

10.2.1 Caracterização dos Cenários de Exposição

Nesta etapa, o MCA_{MA} desenvolvido anteriormente com base nos dados secundários obtidos da etapa de *Compilação, Avaliação e Validação de Dados*, será revisado e detalhado com base nos dados primários obtidos pela execução do *Plano de Investigação para Meio Ambiente*.

Serão definidos e validados todos os caminhos pelos quais a contaminação associada ao rompimento da barragem B I se desloca a partir das fontes secundárias nos compartimentos do meio físico de interesse e chegam a uma população potencialmente exposta, conforme descrito nos itens de 4.5, 6.1, 6.2 e 6.3 do *RAGS Human Health* (US.EPA, 1989a).

Será considerado que obrigatoriamente os cenários de exposição a serem avaliados para a Área Alvo devem ser sempre relacionados aos seguintes elementos:

- Fonte secundária de contaminação;
- Substâncias químicas de interesse (SQI), conforme itens 5.8 e 5.9 do *RAGS Human Health*;
- Rota/Caminhos de exposição, conforme item 6.3 do *RAGS Human Health*;
- Receptores potenciais, conforme itens 4.5 e 6.3 do *RAGS Human Health*;
- Ponto de exposição (PDE), conforme itens 4.5 e 6.3 do *RAGS Human Health*;
- Via de ingresso, conforme item 6.3 do *RAGS Human Health*;
- Consolidação dos cenários de exposição, conforme item 6.3.5 do *RAGS Human Health*.

No primeiro relatório parcial dos ERSHRE, desenvolvido para cada Área Alvo, definida para a bacia do rio Paraopeba, serão listados e analisados todos os parâmetros de exposição, taxas e fatores de exposição a serem utilizados no cálculo da Dose de Exposição humana, bem como serão discutidas e justificadas todas as premissas utilizadas para quantificação da exposição humana²⁴.

10.2.1.1 Fonte Secundária de Contaminação

A definição das fontes secundárias de contaminação associadas ao rompimento da barragem B I será realizada com base nos resultados obtidos a partir das etapas de *Compilação, Análise e Validação de Dados* e execução do *Plano de Investigação para Meio Ambiente*.

²⁴ Esta sessão foi adaptada para atendimento das **Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais**.

Será definida como fonte de contaminação primária o rompimento da barragem B I, e fonte de contaminação secundária os compartimentos do meio físico (solo superficial e subsuperficial, água superficial e subterrânea, sedimento, poeira domiciliar) e matrizes alimentares (alimentos vegetais, alimentos animais), caracterizados no ponto de exposição (PDE).

10.2.1.2 Substâncias Químicas de interesse

10.2.1.2.1 Seleção

Uma Substância Química de Interesse (SQI²⁵), em estudos de ARSH, é aquela substância química quantificada acima de seu Padrão Legal Aplicável (PLA) ou aquelas que não possuem padrão legal definido. Para o estudo de ARSH, a seleção das substâncias químicas de interesse deverá ser realizada por sua comparação com o Padrão Legal Aplicável, que resultará na definição das SQIs, ou seja, todas as substâncias químicas que apresentarem concentrações acima dos padrões legais aplicáveis, ou que não possuem um PLA, serão selecionadas como SQIs.

Neste contexto, a seleção das SQIs para uma determinada Área Alvo terá como base as informações disponíveis na etapa de *Consolidação, Avaliação e Validação de Dados* (secundários) e os resultados analíticos obtidos das amostras coletadas na execução do *Plano de Investigação para Meio Ambiente*, bem como dos procedimentos técnicos descritos no RAGS *Human Health* (US.EPA, 1989a).

A seleção será realizada por meio da identificação das substâncias químicas para cada fonte de contaminação secundária, conforme os critérios a seguir:

- (1) Listar para cada compartimento de interesse do meio físico e pontos onde ocorrem concentrações das substâncias químicas, pelo seguinte critério:
 - a. As identificadas analiticamente acima do Limite de Quantificação da Amostra (LQ);
 - b. As que possuem resultados válidos;
 - c. As que estão acima dos Padrões Legais Aplicáveis (Valores de Investigação, Padrões de Potabilidade, entre outros). A comparação das concentrações

²⁵ Uma Substância Química de Interesse (SQI), para projetos de ARSH, é aquela substância química quantificada em amostras de pelo menos um compartimento do meio físico ou compartimentos ambientais dentro de uma Área Alvo, cuja concentração esteja acima dos padrões legais aplicáveis (PLA) a esse compartimento ou que não possua PLA definido.

obtidas nas amostras de cada compartimento do meio físico com Padrões Legais Aplicáveis (PLA) seguirá a seguinte ordem de priorização:

- Comparação com Padrões Legais Locais (Municipais e Estaduais);
- Comparação com Padrões Legais Federais Nacionais;
- Comparação com Padrões Legais de outros Municípios e Estados;
- Comparação com Padrões Legais Internacionais reconhecidos nacionalmente.

(2) Listar as substâncias químicas que não possuem Padrão Legal Aplicável para um determinado compartimento ambiental.

As substâncias químicas selecionadas, conforme os critérios especificados acima, também serão avaliadas, de forma complementar e conforme RAGS (1989a), pelos seguintes critérios:

1. Devem possuir dados toxicológicos validados cientificamente e disponíveis;
2. Devem possuir dados físico-químicos validados cientificamente e disponíveis;
3. Devem possuir relação R_{ij}/R_j (fator de risco para a substância i no meio j /fator de risco total no meio j) superior a 0,01.

Conforme destacado anteriormente, toda substância química cujas concentrações forem superiores ao PLA, assim como aquelas que não possuem PLA para um determinado compartimento ambiental, serão classificadas como SQIs, mesmo que em concentrações inferiores aos níveis basais na Região de Exposição Direta (RED).

Os valores a serem considerados como valores de corte para seleção de SQI, serão aqueles correspondentes à matriz ambiental na qual a substância química ocorre, ou seja, sempre serão comparadas concentrações de substâncias químicas de uma matriz ambiental com o PLA correspondente para aquela matriz. Casos específicos como poeira domiciliar serão discutidos a seguir.

10.2.1.2.2 Definição de Níveis de Base (*Background*)

Duas etapas serão cumpridas visando o estabelecimento da correlação espacial química entre as concentrações de SQI que ocorram associadas ao rejeito e concentrações associadas ao nível de base local (*background*), a saber.

- Geração de Dados para Definição dos Níveis de Base Local;
- Comparação com os níveis encontrados em regiões não impactadas (locais de referência);
- Comparação com os níveis de concentrações basais.

Os três itens apresentados acima, serão executados com o objetivo de classificar a substância química de interesse como relacionada ou não ao rompimento da Barragem B I, e não influenciarão na classificação da inicial de SQIs. Reforça-se que toda substância química cujas concentrações forem superiores ao PLA, assim como aquelas que não possuem PLA para um determinado compartimento ambiental, serão classificadas como SQIs e, portanto, avaliadas pela aplicação do RAGS *Human Health* (US.EPA, 1989a).

Para a classificação de uma substância química de interesse previamente definida, será levado em conta outras fontes de contaminação potenciais existentes na bacia do rio Paraopeba e a avaliação da distribuição espacial destas substâncias em função de possíveis ocorrências geoquímicas específicas regionais. As substâncias químicas de interesse, serão consolidadas e classificadas em lista dividida por matriz ambiental e as substâncias químicas avaliadas, considerando:

- **Substâncias químicas que não são substâncias químicas de interesse para o rompimento da barragem B I:**
 - ❖ Para as substâncias químicas cujas concentrações não excederam os valores de referência regulatórios;
- **Substância química de interesse relacionada ao rompimento da barragem B I:**
 - ❖ Quando a concentração das substâncias químicas em um dado compartimento ambiental for maior na área afetada do que na área não afetada e maior do que o nível de concentração basal. Adicionalmente, concentração da substância química na fonte primária (rejeito da Barragem B I da Mina do Córrego do Feijão) será levada em consideração;
- **Substância química de interesse remobilizada pelo rompimento da barragem B I:**
 - ❖ Quando a concentração das substâncias químicas em um dado compartimento ambiental for maior na área afetada do que na área não afetada e maior do que o nível de concentração basal. Adicionalmente, concentração e ocorrência da substância química na fonte primária (rejeito da barragem B I da Mina do Córrego do Feijão) será levada em consideração;
- **Substância química de interesse que é metabólito gerado pelo rompimento da barragem B I:**



- ❖ Quando a concentração das substâncias químicas em um dado compartimento ambiental for maior na área afetada do que na área não afetada e maior do que o nível de concentração basal. Adicionalmente, concentração e ocorrência da substância química na fonte primária (rejeito da barragem B I da Mina do Córrego do Feijão) será levada em consideração, bem como os processos físico-químicos e químicos que podem atuar na substância original para geração de metabólitos;
- **Substância química de interesse não relacionada ao rompimento da barragem B I:**
 - ❖ Quando a concentração da substância química em um dado compartimento ambiental for menor na área afetada do que na área não afetada ou menor que o nível de concentração basal.

Para definição de níveis de concentração basal (*background*), não são utilizadas sondagens que apresentaram rejeito na sondagem de sedimento subsuperficial (intracalha) ou rejeito na sondagem para solo subsuperficial (extracalha). Somente sondagens que não apresentam nenhuma ocorrência de rejeitos são utilizadas para definição dos níveis de base.

10.2.1.2.2.1 Geração de Dados para Definição dos Níveis de Base Local²⁶

Os valores de linha de base (*background*) das Áreas Alvo (AA) para ARSH, a serem desenvolvidos para os metais de ocorrência natural nos compartimentos de interesse do meio físico, serão estabelecidos a partir de interpretação estatística dos resultados analíticos obtidos em amostras coletadas nestes compartimentos, conforme as etapas descritas abaixo:

- [1] Realizar a Compilação, Análise e Validação de Dados Secundários (seção 10.1), voltados para o entendimento das linhas de base (*background*), desenvolvidas em estudos e projetos anteriores. Fontes a serem consultadas para este entendimento serão CPRM, IGAM, entre outros estudos e projetos pertinentes ao caso em questão.
- [2] Para solo, identificar os tipos de solo em cada AA, com base no material de origem do solo (litologia), relevo e clima, de modo a se obter um conjunto de tipos de solo que representem os compartimentos geomorfológicos, pedológicos, geológicos mais representativos destas AA. Avaliar se todos os tipos de solo identificados, foram caracterizados a partir dos dados secundários tratados conforme item anterior.
- [3] Definir os parâmetros analíticos a serem analisados em laboratório, tomando como base as substâncias químicas de interesse definidas no Modelo Conceitual da Área (seção 10.1.3), associadas ao rompimento da barragem B I.

²⁶ Esta sessão foi adaptada para atendimento à Nota Técnica nº 6/FEAM/GERAQ/2021

[4] Definir para cada compartimento do meio físico de interesse para a ARSH malha de amostragem que seja suficiente e representativa estatisticamente para definição da linha de base da AA em estudo (Apêndice 02²⁷), conforme dimensionamento do *Plano de Investigação para Meio Ambiente* (10.1.4). Os pontos de amostragem para definição da linha de base local, deverão ser locados em regiões na AA em estudo sem interferência antropogênica ou com interferência antropogênica desprezível. A metodologia e profundidade de amostragem estão descritas no Apêndice 04.

Definir o nível de base local a partir de tratamento estatístico e geoestatístico conforme metodologia descrita no Apêndices 02 e 03²⁸.

10.2.1.2.2.2 Comparação de Concentrações em RED, REI e RNE

Quando a concentração de uma substância química em uma amostra de um determinado compartimento do meio físico ultrapassa seu PLA correspondente, automaticamente, esta substância passa a ser classificada com SQI para fins da avaliação de risco a saúde humana e risco ecológico (Linha de Evidência Química), para a qual serão obrigatoriamente calculado o risco à saúde humana.

A comparação entre níveis encontrados em regiões impactadas e não impactadas, com o objetivo do estabelecimento da referência de níveis basais (*background*), servirá somente para classificar as SQI, conforme descrito na seção 10.2.1.2.1. Esta etapa torna-se necessária para determinação dos níveis basais (*background*) relacionados à distribuição das substâncias químicas de interesse na RED, REI e RNE e será realizada para as Substâncias Químicas de Interesse, selecionadas na etapa anterior (seção 10.2.1.2.1).

10.2.1.2.2.2.1 Resumo Estatístico dos Dados

Deverá apresentar informações por substância química de interesse e para cada compartimento do meio físico dos MCA_{MA}, para cada estudo de ARSH:

- número de amostras coletadas por região de exposição (RED, REI e RNE);
- concentração mínima;
- concentração máxima;
- concentração média; e,

²⁷ Este apêndice foi adaptado para atendimento à **Nota Técnica nº 13/IGAM/GEMOQ/2021**

²⁸ Este apêndice foi adaptado para atendimento à **Nota Técnica nº 13/IGAM/GEMOQ/2021**

- desvio padrão.

Em seguida, serão identificadas as substâncias químicas de interesse cujas concentrações médias na região de exposição direta (RED) são maiores que as concentrações médias na região de não-exposição (RNE). O detalhamento deste procedimento encontra-se no Apêndice 01²⁹ deste documento.

10.2.1.3 Caminhos de Exposição

Os caminhos de exposição a serem considerados serão os solos superficiais e subsuperficiais: solo superficial e subsuperficial, água superficial e subterrânea, sedimentos e poeira domiciliar (compartimentos do meio físico) e, alimentos vegetais e alimentos animais (matrizes ambientais);

10.2.1.4 Receptores Potenciais

Serão consideradas como populações expostas ou potencialmente expostas os residentes rurais e urbanos, trabalhadores rurais e urbanos, trabalhadores de obras civis, trabalhadores e residentes eventuais, praticantes de atividades recreacionais e praticantes de pesca (esportiva, para consumo próprio ou para venda). A população receptora será definida com a maior precisão possível. Cada Área Alvo será considerada como única e individual, com o objetivo de se determinar as características distintas que poderiam aumentar ou retardar a frequência e magnitude da exposição humana, sendo que serão observados os seguintes fatores: Idade da população, Condições climáticas, Acessibilidade à área de estudo, Usos do solo e dos recursos naturais. Também será realizada a estimativa do tamanho das populações receptoras expostas ou potencialmente expostas a cada uma das rotas de exposição identificada para a Área.

10.2.1.5 Ponto de exposição (PDE)

Será considerado como PDE o local onde pode ocorrer ou ocorre o contato humano com o compartimento do meio físico ou ambiental contaminado pelo evento de rompimento da barragem B I (residências, local de trabalho, parque desportivo, jardim, curso ou corpo de água, manancial, poço de água subterrânea ou áreas destinadas para agricultura e pecuária).

²⁹ Este apêndice foi adaptado para atendimento à **Nota Técnica nº 13/IGAM/GEMOQ/2021**

10.2.1.6 Vias de Ingresso

Serão consideradas como vias de ingresso a ingestão (solo superficial, sedimento, poeira domiciliar, água subterrânea, água superficial, alimentos vegetais e animais), inalação (poeira domiciliar, solo superficial e sedimento superficial) e contato dérmico (água subterrânea, água superficial, solo superficial e sedimento superficial).

10.2.1.7 Consolidação dos cenários de exposição

Será considerado um cenário de exposição completo válido sempre que composto pelos seis elementos listados nos itens de caracterização acima. Os cenários de exposição serão classificados como completos válidos ou potenciais. Cada cenário completo representará uma condição de exposição passada ou presente. Cada cenário potencial representará uma condição de exposição futura. Nos estudos de ARSH serão discutidos sempre as rotas/cenários de exposição completos válidos e potenciais.

Será considerada como cenário de exposição completo válido aquela, aquele em que os seis elementos de caracterização, citados anteriormente, forem identificados ligando desta forma a fonte de contaminação (primária ou secundária) à população receptora (expostas ou potencialmente expostas), independente de ter ocorrido no presente ou futuro. Em todos os casos em que a rota/cenário for completa, a população será considerada exposta.

Um cenário de exposição será categorizado como potencial quando faltar um ou mais dos elementos que constituem uma rota de exposição. Também serão incluídas nesta categoria aquelas rotas para as quais se empregou a modelagem a fim de completar lacunas de informação. Uma rota potencial indicará que a exposição a uma SQI pode ter ocorrido no passado, que pode ocorrer no presente ou que poderá ocorrer no futuro.

Um cenário de exposição será eliminado se ao menos um dos seus seis elementos estiver ausente ou nunca ocorrerá. O julgamento profissional será usado para eliminação de um caminho de exposição por falta de dados ambientais. Se uma rota de exposição suspeita não for categorizada como completa válida ou potencial e nenhum contaminante de interesse é identificado, a rota será eliminada.

Serão considerado três categorias de exposição humana, a saber: população exposta, população potencialmente exposta e exposição desconhecida.

Uma população será considerada como exposta se existiu, existe ou existirá, uma rota de exposição completa válida que liga o contaminante a esta população. Uma população exposta inclui pessoas que no passado, presente ou futuro, ingerem, inalam ou entram em contato com uma ou mais SQIs, considerando as rotas de exposição completas.

Uma população será considerada como potencialmente exposta se, uma rota de exposição potencial tenha existido no passado, existe no presente ou existirá no futuro.

Uma população será considerada com exposição desconhecida quando, não tenha sido possível estabelecer uma rota de exposição completa ou potencial.

10.2.2 Quantificação do Ingresso

A caracterização da exposição será feita através do cálculo (estimativa) da dose de exposição relacionada à cada via de exposição da rota de exposição validada para uma substância química de interesse. Essa dose de exposição será estimada conforme a seguinte equação geral:

$$DE = \frac{C \times TI \times FE \times FB}{PC}$$

Onde,

C = concentração da substância química de interesse;

TI = taxa de ingresso;

FE = fator de exposição;

FB = fator de biodisponibilidade;

PC = peso corporal.

O fator de exposição é definido pela equação:

$$FE = \frac{EF \times ED}{AT}$$

Onde,

EF = frequência de exposição;

ED = duração da exposição;

AT = período relacionado à dose de exposição.

A equação geral apresentada acima, será adequada para cada cenário de exposição presente na área em estudo, conforme descrito nos próximos itens.

Tendo como objetivo avaliar a dose de exposição considerando a variação das concentrações de cada substância química de interesse detectada em um compartimento do meio físico de interesse ou matriz alimentar, será realizado o cálculo da dose de exposição para as seguintes concentrações de entrada:

- A máxima concentração detectada no PDE obtida a partir de análise química laboratorial, com objetivo de quantificação do risco a saúde humana;



- A concentração que representa o 95 UCL (percentil de 95% de confiança da média aritmética) da concentração da substância química de interesse na matriz ambiental, com objetivo somente de avaliar as incertezas e sensibilidade do processo de quantificação do risco³⁰;
- A média aritmética e a média geométrica das concentrações da substância química de interesse detectadas, conforme recomendação do item 7.3.1.4 da ATSDR (2005), com objetivo somente de avaliar as incertezas e sensibilidade do processo de quantificação do risco³¹.

A Dose de Exposição será calculada considerando a expectativa de vida ou ao tempo total de exposição do receptor humano, o que geralmente leva a maximização da exposição e a valores de cálculo restritivos. Em alguns casos, é possível que essa representação generalizada da exposição não corresponda a realidade.

É intuitivo pensar que, se o receptor humano irá conviver com os contaminantes por longos períodos, como algumas dezenas de anos, sendo que o comportamento do indivíduo exposto irá mudar com o passar do tempo, pode-se potencializar alguma rota de exposição ou mesmo eliminar outras. Um exemplo seria que, conforme a pessoa envelhece ela pode passar mais tempo dentro de casa em detrimento de atividades recreativas, diminuindo ou eliminando o ingresso de contaminante por ingestão acidental de água durante atividades recreativas e aumentar o ingresso de partículas de poeira contaminada.

Estes fatores comportamentais são intensificados em crianças, uma vez que mudanças fisiológicas e comportamentais ocorrem com maior frequência e de forma mais dinâmica. Sendo assim, o *Exposure Factors Handbook* (USEPA, 2011) recomenda que a quantificação das Doses de Exposição e consequentes riscos sejam calculados, quando possível, separadamente para algumas faixas etárias pré-determinadas conforme apresentado a seguir: 0 - 1 mês; 1 - 3 meses; 3 - 6 meses; 6 - 12 meses; 1 - 2 anos; 2 - 3 anos; 3 - 6 anos; 6 - 11 anos; 11 - 16 anos; 16 - 21 anos; acima de 21 anos.

Para tanto, são necessários dados referentes à cada um destes intervalos de idade, o que nem sempre é possível de se obter. Essas diferenças de comportamentos, conforme o crescimento das crianças e mesmo as mudanças de costumes que podem ocorrer ao longo de toda a vida dos indivíduos, serão consideradas quando for possível estabelecer fatores de exposição específicos para cada estágio, o que pode depender de dados específicos difíceis de levantar com uma boa representatividade.

³⁰ Esta sessão foi adaptada para atendimento à Nota Técnica nº 6/FEAM/GERAQ/2021

³¹ Esta sessão foi adaptada para atendimento à Nota Técnica nº 6/FEAM/GERAQ/2021



Para a determinação de fatores de exposição necessários para o cálculo das Doses de Exposição das SQI selecionadas, considerando cada cenário de exposição válido, serão utilizados estudos estatísticos e levantamentos de dados específicos, como ingestão média de água, taxa de inalação em locais abertos e fechados, taxa de ingestão de solo, inalação de partículas de solo (normalmente contabilizado na ingestão acidental de solo), ingestão acidental de água contaminada durante atividades recreativas, ingestão de alimentos contaminados, entre outros. Também serão utilizados os dados obtidos pela aplicação do *Questionário de Levantamento de dados Expositivos*.

Conforme apresentado no *Exposure Factors Handbook* (USEPA, 2011), este levantamento de dados deve seguir metodologia clara para garantir que as informações sejam válidas para a área em estudo, dando preferência para estudos com métodos de obtenção de dados e procedimentos adequados e consistentes com a aplicação desejada, assim, quanto mais diretas forem as medidas realizadas, melhor será a qualidade dos dados.

As taxas de ingresso e fatores de exposição a serem utilizados para a estimativa da dose de exposição serão selecionados conforme a seguinte ordem de prioridade: fatores de exposição específicos da área de estudo, quando disponíveis; fatores de exposição de literatura científica brasileira, quando disponíveis (e.g. Diretrizes do MS, CETESB); fatores de exposição do *Exposure Factors Handbook* e do *Child-Specific Exposure Factors Handbook* da USEPA. Os fatores de exposição provenientes de literatura científica serão utilizados conforme as premissas e orientações dos estudos dos quais os fatores de exposição foram determinados, estando consistentes com o entendimento científico mais atual.

