitaram de parto auxiliado por fórceps e que sofreram aborto.
- Em relação aos recém-nascidos, as concentrações dos PCBs obtiveram correlação significativa com o seu desenvolvimento, afetando negativamente o seu comprimento e positivamente seu peso e perímetro cefálico.

- Ainda em relação aos recém-nascidos, houve diferença significativa no grupo classificado com baixo peso ao nascimento e no grupo que apresentou algum tipo de malformação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADENUGBA, A. et al. Polychlorinated biphenyls in bile patients with biliary tract cancer. **Chemosphere**, v.76, p.841-846, 2009.

AGUDO, A. et al. Polychlorinated biphenyls in Spanish adults: Determinants of serum concentrations. **Environmental Research**, v.109, p.620-628, 2009.

ÂNGULO, R. et al. Clean-up distillation: critical points in the organochlorine residue analysis. **1st European Pesticide Residue Workshop**. Alkmaar-Netherlands. June 10-12, p.59, 1996.

ANTONELLO, I. et al. Determinação de Ascarel em óleo isolante de transformadores. **Química Nova**, v.30, n.3, p.709-711, 2007.

APOSTOLI, P. et al. Assessment of reference values for polychlorinated biphenyl concentration in human blood. **Chemosphere**, v.61, p.413-421, 2005.

ARNOLD, D.L.; D'MELLO, J.P.F.; FREELEY, M. **Food Safety: Contaminants and Toxins**. Chapter 6, p.125-152. New York: CAB International, 2003.

AYOTTE, P. et al. Assessment of pre- and postnatal exposure to polychlorinated biphenyls: lessons from the inuit cohort study. **Environment Health Perspectives**, v.111, n.9, p.1253-1258, July, 2003.

BEHRMAN, R.E. **Tratado de Pediatria**. 14.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1994.

BERGONZI, R. et al. Distribution of persistent organochlorine pollutants in maternal and foetal tissues: Data from an Italian polluted urban area. **Chemosphere**, v.76, p. 747-754, 2009.

BRASIL. Portaria Interministerial N° 19, de 29 de janeiro de 1981. Disponível em: < http://www.hmlambiental.com.br/criterios/legislacao/Interministerial/Portaria_Interministerial_MINTER_MME_MDIC_n%C2%BA_19,_de_29_de_janeiro_de_1981.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 316, de 29 de outubro de 2002. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=338> >. Acesso em: 30 jan. 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Resolução - RE N° 899, de 29 de maio de 2003. Disponível em: < <http://www.anvisa.gov.br/e-legis/>>. Acesso em: 30 jan. 2010.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa N° 14, de 25 de maio de 2009. Disponível em: < <http://extranet.agricultura.gov.br/sislegis-consulta/consultarLegislacao.do?operacao=visualizar&id=20141>>. Acesso em: 30 jan. 2010.

BUCHOLSKI, K.A. et al. Determination of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in human body fluids and tissues. **Journal of Chromatography A**, v.754, p.479-485, 1996.

BURES, M.; PEKÁREK, V.; OCELKA, T. Thermochemical properties and relative stability of polychlorinated biphenyls. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.25, p.148-155, 2008.

BUTLER WALKER, J. et al. Organochlorine levels in maternal and umbilical cord blood plasma in Arctic Canada. **The Science of the Total Environment**, v.302, p.27-52, 2003.

CARRIZO, D. et al. Pentachlorobenzene, hexachlorobenzene, and pentachlorophenol in children's serum from industrial and rural populations after restricted use. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.71, p.260-266, 2008.

CARRIZO, D.; GRIMALT, J.O. Rapid and simplified method for the analysis of polychloronaphthalene congener distributions in environmental and human samples by gas chromatography coupled to negative ion chemical ionization mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v.1118, p.271-277, 2006.

CARRIZO, D.; GRIMALT, J.O. Gas chromatographic-mass spectrometric analysis of polychlorostyrene congener mixtures in sediments, human sera and cord sera. **Journal of Chromatography A**, v.1216, p.5723-5729, 2009.