10.2.2.1 Equações de Ingresso por Cenário de Exposição Válido

10.2.2.1.1 Ingestão de Solo Superficial

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a ingestão de partículas de solo superficial ou rejeito contaminado, associado ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C \cdot \frac{ED \cdot EF \cdot IR \cdot FI \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

ED - Duração da Exposição (ano) para ingestão de solo superficial

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para ingestão de solo superficial

IR - Taxa de Ingestão (mg/dia ou mg/hora) para solo superficial considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

FI - Fração da Fonte Contaminada (%) disponível para ceder partículas de solo contaminado para exposição pela via de ingresso ingestão

CF - Fator de Conversão (-)

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.2 Inalação de Partículas de Solo Superficial³²

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a inalação de partículas de solo superficial ou rejeito contaminado, associado ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C. \frac{ED. EF. IR. FI. CF}{BW. AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

ED - Duração da Exposição (ano) para inalação de solo superficial

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para inalação de solo superficial

IR - Taxa de Inalação (mg/dia ou mg/hora) para solo superficial considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

FI - Fração da Fonte Contaminada (%) disponível para ceder partículas de solo contaminado para exposição pela via de ingresso inalação

CF - Fator de Conversão (-)

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.3 Contato Dérmico com Solo Superficial

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado ao contato dérmico com solo superficial ou rejeito contaminado, associado ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C. ABSd. \frac{ED. EF. EE. AF. AS. FA. CF}{BW. AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

³² Esta sessão foi adaptada para atendimento das **Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.**



ABSd - Fator de Absorção Dérmica do Metal (-) específica para cada metal avaliado

ED - Duração da Exposição (ano) para contato dérmico de solo superficial

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para contato dérmico de solo superficial

EE - Eventos de exposição dérmica (evento/dia) para solo superficial considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AF - Fator de Aderência na Pele (mg/cm².ev)

AS - Área da Superfície do Corpo (cm²)

FA - Fração da Área do Corpo Exposta (%) para solo superficial considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

CF - Fator de Conversão (-)

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.4 Ingestão de Sedimento Superficial

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a ingestão de partículas de sedimento superficial ou rejeito contaminado, associado ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C \cdot \frac{ED \cdot EF \cdot ET \cdot IR \cdot FI \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

ED - Duração da Exposição (ano) para ingestão de sedimento superficial

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para ingestão de sedimento superficial

ET - Tempo de Exposição (hora/dia) para ingestão de sedimento superficial

IR - Taxa de Ingestão (mg/dia ou mg/hora) para sedimento superficial considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

FI - Fração da Fonte Contaminada (%) disponível para ceder partículas de sedimento contaminado para exposição pela via de ingestão

CF - Fator de Conversão (-)

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.5 Contato Dérmico com Sedimento Superficial

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a contato dérmico de sedimento superficial ou rejeito contaminado, associado ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C \cdot ABSd \cdot \frac{ED \cdot EF \cdot EE \cdot AF \cdot AS \cdot FA \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

ABSd - Fator de Absorção Dérmica do Metal (-) específica para cada metal avaliado

ED - Duração da Exposição (ano) para contato dérmico de sedimento superficial

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para contato dérmico de sedimento superficial

EE - Eventos de exposição dérmica (evento/dia) para sedimento superficial considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AF - Fator de Aderência na Pele (mg/cm².ev)

AS - Área da Superfície do Corpo (cm²)

FA - Fração da Área do Corpo Exposta (%) para sedimento superficial considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

CF - Fator de Conversão (-)

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.6 Ingestão de Poeira Domiciliar

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a ingestão de partículas de poeira domiciliar contaminada, associado ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C \cdot \frac{ED \cdot EF \cdot IR \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

ED - Duração da Exposição (ano) para ingestão de poeira domiciliar

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para ingestão de poeira domiciliar

IR - Taxa de Ingestão (mg/dia ou mg/hora) para poeira domiciliar considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

CF - Fator de Conversão (-)

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.7 Ingestão de Água Superficial

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a ingestão de água superficial ou rejeito contaminado, associado ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:



$$I = C. \frac{ED.EF.ET.IR}{BW.AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

ED - Duração da Exposição (ano) para ingestão de água superficial

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para ingestão de água superficial

ET - Tempo de Exposição (hora/dia) para ingestão de água superficial

IR - Taxa de Ingestão (mg/dia ou mg/hora) para água superficial considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.8 Contato Dérmico com Água Superficial

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a contato dérmico com água superficial ou rejeito contaminado, associado ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C.PC. \frac{ED.EF.ET.AS.FA.CF}{BW.AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

PC - Fator de Permeabilidade do Metal (cm/hora) específica para cada metal avaliado

ED - Duração da Exposição (ano) para contato dérmico de água superficial

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para contato dérmico de água superficial

ET - Tempo de Exposição (hora/dia) para ingestão de água superficial

AS - Área da Superfície do Corpo (cm²) disponível para contato dérmico com água superficial

FA - Fração da Área do Corpo Exposta (%) para água superficial considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

CF - Fator de Conversão (-)

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.9 Ingestão de Água para Consumo Humano

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a ingestão de água para consumo humano (água subterrânea ou superficial) contaminada, associada ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:



$$I = C \cdot \frac{ED \cdot EF \cdot IR}{BW \cdot AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

ED - Duração da Exposição (ano) para ingestão de água para consumo humano

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para ingestão de água para consumo humano

IR - Taxa de Ingestão (mg/dia ou mg/hora) para água para consumo humano considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.10 Contato Dérmico com Água de Consumo Humano

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a contato dérmico com água para consumo humano contaminada, associada ao rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C \cdot PC \cdot \frac{ED \cdot EF \cdot ET \cdot AS \cdot FA \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal no compartimento do meio físico (mg/kg ou mg/L)

PC - Fator de Permeabilidade do Metal (cm/hora) específica para cada metal avaliado

ED - Duração da Exposição (ano) para contato dérmico de água para consumo humano

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) para contato dérmico de água para consumo humano

ET - Tempo de Exposição (hora/dia) para ingestão de água superficial

AS - Área da Superfície do Corpo (cm²) disponível para contato dérmico com água para consumo humano

FA - Fração da Área do Corpo Exposta (%) para água para consumo humano considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

CF - Fator de Conversão (-)

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.11 Ingestão de Alimentos de Origem Vegetal

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a ingestão de alimentos de origem vegetal contaminados pelo rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C \cdot \frac{ED \cdot EF \cdot IR \cdot FI}{BW \cdot AT}$$



Onde,

C - Concentração do Metal na matriz alimentar de origem vegetal (mg/kg ou mg/L)

ED - Duração da Exposição (ano) para ingestão de alimentos de origem vegetal

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) de alimentos de origem vegetal

IR - Taxa de Ingestão (mg/dia ou mg/hora) de alimentos de origem vegetal considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

FI - Fração da Fonte Contaminada (%) disponível para ingestão de alimentos de origem vegetal

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.1.12 Ingestão de Alimentos de Origem Animal

A quantificação da Dose de Exposição (Ingresso) para o cenário de exposição associado a ingestão de alimentos de origem animal contaminados pelo rompimento da barragem B I, será realizada pela equação abaixo:

$$I = C \cdot \frac{ED \cdot EF \cdot IR \cdot FI}{BW \cdot AT}$$

Onde,

C - Concentração do Metal na matriz alimentar de origem animal (mg/kg ou mg/L)

ED - Duração da Exposição (ano) para ingestão de alimentos de origem animal

EF - Frequência da Exposição (dia/ano) de alimentos de origem animal

IR - Taxa de Ingestão (mg/dia ou mg/hora) de alimentos de origem animal considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

FI - Fração da Fonte Contaminada (%) disponível para ingestão de alimentos de origem animal

BW - Peso Corpóreo (kg) considerando a faixa etária do receptor humano avaliado

AT - Tempo Médio de Avaliação (dia) para efeitos não carcinogênicos e efeitos carcinogênicos

10.2.2.2 Taxas de Contato

10.2.2.2.1 Taxa de Ingestão de Partículas de Solo e Poeira

A ingestão de solo e poeira pode ser uma rota de exposição para crianças e adultos. Em crianças essa ingestão pode ser intensificada devido ao seu comportamento, comendo alimentos que caíram no chão ou mesmo brincando dentro e fora de casa, ingerindo solo e poeira de forma direta ou pelo hábito de levar as mãos e objetos à boca. Nos adultos esta ingestão pode ocorrer também por meio de partículas aderidas aos alimentos e mãos, porém deve ocorrer em menor quantidade.



Segundo o *Exposure Factors Handbook* a ingestão de solo pode ser classificada em três principais formas, a própria ingestão de solo que seria o consumo por meio de comida, contato das mãos com a boca, inalação de poeira, etc.; pica ou alotriofagia, que é um transtorno que cria apetite por substâncias não alimentares, sendo essa condição representada pela ingestão recorrente de grandes quantidades de solo (entre 1000 e 5000 mg/dia ou mais); e a geofagia, que é a ingestão intencional de solo, normalmente associada à questões culturais.

A partir destas definições e segundo Gavrelis *et al.* (2011, *apud* USEPA, 2011), a prevalência de cada forma de ingestão em adultos e crianças variam de acordo com idade, raça e condição econômica. A alotriofagia é mais comum em crianças entre 1 e 3 anos, enquanto a geofagia é muito rara em crianças.

Ainda de acordo com o *Exposure Factors Handbook* e os estudos nele presentes, a ingestão de solo e poeira é dividido da seguinte forma, a ingestão de solo é referente ao solo ingerido (tanto dentro como fora de casa) e a poeira depositada em ambientes abertos. A ingestão de poeira é referente à terra levada para dentro das casas pelos moradores, a poeira depositada dentro das casas e a inalação de partículas de solo que são engolidas.

Os principais métodos utilizados nos estudos citados acima para estimar a quantidade de solo e poeira ingeridos são descritos a seguir:

Metodologia de elemento traço: Esta metodologia calcula a quantidade de solo e poeira ingerida a partir da identificação de um elemento traço presente no solo/poeira em amostras de fezes e urina. Conhecendo a concentração do elemento traço no solo/poeira e a quantidade presente deste elemento nas fezes e urina, o cálculo é feito a partir de uma proporção, de quanto solo/poeira foi preciso ingerir para resultar na quantidade encontrada nas fezes e urina, subtraindo a quantidade deste elemento traço que pode ter sido ingerida de outras fontes que não o solo/poeira, como apresentado nas equações a seguir:

$$M_{SP} = M_{FU} - M_{NSP}$$

Onde:

MSP = Massa do elemento traço no solo/poeira;

MFU = Massa do elemento traço nas fezes e urina;

MNSP = Massa do elemento traço proveniente de outras fontes.

A seguir, esta massa do elemento traço eliminado pelo organismo proveniente do solo/poeira ingerido é dividido pela concentração dele presente no solo/poeira, fornecendo a quantidade ingerida de solo/poeira:

$$S = M_{SP} / C_{SP}$$



Onde:

S = massa de solo/poeira ingerido;

CSP = concentração do elemento traço no solo/poeira.

Esta metodologia apresenta vantagens por ser baseada em medidas diretas de concentração, porém erros podem surgir por não contabilizar todas as fontes do elemento traço além da ingestão de solo/poeira, o que irá aumentar a ingestão estimada. Além disso, a quantidade de solo/poeira ingerida pode resultar em um número negativo devido às outras fontes contabilizadas do elemento traço e assim os parâmetros estatísticos são obtidos considerando estes valores negativos.

Metodologia de comparação de modelos biocinéticos: Neste método as concentrações de um biomarcador encontradas em amostras de sangue ou urina são comparadas com as concentrações previstas por um modelo biocinético que fornece as concentrações esperadas do contaminante para ingestão de água, comida, ar, solo e poeira contaminada por via oral, dermal ou por inalação.

Segundo o *Exposure Factors Handbook* da EPA, uma das vantagens deste método é poder estimar a ingestão de solo e poeira para longos períodos, porém existem incertezas relacionadas tanto à medidas feitas durante o levantamento de dados quanto ao próprio modelo biocinético que pode não representar fielmente a população local.

Metodologia de Padrões de Atividade: Esta metodologia, diferentemente das demais citadas acima, não é baseada em amostras biológicas, facilitando o processo de obtenção de dados e nele a ingestão de solo e poeira pode ser estimadas separadamente. O método se baseia na frequência em que os indivíduos levam a mão ou objetos à boca e o tempo que ficam em diversos locais, combinadas com suposições de parâmetros de transferência, como a aderência do solo à pele e outros fatores de exposição para definir valores de ingestão de solo e poeira.

Os dados são obtidos através de observações dos indivíduos (principalmente crianças) ou vídeos feitos de crianças que são posteriormente analisados manualmente ou por *softwares*, além de questionários e pesquisas feitas com adultos e crianças. As principais fontes de incertezas deste método são: a aplicação do questionário, — que podem fazer com que respostas enviesadas sejam fornecidas pelos entrevistados por buscarem uma resposta “correta” que nem sempre representa a verdade; — e, as observações comportamentais das crianças podem ser comprometidas pela presença dos profissionais próximos, induzindo comportamentos não naturais.

As recomendações elaboradas pelo *Exposure Factors Handbook* indicam que, para ingestão de “Solo + Poeira”, considera-se o solo em ambientes internos e externos, poeira assentada em ambiente interno e externo, além de material particulado suspenso no ar. A ingestão de “Solo” considera uma combinação entre solo e poeira assentada em ambientes externos, sem distinção quanto a fonte primária. Dessa forma, considera-se o solo de origem externa ao ambiente e interna, que daria suporte para cultivo de plantas *indoor*. A ingestão de “Poeira” considera ambientes internos ou cenários onde se avalia meios de locomoção (veículos, ônibus etc.). Inclui o solo e poeira carregados para ambientes internos.

Detalhes adicionais são fornecidos por USEPA (2011), onde é assumido que a ingestão de solo corresponde a 45% e de poeira a 55%. O dado é extraído de USEPA (1994) *apud* USEPA (2011), e foi considerado que “*representa (EPA’s) o melhor julgamento do peso para o propósito*”, e é limitado pela ausência de dados.

10.2.2.2.2 Taxa de Inalação

O ingresso de contaminantes por meio da respiração dos indivíduos pode ocorrer em diversos ambientes, tanto externos como internos. Para poder quantificar o ingresso de contaminante no organismo é preciso definir o volume de ar que é inspirado ao longo do tempo, normalmente dado em valores diários (m^3/dia) para exposições de longos períodos (exposição contínua por mais de 30 dias), e para exposições de períodos curtos (exposição contínua de 24 horas a até 30 dias) os valores são dados em relação à minutos (m^3/min).

Entretanto, esse valor de inalação não é fixo para pessoas de diferentes idades, tamanhos ou mesmo de diferentes regiões. Crianças costumam ter um metabolismo mais acelerado que adultos, consumindo maiores quantidades de oxigênio por unidade de peso, podendo ser até duas vezes maior que em adultos, fazendo das crianças um grupo de risco. Além disso, o volume dos pulmões das pessoas está relacionado com a altura, então indivíduos mais altos tendem a consumir mais oxigênio e conseqüentemente mais contaminante. Isso pode ocorrer também em populações que vivem em grandes altitudes pois apresentam maior capacidade pulmonar.

Os valores para as taxas de inalação recomendados pelo *Exposure Factors Handbook* (USEPA, 2011) são baseados em estudos que representam os Estados Unidos como um todo e consideram a correlação entre o peso corpóreo e a taxa de inalação. Algumas das metodologias para obter a taxa de inalação utilizadas por estes estudos são apresentadas abaixo:

Brochu *et al.* (2006a, *apud* USEPA, 2011), calculou as taxas de inalação a partir do desaparecimento dos isótopos pesados (deutério e oxigênio de peso atômico 18) de água duplamente marcada (DLW - *Doubly Labeled Water*) em amostras de urina. Neste método, as concentrações dos isótopos são medidas em amostras de sangue, urina ou saliva por um período

de 7 a 21 dias após os indivíduos beberem doses de água duplamente marcada. O desaparecimento do deutério representa a saída de água do organismo e o desaparecimento do oxigênio de peso atômico 18 representa esta saída de água mais a produção de dióxido de carbono (CO₂). Desta forma, é possível obter a taxa de produção do dióxido de carbono pela respiração subtraindo as duas taxas de desaparecimento dos isótopos.

O consumo de energia total diário (TDEEs - *Total Daily Energy Expenditures*), é determinado por meio das taxas de produção de dióxido de carbono, utilizando fórmulas respiratórias clássicas onde, o quociente respiratório ($RQ = \text{CO}_2_{\text{produzido}} / \text{O}_2_{\text{consumido}}$) é obtido com base na dieta dos indivíduos ao longo do período de estudo. Ainda segundo o *Exposure Factors Handbook* (apud USEPA, 2011), esse método também permite a determinação da energia armazenada necessária para o crescimento (ECG - *Energy Cost for Growth*) e as taxas de inalação diárias são calculadas a partir da fórmula abaixo:

$$\text{PDIR} = (\text{TDEE} + \text{ECG}) \times \text{H} \times \text{VG} \times (1/10^3)$$

Onde:

PDIR = taxa fisiológica diária de inalação (m³/dia);

TDEE = consumo de energia total diário;

ECG = custo de energia para o crescimento;

H = fator de absorção do oxigênio, onde 0,21 L são consumidos para produzir 1 kcal de energia gasta;

VG = equivalente ventilatório, razão entre os volumes de ar e oxigênio respirados $V_E / \text{VO}_2 = 27$;

1/10³ = Fator de conversão.

Arcus-Arth e Blaisdell (2007, apud USEPA, 2011) calcularam as taxas de inalação diárias de indivíduos de até 18 anos por meio do método proposto por Layton (1993) e a entrada de energia obtida por meio dos dados da CSFII (1994-1996, 1998). A equação utilizada para o cálculo é apresentada abaixo:

$$V_E = \text{H} \times \text{VQ} \times \text{EE}$$

Onde:

VE = volume de ar respirado por dia (m³/dia);

H = Volume de oxigênio consumido para produção de 1 kcal;

VQ = razão dos volumes de ar e de oxigênio inalados;

EE = energia gasta por dia (kcal).



Nas recomendações finais do *Exposure Factors Handbook*, para selecionar uma Taxa de Inalação adequada é preciso antes definir a faixa etária da população e o grau de atividade que ela exerce ao longo do dia. Os dados são apresentados em forma de média, desvio padrão e diferentes percentis para cada faixa etária (Arcus-Arth e Blaisdell, 2007, Brochu *et al.*, 2006, USEPA, 2009 *apud* USEPA, 2011).

10.2.2.2.3 Taxa de Ingestão de Água

A ingestão de água de uma população normalmente é medida em litros por dia e pode ser direta, indireta ou acidental. Direta é a ingestão de água como bebida; indireta é a ingestão de água em alimentos ou outras bebidas preparadas com água; e a ingestão acidental que corresponde à ingestão durante atividades recreativas em água superficial.

Para a ingestão direta e indireta os principais estudos apresentados pelo *Exposure Factors Handbook* (USEPA, 2011) são baseados em questionários onde os entrevistados fornecem o dado de consumo de água diário, este método possui algumas incertezas devido ao fato de ser baseado na memória dos entrevistados.

Os resultados destes estudos são apresentados em função do tipo de consumo, direto ou indireto, bem como para toda a população (incluindo as pessoas que disseram não consumir água das fontes investigadas) ou apenas para os indivíduos que consumiam a água durante a pesquisa. Entretanto, a USEPA recomenda que seja utilizado o dado para toda a população, pois representam também as pessoas que podem começar a consumir essa água em algum momento.

Outra forma de ingestão de água tratada no *Exposure Factors Handbook*, é a ingestão acidental durante atividades de recreação em água superficial. Neste caso, a quantificação é difícil de ser feita, pois os métodos de medição não são diretos, entretanto, Dufour *et al.* (2006, *apud* USEPA, 2011) conduziu um experimento em 53 pessoas (12 adultos e 41 crianças), as quais ficaram 45 minutos em piscinas e a quantidade de água ingerida foi obtida através da medição de ácido cianúrico na urina dos participantes 24 horas após o experimento. Este ácido é um subproduto de desinfetantes utilizados em piscinas e não é metabolizado pelo corpo, além disso, o autor afirma que a absorção deste ácido pela pele é muito pequena e não interfere nos resultados.

10.2.2.2.4 Taxa de Exposição Dérmica

Outra forma de exposição à contaminantes é pelo contato dermal, onde a fase contaminada (solo, água, vapores, resíduos, objetos) transmite as substâncias químicas para o organismo pelo contato com a pele.

A contaminação pelo contato dermal com água pode ocorrer durante banhos, ou em atividades recreativas na água, como nadar em piscinas ou rios e lagos contaminados; o contato com solo ocorre principalmente em locais abertos durante atividades relacionadas à jardinagem, construção ou recreativas; o contato com vapores e gases tóxicos está, principalmente, relacionado à atividades industriais e utilização de produtos industrializados; ainda em ambientes industriais e relacionados aos seus produtos pode ocorrer o contato com substâncias líquidas além de água; outra forma de contaminação dermal é o contato da pele com superfícies e/ou objetos contaminados, como roupas que foram impregnadas por pesticidas.

Devido a todos esses meios de contato, o cálculo da exposição dermal é realizado de uma forma diferente para cada um deles. Para o contato com líquidos é utilizada a concentração do contaminante no líquido, a espessura da película remanescente na pele e a área de contato. No caso de solo e poeira, a exposição é calculada com base na concentração do contaminante no solo/poeira, a quantidade que adere à superfície da pele e a área de contato. Para contatos contínuos com água (banhos, atividades recreativas) ou vapores (principalmente em meios industriais), a exposição é função da concentração do contaminante no meio e a área de contato com a pele. Para contatos com superfícies de objetos contaminados, é preciso identificar a taxa de transferência do contaminante desta superfície para a pele, bem como a área de contato.

A seguir serão apresentados alguns métodos utilizados nos estudos selecionados pelo guia *Exposure Factors Handbook* para a determinação destes parâmetros necessários para o cálculo da exposição dermal.

O guia recomenda valores médios para a área total de exposição bem como as porcentagens que cada parte do corpo representa do total. Os principais métodos apresentados pelos estudos presentes no guia são baseados em técnicas de medidas ou estimações. Uma delas é o revestimento total ou de partes do corpo com uma substância com densidade e espessura conhecida, desta forma, com base na quantidade utilizada é possível calcular a área revestida; outra consiste em marcar a superfície do corpo com diversos pontos formando figuras geométricas, cujas áreas são calculadas e somadas.

Há também fórmulas teóricas para o cálculo da área total da superfície do corpo baseadas na altura e massa corpórea, Gehan e George (1970) propuseram a fórmula a seguir:

$$SA = K(W^{2/3})$$

Onde:

SA = área da superfície corpórea (m²);

K = constante;

W = massa corpórea (kg).

Além desta fórmula apresentada acima, o estudo de Du Bois e Du Bois (1989) propõe outra forma de calcular a área superficial do corpo, segundo a equação abaixo:

$$SA = a_0(H^{a_1})(W^{a_2})$$

Onde:

SA = área da superfície corpórea (m²);

H = altura (cm);

W = massa corpórea (kg);

a₀, a₁, a₂ = constantes obtidas a partir de uma amostra.

Os valores destas constantes podem ser recalculados para outras amostras e fornecer dados mais precisos para a população em estudo.

Para a determinação da aderência de sólidos à superfície da pele, os estudos levam em consideração fatores como: grau de atividade, sexo, idade, vestimenta e condições de campo. Para quantificar essa aderência, Kissel et al. (1996a) coletou diretamente o solo preso à pele de voluntários após a realização de diversas atividades que resultam nesse contato com o solo, como prática de esportes e atividades associadas à agricultura e jardinagem, além de atividades recreativas como brincar na lama. As partes do corpo monitoradas foram mãos, antebraços, pernas, faces e pés. A partir destas medidas são feitas as caracterizações estatísticas da quantidade de solo preso a cada parte do corpo durante cada atividade dadas em miligramas por centímetro quadrado (mg/cm²). Outros autores como Shoaf *et al.* (2005a; 2005b, *apud* USEPA, 2011) e Holmes *et al.* (1999, *apud* USEPA, 2011), utilizaram métodos similares em suas pesquisas.

Para a retenção de líquidos na superfície da pele, o método exemplificado no guia e utilizado em U.S. EPA (1992) foi conduzido medindo a quantidade de seis tipos de líquidos retida na superfície das mãos (óleo mineral, óleo de cozinha, óleo de banho solúvel em água, emulsão 50:50 de óleo e água e solução de 50:50 de água e álcool) para cinco formas de exposição, são elas: contato com a pele seca; contato secundário com a pele ainda molhada pelo mesmo líquido; imersão da mão no líquido; contato ao manusear um pano molhado; contato durante a limpeza de superfícies com o líquido. Os resultados deste estudo são fornecidos a partir da densidade do líquido e concentração do contaminante pode-se estimar a quantidade do contaminante em contato com a pele.

10.2.2.2.5 Taxa de Ingestão de Alimentos

Outra importante fonte de contaminantes que será avaliada para determinação do risco de uma população é o consumo de alimentos. Eles podem ser contaminados de diversas formas, no caso de produtos vegetais como verduras, frutas, legumes as principais fontes de contaminantes são o solo em que são cultivados, a água subterrânea ou água utilizada na irrigação e utilização de pesticidas, já alimentos de proveniência animal como carnes (bovinas, suínas etc.), peixes, leite, ovos também podem estar contaminados pela presença da substância ao longo da cadeia alimentar.

O cálculo do ingresso de contaminantes no organismo pode ser realizado de diversas formas, utilizando informações de quantidade total de alimentos ingeridos ou, preferivelmente, separando os tipos de alimentos que são ingeridos com as respectivas concentrações de contaminantes em cada um deles.

Desta forma, para realizar uma avaliação de risco mais detalhada é preciso obter informações sobre as taxas de consumo da maior quantidade possível de alimento. O guia *Exposure Factors Handbook* apresenta, além do consumo total de alimentos, o consumo de peixes, frutas e vegetais, grãos, carnes, gorduras e laticínios.

As metodologias de obtenção dos dados de consumo de alimentos são baseadas em entrevistas e questionários onde são listados os tipos de alimentos e a quantidade consumida respondida por cada indivíduo, fornecendo medidas em gramas de alimento consumido por dia normalizada pelo peso corpóreo (g/kg.dia). Após esse levantamento a forma ideal de tratamento dos dados é realizar a separação dos indivíduos em grupos de faixas etárias e comportamentos similares, por exemplo, pressupõe-se que o consumo de peixes de uma população que pratica pesca recreativa ou tem a pesca como principal fonte de alimento, será maior que o consumo médio da população de um país no geral. Além disso, crianças tendem a ter um consumo de alimentos por unidade de peso corpóreo maior do que adultos pois são menores e conseqüentemente mais leves.

Assim, com os dados de consumo de alimentos selecionados para representar a população de interesse da melhor forma possível, são calculados os ingressos de contaminantes para cada possível fonte. Como os dados podem ser apresentados já em função do peso corpóreo (g/kg.dia), nesses casos o cálculo do ingresso é realizado sem a divisão pelo peso corpóreo (BW), porém, se os dados forem apresentados apenas em quantidade consumida por dia (g/dia ou kg/dia) o cálculo do ingresso deve ser realizado com a divisão pelo peso corpóreo.

Dados obtidos por NHANES (US.EPA, 2006b *apud* USEPA, 2011) foram gerados através de monitoramentos de curto prazo e podem não refletir a distribuição da ingestão diária

em longo prazo. Porém, a ingestão de frutas ao longo de um ano ocorre com mínima sazonalidade, e o levantamento de curto prazo pode ser representativo a uma distribuição anual (USEPA, 2011).