CCE. Comissão das Comunidades Europeias. Regulamento (CE) N° 1881/2006 da Comissão de 19 de dezembro de 2006. Fixa os teores máximos de certos contaminantes presentes em gêneros alimentícios. Disponível em: < <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:0024:PL:PDF>>. Acesso em: 30 jan. 2010.

CERNÁ, M. et al. Serum concentrations of indicator PCB congeners in the Czech adult population. **Chemosphere**, v.72, p.1124-1131, 2008.

CHAO, H.R. et al. Placental transfer of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in Taiwanese mothers in relation to menstrual cycle characteristics. **Food and Chemical Toxicology**, v.45, p.259-265, 2007.

CHARLIER, C.J. et al. Polychlorinated biphenyls contamination in women with breast cancer. **Clinica Chimica Acta**, v.347, p.177-181, 2004.

COLBORN, T.; MEYERS, J.P.; DUMANOSKI, D. **Nuestro Futuro Robado**. Madrid, España: Ecoespaña Editorial, 1997.

COSTABEBER, I. **Resíduos organoclorados persistentes em grama mamaria y su relación com los hábitos alimentarios**: repercusiones sanitárias. 1999. 315f. Tese (Doutorado em Ciencia y Tecnologia de los Alimentos) - Departamento de Bromatología y Tecnologia de los Alimentos, Facultad de Veterinária, Universidad de Córdoba, España, 1999.

COSTABEBER, I.; ANGULO, R.; JODRAL, M. Resíduos organoclorados em tecido adiposo mamario y su relación con el cáncer de mama. **Medicina**, Ribeirão Preto, v.33, p.506-514, 2000.

COSTABEBER, I.; EMANUELLI, T. Aspectos toxicologicos de los bifenilos policlorados: una recopilación. **Bol. BCTA**, Campinas, v.37(Supl.), p.1-10, dez., 2003a.

COSTABEBER, I.; EMANUELLI, T. Influence of alimentary habits, age and occupation on polychlorinated biphenyl levels in adipose tissue. **Food and Chemical Toxicology**, v.41, p.73-80, 2003b.

COSTABEBER, I. et al. Levels of polychlorinated biphenyls (PCBs) in meat and meat products from the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Food and Chemical Toxicology**, v.44, p.1-7, 2006.

- COVACI, A. et al. Distribution of PCBs and organochlorine pesticides in umbilical cord and maternal serum. **The Science of the Total Environment**, v.298, p.45-53, 2002.
- DEBACKER, N. et al. PCDD/F levels in plasma of a Belgian population before and after the 1999 Belgian PCB/DIOXIN incident. **Chemosphere**, v.67, p.S217-S223, 2007.
- DELLAIRE, F. et al. Effect of prenatal exposure to polychlorinated biphenyls on incidence of acute respiratory infections in preschool inuit children. **Environmental Health Perspectives**, v.114, n.8, p.1301-1305, 2006.
- ERDOGRUL, Ö. Levels of selected pesticides in honey samples from Kahramanmaras, Turkey. **Food Control**, v.18, p.866-871, 2007.
- EVERETT, C.J. et al. Association of polychlorinated biphenyls with hypertension in the 1999-2002 National Health and Nutrition Examination Survey. **Environmental Research**, v.108, p.94-97, 2008.
- FATTORE, E. et al. Assessment of the dietary exposure to non-dioxin-like PCBs of the Italian general population. **Chemosphere**, v.73, p.S278-S283, 2008.
- FITZGERALD, E.F. et al. Environmental exposures to polychlorinated biphenyls (PCBs) among older residents of upper Hudson River communities. **Environmental Research**, v.104, p.352-360, 2007.
- FOLHA DO PARANÁ. RFFSA é multada em R\$ 20 mil por vazamento de Ascarel. Curitiba, 27 abr. 2001.
- FURUYA, H. et al. Neurological signs and symptoms in patients with chronic PCB poisoning (Yusho accident) for more than 36 years. **Journal of Dermatological Science Supplement**, v.1, p.539-544, 2005.
- GONCHAROV, A. et al. High serum PCBs are associated with elevation of serum lipids and cardiovascular disease in a Native American population. **Environmental Research**, v.106, p.226-239, 2008.
- GRIMALT, J.O. et al. An evaluation of the sexual differences in the accumulation of organochlorine compounds in children at birth and at the age of 4 years. **Environmental Research** (2010), doi:10.1016/j.envres.2010.01.005.
- HANSEN, S. Maternal levels of organochlorines in two communities in southern Vietnam. **Science of the Total Environment**, v.408, p.225-232, 2009.
- HARDER, B. PCBs may impair vaccine-induced immunity. **Science News**, v.170, n.10, p.148-149, 2006.
- HECK, M.C. et al. Estimation of children exposure to organochlorine compounds through milk in Rio Grande do Sul, Brazil. **Food Chemistry**, v.102, p.288-294, 2007.
- HEILIER, J.F. et al. Increased dioxin-like compounds in the serum of women with peritoneal endometriosis and deep endometriotic (adenomyotic) nodules. **Fertility and Sterility**, v.84, n.2, p.305-312, August, 2005.
- HOWSAM, M. et al. Organochlorine exposure and colorectal cancer risk. **Environmental Health Perspectives**, v.112, n.15, p.1460-1466, November, 2004.