Os valores para ingestão de leite e ovos para todas as faixas etárias de acordo com o sexo, podem ser encontrados em USDA (1980) *apud* USEPA (2011). Os dados representam uma dieta diária e podem não refletir o consumo desses alimentos em longo termo, além de não serem valores normalizados por peso corporal. Para acessar os dados e critérios completos utilizados no estudo, consultar Capítulo 11 do *Exposure Factors Handbook* (USEPA, 2011).

O *Exposure Factors Handbook* (US.EPA, 2011) apresenta valores referentes ao consumo de peixes, os quais são apresentados por estados localizados nos Estados Unidos, enquanto a ANVISA apresenta valores oriundos da Pesquisa de Orçamento Familiar (POF-2008/2009).

Os dados americanos apresentam uma variação de 14 g/dia em Minnesota (até 14 anos, 95 percentil) a 61 g/dia em Indiana (todos os entrevistados, 95 percentil). Os dados nacionais apresentam valores mínimos mais restritivos e direcionados para peixe de água doce, e serão adotados para cálculo do risco por melhor caracterizarem a população local.

Dessa forma, considerando o peso para crianças de 40 kg e para adultos 80 kg, a taxa de consumo de peixe de água doce por dia será de 30,4 g/dia para crianças e 60,8 g/dia para adultos e trabalhadores (rurais, comerciais e de obras civis). Para esse cálculo considera-se o 97,5 percentil, indicando um caráter conservador do resultado.

10.2.2.3 Bioacumulação Bioacessibilidade e Biodisponibilidade³³

A bioacumulação descreve um processo pelo qual as SQIs são absorvidas por receptores humanos associados a um determinado caminho de exposição. Será considerado que, a bioacumulação é direta quando a SQI for assimilada a partir de um compartimento do meio físico impactado pelo rompimento da barragem B I (solo, sedimento, água) ou indireta pela ingestão de matrizes alimentares quem contém essas substâncias.

A biodisponibilidade corresponde à fração de um composto químico em um compartimento do meio físico que, após processo de absorção, se encontra disponível para participação nos processos fisiológicos de um organismo (US EPA, 2007). O fator de biodisponibilidade será determinado, quando aplicável, por meio de testes de biodisponibilidade *in vitro*, realizados para amostras coletadas durante a execução do Plano de Investigação Ambiental para Meio Ambiente.

³³ Esta sessão foi adaptada para atendimento das **Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.**

Na impossibilidade de serem executados testes de biodisponibilidade *in vitro*, conforme recomendação da ATSDR (2005), o fator de biodisponibilidade será assumido como 1 (ou 100%) em uma etapa inicial do cálculo da dose de exposição. Na verificação de dose de exposição que excedam os níveis de risco aceitáveis pelos órgão ambiental, com a aplicação do fator de biodisponibilidade de 100%, a biodisponibilidade da substância química de interesse será avaliada com maior detalhamento.

10.2.2.3.1 Bioacumulação

A Bioacumulação será avaliada pelo Fator de Bioacumulação (FB) em indivíduos de espécies que estão associados a *endpoints* de medição nos sedimentos, água superficial e solo, por meio da quantificação das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) nestes meios, bem como nas espécies alvo de fauna que possam estar potencialmente expostas.

O Fator de Bioacumulação, adaptado por Trevizani et al. (2016), será calculado seguindo a fórmula abaixo:

$$FB = \frac{CMO (mg/kg)}{CMS (mg/kg)}$$

Onde:

CMO - Concentração da SQI no individuo da espécie alvo (musculatura e fígado);

CMS - Concentração no Compartimento do Meio Físico Avaliado.

Caso o FB seja maior que uma unidade (1) será considerada que a bioacumulação não ocorre para espécie investigada. Outra possibilidade de cálculo do FB, é a utilização do software Modelo DYNBAM (modelo para bioacumulação de metais com base em modelamento cinético), o qual prevê com precisão a bioacumulação de ampla gama de metais, organismos e habitats. Caso o DYNBAM venha ser utilizado para o dimensionamento do bioacumulação, parâmetros específicos como taxas de absorção e eliminação, eficiência de assimilação, taxas de ingestão de alimentos, entre outros, deverão estar disponíveis para cada espécie alvo.

10.2.2.3.2 Bioacessibilidade

Definida como a fração de um nutriente/metal que é liberada da matriz de um alimento ou meio-físico no trato gastrointestinal (durante a digestão), tornando-se disponível para a absorção intestinal, isto é, para entrar na corrente sanguínea.

A bioacessibilidade, refere-se à quantidade de um determinado nutriente/metal presente em um alimento ou compartimento do meio físico (para cada nutriente/metal temos uma

bioacessibilidade específica) que é liberada no trato gastrointestinal durante a digestão. Nem todo o conteúdo deste nutriente/metalo é liberado durante a digestão, sendo que o conteúdo liberado é considerado a fração bioacessível para a absorção pelo organismo.

Em estudos de ARSH, o processo de bioacessibilidade está relacionado com os cenários de exposição completos e validos que podem tornar uma SQI que pode estar disponível para os processos fisiológicos do ser humano, como a ingestão de partículas de solo ou rejeitos contaminados, ingestão de poeira ou ingestão de sedimentos.

10.2.2.3.3 Biodisponibilidade

Refere-se à fração de um nutriente/metalo presente em um dado alimento ou meio físico que é disponível para ser usado nas funções fisiológicas ou para ser estocado no organismo. Isto é, somente certas quantidades de todos os nutrientes de um alimento ou compartimento do meio físico serão usadas efetivamente pelo organismo. Ou seja, a biodisponibilidade é caracterizada por uma fração da bioacessibilidade que efetivamente é absorvida ou estocada pelo organismo humano.

Do total de nutriente/metalo bioacessível, apenas uma fração tornar-se-á disponível realmente para ser usada pelo organismo nas suas funções fisiológicas, ou ser estocado para uso posterior, isto é, apenas uma parte do total bioacessível será de fato absorvida pelo organismo: essa parte refere-se ao conteúdo biodisponível do nutriente/metalo, ou seja, sua biodisponibilidade.

Sendo assim, será fundamental que para os Estudos de ARSH no âmbito do meio ambiente seja estudada a relação entre bioacumulação x bioacessibilidade x biodisponibilidade dos metais que foram classificados como SQI associadas ao rompimento da barragem B I. Conforme descrito em *Framework for Metals Risk Assessment* (USEPA, 2007), é importante considerar alguns princípios para quantificação do risco a saúde humana associado a exposição de metais:

- Ao contrário dos produtos químicos orgânicos, os metais não são criados nem destruídos por processos biológicos ou químicos. No entanto, esses processos podem transformar metais de uma espécie para outra (estados de valência) e convertê-los entre formas inorgânicas e orgânicas. Os metais também estão presentes em vários tamanhos, de pequenas partículas a grandes massas, sendo que:

[1] A forma do metal (espécie química, composto, matriz e tamanho de partícula) influencia a bioacessibilidade, biodisponibilidade, destino e efeitos do metal;

- [2] A toxicocinética e a toxicodinâmica dos metais dependem do metal, da forma do metal ou do composto de metal e da capacidade do organismo de regular e/ou armazenar o metal;
- [3] Sabe-se que certos compostos metálicos se bioacumulam nos tecidos e essa bioacumulação pode estar relacionada à sua toxicidade;
- [4] O órgão ou tecido em que ocorre o efeito tóxico do metal pode diferir do órgão ou tecido em que o metal se bioacumula e pode ser afetado pela cinética do metal. Os órgãos-alvo podem diferir por espécie, principalmente devido a diferenças na absorção, distribuição e excreção.

Neste contexto, para refinamento do processo de quantificação do risco a saúde humana, serão realizados testes *in vitro* (US.EPA, 2017d) para determinação de biodisponibilidade de SQI que apresentem concentrações, por cenários de exposição validos e completos, que tenham risco teórico calculado acima da meta de risco aceitável determinada pelo órgão ambiental de Minas Gerais, sendo que:

- Deverá simular as condições fisiológicas e os eventos que ocorrem durante a digestão no trato gastrointestinal do ser humano;
- Deverá ser aplicado sobre a amostra alimentar ou do meio-físico, imitando as condições fisiológicas que ocorrem durante a digestão humana, levando em consideração as três áreas do sistema digestivo (boca, estômago e intestino).
- Deverá considerar que, os fatores da simulação gastrointestinal *in vitro* são a temperatura, velocidade de agitação e a composição química e enzimática da saliva e dos sulcos gástrico, duodenal e biliar.

Uma vez calculada a biodisponibilidade da SQI, a quantificação do risco especificamente para a SQI em questão e o cenário que apresentou risco acima da meta de risco aceitável determinada pelo órgão ambiental de Minas Gerais, será recalculado considerando o fator de atenuação associado ao ensaio de biodisponibilidade *in vitro* realizado.

10.3 ANÁLISE DE TOXICIDADE

A avaliação de toxicidade caracteriza a relação entre a magnitude da exposição a uma SQI e a natureza e a magnitude de efeitos adversos à saúde que podem resultar de tal exposição. Os critérios de toxicidade para uso em avaliação de risco podem ser baseados em dados epidemiológicos, estudos de exposição humana em curto prazo ou estudos de toxicidade subcrônica ou crônica em animais.

A toxicidade química é dividida em duas categorias, carcinogênica e não carcinogênica, com base no tipo de efeito adverso exercido sobre a saúde. Os riscos à saúde são calculados de

modo diferente para esses dois tipos de efeitos, porque seus critérios de toxicidade são baseados em mecanismos de suposições diferentes e expressos em unidades diferentes.

10.3.1 Estudo do Perfil Toxicológico

O estudo do perfil toxicológico de cada SQI consistirá na caracterização das fases de exposição (contato do organismo com a SQI), da toxicocinética (destino do contaminante após seu contato com o organismo – processos de absorção, distribuição, acumulação, biotransformação e eliminação), da toxicodinâmica (mecanismos de ação da SQI no organismo e aparecimento de efeitos nocivos decorrentes da ação tóxica) e a clínica (sinais e sintomas, ou alterações detectáveis, que caracterizam os efeitos deletérios causados no organismo).

Será utilizada como fonte bibliográfica primária para o levantamento dos perfis toxicológicos das substâncias químicas de interesse a versão mais atualizada dos perfis toxicológicos compilados pela ATSDR, disponíveis no website: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiledocs/index.html>. Na ausência de perfis toxicológicos nessa fonte primária, serão utilizadas informações disponíveis nas seguintes fontes, em ordem de prioridade: Sistema Integrado de Informações sobre Risco (IRIS, *Integrated Risk Information System* - <https://www.epa.gov/iris>) da US EPA; informações do INCHEM (*Internationally Peer Reviewed Chemical Safety Information* - <http://www.inchem.org>) do Programa Internacional de Segurança Química (IPCS, *International Programme on Chemical Safety*); informações da Rede de Dados Toxicológicos (TOXNET, *Toxicology Data Network* - <https://infocus.nlm.nih.gov>); e, as monografias da Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer (IARC, *International Agency for Research on Cancer* - <https://www.iarc.who.int>).

Caso seja necessário, outras fontes de literatura sobre os perfis toxicológicos das substâncias químicas de interesse poderão ser utilizadas, respeitando a ordem de prioridade apresentada anteriormente.

O Apêndice 05³⁴ apresenta o perfil de toxicidade dos metais a serem considerados nos Estudos de ARSH a serem desenvolvidos para a Bacia do Rio Paraopeba, bem como características físico químicas, consequências da exposição e comportamento no meio físico a partir dos perfis toxicológicos disponibilizados no *Integrated Risk Information System* (IRIS) e pela *Agency of Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR).

³⁴ Esta sessão foi desenvolvida para atendimento das **Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.**

10.3.2 Identificação dos Efeitos sobre a Saúde

Serão discutidos os possíveis efeitos à saúde relacionados à exposição às substâncias químicas de interesse. Esses efeitos à saúde serão classificados como efeitos carcinogênicos e não-carcinogênicos, sendo detalhadas, com base nas evidências científicas apresentadas nos perfis toxicológicos das substâncias químicas de interesse, as rotas de exposição que estão associadas a esses efeitos. Adicionalmente, esses efeitos serão discutidos em termos de efeitos crônicos, sub-crônicos ou agudos.

10.3.3 Parâmetros Toxicológicos

10.3.3.1 Efeitos Não Carcinogênicos³⁵

Um efeito não carcinogênico é definido como qualquer resposta adversa a um composto químico que não seja câncer. Qualquer composto químico pode causar efeitos adversos à saúde se administrado numa dose suficientemente alta. Quando a dose é suficientemente baixa nenhum efeito adverso é observado. Assim, para caracterizar os efeitos não carcinogênicos de um composto químico, o parâmetro chave é a dose limite a partir da qual o primeiro efeito adverso torna-se evidente.

A dose limite é tipicamente estimada a partir de dados toxicológicos (derivados de estudos em humanos e/ou animais) pela determinação da dose mais alta que não produz um efeito adverso observável à saúde (o “Nível Sem Efeito Adverso Observado” - “No-Observed-Adverse-Effect-Level” [NOAEL]) ou se não houver um NOAEL disponível, a dose mais baixa na qual um efeito adverso é observado (o “Nível Mais Baixo de Efeito Adverso Observado” - “Lowest-Observed-Adverse-Effect-Level” [LOAEL]). Visando assegurar proteção a receptores potenciais particularmente sensíveis, avaliações de risco não carcinogênico não são baseadas diretamente no nível limite de exposição, mas num valor mais baixo (mais restritivo) referido como a Dose de Referência (RfD).

A RfD é definida como uma estimativa do nível diário de exposição durante toda a vida (expressa em unidades de mg de composto químico/kg de massa corpórea/dia), incluindo subgrupos sensíveis, que provavelmente seja isenta de risco apreciável de efeitos deletérios (USEPA 1989a).

³⁵ Esta sessão foi adaptada para atendimento das **Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.**

$$\text{RfD}(\text{mg/kg/day}) = \frac{\text{NOEL}(\text{mg/kg/day})}{\text{UF}_{\text{inter}} \cdot \text{UF}_{\text{intra}} \cdot \text{UF}_{\text{other}}}$$

Os fatores de incerteza servem para auxiliar na interpretação de que os humanos podem ser mais ou menos sensíveis do que a cobaia avaliada no estudo de Dose vs. Resposta, sendo assim, um fator de incerteza de 10 vezes é normalmente aplicado ao NOEL. Este fator de incerteza é o UF_{inter} (fator de incerteza interespécies). O UF_{intra} (fator de incerteza intraespécie) também é aplicado com valor de 10 vezes para explicar o fato de que alguns humanos podem ser substancialmente mais sensíveis aos efeitos das substâncias do que outros. Fatores de incerteza adicionais (UF_{other}) também podem ser aplicados.

Similarmente, concentrações de referência (RfCs) são concentrações no ar (em unidades de mg/m³) que representam uma exposição que provavelmente seja isenta de risco apreciável de efeitos deletérios. As RfDs e RfCs são usualmente derivadas partir de NOAELs (ou LOAELs, se NOAELs confiáveis não estão disponíveis) a partir de estudos nas espécies mais sensíveis, linhagens e sexo do animal experimental, com base na suposição de que os humanos não são mais sensíveis do que as mais sensíveis espécies animais testadas. Estes critérios incorporam uma série de fatores de incerteza que representam a variabilidade entre e intra-espécies e a qualidade e a integridade do banco de dados toxicológicos:

- (a) Animais a humanos;
- (b) Altos níveis experimentais até níveis de efeitos nulos em humanos;
- (c) Durações de exposição de curto até longo prazo;
- (d) Diferenças entre indivíduos (subpopulações sensíveis);
- (e) Suficiência do banco de dados;
- (f) Fator modificante (incertezas adicionais).

A cada um desses fatores de incerteza é designado um valor de 1 a 10. Se estudos em humanos estão disponíveis e as observações consideradas confiáveis, o fator de incerteza pode ser tão pequeno quanto 1. Aos fatores de incerteza nunca é alocado um valor menor do que 1, mesmo quando se sabe que os humanos são menos sensíveis do que espécies animais sob teste.

Dividindo-se o NOAEL ou o LOAEL pelo produto de todos os fatores de incerteza, assegura-se que o RfD ou o RfC não é mais alto do que o limite ou o NOAEL na espécie animal mais sensível testada. Desse modo, há uma “margem de segurança” embutida na RfD ou na RfC e, doses iguais ou menores que a RfD ou a RfC são virtualmente certas de não apresentar nenhum efeito adverso em humanos. Enquanto a probabilidade de um efeito adverso aumenta em doses maiores do que a RfD ou a RfC, é importante reconhecer que, diferentemente da avaliação de

risco de câncer sem limite, este aumento não representa uma probabilidade estatística de efeito adverso.

Outro indicador de efeitos não carcinogênicos é o Nível de Risco Mínimo (Minimum Risk Level – MRL). Conforme Ministério da Saúde (2010), o MRL “é definido como uma estimativa de exposição diária humana a uma substância perigosa que provavelmente não trará risco apreciável de efeito adverso diferente de câncer, considerando uma duração específica de exposição (aguda de 1 a 14 dias; intermediária de 15 a 364 dias; e crônica de 365 dias ou mais) para uma determinada via de exposição. O MRL foi criado para dar ideia do perigo que representa cada substância. Exposições acima do MRL não significam que ocorrerão efeitos adversos. É um indicador de perigo e quer dizer que exposições até esse nível provavelmente não acarretarão efeito adverso inclusive à pessoa mais sensível. O MRL é baseado no NOAEL do estudo que menor dose utilizou para verificar o efeito adverso, associado aos graus de incerteza. Quando se dispõe de informações suficientes de diversos estudos em animais, em diversas espécies, é utilizado o NOAEL. O MRL é produzido dividindo-se o NOAEL pelos fatores de incerteza. Em geral, quando se usa o NOAEL, os fatores de incerteza são dois, agregando um fator 10 pela extrapolação de animais para humanos e outro fator 10 pela variabilidade e suscetibilidades humanas”.

10.3.3.2 Efeitos Carcinogênicos³⁶

Cânceres são geralmente definidos como doenças de mutação, afetando o crescimento e a diferenciação das células. A evidência da carcinogenicidade de um composto químico em humanos é derivada de duas fontes: estudos crônicos em animais de laboratório e estudos de epidemiologia em humanos, nos quais uma incidência aumentada de câncer está associada a uma exposição (usualmente ocupacional) ao produto químico.

A abordagem da USEPA para avaliar riscos humanos associados à exposição a carcinógenos sofreu mudanças significativas desde sua origem nos anos 1980. Notadamente, a orientação anterior para esse processo (USEPA 1989a) foi recentemente substituída por uma abordagem significativamente diferente baseada nos extraordinários progressos na compreensão científica da carcinogênese (USEPA 2005c). Em contraste aos efeitos não carcinogênicos, a suposição da política tradicional da USEPA era a de que não há limite para respostas carcinogênicas, isto é, era considerado que qualquer dose de um carcinógeno introduz algum risco finito de câncer. Além disso, era assumido tipicamente que dados epidemiológicos negativos, quando há dados positivos em animais, não constituem evidência de não carcinogenicidade em

³⁶ Esta sessão foi adaptada para atendimento das **Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.**

humanos. Modelos matemáticos são usados para extrapolar desde as altas doses experimentais até as baixas doses no meio ambiente, pois os riscos a baixos níveis de exposição normalmente encontrados por humanos são difíceis de quantificar diretamente, tanto por estudos em animais ou epidemiológicos. A inclinação da curva extrapolada de dose oral resposta é usada para calcular o fator de inclinação do câncer oral (SF_0), que define o risco incremental de câncer durante a vida por unidade de carcinógeno (em unidades de risco por mg/kg-dia). Para exposições de inalação, a inclinação da curva extrapolada de dose-resposta é usada para calcular o fator Unidade de risco (URF), em unidades por $\mu\text{g}/\text{m}^3$. O modelo multi-estágio linearizado para extrapolação de baixa-dose mais frequentemente usado pela USEPA no passado (USEPA 1989a) é um dos mais conservadores disponíveis e leva a uma estimativa de risco na faixa alta (o UCL 95% da inclinação da dose-resposta animal modelada). Sob a suposição de linearidade dose-resposta sem limite, a probabilidade de que a potencialidade verdadeira seja maior que a estimada é, assim, de apenas 5%. É provável que a potencialidade efetiva (e o risco resultante) seja menor e poderia, eventualmente, ser zero.

A orientação presente para avaliação de risco carcinogênico possibilita a derivação de relações dose-resposta usando procedimentos de extrapolação de baixa dose resposta biologicamente mais significativos, conforme indicado pela natureza e qualidade do banco de dados (USEPA 2005c). Mais importante ainda, é agora geralmente aceito que (1) alguns tipos compostos químicos podem causar câncer por meio de um modo de ação não linear, tipo limite; (2) alguns tipos de câncer em roedores ocorrem por modos de ação que não funcionam em humanos; e (3) precisam ser levadas em consideração importantes diferenças de espécies em farmacocinética e susceptibilidade. Ademais, na ausência de dados farmacocinéticos, a extrapolação entre espécies é agora baseada em (peso corpóreo), em vez de área superficial, que sozinha resultaria numa redução de duas a quatro vezes nas estimativas de risco.

Apenas poucos compostos químicos, sofreram processo rigoroso de reavaliação, necessário para estimar seu potencial de carcinogenicidade humana, porque a nova orientação foi só recentemente finalizada. Assim, os SFs e URFs existentes para todas as SQIs estimados para a avaliação de risco foram desenvolvidos usando a metodologia superada.

10.3.4 Análise de Toxicidade para o Chumbo³⁷

Conforme descrito pela US.EPA, é inadequado derivar uma dose de referência (RfD) para chumbo com objetivo de avaliar a exposição de humanos ao chumbo encontrado em

³⁷ Esta sessão foi adaptada para atendimento das **Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.**

compartimentos do meio físico no meio contaminado, logo, será utilizado como biomarcador a concentração de chumbo no sangue. Neste contexto, serão utilizados modelos biocinéticos que permitem modelar e prever os níveis de chumbo no sangue associados as exposições de chumbo no meio físico.

Para avaliação do risco potencial a receptores expostos ao chumbo, foram utilizados os seguintes modelos:

- *Adult Lead Models (ALM)*;
- *Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK) Model*.

O ALM é um modelo biocinético desenvolvido para avaliar os riscos associados à exposição de chumbo em solo não residencial para adultos e crianças acima de 7 anos de idade, tendo como último receptor o feto no útero de mulheres grávidas, que podem ser alvos da transferência de chumbo. O Centro de Controle de Doenças americano (CDC) estabeleceu, à nível federal, que o limite de preocupação é de 10 µg/dL no sangue. Porém, conforme destacado na página *online* a USEPA (<https://www.epa.gov/superfund/lead-superfund-sites-software-and-users-manuals#recommend>), evidências científicas recentes tem demonstrado efeitos adversos a concentrações abaixo do limite de preocupação, chegando até 5 µg/dL e possivelmente abaixo deste valor.

Logo, para o cálculo de risco de chumbo para crianças acima de 7 anos e adultos, será utilizado como referência para risco aceitável o valor de 5 µg/dL, utilizando o *software* disponibilizado na página *online* supracitada. Serão calculados os riscos potenciais para chumbo utilizando as concentrações de solo e poeira encontradas acima de seus respectivos PLA. Os parâmetros de taxa de ingestão de solo (IR), frequência de exposição (EF) e tempo médio (AT) a serem utilizados para os cálculos neste modelo serão os mesmos utilizados para a quantificação de risco dos outros metais.

10.3.5 Avaliação Toxicológica Detalhada

A avaliação toxicológica detalhada seguirá os procedimentos descritos nas seções 8.3 a 8.7 do documento “*Public Health Assessment Guidance Manual (Update)*” da ATSDR (2005), incluindo:

- Avaliação crítica dos estudos científicos utilizados para a definição dos valores de referência de saúde, levando em consideração as condições experimentais, as populações avaliadas pelos estudos e a forma química da substância utilizada para a determinação do modelo dose-resposta;

- Comparação das doses de exposição calculadas com os dados de estudos dose-resposta disponíveis para a substância química de interesse;
- Avaliação de fatores que possam influenciar a resposta toxicológica da exposição à substância química de interesse, levando em consideração aspectos de biodisponibilidade e essencialidade;
- Determinar a necessidade de avaliação de dados de efeitos à saúde específicos da área alvo, incluindo dados de mortalidade, morbidade ou biomonitoramento;
- Consolidação das informações geradas na análise toxicológica detalhada.

As conclusões da avaliação toxicológica detalhada correspondem à uma descrição qualitativa das evidências que permitem avaliar se as condições de exposição estimadas para a área alvo são de natureza, frequência e magnitude suficiente para representar implicações à saúde humana.

10.4 CARACTERIZAÇÃO DO RISCO

10.4.1 Caracterização do Risco Carcinogênico

Para efeitos carcinogênicos, as doses de exposição estimadas serão utilizadas para o cálculo do nível de risco, que será feito através da multiplicação da dose pelo fator de carcinogenicidade (*slope factor*). Os fatores de carcinogenicidade a serem utilizados serão obtidos durante a etapa de levantamento do perfil toxicológico da substância química de interesse. Na inexistência de fatores de carcinogenicidade, os valores de unidade de risco (UR) do IRIS da US.EPA serão utilizados para o cálculo do fator de carcinogenicidade.

O nível de risco calculado será comparado com o nível de risco aceitável para efeitos carcinogênicos de 1×10^{-5} , seguindo orientação da Resolução CONAMA nº 420/2009.

Para as substâncias químicas de interesse que apresentaram excedência aos valores de referência de saúde ou ao nível de risco aceitável para uma determinada rota de exposição, será realizada a avaliação toxicológica detalhada, conforme capítulo 8 do documento “*Public Health Assessment Guidance Manual (Update)*” da *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) de 2005.

Adicionalmente, após a quantificação do risco individual para cada SQI avaliada será quantificado o risco cumulativo.

Os resultados da comparação das doses de exposição estimadas com os valores de referência de saúde e níveis de risco aceitáveis serão sumarizados conforme as recomendações da ATSDR (2005):

- A avaliação de risco à saúde humana deve incluir um resumo do processo de comparação das doses de exposição com os valores de referência de saúde. Esse resumo deve ser escrito em termos não-técnicos e deve incluir uma descrição do uso e das limitações desse tipo de comparação;
- Esse resumo deve salientar que o processo de estimativa das doses de exposição e comparação com os valores de referência é uma etapa de triagem das substâncias químicas a serem avaliadas detalhadamente, enfatizando que esse processo de triagem não identifica efeitos adversos à saúde (doenças e agravos);
- O documento de avaliação de risco à saúde humana deve indicar claramente todas as considerações utilizadas para a seleção das concentrações das substâncias químicas de interesse, valores de referência ambientais, variáveis para a estimativa da dose de exposição e valores de referência de saúde;

Deve também ser indicado claramente quais substâncias foram selecionadas para uma avaliação mais detalhada da exposição e o porquê dessa seleção; assim como quais substâncias foram determinadas como não tendo potencial de representar perigo à saúde e o porquê.

10.4.2 Caracterização do Risco não Carcinogênico

Para efeitos não-carcinogênicos, as doses de exposição estimadas serão comparadas com valores (doses) de referência de saúde.

Os valores de referência de saúde a serem utilizados são, em ordem de prioridade: Níveis de Risco Mínimo (MRL) da ATSDR; Doses de Referência da US.EPA; e, os *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values* (PPRTVs) da US EPA. Outras fontes de valores de referência de saúde poderão ser utilizadas, caso necessário. Todas as premissas e orientações de utilização dos valores de referência de saúde definidos pelos órgãos responsáveis serão seguidos.

Para a comparação da dose de exposição com o valor de referência de saúde, será feita a divisão das doses de exposição calculadas pelo valor de referência de saúde selecionado (quociente de periculosidade), sendo que, seguindo orientação da Resolução CONAMA nº 420/2009 e ATSDR (2005):

Na verificação de valores inferiores a 1, que indica que a dose de exposição calculada é menor que o valor de referência de saúde, será concluído que a substância química de interesse não possui potencial de representar perigo à saúde;

Na verificação de valores superiores a 1, que indica que a dose de exposição calculada é maior que o valor de referência de saúde, será realizada uma avaliação mais detalhada da exposição estimada, conforme recomendação ATSDR (2005).

10.5 Análise de Incertezas e Sensibilidade³⁸

10.5.1 Incertezas

A Análise de Incertezas e Sensibilidade será desenvolvida com base na metodologia descrita nos itens 6.8 e 7.6 “*Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA/540/1-89/002). PART A, Volume I*” e suas posteriores revisões. Adicionalmente serão consideradas as premissas definidas no *Guidance on Risk Characterization for Risk Managers and Risk Assessors (US.EPA, 1992)*.

A etapa da análise de incertezas consiste para a ARSH no âmbito dos ERSHRE a serem desenvolvidos para a Bacia do Rio Paraopeba será dividida nas seguintes tarefas:

1. Análise crítica dos dados secundários validados obtidos na etapa de *Compilação Análise e Validação de Dados*;
2. Análise crítica dos dados primários validados obtidos pela execução do *Plano de Investigação para meio Ambiente*;
3. Análise crítica das premissas utilizadas para o desenvolvimento do Modelo Conceitual da Área (MCA_{MA}), bem como os critérios para definição de Substâncias Químicas de Interesse (SQI);
4. Análise crítica das premissas utilizadas para definição dos receptores humanos;
5. Análise crítica das premissas utilizadas para definição dos pontos de exposição (PDE);
6. Análise crítica de incertezas associadas a etapa de avaliação da exposição, como consequência da incerteza nos dados secundários e primários usados para estimar as concentrações ou doses de exposição;
7. Análise crítica das premissas utilizadas para definição dos dados toxicológicos a serem utilizados no cálculo do risco carcinogênico e não carcinogênico. Nesta tarefa também serão analisadas incertezas associadas as estimativas de risco quando ocorrem exposições simultâneas a várias SQIs.

As análises críticas descritas acima terão caráter qualitativo e objetivaram identificar incertezas técnicas no processo de consolidação e geração de dados para execução dos Estudos de ARSH.

Para minimização ou eliminação das incertezas identificadas, serão utilizadas duas abordagens com base na quantificação do risco à saúde humana:

³⁸ Esta sessão foi adaptada para atendimento à Nota Técnica nº 6/FEAM/GERAQ/2021

1. Utilizar vários pontos de exposição para mesma rota de exposição prevista no MCA_{MA} , visando estimar o risco para estes pontos de exposição a partir de diferentes dados secundários e primários;
2. Conduzir uma análise minimização ou eliminação de sensibilidade para prever a distribuição dos riscos à saúde humana calculados para diferentes níveis de exposição.

10.5.2 Sensibilidade

A análise de sensibilidade, utilizada para mitigação ou eliminação de incertezas, será desenvolvida com o objetivo de identificar os parâmetros de cálculo utilizados para quantificação da dose de exposição. Neste caso, a análise de sensibilidade será realizada através da Avaliação de Risco Probabilística (PRA).

A PRA é uma avaliação de risco que usa distribuições de probabilidade para caracterizar variações ou incertezas nas estimativas de risco. Serão utilizadas uma ou mais variáveis das equações para quantificação do risco como distribuição de probabilidade, substituindo desta forma o valor único utilizado anteriormente. Sendo assim, o resultado desta etapa será um intervalo ou distribuição de probabilidade dos riscos quantificados para cada cenário de exposição válido.

A Avaliação de Risco Probabilística será desenvolvida com base na metodologia descrita no “U.S. EPA. *Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA 540-R-02-002). PART A, Volume III. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment*” e suas posteriores revisões.

Os objetivos da PRA são:

1. Descrever quantitativamente o grau de variabilidade e incerteza nas estimativas de risco para efeitos adversos para saúde humana, fornecendo desta forma uma caracterização abrangente do risco;
2. Avaliar a utilização dos parâmetros exposicionais com valores que representem a Máxima Exposição Razoável (RME);
3. Avaliar a utilização dos parâmetros exposicionais com valores que representem o perfil exposicional específico da AE_{MA} em estudo;
4. Definir os valores para os parâmetros exposicionais que representam o trecho em estudo com limite de confiança de 95%.

Serão utilizadas Simulações de Monte Carlo para desenvolvimento da PRA que consiste num processo de iterações matemáticas para resolução da fórmula de cálculo da dose de

exposição, variando-se os valores dos parâmetros de entrada, dentro de uma determinada faixa aceitável, até que o resultado destas iterações identifique faixas de tendência aceitável para os resultados. Para o desenvolvimento da PRA serão utilizadas rotinas desenvolvidas em linguagem de programação R (multi-paradigma orientada a objetos) considerando a metodologia especificada nos documentos³⁹⁴⁰:

- *Guiding Principles for Monte Carlo Analysis – US EPA, 1997b.*
- *Risk Assessment Forum White Paper: Probabilistic Risk Assessment Methods and Case Studies – US EPA, 2014b.*

O *software* Crystal Ball® desenvolvido pela empresa *Decisioneering* (www.decisioneering.com) também poderá ser utilizado para a análise de sensibilidade com base na PRA, entretanto somente como base de comparação e calibração com os resultados gerados para rotinas desenvolvidas em linguagem de programação R, as quais estão incorporadas na Ferramenta de Cálculo para ARSH desenvolvida para a Bacia do Rio Paraopeba⁴¹⁴².

Os resultados da análise de incerteza e sensibilidade serão integrados com o objetivo de estabelecer quais limitações estão presentes nos resultados da avaliação de risco, considerando análise das aproximações qualitativas/semiquantitativas/quantitativas que podem ter influenciado diretamente nos resultados da quantificação do risco. Caso seja considerado que o nível de incerteza é inaceitável, estudos complementares poderão ser necessários.

10.6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As conclusões das etapas anteriores do estudo de avaliação de risco à saúde humana serão dimensionadas conforme estrutura recomendada pela metodologia *RAGS Human Health* (US.EPA, 1989a).

As recomendações e conclusões serão desenvolvidas visando o estabelecimento de critérios e ações voltadas para gestão e mitigação a níveis aceitáveis dos riscos teóricos calculados, os quais serão tratados no Plano de Gestão Ambiental de forma a estabelecer medidas de controle institucional, medidas de engenharia, medidas de remediação, medidas de monitoramento, medidas de comunicações do risco e medidas de monitoramento ambiental para a área em estudo.

³⁹ Esta sessão foi adaptada para atendimento à Nota Técnica nº 6/FEAM/GERAQ/2021

⁴⁰ Esta sessão foi adaptada para atendimento das **Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.**

⁴¹ Esta sessão foi adaptada para atendimento à Nota Técnica nº 6/FEAM/GERAQ/2021

⁴² Esta sessão foi adaptada para atendimento das **Recomendações da Auditoria Técnica do Ministério Público do Estado de Minas Gerais.**



Sendo assim, todas as ações de reabilitação ambiental a serem dimensionadas no Plano de Gestão Ambiental visando a mitigação do risco teórico a níveis aceitáveis, serão ser integradas ao *Plano de Reparação Ambiental Integral da Bacia do rio Paraopeba*.



11 REFERÊNCIAS

- A AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (ANA). 2011. “Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras. Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos”. Brasília, DF.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). “Resolução da diretoria colegiada – RDC nº 42”. Brasília, 29 de agosto de 2013. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/documents/33880/2568070/rdc0042_29_08_2013.pdf/c5a17d2d-a415-4330-90db-66b3f35d9fbd.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). 2005. “Public Health Assessment Guidance Manual (Update)”. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta, USA, January 2005.
- ALBUJA, L. 1999. Murciélagos del Ecuador. 2da Edición, Cicetronic Cía. Ltda. Offset Quito, Ecuador.
- Arcus-Arth, A; Blaisdell, RJ. 2007. Statistical distributions of daily breathing rates for narrow age groups of infants and children. Risk Anal 27: 97-110. <http://dx.doi.org/10.1111/j.15396924.2006.00862.x>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10.004:2004 “Resíduos Sólidos - Classificação”. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10.005:2004. “Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos”. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10.006:2004 “Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos”. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10.007:2004 “Amostragem de resíduos sólidos”. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15.492:2007 “Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - Procedimento”. Rio de Janeiro, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15.495-1:2007
“Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados. Parte 1: Projeto e construção”. Rio de Janeiro, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15.495-2:2008
“Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados. Parte 2: Desenvolvimento”. Rio de Janeiro, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15.515-1:2007
Versão Corrigida:2011 “Passivo ambiental em solo e água subterrânea- Parte 1: Avaliação preliminar”. Rio de Janeiro, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15.515-2:2011
“Passivo ambiental em solo e água subterrânea- Parte 2: Investigação confirmatória”. Rio de Janeiro, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15.515-3:2013
“Passivo ambiental em solo e água subterrânea- Parte 3: Investigação detalhada”. Rio de Janeiro, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15.847:2010
“Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento - Métodos de purga”. Rio de Janeiro, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 16.209:2013
“Avaliação de risco a saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas”. Rio de Janeiro, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 16.435:2015
“Controle da qualidade na amostragem para fins de investigação de áreas contaminadas – Procedimento”. Rio de Janeiro, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9.897:1987
“Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento”. 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9.898:1987
“Preservação e técnicas de amostragem de afluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento”. 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO/IEC 17.025:2017 “Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração”. Rio de Janeiro, 2017.

ASTM INTERNATIONAL. 2006. ASTM D 6634-01 “Standard Practice for the Selection of Purging and Sampling Devices for Groundwater Monitoring Wells”. 2016.

ASTM INTERNATIONAL. 2016. D7144 “Standard Practice for Collection of Surface Dust by Micro-vacuum Sampling for Subsequent Metals Determination”. 2016.

ÁSTUA, D.; MOURA, R.; GRELLE, C. E. V.; FONSECA, M. 2006. Influence of Baits, Trap Type, and Position for Small Mammals Capture in a Brazilian Lowland Atlantic Forest. Bol. Mus. Biol. Mello Leitão, v. 19, p. 31-44.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021-Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, 2021

BRASIL. Conselho Nacional de Saúde (CNS). Resolução nº 588, de 12 de julho de 2018. Disponível em: <<https://www.conasems.org.br/wp-content/uploads/2019/02/Reso588.pdf>>. Acesso em: 13.05.2020.

BRASIL. Decreto Nº 55.871. Brasília, 26 de março de 1965.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). 2010. Diretrizes para elaboração de estudo de avaliação de risco à saúde humana por exposição a contaminantes químicos. Brasília. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2015/janeiro/06/Avaliacao-de-Risco---Diretrizes-MS.pdf>.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). 2014. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Plano de Resposta às Emergências em Saúde Pública / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. – Brasília: Ministério da Saúde, 44 p.: il.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). Portaria de Consolidação Nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde.

- Brochu, P; Ducre-Robitaille, JF; Brodeur, J. 2006a. Physiological daily inhalation rates for free-living pregnant and lactating adolescents and women aged 11 to 55 years, using data from doubly labeled water measurements for use in health risk assessment. *Hum Ecol Risk Assess* 12: 702-735. <http://dx.doi.org/10.1080/10807030600801592>.
- Brochu, P; Ducré-Robitaille, JF; Brodeur, J. 2006b. Physiological daily inhalation rates for free-living individuals aged 1 month to 96 years, using data from doubly labeled water measurements: A proposal for air quality criteria, standard calculations and health risk assessment. *Hum Ecol Risk Assess* 12: 675701. <http://dx.doi.org/10.1080/10807030600801550>.
- BUSSAB, W. O.; MORETTIN, P. A. 2006. *Estatística Básica*. São Paulo: Editora Saraiva (5ª Edição).
- CASTIEL, L. D.; VASCONCELLOS-SILVA, P. R.; MORAES, D. R. de. 2017. Micromortevida Severina? A comunicação preemptiva dos riscos. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 33, n. 8, e00016017, 2017. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2017000803002&lng=en&nrm=iso>. access on 15 Apr. 2020. Epub Aug 21, 2017.
- CHEIDA, C. C.; RODRIGUES, F. H. G. 2010. Introdução às técnicas de estudo em campo para mamíferos carnívoros terrestres. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; ROSSANEIS, B. K.; FREGONEZI, M. N. (Eds.). *Técnicas de estudos aplicadas aos mamíferos silvestres brasileiros*. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 275 p.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Decisão de Diretoria nº 038/2017/C*. São Paulo, 2017.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). “Deliberação Normativa COPAM nº 02”. Minas Gerias, 08 de setembro de 2010. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=14670>.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). “Deliberação Normativa COPAM nº 166”. Minas Gerias, 29 de junho de 2011. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=18414>.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). “Resolução Nº 357”. Brasil, 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>.



CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). “Resolução N° 396”. Brasil, 3 de abril de 2008. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). “Resolução N° 420”. Brasil, 28 de dezembro de 2009. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). “Resolução N° 454”. Brasil, 01 de novembro de 2012. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>

CORREIA, P. 2010. Modelação e Estimação: uma introdução à geoestatística. 1ª. ed. Paraná: LEG UFPR. 80 p. v. 1.

COSTA, H. C.; BÉRNILS, R. S. 2015. Répteis brasileiros: Lista de espécies 2015. Herpetologia Brasileira, v. 4, p. 75- 93.

DU BOIS, D; DU BOIS, EF. (1989). A formula to estimate the approximate surface area if height and weight be known. 1916. Nutrition 5: 303-311; discussion 312-303.

Dufour, AP; Evans, O; Behymer, TD; Cantú, R. 2006. Water ingestion during swimming activities in a pool: a pilot study. J Water Health 4: 425-430.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION OF THE UNITED NATION (FAO). 2011. “Joint FAO/WHO Fod Standards Programme - CODEX Committee on Contaminants in Foods - Fifth Session. The Hague, The Netherlands, Março de 2011.

FOWLER, H. W. 1941. A collection of freshwater fishes obtained in Eastern Brazil by Dr. Rodolpho von Ihering. Proc. Acad. Nat. Sci. Phila., 93: 123-199.

Gavrelis, N; Sertkaya, A; Bertelsen, L; Cuthbertson, B; Phillips, L; Moya, J. (2011). An Analysis of the Proportion of the US Population that Ingests Soil or Other Non-Food Substances. Hum Ecol Risk Assess 17: 996-1012.

GEHAN, EA; GEORGE, SL. 1970. Estimation of human body surface area from height and weight. 54: 225-235.

HENNINK, M. 2007. International Focus Group Research, A Handbook for the Health and Social Sciences. Cambridge University Press.

- Holmes, K; Kissel, J; Richter, K. (1996). Investigation of the influence of oil on soil adherence to skin. *Journal of Soil Contamination* 5: 301-308.
- Holmes, K; Kissel, J; Richter, K. 1996. Investigation of the influence of oil on soil adherence to skin. *Journal of Soil Contamination* 5: 301-308.
- Holmes, KK; Shirai, JH; Richter, KY; Kissel, JC. 1999. Field measurement of dermal soil loadings in occupational and recreational activities. *Environ Res* 80: 148-157. <http://dx.doi.org/10.1006/enrs.1998.3891>.
- INMETRO. Norma N° NIT-DICLA-035. Princípios das Boas Práticas de Laboratório – BPL. Rev. N° 4, aprovada em outubro de 2019, 16p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). Comitê Interfederativo – CIF. Deliberação nº 106, 2017. Disponível em: < <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/deliberacoes/2017/cif-2017-09-14-deliberacao-106.pdf>>.
- INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS). 2002. Environmental health criteria 228, principles and methods for the assessment of risk from essential trace elements, United Nations Environment Programme, International Labour Organization, World Health Organization.
- Kissel, JC; Richter, KY; Fenske, RA. (1996a). Factors affecting soil adherence to skin in hand-press trials. *Bull Environ Contam Toxicol* 56: 722-728.
- Kissel, JC; Richter, KY; Fenske, RA. (1996b). Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment. *Risk Anal* 16: 115-125.
- Kissel, JC; Shirai, JH; Richter, KY; Fenske, RA. (1998). Empirical investigation of hand to mouth transfer of soil. *Bull Environ Contam Toxicol* 60: 379-386.
- LANDIS, Wayne G. (Ed.). 2000. Regional scale ecological risk assessment: using the relative risk model. CRC Press.
- LANDIS, Wayne G. (Ed.). 2004. Regional scale ecological risk assessment: using the relative risk model. CRC Press.
- LAYTON, DW. (1993). Metabolically consistent breathing rates for use in dose assessments. *Health Phys* 64: 23-36.



- LORENA, A. G. de. 2015. Comunicação de risco, vigilância sanitária e política de saúde. Rede Humaniza SUS – O SUS QUE DÁ CERTO. Disponível em: <<http://redehumanizasus.net/90011-comunicacao-de-risco-vigilancia-sanitaria-e-politica-de-saude/>>. Acessado em: 28.05.2020.
- LOURENÇO, M. R.; MARCHIORI, M. 2012. A Prática da Comunicação de Risco nas Organizações. Facesi em Revista. Ano 4 – Vol. 4, edição especial – 2012. Disponível em: <http://www.uel.br/grupo-estudo/gecorp/images/Artigo__A_Comunica%C3%A7%C3%A3o_de_Risco_nas_Organiza%C3%A7%C3%B5es_Facsi__em_Revista.pdf>. Acessado em: 28.05.2020.
- LUCENA, C. A. S. 2003. Revisão taxonômica e relações filogenéticas das espécies de Roeboides grupo – microlepis (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). Iheringia, série zoologia, 93 (3): 283-308.
- MAGALHÃES, M. N.; LIMA, A. C. P. 2008. Noções de Probabilidade e Estatística. São Paulo: EDUSP (6ª edição).
- MALABARBA, M. C. S. L. 2004. Revision of the Neotropical genus Triportheus Cope, 1872 (Characiformes: Characidae). Neotropical Ichthyology, 2(4): 167-204.
- MINAS GERAIS. Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM). Nota Técnica nº 6/FEAM/GERAQ/2021, de 19 de maio de 2021. Gerência da Qualidade do Solo e Áreas Contaminadas. PROCESSO Nº 2090.01.0003727/2019-40. Belo Horizonte.
- MINAS GERAIS. Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Nota Técnica nº 13/IGAM/GEMOQ/2021, de 2021. Gerência de Monitoramento da Qualidade das Águas. PROCESSO Nº 2090.01.0003727/2019-40.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). 2017. “Manual de Procedimentos para Laboratórios – Área de microbiologia e físico-química de produtos de origem animal”. 2ª Edição. Brasília, DF, 2017. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/assuntos/laboratorios/arquivos-publicacoes-laboratorio/manual-finalizado-com-foto-dipoa-cgal-14_09_16.pdf.
- MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. 2012. Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros. Rio de Janeiro: LTC Editora (5ª Edição).
- MORETTIN, L. G. 2010. Estatística básica: probabilidade e inferência. São Paulo: Pearson.

MORGAN, D. 2008. Focus Groups from Start to Finish. JPSM. Portland State University. May 27-28.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES/INSTITUTE OF MEDICINE (NAS/IOM). 2003. Dietary reference intakes: guiding principles for nutrition labeling and fortification. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, Washington, DC. 2003.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1989. Committee on Risk Perception and Communication, Commission on Behavioral and Social Sciences and Education. Improving Risk Communication. National Academy Press. Washington, D. C.

NAVIDI, W. 2012. Probabilidade e estatística para ciências exatas. Porto Alegre: Bookman.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). 2009. Comunicação eficaz com a mídia durante emergências de saúde pública: um manual da OMS/Organização Mundial da Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 2009. 180p. Tradução de: Effective Media Communication during Public Health Emergencies: a WHO Handbook.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). 2018. Comunicação de riscos em emergências de saúde pública: um guia da OMS para políticas e práticas em comunicação de risco de emergência [Communicating risk in public health emergencies: a WHO guideline for emergency risk communication (ERC) policy and practice]. Genebra: Organização Mundial da Saúde; 2018. Licença: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). Treinamento em comunicação de risco emergencial. Disponível em: <<https://www.who.int/risk-communication/training/module-a/pt/>>. Acessado em: 13.05.2020.

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD/ ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE LA SALUD (OPAS/OMS). 2009. Créacion de una estrategia de comunicaci3n para la influenza pandémica.

RANGEL-S, M. L. 2007. Comunica3o no controle de risco à saúde e segurança na sociedade contemporânea: uma abordagem interdisciplinar. Ciênc. saúde coletiva, Rio de Janeiro, v. 12, n. 5, p. 1375-1385, Outubro, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141381232007000500035&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 15 Apr. 2020.



SÃO PAULO. Decreto-Lei nº 59.263, de 05 de junho de 2013 Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009 (<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59263-05.06.2013.html>)

SECRETARIA DE ESTADO DE SAÚDE DE MINAS GERAIS (SES-MG). Subsecretaria de Vigilância de Proteção à Saúde. Nota Técnica SUBVPS/SES-MG nº 11/2017, 2017. Disponível em: < <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/notas-tecnicas/CT-SAUDE/2017/CIF-NT-11-2017-CT-SAUDE.pdf>>.

SEGALLA, M. V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C. A. G.; GRANT, T.; HADDAD, C. F. B.; LANGONE, J.; GARCIA, P. C. A. 2014. Brazilian amphibians: list of species. *Herpetologia Brasileira*, v. 3, p. 37-48.

SHOAF, MB; SHIRAI, JH; KEDAN, G; SCHAUM, J; KISSEL, JC. 2005a. Adult dermal sediment loads following clam digging in tide flats. *Soil Sediment Contam* 14: 463-470. <http://dx.doi.org/10.1080/153203805001805>.

SHOAF, MB; SHIRAI, JH; KEDAN, G; SCHAUM, J; KISSEL, JC. 2005b. Child dermal sediment loads following play in a tide flat. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 15: 407-412. <http://dx.doi.org/10.1038/sj.jea.7500418>.

SILVA, A. P. 1996. Emissões de Mercúrio na Queima de Amálgama: Estudo da contaminação de ar, solos e poeira em domicílios em Poconé, MT. *Série Tecnologia Ambiental*, 13, 40p. Rio de Janeiro: CETEMICNPq.

SIMMONS, N. B.; VOSS, R. S. 1998. The Mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna. Part I. Bats. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, v. 237, p. 1-219.

SPIEGEL, M. R.; SCHILLER, J.; SRINIVASAN, A. 2013. Probabilidade e estatística. Porto Alegre: Bookman.

SUTER, G. W. II. 1999. Developing conceptual models for complex ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*. N. 2, v. 5, pp.375-396, 1999.