HUISMAN, M. et al. Perinatal exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins and its effect on neonatal neurological development. **Early Human Development**, v.41, p.111-127, 1995.

INMETRO. Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. **Orientações sobre validação de métodos de ensaios químicos**. DOQ-CGCRE-008, 2003.

JACKSON, L.W. et al. Prenatal and postnatal exposure to polychlorinated biphenyls and child size at 24 months of age. **Reproductive Toxicology**, v.29, p.25-31, 2010.

JAN, J.; REINERT, K. Dental caries in Faroese children exposed to polychlorinated biphenyls. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.25, p.188-191, 2008.

JARACZEWSKA, K. et al. Distribution of polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and polybrominated diphenyl ethers in human umbilical cord serum, maternal serum and milk from Wielkopolska region, Poland. **Science of the Total Environment**, v.372, p.20-31, 2006.

JB ONLINE. Ascarel: óleo cancerígeno é apreendido. Rio de Janeiro, 31 mar. 2005. Disponível em: <<http://jbonline.terra.com.br/jb/papel/cidade/2005/03/30/jorcid20050330005.html>>. Acesso em: 28 jan. 2010.

KOPPEN et al. Organochlorine and heavy metals in newborns: Results from the Flemish Environment and Health Survey (FLEHS 2002-2006). **Environment International**, v.35, p.1015-1022, 2009.

LACKMANN, G-M. PCBs and HCB in serum of full-term German neonates. **The Lancet**, v.348, p.1035, 1996.

LANÇAS, F.M. **Validação de métodos cromatográficos de análise**. São Carlos: RiMa, 2004. 62p.

LEIJS, M.M. et al. Delayed initiation of breast development in girls with higher prenatal dioxin exposure; a longitudinal cohort study. **Chemosphere**, v.73, n.6, p.999-1004, 2008.

LEITE, E.M.D. (Ed.) **Dicionário Digital de Termos Médicos 2007**. Brasil: PDAMED, 2007. Disponível em: <http://www.pdamed.com.br/diciomed/pdamed_0001_06973.php>. Acesso em: 28 jan. 2010.

LUCENA, R.A et al. Breast cancer risk factors: PCB congeners. **European Journal of Cancer Prevention**, v.10, p.117-119, 2001.

MARTINEZ MAGAÑA, M.P. Niveles de pesticidas organoclorados y bifenilos policlorados em leches naturales y pasteurizadas. Estudio experimental del efecto de la temperatura sobre estos compuestos. Córdoba, 1994. 485p. **Tesis Doctoral** – Facultad de Veterinaria, Universidad de Córdoba, España.