TREVIZANI, T.H. 2018. Bioacumulação e biomagnificação de metais pesados em teias tróficas de estuários do sul-sudeste do Brasil. Universidade de São Paulo. Instituto Oceanográfico. São Paulo, SP. Brasil.

TREVIZANI, T.H.; Figueira, R.C.L.; Ribeiro, A.B.; Theophilo, C.Y.S.; Majer, A.P.; Petti, M.A.V.; Corbisier T.N.; Montone, R. C. 2016. Bioaccumulation of heavy metals in marine



organisms and sediments from Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. Marine Pollution Bulletin Volume 106, Issues 1–2, 15 May 2016, Pages 366-371

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1989a Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA/540/1-89/002). PART A, Volume I. Última atualização em Dezembro de 1989 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1989b. EPA - Methods for Evaluating Attainment of Cleanup Standards For Soils and Solid Media, Washington, DC, EUA.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1991. “Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part A)”. Washington, DC. Dezembro de 1991.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1992. Guidance on Risk Characterization for Risk Managers and Risk Assessors. February 26 Memorandum from F. Henry Habicht II, Deputy Administrator, to EPA Assistant Administrators and Regional Administrators. Washington, DC: Office of the Deputy Administrator.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1993. Wildlife Exposure Factors Handbook. EPA/600/R-93/187a.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1994. Methods for derivation of inhalation reference concentrations and application of inhalation dosimetry. (EPA/600/8-90/066F). Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office. <http://cfpub>.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1997a. Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. Interim Final. EPA/540/R97/006. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Response Team, Edison, NJ, 239 pp. 1997.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 1997b. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. EPA/630/R-97/001. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, 39 pp. 1997.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2000. Bioaccumulation Testing and Interpretation for the Purpose of Sediment Quality Assessment - Status and Needs. EPA-823-R-00-001. February.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2001a. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA 540-R-02-002). PART A, Volume III. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. Última atualização em Dezembro de 2001 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2001b. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA/540/R-92/003). PART B. Developing Chemical-Specific Preliminary Remediation Goals Based on Protection of Human Health. Última atualização em Dezembro de 2001 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2001c. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA/9285.7-01C). PART C. Risk Evaluation of Remedial Alternatives. Última atualização em Outubro de 2001 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2002a. "Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection". Washington, DC. 2002.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2002b. Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2002. Última atualização em Setembro de 2002.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2002c. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual (EPA/9285.7-47). PART D. Standardized Planning, Reporting and Review. Última atualização em Junho de 2002 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2004. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual

(EPA/540/R/99/005). PART E. Dermal Risk Assessment. Última atualização em Julho de 2004 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2005a. Field Sampling Procedures Manual. New Jersey. Agosto de 2005.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2005b. Preparation of Soil Sampling Protocols: Sampling Techniques and Strategies. Nevada, 2005.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2005c. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/630/P-03/001F, 2005. Última atualização em Março de 2005 (<https://www.epa.gov/risk/guidelines-carcinogen-risk-assessment>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2006a. “Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners”. EPA/240/B-06/003 Washington, DC. Fevereiro 2006. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/900B0D00.PDF?Dockey=900B0D00.PDF>

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2006b. Analysis of Consumption Data From 2003–2006 National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2007. Framework for Metals Risk Assessment, EPA 120/R-07/001. Washington, DC, EUA. Março, 2007.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2008. Child-Specific Exposure Factors Handbook (2008, Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-06/096F, 2008. Última atualização em Setembro de 2008 (https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?direntryid=199243).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2009. Draft technical guidelines: Standard operating procedures for residential pesticide exposure assessment: Submitted to the FIFRA Scientific Advisory Panel for review and comment, October 6-9, 2009. <http://www.biospotvictims.org/EPA-HQOPP-2009-0516-0002.pdf>.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2009. Risk Assessment Guideline for Superfund (RAGS), Human Health Evaluation Manual



(EPA/540/R/070/002). PART F. Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment. Última atualização em Janeiro de 2009 (<https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2011. Exposure Factors Handbook, Volumes I, II e III. National Center for Environmental Assessment (EPA/600/R-09/052F). Última atualização em Setembro de 2011 (<https://www.epa.gov/expobox/about-exposure-factors-handbook>).

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2014a. Framework for Human Health Risk Assessment to Inform Decision Making. Washington, DC, EUA, 2014.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2014b. Risk Assessment Forum White Paper: Probabilistic Risk Assessment Methods and Case Studies (EPA/100/R-14/004). Office of the Science Advisor. Risk Assessment Forum. Probabilistic Risk Analysis Technical Panel.. Washington, DC, EUA, July 25, 2014.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2014c. Operating Procedure - Soil Sampling, SESDPROC-300-R3. Athens, Georgia, EUA. 21 de agosto, 2014.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2015a. ProUCL Version 5.1.002, Technical Guide, Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations. Prepared by the Office of Research and Development. Publication No. EPA/600/R-07/041. Washington, DC. 2015.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2015b. Region 4 Ecological Risk Assessment Supplemental Guidance Interim Draft. Region 4.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2016. “Weight of Evidence in Ecological Assessment”. Washington, DC. Dezembro de 2016.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2017a. “Validation Assessment of In Vitro Arsenic Bioaccessibility Assay for Predicting Relative Bioavailability of Arsenic in Soils and Soil-like Materials at Superfund Sites”. OLEM 9355.4-29. Washington, DC. 20 de abril de 2017. Disponível em: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/196751.pdf>

- UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2017b. National Functional Guidelines for Inorganic Superfund Methods Data Review. EPA-540-R-2017-001. January. <https://www.epa.gov/clp/national-functional-guidelines-inorganic-superfund-methods-data-review-ism024>
- UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2017c. ProUCL Software, Software Downloads. <https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>
- UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2017d. Method 1340 - In Vitro Bioaccessibility Assay For Lead In Soil. Washington, DC, EUA.
- UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2018. “Region 4 Ecological Risk Assessment Supplemental Guidance”. Washington, DC. Março de 2018. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-03/documents/era_regional_supplemental_guidance_report-march-2018_update.pdf.
- UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US.EPA). 2019. “Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables”. Washington, DC. Maio de 2019. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>.
- VARI, R. P. 1989a. Systematics of the Neotropical characiform genus *Psectrogaster* Eigenmann and Eigenmann (Pisces, Characiformes). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 481: 1-43.
- VARI, R. P. 1989b. Systematics of the neotropical characiform genus *Curimata* Bosc (Pisces: Characiformes). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 444: 63p.
- VIZOTTO, L. D.; TADDEI, V. A. 1973. Chave para a determinação de quirópteros brasileiros. São José do Rio Preto: Francal, 72p.
- WEIR, S. M.; YU, S.; TALENT, L. G.; MAUL, J. D.; ANDERSON, T. A.; SALICE, C. J. 2015. Improving reptile ecological risk assessment: oral and dermal toxicity of pesticides to a common lizard species (*Sceloporus occidentalis*). *Environ Toxicol. Chem.* 34(8):1778-86.
- WILSON, D. E.; REEDER, D. M. 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference*. 3rd Ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 2142 p.
- WONG-VALLE, J. 1989. “Estimation of Relative bioavailability of Manganese Sources for Sheep”. *J. Anirn. Sci.* 1989. 67:2409-2414.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 2015. Effective Communications: Participant Handbook. WHO Document Production Services. Geneva, Switzerland.

ZABEO, A. et al. 2011. Regional risk assessment for contaminated sites Part 1: Vulnerability assessment by multicriteria decision analysis. Environment international, v. 37, n. 8, p. 1295-1306.



APÊNDICE 01

Metodologia para Análise de Suficiência e Representatividade



1 Avaliação de Suficiência e Representatividade

A *Avaliação de Suficiência e Representatividade* será executada ao final da etapa de *Compilação e Análise de Dados* e ao final da execução do *Plano de Investigação para Meio Ambiente*.

Inicialmente, todos os dados secundários obtidos na etapa de *Compilação e Análise de Dados* serão utilizados na etapa de *Avaliação de Suficiência e Representatividade*, sendo que os dados considerados válidos serão utilizados para o dimensionamento do *Plano de Investigação Detalhada para Meio Ambiente*. Após a execução do plano de investigação, a *Avaliação de Suficiência e Representatividade* será novamente realizada para confirmação da representatividade estatística e geoestatística dos dados primários obtidos em campo e laboratório. Este procedimento visa assegurar que o conjunto de dados (secundários e primários) somados será a base suficiente e representativa para o desenvolvimento das etapas subsequentes da ARSH.

A *Avaliação de Suficiência e Representatividade* indicará a distribuição espacial das substâncias detectadas acima dos Padrões Legais Aplicáveis (PLA), determinando sua frequência, comprovando a integridade e representatividade da amostragem dos compartimentos do meio físico e ambientais de interesse, bem como definindo sua suficiência para quantificação do risco à saúde humana.

Serão buscados dados de amostras coletadas nas três regiões de exposição definidas para a Área Alvo em estudo: Região de Exposição Direta (RED), Região de Exposição Indireta (REI) e Região de Não Exposição (RNE). Entende-se que a amostragem em área impactada (RED) permitirá identificar qualquer substância que esteja acima do padrão legal aplicável (PLA) e que possa ter relação com rompimento da Barragem B I, incluindo o grupo de substâncias que podem ter sido remobilizadas pelo evento.

Para aplicação adequada da *Avaliação da Suficiência e Representatividade de Dados*, será importante considerar as localidades de referência (RNE), que representam áreas na Área Alvo em estudo ou fora dela, que não foram impactadas pelo rompimento da barragem B I. Nestas localidades, durante as expedições de campo a serem realizadas para execução do Plano, serão obtidas amostras de cada compartimento de interesse nas localidades de referência, que tenham as mesmas características básicas dos compartimentos de interesse da região contaminada da Área Alvo para ARSH em estudo.

A metodologia de suficiência e representatividade de dados aqui apresentada, foi desenvolvida considerando as especificidades dos estudos de risco. Tal metodologia foi desenvolvida a partir da ausência de literatura específica para avaliação de suficiência e representatividade de dados no escopo de avaliações de risco. Ainda assim, a metodologia

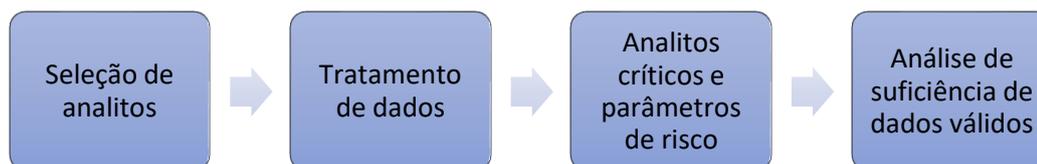
desenvolvida é baseada em referências internacionais para tratamento e análise de dados ambientais, apresentando-se coerente com as principais diretrizes técnicas internacionais e viável no contexto do projeto.

A partir do processo de validação dos dados disponíveis, a metodologia de suficiência será então conduzida considerando a distinção entre matrizes, a partir das considerações sobre continuidade espacial. Um primeiro grupo de matrizes é avaliado considerando continuidade espacial, como solo superficial e água subterrânea, e as matrizes que não apresentam continuidade espacial representam outro conjunto de dados, como água e sedimentos superficiais, poeira domiciliar e matrizes ambientais (alimentos).

A condução da análise suficiência de dados com vistas à ARSH para os compartimentos é dada após o processo de seleção de analitos, tratamento de valores abaixo dos limites de detecção/quantificação, definição do(s) analito(s) crítico(s) (ou indicador) e do parâmetro de risco.

O fluxograma indicado na **Figura 2** apresenta de maneira esquemática esse procedimento. As etapas indicadas no fluxograma são detalhadas nos tópicos seguintes.

Figura 2 – Procedimentos para condução da análise de suficiência de dados válidos



1.1 Seleção de analitos

A seleção dos analitos considerados para a análise de suficiência é baseada no parâmetro estatístico a ser estimado. No caso da ARSH para as diferentes segmentações propostas, o parâmetro populacional de interesse para cada Área Alvo é a média populacional (μ). As recomendações disponíveis em USEPA (2000) para avaliação da média populacional dizem respeito a classificações de analitos em função da porcentagem de “não-deteção” (valores abaixo do limite de detecção, LD). A presente metodologia é baseada nas recomendações indicadas no relatório USEPA (2000), tomando as indicações para valores “não-detectados” como sendo análogas para os valores “não-quantificados”. Isto decorre da ausência dos limites de detecção dos resultados laboratoriais disponibilizados para as matrizes e analitos. Uma vez que os limites de quantificação são descritos nos laudos laboratoriais (e nas bases de dados fornecidas), o procedimento indicado no documento USEPA (2000) é adaptado para esses limites.

A recomendação dada por USEPA (2000) é de que a porcentagem de “não-deteção” esteja abaixo de 30%, de forma a tornar adequado o uso do parâmetro média nos cálculos inferenciais, independente da magnitude do coeficiente de variação esperado. Dessa forma, a seleção de analitos se dá a partir da classificação dos analitos que apresentarem menos de 30% de “não-quantificação” (valores abaixo do limite de quantificação, LQ). Os demais analitos serão desconsiderados para avaliação de suficiência.

1.2 Tratamento de dados

A partir da seleção de analitos um tratamento e processamento de dados será conduzido. USEPA (2000) indica diferentes tratamentos para valores abaixo dos limites de detecção/quantificação, discriminando as possibilidades em função da porcentagem de valores não-detectados. O documento discrimina as porcentagens em “0 -15%”, “15-50%” e “>50%” de valores encontrados abaixo dos limites indicados. Para o caso de porcentagens entre 0 e 15%, o método da substituição é indicado, onde a substituição pode ser feita a partir do LD/2, LD ou então, um valor muito pequeno (definição adaptada da tabela de recomendação 4-4 presente no documento USEPA (2000)). Para porcentagens entre 15% e 50%, os métodos indicados no documento são: Média aparada, Ajuste de Cohen e “Winsorização” de dados. O documento recomenda os diferentes tipos de métodos sem distinção ou preferência, explicando o funcionamento básico de cada um com exemplos.

A partir das recomendações indicadas acima, foram escolhidos os métodos de substituição e “Winsorização” de dados, devido à sua facilidade de implementação em um cenário com grandes quantidades de dados (especialmente considerando o aproveitamento de dados secundários com análises que podem chegar a tratar individualmente cada analito, fase, ponto de coleta e tempo).

Dessa forma, dentre os analitos filtrados na etapa de seleção, aqueles que apresentarem porcentagem de “não-quantificação” menor que 15% terão seus valores abaixo de LQ substituídos pelo próprio limite indicado (método da substituição).

Para os analitos com porcentagem entre 15% e 30% o método de “Winsorização” de dados será adotado para tratamento dos valores abaixo de LQ. Nesse método a quantidade de valores abaixo do LQ é substituída pelo menor valor quantificado. Em contrapartida, a mesma quantidade de observações é alterada para os maiores valores observados no conjunto de dados, utilizando o maior valor abaixo destes para substituição. Ao final do tratamento de dados é possível calcular a média “Winsorizada” e um desvio padrão “Winsorizado”. Este desvio padrão “Winsorizado” é diferente do desvio padrão do conjunto de dados alterado, fazendo com que o cálculo do desvio considere a perda de informações decorrente das modificações adotadas. O

desvio padrão “Winsorizado” será calculado em função do desvio padrão amostral, número de elementos (n) e número de observações quantificadas (q) como: $S_{\text{winsorizado}} = S * (n-1) / (2q-n-1)$.

A notação $S_{\text{utilizado}}$ é adotada para avaliações de dispersão dos analitos, sendo que $S_{\text{utilizado}}$ é coincidente com o desvio padrão amostral em matrizes com porcentagem de “não-quantificação” abaixo de 15% e $S_{\text{utilizado}} = S_{\text{winsorizado}}$ para o caso de matrizes com porcentagem entre 15% e 30%.

1.3 Analitos críticos e parâmetro de risco (Cs)

Considerando o contexto de análise de dados para avaliação de risco e a quantidade de metais e fases analisadas, faz-se necessária a definição de analitos em cada matriz que garantam a suficiência e representatividade dos demais analitos. A esses analitos atribuiu-se o nome de analitos críticos (podendo ser chamados também de analitos indicadores). Pode-se entender os analitos críticos como aqueles que oferecem o cenário menos favorável à suficiência de dados para avaliação de risco. Dessa forma, uma vez garantida a suficiência e representatividade destes, os demais analitos estarão também contemplados.

A definição do analito crítico de uma matriz depende de sua continuidade espacial, do desvio padrão dos dados (matrizes descontínuas) e do valor de intervenção (VI) dos analitos, conforme:

- Para as matrizes sem continuidade espacial, serão avaliadas as porcentagens excedidas em relação ao VI, bem como a razão entre VI e desvio padrão utilizado ($S_{\text{utilizado}}$). O analito crítico é definido como o de menor razão limite ($VI/S_{\text{utilizado}}$) e maior porcentagem de excedência do VI. Em caso de divergência entre os critérios, mais de um analito será considerado crítico.
- Para as matrizes com continuidade espacial, serão avaliadas as porcentagens excedidas em relação ao VI. O analito crítico é definido como o de maior porcentagem excedida.

Ainda no contexto de analitos críticos, faz-se necessária uma métrica de risco para avaliação dos resultados. Essa métrica de risco, que irá auxiliar na condução das análises inferenciais e nas discussões de suficiência, é nomeada parâmetro de risco e indicada com a sigla “Cs”. Esse parâmetro de risco pode ser o valor de intervenção (VI) do analito investigado, ou outra métrica associada a riscos teóricos como, por exemplo, a concentração máxima aceitável (CMA). As discussões e análises inferenciais da avaliação de suficiência são sugeridas inicialmente utilizando o VI como referência de risco, uma vez que este é um parâmetro associado a um cenário de exposição genérico e, portanto, mais restritivo. Porém, há a possibilidade do analito sob análise ocorrer naturalmente em concentrações superiores ao VI, não sendo

caracterizado como contaminação, mas sim como valor de *background* elevado. Nesses casos, quando o valor de *background* da região sob análise puder ser obtido ou ter sua ordem de grandeza estimada, e apresentar concentração superior ao VI, o parâmetro C_s será definido como a CMA do analito. A CMA refere-se à concentração limite para ocorrência de riscos teóricos à saúde humana no cenário avaliado, determinada a partir de parâmetros específicos para a área de interesse de análise. Pela sua maior especificidade, seus resultados costumam ser menos restritivos.

Quando não há valores de *background* disponíveis e, portanto, não é possível separar os dados provenientes de “amostras naturais” e “amostras contaminadas”, utiliza-se a média amostral do conjunto de dados do analito crítico comparada com o VI desse analito para definir C_s . Uma regra de classificação para definição de C_s foi desenvolvida considerando a premissa que, quando as concentrações naturais não excedem o VI, a média do conjunto de dados é inferior ao VI. Porém, resultados extremos (*outliers*), que são muito frequentes em amostras de dados ambientais, podem afetar a média do conjunto de dados e levar a conclusões distorcidas.

Adota-se então, para esta classificação, uma majoração da média amostral em uma vez e meia. A multiplicação da média amostral por 1.5 pode ser encarada como uma “folga” que permite que haja *outliers* no conjunto de dados e sua influência seja minimizada para definição de C_s .

Ao final têm-se as seguintes classificações, quando não há informações sobre *background*:

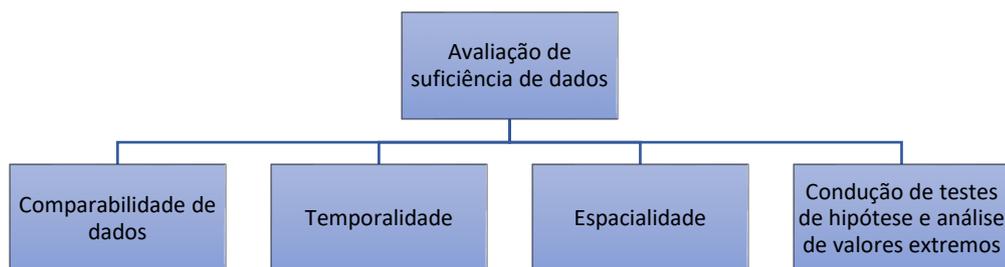
- a) Se a média amostral é inferior a $1.5 \cdot VI$: utiliza-se o VI como C_s ;
- b) Se a média amostral é superior a $1.5 \cdot VI$: utiliza-se a CMA como C_s , pois há possibilidade de indicação de valores de *background* naturalmente elevados.

No entanto, em ambos os casos, a distribuição dos dados amostrais também será levada em consideração, validando a definição de C_s ou então sugerindo outra abordagem.

1.4 Análise de suficiência de dados válidos

A análise de suficiência de dados válidos consiste na análise de resultados dos analitos críticos identificados, contemplando as seguintes avaliações: comparabilidade de dados (quando da disponibilidade de fontes de dados provenientes de campanhas distintas), análise de temporalidade (quando houver medições temporais), análise de espacialidade das concentrações, avaliação de níveis basais, condução de testes de hipótese e análise de valores extremos (**Figura 4**).

Figura 3 – Tópicos envolvidos na avaliação de suficiência de dados



Como indicado na **Figura 4**, os tópicos envolvidos na avaliação da suficiência de dados para aplicações em ARSH apontam para um maior controle e entendimento dos fenômenos envolvidos no processo. Tal controle fornece um cenário robusto à tomada de decisão quanto à necessidade de amostragem complementar ou confirmação de suficiência e representatividade de dados.

Dessa forma, a presente metodologia é baseada no entendimento de que a suficiência de dados é função das condições observadas e das especificidades de cada matriz com relação aos tópicos levantados. De forma resumida, as seguintes considerações serão feitas:

- A comparabilidade de dados será avaliada quando da presença de mais de uma fonte de dados disponível, não sendo obrigatória para definir um conjunto de dados como suficiente e representativo.
- A temporalidade de dados será avaliada quando da presença de dados com medições temporais, não sendo obrigatória para definir um conjunto de dados como suficiente e representativo. Esta análise se mostra de interesse prático, uma vez que possibilita o entendimento temporal da matriz considerando efeitos de sazonalidade, tendência e, também, fornece resultados transformados (equivalentes estáticos) ao conjunto de dados, aumentando o quantitativo amostral.
- A espacialidade das concentrações será avaliada em todas as matrizes, com modelagem geoestatística para matrizes com continuidade espacial e mapas discretos de disposição espacial das concentrações para matrizes sem continuidade espacial. Uma avaliação específica para matrizes provenientes de população finita (poeira domiciliar ou matrizes ambientais) será conduzida. Essa etapa é obrigatória para definir a suficiência e representatividade de um conjunto de dados.

- Uma avaliação de níveis basais será conduzida a partir da busca por valores de *background* em literatura e/ou a partir da avaliação de resultados em regiões “não-expostas” ou “pré-evento”. Essa etapa, apesar de não ser obrigatória para definir a suficiência e representatividade de dados, consiste em uma avaliação de grande interesse prático e sempre será realizada quando houver informações ou dados disponíveis.
- Inferências sobre a média populacional serão feitas a partir da realização de testes de hipótese para médias em matrizes sem continuidade espacial. Tais testes terão, em primeiro momento, a comparação da média com o parâmetro de risco (C_s), podendo ser aplicados também para comparações entre regiões de exposição e entre áreas de estudo ecológico. Para as matrizes sem continuidade espacial, essa etapa é obrigatória para definir a suficiência e representatividade de um conjunto de dados.
- Avaliações de valores extremos serão conduzidas considerando critério de *outlier* baseado em análise descritiva de dados (critério de Tuckey), o parâmetro de risco (C_s) e a distribuição das concentrações. A possibilidade de utilização de testes para *outliers* também será avaliada. Para as matrizes sem continuidade espacial, essa etapa é obrigatória para definir a suficiência e representatividade de um conjunto de dados.
- As análises inferenciais adotadas (baseadas nos testes de hipótese, análise de valores extremos e na aplicação de modelagem geoestatística) pressupõem um quantitativo mínimo de pontos coletados sendo, portanto, necessária a obtenção mínima desse quantitativo para o uso adequado das ferramentas inferenciais.

A indicação do quantitativo mínimo para condução da análise de suficiência bem como um detalhamento metodológico dos tópicos levantados são expostos nos itens a seguir.

1.4.1 Quantitativo mínimo para condução da análise de suficiência

Para condução adequada das análises previstas na Figura 4, um quantitativo mínimo de pontos se faz necessário.

Em USEPA (2000), recomenda-se a utilização de ao menos 20 observações em cálculos estatísticos para evitar a ocorrência de viesamento de resultados e diminuição da eficiência e performance dos objetivos estatísticos especificados. Tal recomendação decorre da dificuldade em assegurar a consistência das distribuições de probabilidade assumidas nos modelos estatísticos a partir de número de elementos amostrais reduzidos.

O documento “*ProUCL Version 5.1 Technical Guide - Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetected Observations*” elaborado pela US EPA em 2015, também utilizado como referência para a presente metodologia, recomenda o requisito mínimo de 10 observações para utilização do ferramental estatístico presente no software ProUCL. O documento enfatiza que essa recomendação não deve ser interpretada de maneira generalizada e indica máximo esforço para coleta de número de amostras baseado nos objetivos de performance adotados no plano de amostragem.

A presente metodologia, considerando ambas as referências citadas, não é aplicável a quaisquer conjuntos de dados com menos de 10 observações, tornando este o número mínimo de pontos para avaliação de suficiência em matrizes sem continuidade espacial (que são tratadas com uma abordagem estatística). Contudo, se o número de resultados da matriz analisada estiver entre 10 e 20, a análise dos resultados de suficiência será feita com ressalvas, a partir do número limitado de amostras. Tal definição decorre do fato de que o quantitativo entre 10 e 20 observações garante o mínimo de uma referência (*ProUCL Version 5.1 Technical Guide - Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetected Observations*), porém não de outra (USEPA (2000)). Por fim, matrizes sem continuidade espacial que apresentem mais de 20 resultados serão consideradas para avaliação de suficiência sem ressalvas, pois atendem a ambas referências. Em alguns casos em que matrizes sem continuidade espacial apresentem população finita (como poeira domiciliar, vegetais, hortaliças, frutas, entre outros), o número mínimo pode ser reavaliado, considerando a proporção entre a quantidade de resultados amostrais e a quantidade total de resultados da região (censo da população, definido usualmente pela letra N).

Para matrizes com continuidade espacial (conduzidas a partir da utilização de modelagem geoestatística), a *Interstate Technology & Regulatory Council - ITRC (2016)*, recomenda a necessidade de ao menos 30 observações para aplicação de métodos avançados (como a Krigagem Ordinária). Nesse caso, este se torna o quantitativo mínimo para aplicação da metodologia de suficiência dessas matrizes.

1.4.2 Comparabilidade de dados

Como indicado pela USEPA no documento “*Guidance for Data Usability in Risk Assessment - Part A*” (1991) o agrupamento de dados será desejável do ponto de vista de avaliação de risco. Contudo, a USEPA recomenda a análise de determinados critérios para avaliar a comparabilidade dos dados e seu possível agrupamento. Os critérios são: análises de planos de amostragem (design de amostragem, do inglês *Sampling Design*), métodos de filtração e conservação de amostras, metodologias de análise e limite de quantificação, lista de compostos

analisados e comparabilidade dos dados. Este último critério é discriminado em comparabilidade estatística de dados (aplicável a matrizes sem continuidade espacial) e comparabilidade espacial de dados (aplicável a matrizes com continuidade espacial). A comparabilidade espacial dos dados será realizada no contexto da análise de correlação espacial (discutida no tópico 1.4.3). Os critérios de métodos de filtração e conservação das amostras, metodologias de análise e limite de quantificação bem como lista de compostos analisados são discutidos em tópico conjunto denominado “metodologia de amostragem”.

A USEPA (1991) também indica alguns fatores além da estatística que devem ser levados em consideração quando se objetiva a combinação de dados de campanhas diferentes. Propriedades físicas como padrões climáticos, chuvas e características geológicas em diferentes áreas de exposição são alguns exemplos. Efeitos temporais, como a sazonalidade ou o período de amostragem, entre outros, são analisados separadamente. Considerando esses fatores, a análise de comparabilidade de dados é conduzida após a avaliação de temporalidade para devida consideração de efeitos temporais dos dados provenientes de fontes diferentes.

Em caso de dados não-comparáveis e, portanto, não-agrupáveis, serão utilizados os dados secundários obtidos que privilegiem o maior quantitativo de elementos para condução das análises. Em caso de obtenção de dados primários, estes serão utilizados como referência para os demais grupos.

Os tópicos relacionados à análise de plano de amostragem, metodologia de amostragem, e comparabilidade estatística de dados são discutidos e detalhados nos tópicos seguintes, enquanto a temporalidade de dados é avaliada no Apêndice 03⁴³.

1.4.2.1 Análise de plano de amostragem

A análise do plano de amostragem de cada campanha experimental é um critério a ser analisado quando se objetiva a comparabilidade e possível agrupamento de dados de fontes distintas. O documento “*Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection*” publicado pela US EPA (2002) afirma que a associação de planos amostrais direcionados com planos não-viesados pode prover um cenário robusto para tomada de decisões em análises de dados ambientais. Além disso, “*Guidance for Data Usability in Risk Assessment - Part A*” (1991) indica que a associação de amostragem sistemática com direcionada é a melhor estratégia para identificação de *hotspots*. No contexto de avaliação de risco (entre outras investigações mais detalhadas), a identificação de *hotspots* é essencial para o desenvolvimento de medidas de controle, remediação e/ou monitoramento.

⁴³ Este apêndice foi adaptado para atendimento à **Nota Técnica nº 13/IGAM/GEMOQ/2021**

Para as análises de comparabilidade de planos amostrais em matrizes sem continuidade espacial, o procedimento de análise será feito comparando o plano de amostragem proposto nas diferentes fontes de dados. Em caso de amostragens que também considerem espacialidade (como pontos gerados em malhas sistemáticas) e/ou direcionamentos pertinentes ao estudo, o quesito análise do plano de amostragem será dado como válido entre as fontes analisadas.

1.4.2.2 Metodologia de amostragem

A comparação dos métodos de coleta, manuseio e transporte de amostras das fontes de dados distintas será feita a fim de garantir que as amostras de qualquer que seja a fonte foram coletadas de maneira padronizada e com controle de qualidade do processo, ainda que o procedimento seguido não seja o mesmo para todas as fontes. Já os métodos de análise e limite de quantificação laboratorial serão comparados visando à máxima confiabilidade dos resultados apresentados para todos os parâmetros analisados nas fontes.

Para as análises comparabilidade o procedimento de análise será feito comparando os métodos amostrais propostos nas diferentes fontes de dados.

1.4.2.3 Comparabilidade estatística de dados

A comparabilidade estatística é discriminada em duas situações: quando se dispõe de dois conjuntos distintos de dados e quando se dispõe de três ou mais conjuntos distintos de dados. No âmbito da comparabilidade de dados secundários, os conjuntos são discriminados para cada fonte. Isto é, dada uma matriz e um analito, um conjunto de dados é definido para cada fonte.

A metodologia de comparabilidade adotada é baseada no uso de testes não-paramétricos, que não possuem o requisito de normalidade na distribuição dos dados e são menos afetados pela presença de *outliers* (testes normalmente avaliados considerando medianas).

Para comparação estatística entre duas fontes distintas de dados o teste não-paramétrico U de Mann-Whitney (1947) será conduzido. O teste U de Mann-Whitney analisa se os dados de fontes distintas podem ser considerados provenientes de uma mesma população de dados (hipótese nula), ou de populações distintas (hipótese alternativa). Quando a hipótese inicial não é rejeitada ($p\text{-valor} > 0.05$) não se pode afirmar que os dados sejam provenientes de populações diferentes e, portanto, o agrupamento será dado como possível e os dados serão agrupados. Quando a hipótese inicial for rejeitada ($p\text{-valor} > 0.05$), o agrupamento não será possível e será conduzida uma análise para definição de qual fonte de dados será utilizada nas análises. Há de se enfatizar que não rejeitar a hipótese inicial do teste não significa “aceitá-la”.

Para o caso de comparação estatística com três ou mais fontes de dados distintas o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (1952) será conduzido. O teste de Kruskal-Wallis é uma extensão do teste U de Mann-Whitney. Esse teste analisa se o conjunto de três ou mais grupos independentes foram ou não extraídos de uma mesma população sob a hipótese nula de que todas as populações possuem funções de distribuição iguais e hipótese alternativa de que ao menos duas populações possuem funções de distribuição diferentes. A significância adotada nesse teste será de 5%. Assim, quando a hipótese inicial é rejeitada ($p\text{-valor} < 0.05$) haverá indicação de diferença significativa estatisticamente entre as funções de distribuição de ao menos dois grupos de dados. Nesse caso sabe-se que ao menos um dos grupos é distinto dos demais, porém não se tem a informação de qual/quais grupo(s) seria/seriam.

O procedimento de comparações múltiplas será então realizado por meio do teste de Nemenyi. O teste de Nemenyi é um teste *post-hoc*, ou seja, é um teste usado após a aplicação de testes não-paramétricos com três ou mais fatores, como o de Kruskal-Wallis. O teste consiste em fazer comparações em pares com o intuito de verificar qual (quais) dos fatores diferem entre si. Cada grupo é comparado em pares e o p-valor resultante em cada comparação é utilizado para concluir o teste. Se o p-valor de uma comparação é menor que 0.05 há diferença estatisticamente significativa entre os grupos comparados. Em caso de p-valores maiores que 0.05 não há evidências de diferenças significativas, tornando possível o agrupamento de dados. No contexto das análises da presente metodologia, quando utilizados, os agrupamentos possíveis são dados em função da(s) fonte(s) com maior quantitativo de elementos. Ou seja, ao avaliar as comparações múltiplas o cenário com maior quantidade de elementos semelhantes será adotado.

Quando a hipótese inicial do teste de Kruskal-Wallis não for rejeitada ($p\text{-valor} > 0.05$) não se poderá afirmar que os dados sejam provenientes de populações diferentes e, portanto, o agrupamento entre todas as fontes será dado como possível e executado para os cálculos. Há de se enfatizar que não rejeitar a hipótese inicial do teste não significa “aceitá-la”.

1.4.3 Espacialidade

A espacialidade das concentrações observadas é discriminada em matrizes que apresentam e que não apresentam continuidade espacial. Para as primeiras, a elaboração de mapas com pontos discretos associados aos resultados da análise de valores extremos permitirá a avaliação da espacialidade da matriz. Já para matrizes com continuidade espacial é previsto o uso de modelagem geoestatística, conforme exposto a seguir.

1.4.3.1 Matrizes com continuidade espacial

A Krigagem é um método de interpolação espacial que permite estimar valores em locais não amostrados e fornece uma estimativa da incerteza nos valores interpolados. Para matrizes com continuidade espacial o “comportamento” dos dados coletados envolve não somente a quantidade, mas também a localização dos pontos e variação espacial das amostras. Tendo em vista essas variáveis que devem ser consideradas, opta-se pelo uso do método da Krigagem Ordinária para análise de suficiência e representatividade dos dados. Neste método são utilizados modelos probabilísticos, nos quais ponderações consideram a forma e a orientação do conjunto de observações e a incerteza associada aos valores estimados será calculada e minimizada para o ajuste de modelos. Segundo ISAACS e SRIVASTAVA (1989), a Krigagem Ordinária é considerada como o “melhor estimador imparcial linear”.

Tendo em vista a escala dimensional das áreas de estudo ecológico, a heterogeneidade e complexidade relacionadas as características do meio físico, em conjunto com a quantidade de dados e fontes de dados distintas, além da comparabilidade metodológica entre fontes (analisada em termos de: análise do plano de amostragem; temporalidade; procedimentos de coleta, conservação e análise laboratorial de amostras), para a aplicação da Krigagem Ordinária para análise de suficiência de dados, foram adotados os seguintes critérios a serem avaliados, listados nos subtópicos seguintes.

Um conceito aplicado no presente projeto foi o de Índice de Dependência Espacial (IDE), apresentado por CAMBARDELLA *et al.* (1994), que a partir dos aspectos geométricos do semivariograma, analisa e classifica a dependência espacial dos dados. O índice é expresso pela porcentagem da razão entre o efeito pepita (“nugget”) sobre o patamar (“sill”). Assim, a porcentagem obtida é utilizada para distinguir diferentes classes de dependência espacial entre as amostras. Para valores entre 0 a 25%, a dependência é classificada como forte. Para valores entre 25 a 75% a dependência é moderada, e para valores superiores à 75% a dependência é fraca.

1.4.3.1.1 Índice de Moran

As regiões sob análise podem apresentar diversos conjuntos de dados oriundos de fontes distintas. Nesse caso, o teste de análise de correlação espacial do índice de Moran será realizado com o objetivo de:

- Verificar se, para a configuração da malha envolvendo o agrupamento de diferentes conjuntos, há correlação espacial positiva;
- Quantificar e classificar a correlação espacial dos agrupamentos de conjuntos de amostras.

Para isso, a análise será realizada para os conjuntos de amostras totais de cada região avaliada.

Segundo indicado no livro “Análise Espacial de Dados Geográficos” desenvolvido pela Divisão de Processamento de Imagens (DPI) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), a correlação espacial de um conjunto de dados pode ser medida através do índice de Moran (CÂMARA *et al.* 2004).

O índice de Moran (I) mede a autocorrelação espacial de um conjunto de dados a partir do produto dos desvios em relação à média. Este índice é uma medida global da autocorrelação espacial, pois indica o grau de associação espacial presente no conjunto de dados. O índice de Moran (I) presta-se a um teste cuja hipótese nula é de independência espacial, neste caso, seu valor seria zero. No caso de índices diferentes de zero a independência espacial dos dados é descartada pelo teste. Neste caso abordagens puramente estatísticas não devem ser realizadas, uma vez exigem independência de dados. Para índices diferentes de zero, o teste de Moran indica que há autocorrelação espacial, ou seja, os dados não são independentes espacialmente.

Valores positivos (entre 0 e 1) indicam correlação direta e negativos (entre 0 e -1) correlação inversa, enquanto a proximidade de 1 (em módulo) indica a intensidade dessa correlação. Neste caso, índices distantes de 1 (próximos de 0) são classificados como correlação fraca e índices próximos de 1 são classificados como correlação forte.

A validade estatística do índice de Moran (I) é avaliada a partir do teste de pseudo-significância para o índice. Nesse teste são geradas diferentes permutações dos valores de atributos associados às diferentes regiões do espaço; cada permutação produz um novo arranjo espacial, onde os valores estão redistribuídos entre as regiões. Como apenas um dos arranjos corresponde à situação observada, pode-se concluir uma distribuição empírica de I. Se o valor do índice I medido originalmente corresponder a um “extremo” da distribuição simulada, então se tratará de valor com significância estatística.

A significância máxima adotada para as análises de correlação espacial da presente metodologia será de 5%. Neste caso, se a pseudo-significância calculada nos testes for igual ou inferior a 0.05, o teste será validado estatisticamente, ou seja, a interpretação do índice será válida. No caso de valores acima de 5%, o teste passa a ser inconclusivo e a autocorrelação será medida através de outra metodologia.

Em se tratando de comparabilidade de dados de fontes distintas, quando houver um índice de Moran com validade estatística, as fontes de dados serão consideradas comparáveis e os dados serão agrupados. Tal afirmação decorre do fato de que, ao considerar as diferentes fontes, seus resultados e a disposição espacial de cada ponto de coleta, um índice de Moran com significância

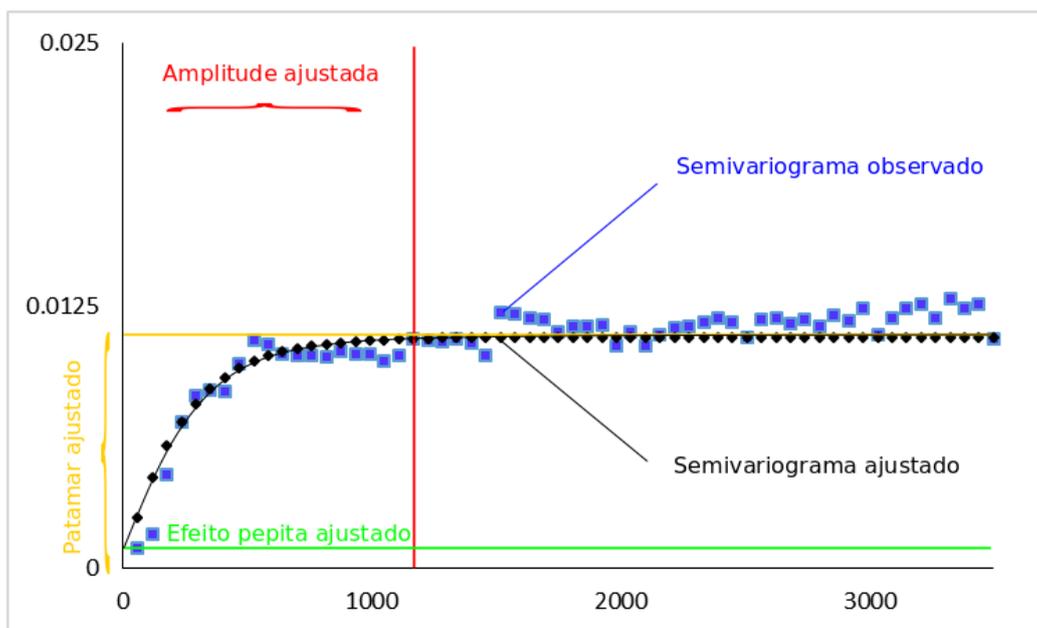
estatística indicará que o conjunto apresenta um grau de correlação espacial suficiente para considerar os dados de maneira agregada.

Em casos de índices de Moran sem validade estatística, uma análise das fontes será conduzida, tanto individualmente quanto considerando diferentes grupos de dados, afim de entender onde podem estar as diferenças entre os conjuntos e definir os resultados a serem utilizados.

1.4.3.1.2 Ajuste de semivariograma

Ao modelar o semivariograma, a autocorrelação será avaliada e quantificada por meio da modelagem espacial. Na modelagem espacial, um semivariograma sintético, também chamado de empírico, é gerado com base em um modelo matemático (exponencial, esférico, gaussiano, etc.) e os parâmetros são ajustados com o objetivo de aderir ao semivariograma de semivariâncias observadas (**Figura 4**).

Figura 4 – Exemplo Esquemático de geração de semivariograma

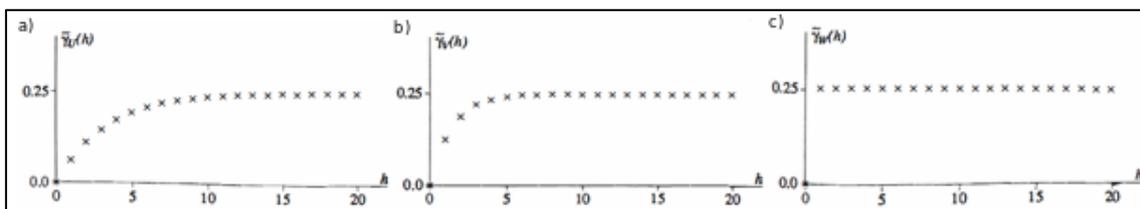


O semivariograma empírico fornece informações sobre a autocorrelação espacial dos conjuntos de dados. No entanto, eles não fornecem informações para todas as direções e distâncias possíveis. Dessa forma, o ajuste do semivariograma tem como objetivo garantir que as predições da krigagem tenham maior aderência aos dados observados. Entretanto, dados amostrados podem não apresentar um padrão claro de continuidade espacial e no caso de compartimentos ambientais analisados no âmbito das geociências (solo e água subterrânea) a falta de padrão de continuidade

espacial será um indicativo de insuficiência no número de amostras ou de erros de amostragem (ISAACS & SRIVASTAVA, 1989).

Para semivariogramas empíricos ajustados, a progressão da curva é um indicador de continuidade da variável observada no espaço. Um semivariograma com comportamento parabólico e com crescimento “lento” (**Figura 5a**) reflete boa continuidade espacial, já uma forma linear e com crescimento “rápido” **Figura 5b**) reflete moderada continuidade no espaço (ISAACS & SRIVASTAVA, 1989). No caso de inclinações aproximadamente perpendiculares desde a origem (**Figura 5c**), o modelo reflete a ausência de continuidade espacial.

Figura 5 – Modelos de curvas nos semivariogramas



Fonte: Retirado de Isaaks & Srivastava (1989).

O parâmetro de *lag* é ajustado com base no critério sugerido pela ESRI (2020): o tamanho do *lag* será adotado como distância média entre pontos e seus vizinhos mais próximos e o número de *lags* é ajustado de acordo com a maior distância do conjunto de dados observados, preferencialmente não superando metade do valor máximo. Entretanto, durante a modelagem espacial esses parâmetros não necessariamente precisam se adequar a esses critérios, uma vez que não se trata de regras explícitas, mas de sugestões para ajustes iniciais. Já os parâmetros de patamar e efeito pepita são ajustados com base direta na modelagem espacial, de forma a gerar maior adesão do semivariograma empírico e aos dados observados.

1.4.3.1.3 Regressão linear

A partir do ajuste do semivariograma do conjunto de dados é gerado um modelo de interpolação numérico para as concentrações distribuídas em função das coordenadas espaciais. Um modelo de regressão linear simples (MRLS) entre as concentrações medidas e as concentrações estimadas pela interpolação será analisado.

Para avaliação da adequação do modelo ajustado serão utilizados o coeficiente de determinação (R^2) da interpolação e uma breve análise de erros residuais (diferença entre o valor observado nas amostras e o valor estimado pelo modelo).

O coeficiente de determinação (R^2) de um MRLS reflete a porcentagem da variabilidade total da variável predita (no caso, concentração interpolada em função do espaço) explicada pelo

modelo proposto. Nesse sentido, quanto maior a aderência dos dados ao modelo, maior será o coeficiente de determinação (R^2).

Para os modelos de regressão linear analisados no escopo da presente metodologia, uma análise sobre seus erros residuais será conduzida a partir do gráfico de erro residual em função dos valores de concentração observados. Nesse gráfico o eixo horizontal centrado em $y=0$ será ressaltado, bem como a reta de tendência estimada para o erro residual em função da concentração observada. Quanto maior for a aderência do modelo de interpolação ajustado, mais horizontal será a tendência encontrada entre os erros residuais em função das concentrações. Em outras palavras, quanto mais ajustado o modelo for aos dados analisados, menor será a dependência do resíduo em função da concentração dos pontos.

1.4.3.1.4 Análise de dados

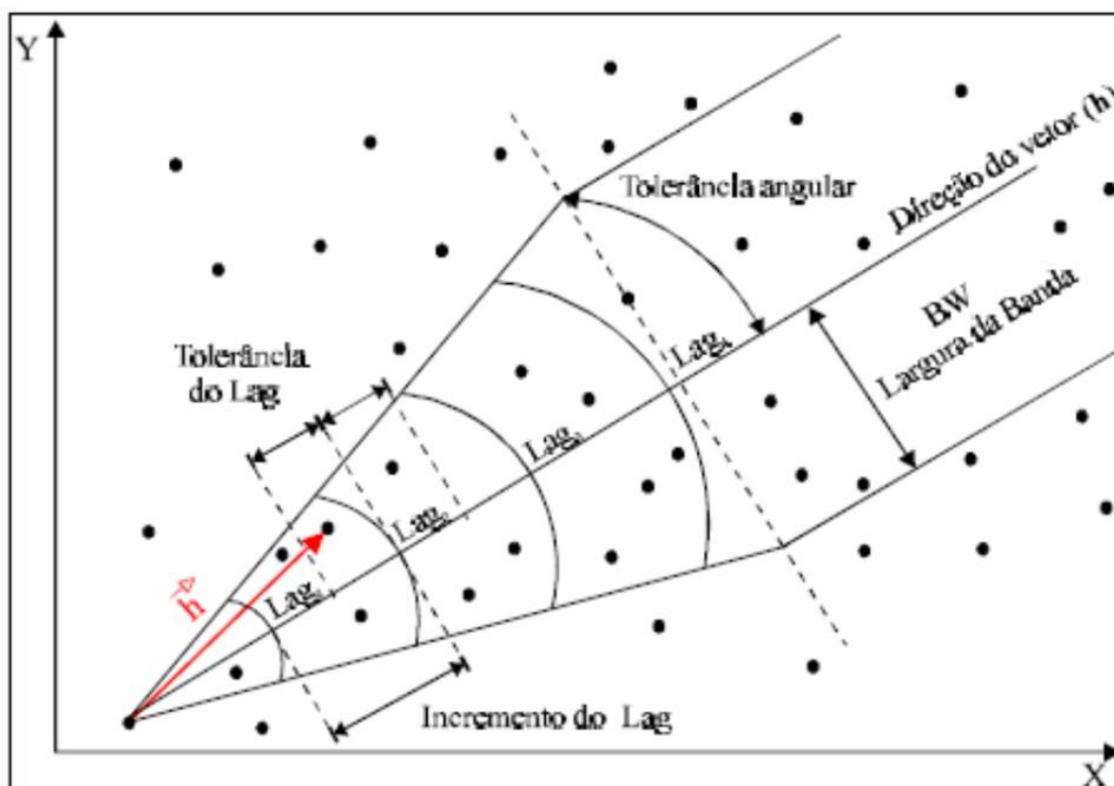
Para a análise dos dados presentes para cada Área Alvo, são realizados dois tipos de análises, sendo a primeira em escala regional e a segunda em escala local. A principal diferença entre as duas escalas é a diferença do tamanho do *lag*.

Como observado na **Figura 6**, a distância do *lag* influencia no cálculo da semivariância. Para *lags* menores, a semivariância é calculada em função de combinações de amostras mais próximas entre si, o que leva ao cálculo de cada semivariância média com um menor conjunto de pares e, para uma distância máxima fixada de investigação, uma maior quantidade de semivariâncias médias calculadas em comparação com *lags* maiores.

A definição dos tamanhos de *lag* para escala regional e local seguem, respectivamente, a distância média entre pontos vizinhos esperada e distância média observada. Como consequência das definições de *lag*, espera-se que modelos de escala regional apresentem variações mais suavizadas em comparação com modelos de escala local.



Figura 6 – Parâmetros de Cálculo de Semivariograma



Fonte: Adaptado de Kazuo (2013).