MAERVOET, J. et al. A reassessment of the nomenclature of polychlorinated biphenyl (PCB) metabolites. **Environmental Health Perspectives**, v.112, n.3, p.291-294, 2004.

NAKAMURA, T. et al. Determination of dioxins and polychlorinated biphenyls in breast milk, maternal blood and cord blood from residents of Tohoku, Japan. **Science of the Total Environment**, v.394, p.39-51, 2008.

- O ESTADO DE SÃO PAULO. Furnas escondeu acidente em 87. São Paulo, 3 jul. 1996a. Disponível em: < <http://infoener.iee.usp.br/infoener/hemeroteca/imagens/12680.gif>>. Acesso em: 30 jan. 2010.
- O ESTADO DE SÃO PAULO. Vazamento de óleo atinge favela do Rio. São Paulo, 2 jul. 1996b.
- O ESTADO DE SÃO PAULO. Bebê morre e família diz que causa foi Ascarel. São Paulo, 10 jul. 1996c.
- O ESTADO DE SÃO PAULO. Greenpeace acha substância proibida. São Paulo, 1 jan. 2001.
- OMAYE, S.T. **Food and Nutritional Toxicology**. Boca Ranton: CRC Press, 2004. 319p.
- OTERO, R.; SANTIAGO-SILVA, M.; GRIMALT, J.O. Hexachlorocyclohexanes in human blood serum. **Journal of Chromatography A**, v.778, p.87-94, 1997.
- PARK, J.S. et al. Placental transfer of polychlorinated biphenyls, their hydroxylated metabolites and pentachlorophenol in pregnant women from eastern Slovakia. **Chemosphere**, v.70, p.1676-1684, 2008.
- PENTEADO, J.C.P.; VAZ, J.M. O legado das bifenilas policloradas (PCBs). **Química Nova**, v.24, n.3, p.390-398, 2001.
- PEREIRA, M.S. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and polychlorinated biphenyls (PCB): main sources, environmental behaviour and risk to man and biota. **Química Nova**, v.27, n.6, p.934-943, 2004.
- PERELLÓ, G. et al. Influence of various cooking process on the concentrations of PCDD/PCDFs, PCBs and PCDEs in foods. **Food Control**, v.21, p.178-185, 2010.
- PORTA, M. et al. The influence of lipid and lifestyle factors upon correlations between highly prevalent organochlorine compounds in patients with exocrine pancreatic cancer. **Environment International**, v.33, p.946-954, 2007.
- PORTA, M. et al. Differences in serum concentrations of organochlorine compounds by occupational social class in pancreatic cancer. **Environmental Research**, v.108, n.3, p.370-379, 2008.
- PRINCE, M.M. et al. Mortality and exposure response among 14.458 electrical capacitor manufacturing workers exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs). **Environmental Health Perspectives**, v.114, n.10, p.1508-1514, October, 2006.
- QUEIROZ, S.C.N.; COLLINS, C.H.; JARDIM, I.C.S.F. Métodos de extração e/ou concentração de compostos encontrados em fluídos biológicos para posterior determinação cromatográfica. **Química Nova**, v.24, n.1, p.68-76, 2001.
- RIBANI, M. et al. Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, v.27, n.5, p.771-780, 2004.
- ROSS, G. The public health implications of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.59, p.275-291, 2004.

RYLANDER, L. et al. The impact of age, lactation and dietary habits on PCB in plasma in Swedish women. **The Science of the Total Environment**, v.207, p.55-61, 1997.

RYLANDER, L.; NILSSON-EHLE, P.; HAGMAR, L. A simplified precise method for adjusting serum levels of persistent organohalogen pollutants to total serum lipids. **Chemosphere**, v.62, p.333-336, 2006.

SALA, M. et al. Levels of hexachlorobenzene and other organochlorine compounds in cord blood: exposure across placenta. **Chemosphere**, v.43, p.895-901, 2001.