A metodologia da Krigagem Ordinária será executada a partir do uso da extensão *Geostatistical Analyst* do software *ArcGIS* ou por algoritmo próprio (programado nas linguagens R e Python). A determinação das análises relacionadas ao índice de Moran é executada a partir do uso de algoritmo próprio (programado nas linguagens R e Python).

Nesses programas, os seguintes passos serão executados nesta ordem:

- (1) Os dados serão importados e as duplicatas serão excluídas por meio do critério de seleção da maior concentração observada no ponto; em casos em que houver dados de áreas adjacentes à investigada, estes poderão ser incluídos na modelagem;
- (2) A distribuição de dados será avaliada a partir da construção de histogramas de dados brutos e transformados (transformação logarítmica). A opção de maior simetria será adotada para os passos seguintes;
- (3) O índice de Moran será calculado e validado ou descartado a partir do teste de pseudo-significância;



- (4) Métricas de distância entre pontos serão calculadas. Dentre elas serão elencadas as distâncias máximas e mínimos dentro do conjunto de amostras bem como as distâncias médias observadas e esperadas (com base em uma malha de pontos regular) entre pontos vizinhos.
- (5) O semivariograma dos dados será modelado com base na modelagem espacial para o modelo de maior aderência aos dados observados;
- (6) O mapa de quantil (95%) será solicitado;
- (7) O mapa de incerteza (*Prediction Standard Error*) será fornecido pelo programa, partindo-se dos mesmos parâmetros utilizados no item (5).

A avaliação de suficiência baseada na espacialidade será realizada com base os seguintes critérios:

- Análise de distribuição de dados brutos e transformados
- Avaliação do índice de Moran e do teste de pseudo-significância, onde se constatará (ou não) a correlação espacial do conjunto total de amostras da região objeto de análise;
- Avaliação do ajuste do semivariograma às semivariâncias médias observadas dos dados observados, onde será verificada novamente se foi identificada (ou não) a correlação espacial do conjunto de amostras da região objeto de análise e será feita avaliação da compatibilidade do IDE com o estimado pelo índice de Moran;
- Avaliação de aderência do semivariograma dos dados ajustados e comparação das distâncias de correlação do semivariograma com as métricas de distância entre pontos vizinhos;
- Avaliação da adequação do modelo de previsão a partir do coeficiente de determinação (R^2) da tendência (valor estimado) em função da concentração observada e análise dos erros residuais encontrados;
- Análise da distribuição de isovalores de concentrações nos mapas de quantis;
- Análise da distribuição de isovalores de concentrações nos mapas de incerteza;
- Análise da distribuição de isovalores da associação de concentrações dos mapas de quantil e incerteza.



Em caso de amostragens com dados primários que satisfaçam o requisito mínimo de resultados para aplicação da metodologia ($n > 30$), com cobertura espacial adequada e que não apresentem estrutura de correlação espacial (isto é, índice de Moran inconclusivo associado à semivariogramas sem aderência às semivariâncias médias observadas e coeficientes de tendências inferiores aos coeficientes de resíduos), outras estratégias de análise para suficiência e representatividade poderão ser avaliadas com uso de estatística inferencial e/ou outros modelos espaciais.

1.4.4 Condução dos testes de hipótese e análise de valores extremos

Para matrizes sem continuidade espacial será prevista a condução de testes de hipótese comparando a média populacional com o parâmetro de risco (C_s). O teste de hipóteses será definido de forma que a hipótese nula considerará o local como “contaminado” ($\mu_0 \geq C_s$), ou seja, com concentração média superior a C_s , e a hipótese alternativa considerará o local como “não-contaminado” ($\mu_1 < C_s$), ou seja, com concentração média inferior a C_s .

A condução do teste levará em conta os possíveis erros tipo I e tipo II.

O erro tipo I ocorre ao afirmar, a partir da conclusão do teste estatístico, que uma região não está “contaminada” (em média) quando de fato ela está. O valor adotado nas análises para esse erro (α) será de 5%. O erro tipo II ocorre ao se afirmar que uma região está “contaminada” (em média) quando de fato ela não está. Uma vez que o erro tipo II é um erro a favor da segurança, ou seja, ao ocorrer é fornecida uma abordagem mais conservadora à avaliação de suficiência, seu valor adotado será menos restritivo que o erro tipo I, com $\beta = 20\%$. Dessa forma, especificados os erros toleráveis de ambos os tipos, o teste será conduzido a partir do cálculo do valor crítico (ou de barreira/corte), da média e desvio-padrão amostrais e/ou do p-valor associado.

O valor crítico será calculado a partir do seguinte equacionamento:

$$\overline{x}_{crítico} = C_s - t_{(1-\alpha),df} \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Em que:

C_s : parâmetro de risco

$t(1-\alpha)$, df : é o valor da distribuição t-student avaliada para $(1-\alpha)\%$ de probabilidade com df graus de liberdade (nesse caso, o número de elementos amostrais subtraído da unidade)

S : desvio padrão amostral

n : número de elementos amostrais

Quando a média amostral é menor que o valor crítico (ou p-valor <0.05) a hipótese nula é rejeitada, ou seja, pode-se afirmar que a concentração média populacional está abaixo do parâmetro de risco (C_s), ao nível de 5% de significância. A rejeição do teste implicará em controle do erro tipo I, que como já visto, é de maior preocupação.

Quando a média amostral é maior que o valor crítico (ou p-valor >0.05), a hipótese nula não é rejeitada, ou seja, não se pode afirmar que a concentração média populacional esteja abaixo de C_s . Para esse caso faz-se necessária a verificação do controle do erro tipo II. O documento USEPA (2000) indica uma maneira analítica de verificar esse controle por meio do cálculo da estatística “m”, a partir do desvio padrão amostral (S), dos erros tipo I e tipo II adotados e de um valor de concentração médio de uma população não-exposta (μ_1).

$$m = \frac{S^2(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})^2}{(C_s - \mu_1)^2} + 0.5(Z_{1-\alpha})^2$$

Se o número de pontos coletados (n) for maior que “m” o erro tipo II é controlado. Caso contrário, o resultado do teste não poderá ser avaliado, uma vez que o número de elementos coletado é insuficiente (USEPA, 2000). Nesses casos, amostras complementares serão necessárias para avaliação dos resultados do teste de hipótese.

Após a realização do teste de hipótese mencionado, uma análise de valores extremos será conduzida. Para testes “não-rejeitados” e sem controle do erro tipo II, tal análise servirá para “discriminar” os dados em um conjunto considerado “normal” e outro com as maiores concentrações observadas, e possibilitar a reavaliação do teste de hipótese para cada classificação.

A fim de possibilitar o uso de “testes de *outliers*”, a normalidade dos dados será testada. Gráficos do tipo QQPlot serão gerados “com” e “sem” discriminação de *outliers*, definidos inicialmente a partir do critério da distância interquartílica ($1,5 \cdot DIQ$, DIQ: Distância Interquartil) de TUCKEY (1977). Nesse momento, o limite superior de *outlier* via definição de TUCKEY (denominado nas análises como LS) associado ao valor de C_s do analito e a análise baseada em julgamento profissional possibilitarão a definição de *outliers* a serem discriminados e tratados separadamente. A normalidade dos dados será testada com o Teste de normalidade de SHAPIRO-WILK (1965) em ambas as configurações: “sem” e “com” exclusão de valores anômalos, assumindo significância de 5%. Em caso de “não rejeição” do teste de normalidade (p-valor > 0.05), ou seja, assumindo distribuição normal dos dados, a necessidade de testes de *outlier* será verificada. A escolha do teste de *outlier* dependerá das condições de normalidade, *outliers* múltiplos e tamanho da amostra (USEPA, 2000).

Quando conveniente, o conjunto de valores anômalos discriminado poderá ser avaliado por meio de gráfico QQPlot individual associado ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

Após a discriminação dos valores nas duas classificações (conjunto denominado “normal” e *outliers*) uma avaliação da espacialidade das concentrações será realizada a partir da elaboração de mapas geográficos com identificação dos conjuntos dentro da região avaliada.

1.5 Conclusões da Avaliação de Suficiência e Representatividade

A partir Avaliação e Validação dos Dados Ambientais e Ecológicos, será obtido um conjunto de dados compilados, que serão utilizados para caracterização dos compartimentos do meio físico e ambientais.

Neste contexto, serão avaliadas as seguintes questões:

- a) Se existem dados disponíveis para todas as matrizes ambientais que fazem parte dos modelos conceituais de cada Área Alvo em estudo;
- b) Se, dentro dos limites da Área Alvo em estudo, existem dados disponíveis para áreas consideradas impactadas pelo rompimento da barragem B I e também para áreas consideradas não impactadas pelo rompimento;
- c) Se, dentro dos limites da Área Alvo em estudo, existem dados disponíveis que representam níveis de concentrações basais para a Área Alvo em estudo;
- d) Se os dados disponíveis são adequados para a utilização em estudos de avaliação de risco à saúde humana;
- e) Se os dados disponíveis são suficientes em termos de representatividade para cada matriz ambiental que faz parte dos modelos conceituais de cada Área Alvo. A suficiência de dados será analisada conforme a avaliação de representatividade estatística e geoestatística.



APÊNDICE 02

Estatística e Geoestatística para Definição de Plano de Amostragem



2 Estatística e Geoestatística para Definição de Plano de Amostragem

A definição de um plano de amostragem para uma determinada matriz se faz necessária quando da insuficiência e/ou ausência de representatividade de dados. Os dados coletados no plano de amostragem sugerido serão denominados dados primários. Após a coleta destes dados uma reavaliação de suficiência e representatividade será conduzida.

A elaboração de um plano de amostragem consiste de uma avaliação sobre o quantitativo de pontos necessário a ser complementado, da disposição espacial necessária para estes pontos bem como do detalhamento dos métodos de coleta a serem utilizados.

Uma das utilizações da estatística aplicada à definição de planos de amostragem se dará pela utilização do cálculo para determinação do número de amostras necessário ($n_{\text{necessário}}$). Esse cálculo retornará o número de resultados necessários para atingir a performance estatística especificada e, em casos onde há dados secundários (com o número de resultados denotado por n_{atual}), o número de amostras complementares ($n_{\text{complementar}}$) será obtido da subtração entre $n_{\text{necessário}}$ e n_{atual} .

Esse cálculo poderá ser utilizado em matrizes com e sem continuidade espacial. Para as matrizes sem continuidade espacial ele será utilizado quando não houver suficiência de dados. Para as matrizes com continuidade espacial, o uso do cálculo dependerá dos resultados provenientes dos dados secundários (quando houver): se os dados secundários apresentarem estrutura de correlação espacial e ajustes de modelo adequados, o plano de amostragem será focado em garantir representatividade a partir da cobertura espacial dos resultados (relacionada à disposição dos dados) e, assim, o cálculo não será necessário. Em casos em que a situação anterior não for verificada, o cálculo poderá ser utilizado.

O item a seguir exemplifica o cálculo.

2.1 Cálculo para determinação do número de amostras requerido para plano de amostragem – dados coeficiente de variação e objetivos de performance estatística especificados

Como indicado no documento “*Guidance for Data Useability in Risk Assessment (Part A)*” produzido pela USEPA em 1991, o cálculo do número de pontos para elaboração de plano de amostragem depende da variabilidade esperada para a matriz analisada, bem como dos objetivos de performance estatísticos especificados. A fórmula indicada no Anexo IV deste documento é descrita da seguinte maneira:

$$n_{\text{necessário}} \geq [(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})/D]^2 + 0.5 * Z_{1-\alpha}^2$$

Para cálculo do número mínimo de amostras necessárias tem-se:



$$n_{necessário} = [(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})/D]^2 + 0.5 * Z_{1-\alpha}^2$$

Em que:

$n_{necessário}$ = número de pontos necessário

$Z_{1-\alpha}$, $Z_{1-\beta}$ = valores da distribuição normal padrão para os erros tipo I e tipo II, respectivamente. O erro tipo I ocorre ao afirmar, a partir de teste estatístico, que uma região não está “contaminada” (abaixo de um parâmetro de risco, Cs, por exemplo) quando de fato ela está. O valor adotado nas análises para esse erro (α) é 5%. O erro tipo II (β) ocorre ao se afirmar que uma região está “contaminada” (acima de um parâmetro de risco, Cs, por exemplo) quando de fato ela não está. Uma vez que esse tipo de erro para as análises considerando avaliação de risco é um erro a favor da segurança, ou seja, ao ocorrer é fornecida uma abordagem mais conservadora seu valor adotado na presente metodologia é 20%.

D= quociente entre a resolução de detecção (ou diferença relativa detectável mínima) especificada, simbolizada por Δ , e o coeficiente de variação esperado para a matriz (CV). Dessa forma, $D = \Delta / CV$

A resolução de detecção (Δ) é a diferença relativa entre o parâmetro de risco Cs do analito analisado pela média representativa de uma população não-exposta (μ_1) em relação à Cs, expressa em porcentagem. A resolução de detecção pode ser detalhada como $\Delta = (Cs - \mu_1) / Cs$. Pode-se entender a resolução de detecção como a diferença mínima entre Cs e μ_1 detectada pela análise estatística dos dados. Em um exemplo com resolução Δ de 15%, a análise de dados permitirá distinguir resultados abaixo de Cs, provenientes de uma população com concentrações menores ou iguais que 85% de Cs, de outra população de dados, com concentrações mais próximas ou superiores à Cs. Dessa forma, quanto menor Δ , mais elementos ($n_{necessário}$) serão necessários para distinguir resultados entre as duas populações de dados.

O documento USEPA (1991) também indica que a variabilidade dos resultados varia em função da matriz analisada e, nesse caso, se a variabilidade natural dos analitos químicos de interesse for alta ($CV > 30\%$), um esforço de planejamento deve ser realizado no sentido de aumentar o número de amostras.

A partir do coeficiente de variação e dos objetivos de performance estatística especificados para o plano de amostragem, o número mínimo de amostras resultante é calculado. O item a seguir especifica como dados secundários poderão ser utilizados na determinação de $n_{necessário}$.

2.2 Utilização de dados secundários para estimativa do número de amostras necessário ($n_{\text{necessário}}$)

Os resultados provenientes dos dados secundários poderão ser utilizados para uma melhor estimativa do número amostral necessário ($n_{\text{necessário}}$). Em um primeiro momento, estes dados já terão sido utilizados para definição do parâmetro de risco Cs, no contexto da avaliação de suficiência de dados secundários (maiores detalhes no item 1.3 do Apêndice 01). Além de inferir sobre Cs, em caso de dados secundários ou literatura disponível que forneçam estimativas para concentrações *background* (μ_1), uma melhor aferição do parâmetro Δ poderá ser obtida. Dessa forma, o número de amostras complementares se tornará mais assertivo e representativo da área de estudo avaliada.

Além das estimações de Cs e Δ , os dados secundários poderão ser utilizados diretamente no cálculo do coeficiente de variação do analito (CV). Para isso, um quantitativo mínimo de 10 observações é necessário, de forma a definir um número mínimo para estimação da média amostral, como indicado no tópico 1.4.1 do Apêndice 01. Uma vez que o CV depende da média, essa definição foi adotada por consequência direta. Além disso, o desvio padrão amostral em amostras pequenas pode gerar grandes distorções, levando a um cálculo de $n_{\text{necessário}}$ impraticável e pouco representativo. Mesmo com os dados secundários atendendo ao quantitativo mínimo, uma análise sobre seus resultados e distribuições será conduzida, uma vez que valores extremos podem afetar desvio padrão e média e, com isso, afetar o coeficiente de variação (e, consequente, o $n_{\text{necessário}}$). Nesses casos, se identificados, os valores extremos serão separados do conjunto de resultados, que terá seu coeficiente de variação novamente calculado com a exclusão de tais valores. Assim, o número de amostras necessárias será calculado com a maioria dos dados que apresentar distribuição e ordem de grandeza compatíveis, enquanto os pontos com valores extremos terão amostragens complementares indicadas próximas a seus locais para verificação e validação do comportamento distinto de seus resultados.

2.3 Especificações de performance estatística e valores adotados na ausência de dados secundários ou outras informações

Uma vez explicitado o cálculo do número mínimo de amostras necessárias e como os dados secundários serão (ou poderão ser) utilizados dentro dos cálculos, são definidas as especificações de performance estatística esperadas. Também são definidos os parâmetros adotados quando da ausência de dados secundários ou outras informações. Nesse contexto, serão adotados diferentes valores para os coeficientes de variação (CV) de cada matriz, a partir da expectativa de distintas dispersões dos dados (USEPA, 1991) bem como do ferramental envolvido para a suficiência em função da continuidade espacial.

A Tabela 1 apresenta os objetivos de performance estatística especificados, indicando o nome do parâmetro, o valor adotado e comentários. Já a Tabela 2 apresenta os diferentes coeficientes de variação adotados para as matrizes sem continuidade espacial e o resultado do cálculo do $n_{\text{necessário}}$ nos casos de ausência completa de dados secundários.

Tabela 1 – Objetivos de performance estatística adotados para plano de amostragem

Parâmetro	Valor Adotado	Comentários
α (erro tipo I)	5%	Erro mais crítico dos dois tipos. É a probabilidade de afirmar que uma região não está “contaminada” (concentração média abaixo de Cs), quando de fato ela está.
β (erro tipo II)	20%	Erro menos crítico dos dois tipos. É a probabilidade de afirmar que uma região está “contaminada” (concentração média acima de Cs), quando de fato ela não está.
Δ	30%	Com dados secundários pode ser obtido por $\Delta = (Cs - \mu_1) / Cs$. O Δ adotado na ausência dessas estimações com dados secundários indica que a análise conseguirá distinguir resultados com concentrações da ordem de Cs (ou superiores) de resultados “não contaminados” com concentrações até 70% de Cs.
μ_1	Função do analito avaliado	Calculado quando houver dados secundários e/ou informações relativas à <i>background</i>
Cs	Função do analito avaliado	Calculado a partir das definições explicitadas no item 1.3 do Apêndice 01

Tabela 2 – Coeficientes de variação especificados quando da ausência de dados secundários para plano de amostragem

Matriz	CV especificado	$n_{\text{necessário}}$
Água Superficial	55%	23
Sedimento Superficial	65%	31
Matrizes Finitas	-	Dependente do número total disponível na população (N)

As matrizes com continuidade espacial (solo superficial e água subterrânea) poderão ser obtidas com utilização do cálculo de $n_{\text{necessário}}$. Contudo, na ausência completa de dados



secundários, o número mínimo de amostras para cada matriz deve satisfazer o quantitativo mínimo para avaliação de suficiência e representatividade, indicado no tópico 1.4.1 do Apêndice 01. Nesse caso, o quantitativo adotado para a matriz solo superficial é 35 e para água subterrânea é 30. O número maior de observações de solo em relação à água subterrânea se deve a uma expectativa de maior dispersão espacial de resultados, bem como da necessidade de subdivisão das amostras de solo nas regiões de exposição. O número de pontos de coleta em cada região de exposição dependerá do tamanho da região, de sua geometria e considerará um maior adensamento em regiões direta e indiretamente afetadas.



APÊNDICE 03

Análise de Temporalidade



3 Análise de Temporalidade

3.1 Temporalidade de dados

As estratégias para desenvolvimento e análise de planos de amostragem são alteradas conforme a variabilidade da matriz analisada, conforme explicitado no Apêndice 02. As variações nas medições são diferentes ao longo do tempo quando se analisam solo superficial, água superficial e sedimentos. Como indicado em “*Guidance for Data Usability in Risk Assessment - Part A*” (1991), na página 64 - Tabela 41, para analisar a qualidade e propriedades físicas do solo, a variação relativa ao quesito temporal é de menor importância. Já em se tratando de água superficial, o documento indica a influência da temporalidade na variação dos dados como “usualmente grande”.

No escopo da presente metodologia, a matriz solo superficial será dada como válida do ponto de vista de temporalidade entre fontes de dados distintas. Para a matriz água subterrânea, que também apresenta continuidade espacial como solo, a temporalidade será avaliada quando houver dados secundários com medições temporais.

Para água superficial e sedimentos o quesito temporalidade será tratado em maior detalhe, de acordo com os procedimentos indicados na metodologia dos subitens seguintes. Ao longo das análises, as matrizes que possuem mais de uma medição ao longo do tempo para as mesmas localizações serão denominadas fontes de dados temporais. Usualmente, tais fontes provêm de programas de monitoramento contínuo. Em contrapartida, fontes de dados que possuem uma única medição no tempo por localização serão denominadas fontes estáticas de dados.

3.1.1 Definição de intervalo de avaliação temporal de dados

O Guia Nacional de Coletas e Preservação da Agência Nacional de Águas (ANA, 2011) indica que o período chuvoso impacta a coleta de amostra de água bruta e sedimento, pois “em rios, ocorre deposição de sedimentos finos no período da seca e lavagem desse material nas chuvas”. Uma vez impactando a coleta e, portanto, os resultados amostrais provenientes da análise química, a possibilidade de agrupar os dados (tendo todos os outros critérios de agrupamento válidos) deverá ser feita considerando a sazonalidade do regime pluviométrico local.

De acordo com o site da ANA, o regime pluviométrico da Bacia do rio Paraopeba é caracterizado por dois períodos bem distintos. O período chuvoso que se estende de outubro a março, com maiores índices no mês de dezembro, no qual a precipitação varia de 800 a 1.300 mm; e o período seco que se estende de abril a setembro, com estiagem mais crítica de junho a agosto, com precipitação variando entre 150 a 250 mm. Uma vez que o regime pluviométrico

afeta a coleta de amostras de água e sedimentos e, portanto, os resultados da análise química, para cada matriz temporal serão analisadas as datas de coleta das distintas campanhas. Dados coletados entre os meses de outubro a março serão considerados dentro do período chuvoso. Já aqueles coletados entre os meses de abril a setembro serão considerados provenientes do período seco.

A presente metodologia se baseia no entendimento de que dados com variação temporal significativa (como é o caso de água superficial e sedimentos) devem ser analisados em datas de coleta comparáveis (similares) com fontes de dados estáticas. Dessa forma, para avaliação de suficiência de um conjunto de dados agrupado, faz-se necessária a definição de um intervalo temporal para avaliação dos resultados.

Quando houver somente dados secundários e mais de uma fonte de dados, a fonte estática com maior quantitativo amostral definirá o intervalo de avaliação. Quando houver dados primários, estes serão utilizados para definição do intervalo.

Uma vez definido o horizonte temporal de avaliação dos resultados, o procedimento chamado “transformação temporal de dados” será conduzido para os dados de fontes temporais. Esse procedimento buscará resumir os dados temporais de cada ponto de coleta em um único valor de concentração, representativo de cada localidade no intervalo temporal avaliado.

Embora os testes inferenciais utilizados não considerem a disposição espacial dos pontos de coleta em sua formulação, a espacialidade é um parâmetro essencial na caracterização do meio físico, especialmente em áreas de estudo de grande extensão e, portanto, deve ser considerada no âmbito da avaliação de suficiência. A consideração de todas as medições temporais nos testes como “elementos diferentes” (aumentando o número de elementos na amostra “n”) pode levar a interpretações/extrapolações distorcidas do comportamento da região avaliada como um todo. As medições temporais para cada ponto serão, portanto, transformadas em um único valor, denominados resultados “estáticos equivalentes”, cuja descrição metodológica é exposta a seguir.

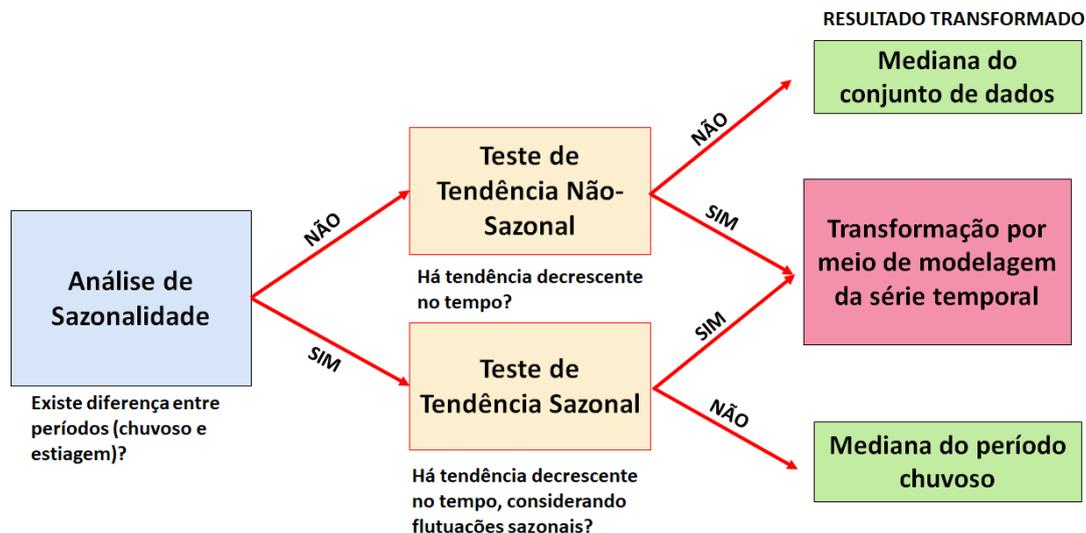
3.1.2 Transformação de dados temporais em “estáticos equivalentes”

O procedimento de transformação de dados provenientes de fontes temporais em dados estáticos equivalentes (definido um intervalo temporal de avaliação) pode ser explicado a partir dos seguintes tópicos: análise exploratória da série histórica, análise de sazonalidade, análise de tendência, obtenção do resultado transformado (estático equivalente).