SANTOS, J.S. et al. Assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) in cheese from Rio Grande do Sul, Brazil. **Chemosphere**, v.65, p.1544-1550, 2006.

SANTOS FILHO, O.O. Estudo de alguns fatores de risco para a presença de mecônio no líquido amniótico. **Revista Brasileira de Ginecologia e Obstetrícia**, v.22, n.8, p.530, 2000.

SOUZA, M.H.L.; ELIAS, D.O. **Fundamentos da circulação extracorpórea**. 2.ed. Rio de Janeiro: Centro Editorial Alfa Rio, 2006. Disponível em: <<http://perflin.com/livro/index.html>>. Acesso em: 30 jan. 2010.

TAN, J. et al. Exposure to persistent organic pollutants *in utero* and related maternal characteristics on birth outcomes: A multivariate data analysis approach. **Chemosphere**, v.74, p.428-433, 2009.

TODAKA, T. et al. Relationship between the concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, and polychlorinated biphenyls in maternal blood and those in breast milk. **Chemosphere**, v.78, p.185-192, 2010.

TSUKIMORI, K. et al. Long-term effects of polychlorinated biphenyls and dioxins on pregnancy outcomes in women affected by the Yusho incident. **Environmental Health Perspectives**, v.116, n.5, p.626-630, 2008.

TURCI, R. et al. Reference values of coplanar and non-coplanar PCBs in serum samples from two population groups. **Toxicology Letters**, v.162, p.250-255, 2006.

TURRIO-BALDASSARRI, L. et al. PCDD/F and PCB in human serum of differently exposed population groups of an Italian city. **Chemosphere**, v.73, n.1, Supl.1, p.S228-S234, 2008.

UEMURA, H. et al. Associations of environmental exposure to dioxins with prevalent diabetes among general inhabitants in Japan. **Environmental Research**, v.108, p.63-68, 2008.

VOORSPOELS, S.; COVACI, A.; NEELS, H. Dietary PCB intake in Belgium. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.25, p.179-182, 2008.

WITTSIEPE, J. et al. PCDD/F and dioxin-like PCB in human blood and Milk from German mothers. **Chemosphere**, v.67, p.S286-S294, 2007.

WOLFF, M.S. et al. Predictors of organochlorines in New York City pregnant women, 1998-2001. **Environmental Research**, v.97, p.170-177, 2005.

WOLFF, M.S. et al. Environmental exposures and puberty in inner-city girls. **Environmental Research**, v.107, p.393-400, 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls** (Environmental health criteria; 140), 2nd.ed. Geneva: World Health Organization, 1993. 682p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Family planning maternal & child health and reproductive health**. Geneva: World Health Organization, 2001. Disponível em: <<http://www.euro.who.int/document/e68459.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Meeting of the advisory group on maternal nutrition and low birth weight**. Geneva: World Health Organization, 2002. Disponível em: <http://www.who.int/nutrition/publications/advisory_group_lbwt.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Polychlorinated Biphenyls: Human Health Aspects**. (Concise International Chemical Assessment Document 55). Geneva: World Health Organization, 2003. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm>>. Acesso em: 30 jan. 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Global Database on Body Mass Index**. Geneva: World Health Organization, 2010a. Disponível em: <http://apps.who.int/bmi/index.jsp?introPage=intro_3.html>. Acesso em: 30 jan. 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Feto-maternal nutrition and low birth weight**. Geneva: World Health Organization, 2010b. Disponível em: <http://www.who.int/nutrition/topics/feto_maternal/en/index.html>. Acesso em: 31 jan. 2010.

XING, G.H. et al. Environmental impact and human exposure to PCBs in Guiyu, an electronic waste recycling site in China. **Environmental International**, v.35, p.76-82, 2009.

YAGÜE, C. et al. Determination of pesticides and PCBs in virgin olive oil by multichannel solid-phase extraction cleanup followed by GC-NPD/ECD and confirmation by ion-trap GC-MS. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.53, p.5105-5109, 2005.

YANG, C.Y. et al. Exposure to a mixture of polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzofurans resulted in a prolonged time to pregnancy in women. **Environmental Health Perspectives**, v.116, n.5, p.599-604, May, 2008.

ZHANG, J. et al. Concentrations of PCDD/PCDFs and PCBs in retail foods and an assessment of dietary intake for local population of Shenzhen in China. **Environmental International**, v.34, p.799-803, 2008.

ZHAO, G. et al. Prenatal exposures to persistent organic pollutants as measured in cord blood and meconium from three localities of Zhejiang, China. **Science of the Total Environment**, v.377, p.179-191, 2007.

ZUBERO, M.B. et al. Serum levels of polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans and PCBs in the general population living near an urban waste treatment plant in Biscay, Basque Country. **Chemosphere**, v.76, p.784-791, 2009.

ZUCCATO, E. et al. PCB concentrations in some foods from four European countries. **Food and Chemical Toxicology**, v.46, p.1062-1067, 2008.

APÊNDICE 1 – Questionário aplicado para a pesquisa.

Nº. _____

QUESTIONÁRIO DE INFORMAÇÕES DOS DADOS MATERNS

NÚMERO DO SAME:

ENDEREÇO:

PROFISSÃO:

IDADE:

COR:

EST. CIVIL:

PESO ANTES DA GESTAÇÃO:

PESO APÓS A GESTAÇÃO:

ALTURA:

FUMANTE:

ÁLCOOL:

ALIMENTAÇÃO (alimentos comumente utilizados):

DADOS DA GESTAÇÃO ATUAL E ANTERIORES

GESTA:

PARA:

ABORTAMENTOS:

TIPO DE PARTO:

GESTAÇÃO A TERMO?

DADOS DO PARTO E DO RECÉM NASCIDO

PESO:

PERÍMETRO CEFÁLICO:

ALTURA:

SEXO:

APGAR 1º MIN.:

APGAR 5º MIN.:

MECÔNIO:

CAPURRO:

LÍQUIDO AMNIÓTICO:

NORMAL OU MAL-FORMADO?

TIPO DE MALFORMAÇÃO:

APÊNDICE 2 – Termo de Consentimento Livre e Esclarecido.**TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO**

A pesquisa “CONCENTRAÇÕES DE PCBs EM SANGUE DE CORDÃO UMBILICAL DE RECÉM-NASCIDOS RELACIONADAS AO FATOR MATERNO E AOS ASPECTOS NEONATAIS”, tem como objetivo principal determinar os níveis de PCBs em sangue de cordão umbilical e relacionar os impactos desses na saúde da população em estudo, através do estudo do sangue tirado da parte do cordão que fica com a placenta após o nascimento. Não haverá nenhum envolvimento do bebê com essa coleta.

Acreditamos que os benefícios serão muitos, já que os resultados desta pesquisa permitirão a aquisição de conhecimentos a respeito da contaminação de substâncias tóxicas existentes no sangue.

A participação na pesquisa não apresentará custo nenhum para você.

Os dados coletados serão analisados e apresentados pelos pesquisadores.

Os dados coletados serão confidenciais e terão acesso aos mesmos somente os pesquisadores envolvidos nesse projeto. Os nomes dos participantes não serão solicitados.

Os pesquisadores envolvidos no projeto garantem a você o direito a qualquer pergunta e/ou esclarecimento mais específicos dos procedimentos realizados, e/ou interpretação dos resultados obtidos dos exames.

Informamos, também, que em qualquer momento, a senhora terá a liberdade de interromper a sua participação no estudo, sem que isto traga algum risco, prejuízo ou desconforto para você.