O fluxograma indicado na Figura 7 indica a sequência adotada, bem como as principais perguntas em cada etapa. Nota-se que a etapa de análise exploratória da série histórica não está presente na imagem, pois corresponde a uma etapa anterior que contribui no entendimento dos dados e comportamentos gerais. O detalhamento de cada etapa é descrito nos itens seguintes.



Figura 7 – Fluxograma de transformação temporal de dados



3.1.2.1 Análise exploratória da série histórica

A primeira etapa da análise de temporalidade consistirá da análise exploratória da série dos dados. Em um primeiro momento, uma análise sobre a porcentagem de quantificação de resultados será realizada para cada ponto (determinado a partir de sua localização no espaço), analito e fase (total ou dissolvido). Para as “trincas” de combinação envolvendo pontos, analitos e fases que apresentarem quantificação adequada para aplicação da metodologia (não-quantificação abaixo de 30%, como indicado no item 1.4.1 do Apêndice 01, uma análise gráfica será feita considerando as seguintes opções: série histórica das concentrações por analito e fase (sem distinção entre pontos de coleta), gráficos *boxplot* para cada ponto, analito e fase evidenciando as diferenças entre períodos.

As diferentes representações serão utilizadas de maneira a auxiliar o entendimento do comportamento das concentrações relativo a cada ponto bem como dos pontos inseridos no contexto da área de estudo investigada.

3.1.2.2 Análise de sazonalidade

Uma vez selecionados os dados com quantificação adequada e a partir da interpretação qualitativa dos comportamentos, fornecidos pela análise exploratória da série histórica, a sazonalidade dos dados será testada.

Nessa etapa, a principal pergunta a ser respondida, considerando cada “trinca” ponto, analito e fase, será: Existe diferença significativa estatisticamente entre as concentrações de cada período? A resposta a essa pergunta terá consequência direta na etapa seguinte (análise de tendência), como indicado na Figura 7, respeitando o comportamento sazonal de cada “trinca”.



A sazonalidade será então verificada por meio do teste não-paramétrico U de Mann-Whitney (1947) considerando os conjuntos de dados diferenciados por período. Esse teste analisa se dois grupos independentes de dados foram ou não extraídos da mesma população sob a hipótese nula de que ambos grupos possuem a mesma medida de tendência central e hipótese alternativa de que os grupos estão centrados em medidas diferentes. A significância adotada nas análises será de 5%.

Assim, quando a hipótese inicial é rejeitada (p -valor <0.05) haverá indicação de diferença significativa estatisticamente entre as tendências centrais dos dois grupos de dados, confirmando o comportamento distinto dos períodos analisados. Quando a hipótese inicial não é rejeitada (p -valor >0.05) não se poderá afirmar que os dados sejam provenientes de populações distintas e, portanto, não se poderá afirmar que os resultados entre períodos apresentem diferenças. Dessa forma, se assumirá que não há sazonalidade para a “trinca” avaliada. Há de se enfatizar que não rejeitar a hipótese inicial do teste não significa “aceitá-la”.

3.1.2.3 Análise de tendência

Após o resultado da análise de sazonalidade, testes de tendência serão conduzidos.

Nessa etapa, a principal pergunta a ser respondida, considerando cada “trinca” ponto, analito e fase, dependerá da presença de sazonalidade da seguinte maneira:

- Quando não há sazonalidade: Há tendência monotônica decrescente ao longo do tempo para a série de dados avaliada?
- Quando há sazonalidade: Há tendência monotônica decrescente ao longo do tempo, considerando flutuações sazonais, para a série de dados avaliada?

Em cada caso um teste de hipótese compatível com o resultado da sazonalidade será aplicado. Ressalta-se que as perguntas levantadas estão baseadas na premissa que, em caso de impactos nas concentrações decorrentes do evento, estas apresentarão magnitudes maiores quanto mais próxima estiver a data avaliada em relação à data de ocorrência do evento. Por esse motivo, as perguntas são baseadas em tendências decrescentes.

A tendência monotônica decrescente será então verificada a partir da aplicação do teste de Mann-Kendall (1994) de acordo com a sazonalidade da resposta. Como indicado no documento “Guidance for Data Quality Assessment - Practical Methods for Data Analysis”, elaborado pela EPA em 2002, o teste de Mann-Kendall pode ser utilizado para testar tendências monotônicas tanto considerando conjuntos de dados não-sazonais, quanto utilizado para dados sazonais, por meio de uma adaptação/extensão. Os dois casos são descritos no item 4.3 do referido documento (USEPA, 2002).

No primeiro caso (dados sem presença de sazonalidade), o teste é conduzido sob a hipótese nula de que não há tendência monotônica e hipótese alternativa de que há uma tendência decrescente. Quando a hipótese nula for rejeitada ($p\text{-valor} < 0.05$), será possível afirmar que há tendência decrescente no tempo. Quando a hipótese nula não for rejeitada, não será possível afirmar que há tendência decrescente no tempo e, assim, será considerado que não há tendência. Ressalta-se que não rejeitar a hipótese nula não significa “aceitá-la”.

Para o segundo caso (dados com presença de sazonalidade), o teste de Mann-Kendall é utilizado em sua extensão “sazonal”, denominada “Teste Sazonal de Mann-Kendall” (USEPA, 2002). A diferença nessa extensão em comparação com a versão original se dá pela estatística de teste “S” ser obtida para cada “período” (tradução adaptada de “*season*”, como indicado na referência). O “período” pode ser anual, semestral, por período hidrológico (seco/chuvoso), trimestral, mensal, entre outros. Adotou-se o “período” mensal para as análises temporais, uma vez que esta resolução contempla uma quantidade razoável de dados por período com uma descrição refinada. Dessa forma, um “S” é obtido a cada mês e, então, uma estatística global é calculada ponderando esses valores e chegando a uma conclusão sobre tendência monotônica decrescente considerando flutuações sazonais.

A conclusão do teste sazonal pode ser de rejeição da hipótese nula ($p\text{-valor} < 0.05$), indicando que há tendência monotônica decrescente considerando flutuações sazonais, ou não rejeição da hipótese nula ($p\text{-valor} > 0.05$), indicando não ser possível afirmar que haja tendência. Ressalta-se que não rejeitar a hipótese nula não significa “aceitá-la”.

3.1.2.4 Obtenção do resultado transformado (estático equivalente)

Como indicado na Figura 7, a obtenção do resultado transformado (estático equivalente) depende dos passos anteriores. Para resultados que não apresentarem tendência decrescente estatísticas descritivas são utilizadas para definição do estático equivalente.

Em casos em que não há tendência nem presença de sazonalidade, o resultado transformado do ponto é obtido pela mediana da série histórica. Visto que não há tendência, pode-se entender que a série possui uma magnitude dos resultados constante ao longo do tempo (ou inserida numa faixa que não apresenta acréscimos ou decréscimos). Visto também que não há sazonalidade, esta magnitude dos resultados não varia significativamente entre períodos hidrológicos e, portanto, uma medida de posição central se mostra adequada para obter a concentração representativa do ponto de coleta avaliado. A mediana é a medida de tendência central escolhida por ser dependente dos resultados amostrais e sua adoção (e não a média amostral) se justifica por seu comportamento frente a valores extremos (frequentes em séries temporais de dados ambientais).

Em casos em que não há tendência e há presença de sazonalidade, o resultado transformado do ponto é obtido pela mediana do período hidrológico definido no intervalo temporal. Diferente do caso anterior, uma vez que há sazonalidade, a mediana obtida para transformação deve respeitar as diferenças de resultados entre períodos e, dessa forma, o período hidrológico do intervalo de transformação temporal é utilizado como referência para a obtenção do resultado estático. A Figura 7 indica, de maneira esquemática, a mediana do período chuvoso. Este período costuma ser o que apresenta as maiores concentrações e, portanto, mais crítico sob a ótica de estudos de risco.

Por último, em casos em que há tendência decrescente, independente da presença de sazonalidade, a obtenção do resultado equivalente estático dar-se-á pela modelagem da série temporal. Essa modelagem é explicada no item seguinte.

3.1.2.4.1 Modelagem da série temporal

Visto que há tendência monotônica decrescente, estatísticas descritivas simples podem não representar fielmente a concentração do ponto no intervalo temporal avaliado. Isto acontece pelo fato de que a presença de tendência sugere que quanto mais distante da data de ocorrência do evento, menores serão as concentrações. Dessa forma, uma estatística descritiva que não considere o tempo, poderá distorcer os resultados por não levar em consideração esse comportamento.

Assim, uma modelagem da série temporal será conduzida por meio da obtenção da média móvel da série histórica dos dados, de forma a fornecer uma resposta média “local”, dependente do tempo avaliado. A média móvel fornece uma suavização dos extremos ou aleatoriedades locais observadas na série, identificando padrão básico de comportamento com adequada precisão e eficiência computacional (Morettin, 2006), o que justifica seu uso na modelagem.

A ordem da média móvel será adotada como 30 em casos de intervalos de transformação temporal maiores que um mês. Se o intervalo de transformação for menor que um mês, a ordem será a mesma do tamanho do intervalo. Quanto à centralidade, será adotada a média móvel centrada dos dados, isto é, que considera metade dos resultados prévios e posteriores à uma determinada data.

A ordem de grandeza de 30 foi escolhida devido à suavização obtida para o comportamento da série histórica, isto é, ela reflete uma tendência média de resultados menos impactada por flutuações locais e, ao mesmo tempo, apresenta sensibilidade para detecção de comportamento ao redor da data avaliada. Médias móveis com ordens mais elevadas podem ser menos sensíveis a esse tipo de detecção de comportamento. Os resultados de média móvel serão expostos em 4 etapas: os dados originais (equivalente à média móvel de ordem 1), a curva de

média móvel de ordem 7, a curva de média móvel de ordem 15 e, por fim, a curva adotada, explicitando o comportamento de suavização e sensibilidade do comportamento médio.

Uma vez obtida a curva da média móvel centrada de ordem 30 dos dados, seu resultado avaliado no dia intermediário do intervalo de transformação temporal será definido como o resultado estático equivalente. A escolha do dia intermediário dentro do intervalo de transformação temporal se deu pela seleção da data mais central do intervalo, buscando representar um comportamento médio.

Em casos de dados com frequências de coleta com resultados faltantes, isto é, ausência de dias coletados, um tratamento de dados será conduzido previamente à obtenção da média móvel. O tratamento consistirá da complementação dos resultados dos dias faltantes a partir da interpolação linear das concentrações entre dias com resultados. Assim, os vazios serão preenchidos considerando os dados coletados e possibilitando uma melhor modelagem da série. A interpolação linear foi adotada por se mostrar um método clássico, de fácil implementação e suficiente para atender à modelagem prevista.

3.1.2.4.2 Apresentação dos resultados da análise temporal

Ao final do procedimento de transformação temporal serão compiladas tabelas-sumário que apresentarão os resultados de cada “trinca” analito, ponto e fase, com indicação dos resultados dos testes de sazonalidade, tendência, o resultado transformado, intervalo de coleta dos resultados amostrais e algumas estatísticas descritivas (como média, mediana, percentis, desvio padrão, entre outros).

Os resultados transformados serão então utilizados para comparabilidade com outras fontes de dados e, caso sejam agrupáveis, estes representarão as concentrações de cada ponto de coleta para o intervalo de transformação temporal avaliado.



APÊNDICE 04

Metodologias de Amostragem de Compartimentos do Meio Físico

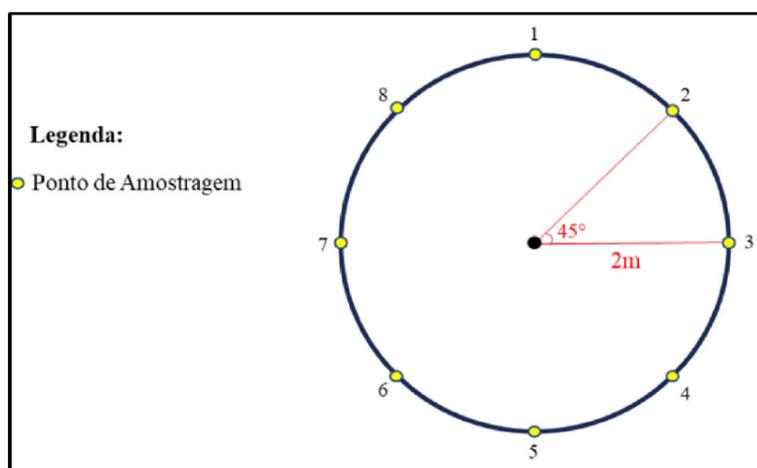


SOLO SUPERFICIAL

A sondagem será executada de acordo com ABNT NBR 15.492:2015 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – procedimento, a partir da cravação total de tubo de PVC (1,5”) descartável de 8 a 10 cm de comprimento solo superficial em sentido vertical. A parte superior do tubo enterrado, faceando a superfície do superficial, é, então, fechada com caps plástico de pvc (1,5”).

As amostras de solo superficial serão compostas por oito amostras coletadas conforme descrito acima e quarteadas, a partir de o círculo previamente definido em um ponto de amostragem, e não será obtida em uma profundidade maior que 10 centímetros da superfície do terreno, conforme **Figura 7**.

Figura 8 – Amostragem de solo superficial



O material perfurado será descrito em toda a extensão perfurada, de acordo com o Anexo A (normativo) – Litografia do Perfil de Sondagem da ABNT NBR 15.492:2007 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - procedimento.

Após a retirada da amostra coletada em recipiente plástico descartável (liner), deve ser usada uma ferramenta de corte para a confecção de uma abertura longitudinal no mesmo que permita identificar visualmente qual(is) a(s) porção(ões) do liner é mais apropriada(s) para a coleta de amostras de solo para envio para análises químicas de interesse (NBR 16434:2015).

SOLO SUBSUPERFICIAL

A sondagem deverá ser executada de acordo com ABNT NBR 15.492:2015 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – procedimento.

O material perfurado deverá ser descrito em toda a extensão perfurada, de acordo com o Anexo A (normativo) – Litografia do Perfil de Sondagem da ABNT NBR 15.492:2007 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - procedimento.

A sondagem deverá ser locada no centro do círculo definido para aquisição da amostra de solo superficial (mas não serão obtidas amostras de solo superficial na sondagem a ser realizada para solo subsuperficial). A amostragem deverá ocorrer a partir da superfície do terreno, sendo que a primeira amostra será sempre coletada a 20 centímetros da superfície do terreno. /as demais amostras ao longo do perfil serão coletadas de forma estratificada sendo que sempre que ocorrer uma variação textural que seja identificada visualmente e significar uma mudança de extrato do solo ou da lama de rejeitos (quando ocorrer), será coletada uma amostra para análise química laboratorial e uma amostra para ensaios de granulometria. No caso da ocorrência de lama de rejeitos no ponto de sondagem, esta deverá seguir até profundidade maior que a base da ocorrência da lama, sendo necessário a amostragem em todo o perfil de sondagem.

Após a retirada da amostra coletada em recipiente plástico descartável (*liner*), deve ser usada uma ferramenta de corte para a confecção de uma abertura longitudinal no mesmo que permita identificar visualmente qual(is) a(s) porção(ões) do *liner* é mais apropriada(s) para a coleta de amostras de solo para envio para análises químicas de interesse (NBR 16434:2015).

SEDIMENTO SUPERFICIAL

Preferencialmente, a coleta de sedimentos deverá ser realizada nas margens dos rios conforme descrito no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (2011). Caso dados sobre descarga sólida estiverem disponíveis para a Bacia do Rio Paraopeba, estes também serão considerados para interpretação da dinâmica de hidrosedimentação de sedimentos.

Nos pontos selecionados com base no critério descrito acima, tubos de PVC (1,5”) descartáveis de 5 cm de comprimento serão totalmente enterrados no sedimento superficial em sentido vertical. A parte superior do tubo enterrado, faceando a superfície do sedimento, é, então, fechada com *caps* plástico de PVC (1,5”).

As amostras de solo superficial deverão ser compostas por oito amostras coletadas conforme descrito acima e quarteadas, a partir do círculo previamente definido em um ponto de amostragem, e não deverá ser obtida em uma profundidade maior que 10 centímetros da superfície do terreno.

SEDIMENTO SUBSUPERFICIAL

Preferencialmente a coleta de sedimentos deverá ser realizada nas margens dos rios conforme descrito no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (2011).

A sondagem deverá ser locada no centro do círculo definido para aquisição da amostra de sedimento superficial. A amostragem deverá ocorrer a partir da superfície do terreno sendo que sempre que ocorrer uma variação textural que seja identificada visualmente e signifique uma mudança de extrato do sedimento ou da lama de rejeitos (quando ocorrer), será coletada uma amostra para análise química laboratorial e ensaios granulométricos. No caso da ocorrência de lama de rejeitos no ponto de sondagem, esta deverá seguir até profundidade maior que a base da ocorrência da lama, sendo necessária a amostragem em todo o perfil de sondagem.

Após a retirada da amostra coletada em recipiente plástico descartável (liner), deve ser usada uma ferramenta de corte para a confecção de uma abertura longitudinal no mesmo que permita identificar visualmente qual(is) a(s) porção(ões) do *liner* é mais apropriada(s) para a coleta de amostras de solo para envio para análises químicas de interesse (NBR 16434:2015).

O material perfurado deverá ser descrito em toda a extensão perfurada, de acordo com o Anexo A (normativo) – Litografia do Perfil de Sondagem da ABNT NBR 15.492:2007 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - procedimento.

ÁGUA SUBTERRÂNEA

Amostragem de água subterrânea deverá ser realizada por baixa vazão, seguindo diretrizes da norma ABNT NBR 15.847:2010 - Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento - Métodos de purga, de 21 de julho de 2010, e para complementação do procedimento poderá ser usada a Norma ASTM D 6634-01.

ÁGUA DE ABASTECIMENTO

A coleta de amostras de água para consumo humano será realizada em residências das localidades de interesse para o estudo. Deverão ser utilizados os procedimentos descritos no “Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras” da ANA (2011), que estão alinhados com a Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (MS, 2016).

Nos pontos de coleta deverão ser coletadas amostras em quantidade de 500 mililitros diretamente para frasco de vidro âmbar, previamente esterilizados, fechadas com tampas rosqueadas de poliestireno revestidas com Teflon®, sem deixar espaços vazios.

É importante fixar o ponto de amostragem em locais que não possuam interferências relacionadas a manutenção, idade e limpeza da tubulação e caixas d’água particulares, o que pode introduzir um falso positivo e alterar os resultados analíticos. Estes pontos podem ser antes das

caixas d'água das residências, antes da tubulação interna da residência, na tubulação externa que leva a água de consumo para a residência, na nascente onde ocorre a captação de água para consumo, ou em outro local que não introduza falso positivo e altere os resultados analíticos.

ÁGUA SUPERFICIAL

A amostragem de água superficial em rios deverá seguir os procedimentos apresentados no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas (ANA, 2011), bem como as normas ABNT NBR 9.897:1987 – Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores, e ABNT NBR 9.898:1987 – Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. No caso de amostras que não podem sofrer aeração, a garrafa de Van Dorn de fluxo horizontal deverá ser empregada.

POEIRA DOMICILIAR

A coleta de amostras de poeira domiciliar deverá seguir os métodos apresentados na normativa definida pelas normas:

- ASTM International, 2016. D7144 “Standard Practice for Collection of Surface Dust by Micro-vacuum Sampling for Subsequent Metals Determination”. 2016.
- ASTM International, 2016. D7144 “Standard Practice for Collection of Surface Dust by Micro-vacuum Sampling for Subsequent Metals Determination”. 2016.
- ASTM, 2016. D7144 “Standard Practice for Collection of Surface Dust by Micro-vacuum Sampling for Subsequent Metals Determination”. West Conshohocken, PA. ASTM International, 2016.

POÇOS DE MONITORAMENTO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA

Quando necessária a instalação de poços de monitoramento de água subterrânea, consistente com os modelos conceituais de cada Área Alvo, a sondagem deverá ser executada de acordo com ABNT NBR 15.492:2015 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – procedimento.

O material perfurado deverá ser descrito em toda a extensão perfurada, de acordo com o Anexo A (normativo) – Litografia do Perfil de Sondagem da ABNT NBR 15.492:2015 - Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental - procedimento.

Após a retirada da amostra coletada em recipiente plástico descartável (liner), deverá ser usada uma ferramenta de corte para a confecção de uma abertura longitudinal no mesmo que permita identificar visualmente qual(is) a(s) porção(ões) do liner é mais apropriada(s) para a coleta de amostras de solo para envio para análises químicas de interesse (NBR 16434:2015).

Os poços de monitoramento deverão ser instalados conforme ABNT/NBR 15.495-1: 2007 – “Poços de Monitoramento de Água Subterrânea em Aquíferos GranularSHs. Parte 2: Desenvolvimento”.

ALIMENTOS DE ORIGEM VEGETAL

A coleta de amostras de alimentos de origem vegetal será realizada junto aos pequenos, médios e grandes produtores da Área Alvo, segundo o MCA_{MA}.

Uma vez identificada a espécie a ser coletada será realizada a composição inicial de indivíduos desta espécie visando gerar uma amostragem composta de uma determinada região de cultivo. Como indicado em US.EPA (2002) “*Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection*” a amostragem composta pode ser utilizada quando objetivo principal é estimar a média populacional de um determinado analito. No caso de espécies vegetais, o valor individual de cada amostra não é de interesse prático, tornando a composição uma estratégia eficiente para garantir maior precisão na estimativa da concentração média de uma região ao mesmo passo que pode reduzir dispersões extremas (provindas de amostras pontuais) pelo processo de “homogeneização” da amostra. Cada amostra a ser enviada para análise química será composta por no mínimo três amostras da mesma espécie vegetal por local de amostragem. A definição da quantidade de amostras e dos locais de amostragem em uma região de cultivo dependerá do tamanho da área, da disponibilidade da espécie vegetal e da densidade de pontos de coleta definida em projeto. Dessa maneira, ainda que a abordagem estatística conduza as análises (considerando a ausência de continuidade espacial), a espacialidade dos fenômenos estudados é considerada no processo de amostragem, garantindo pontos de coleta espalhados ao longo de toda área de cultivo.

A partir desta composição serão definidas quantidades de amostras duplicatas e triplicadas para controle analítico.

Após a coleta, as amostras serão meticulosamente lavadas com água destilada e deionizada para limpeza total de poeira ou da terra, e secados com papel toalha. Após a lavagem e secagem, as amostras de vegetais serão embaladas em saco plástico com zip.

ALIMENTOS DE ORIGEM ANIMAL

A coleta de amostras de alimentos de origem animal, com exceção de peixes, será realizada junto aos pequenos produtores da Área Alvo e em localidades onde houver criação de animais, conforme MCA_{MA} da AA_{MA} em estudo.

Os procedimentos de coleta serão procedimentos específicos para cada tipo de alimento de origem animal.

ICTIOFAUNA E PESCADO

O pescado será coletado utilizando-se redes de espera, tarrafa e peneira. Os espécimes capturados serão anestesiados/eutanasiados conforme a Diretriz da Prática da Eutanásia do Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA) e posteriormente acondicionado em gelo para transporte até o local de amostragem de tecido. Nos pontos de coleta de pescado, será monitorada na superfície da coluna d'água as variáveis limnológicas como pH, temperatura, potencial oxi-redução (ORP), oxigênio dissolvido (OD), utilizando-se sondas multiparamétricas digitais. Também será medida a profundidade na área da coleta com um equipamento do tipo PIU com fita graduada. O material coletado será identificado através de bibliografias especializadas, tais como os trabalhos de Fowler (1941, 1951), Lucena (2003), Malabarba (2004), Piorski et al. (1998), Reagan (1904, 1911), Reis (1989d) e Vari (1989a).

A situação taxonômica atual das espécies identificadas será verificada através do site do projeto FISHBASE (www.fishbase.org) mantido pela FAO. Além disso, será feito um registro fotográfico de cada espécie. Será realizada a análise morfológica e análise qualitativa e quantitativa dos indivíduos por espécie com medições de tamanho com fita métrica.

Os indivíduos coletados devem obedecer ao intervalo de tamanho padrão estabelecido para a espécie. A coleta de tecido muscular dos exemplares de pescado será realizada com material cerâmico e acondicionadas em sacos plásticos estéreis fabricados com matéria prima virgem. Primeiramente será coletado um “bloco” de músculo da região dorsal, imediatamente após a nadadeira dorsal, quando possível com medida aproximada de 2 x 2 cm, sem que haja a remoção da pele ou de escamas. Espécies de menor tamanho serão amostradas em sua totalidade. Em seguida será coletado o fígado inteiro do animal, sendo extraído pela barriga, com corte longitudinal. Assim como o filé, a amostra de fígado precisa ter um peso aproximado de 100g. A quantidade de amostra biológica de tecido de peixe dissecado será de 50 a 200g e será armazenada congelada até o momento da análise laboratorial de quantificação dos elementos de interesse.

APÊNDICE 05

Informações e Dados sobre Toxicidade Humana