Eu, _____, portadora da CI _____, fui informada dos objetivos e da justificativa desta pesquisa, de forma clara e detalhada. Recebi informações sobre o procedimento no qual estarei envolvida, dos desconfortos e riscos previstos, tanto quanto dos benefícios esperados. Todas as minhas dúvidas foram respondidas com clareza e sei que poderei solicitar novos esclarecimentos a qualquer momento.

Data: ____/____/____

Assinatura do informante: _____

Nome e assinatura do responsável legal: _____

Testemunhas: _____

Polegar Direito

APÊNDICE 3 – Carta de aprovação pelo Comitê de Ética em Pesquisa.

Ministério da Educação
Universidade Federal de Santa Maria
Pró-Reitoria de Pós-graduação e Pesquisa
Comitê de Ética em Pesquisa

CARTA DE APROVAÇÃO

Título do Projeto de Pesquisa: “Bifenilos policlorados em sangue de cordão umbilical e correlações materno-fetais”.

Número do Processo: 23081.005287/2006-19.

CAAE: 0014.0.246.000-06

Pesquisador Responsável:

Nome: Ijoni Hilda Costabeber

Telefone: 3220-9375.

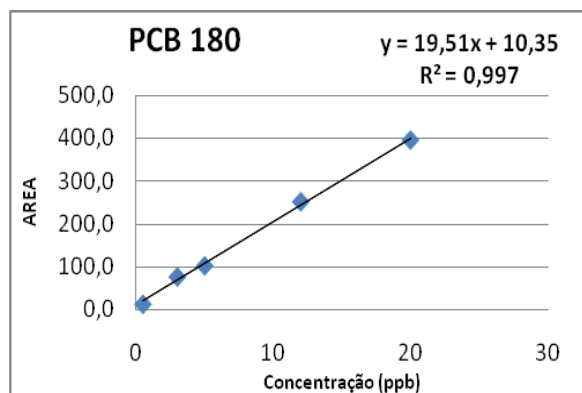
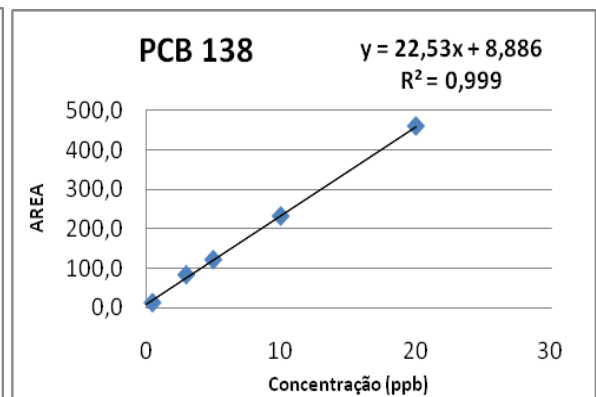
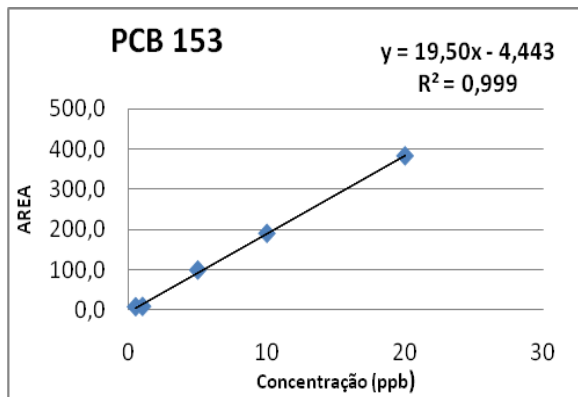
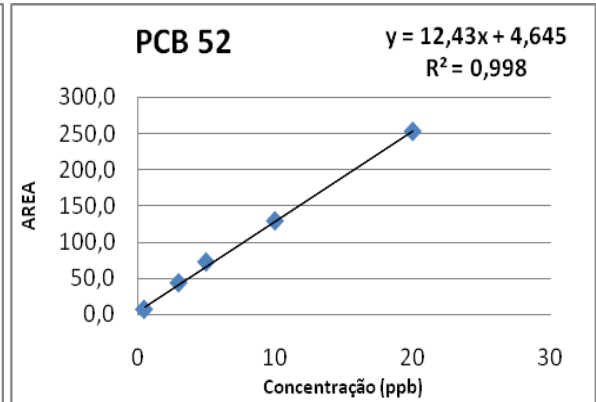
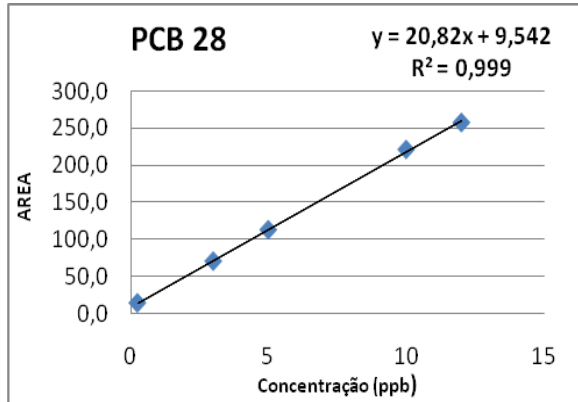
E-mail: ijoni@smail.ufsm.br

Projeto Aprovado: 02/05/06.

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Ricardo Bins Di Napoli".

Prof. Dr. Ricardo Bins Di Napoli
Coordenador do Comitê de Ética
em Pesquisa - UFSM

APÊNDICE 4 – Gráficos de calibração dos PCBs em estudo.



ANEXO 1 – Certificado de análise dos padrões de PCBs.

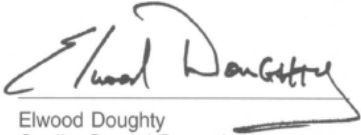
<i>Certificate of Analysis</i>							
DESCRIPTION: PCB Congener Mix							
CATALOG NO.: 47330-U				MFG DATE: Feb-2008			
LOT NO.: LB55658				EXPIRATION DATE: Feb-2011			
SOLVENT: ISOCTANE							
ANALYTE (1)	CAS NUMBER	PERCENT PURITY (2)	WEIGHT (3) CONCENTRATION	ANALYTICAL (4)	STD DEV	SUPELCO LOT NO	
2,2',3,4,4',5,5'-HEPTACHLOROBI	35065-29-3	99.1	10.02	10.02	+/- 0.035	LA99426	
2,2',3,4,4',5'-HEXACHLOROBIPHE	35065-28-2	99.0 (a)	10.03	10.02	+/- 0.031	LA46328	
2,2',4,4',5,5'-HEXACHLOROBIPHE	35065-27-1	99.9	10.01	9.99	+/- 0.037	LB49830	
2,2',5,5'-TETRACHLOROBIPHENYL	35693-99-3	99.0	10.01	9.97	+/- 0.030	LA48729	
2,4,4'-TRICHLOROBIPHENYL	7012-37-5	99.9	10.02	10.02	+/- 0.018	LB01130	
2,6-DICHLOROBIPHENYL	33146-45-1	99.0 (b)	10.01	10.43	+/- 0.108	LB27721	

(1) Listed in alphabetical order.

(2) Determined by capillary GC-FID, unless otherwise noted.
a) GC; detector ECD
b) Purity

(3) NIST traceable weights are used to verify balance calibration with the preparation of each lot. Concentration of analyte in solution is ug/ml +/- 0.5%, uncertainty based upon balance and Class A volumetric glassware. Weights are corrected for analytes less than 98% pure.

(4) Determined by chromatographic analysis against an independently prepared reference lot. Mean of replicate injections.


Elwood Doughty
Quality Control Supervisor

Supelco warrants that its products conform to the information contained in this publication. Purchaser must determine the suitability of the product for its particular use. Please see the latest catalog or order invoice and packing slip for additional terms and conditions of sale.

SUPELCO
595 North Harrison Road
Bellefonte, PA 16823-0048 USA
Phone (814) 359-3441