

Análise da situação relativa
à contaminação da Base
das Lajes – Terceira, Açores.

Novembro

2018



FICHA TÉCNICA

TÍTULO DO DOCUMENTO

Análise da situação relativa à contaminação da Base das Lajes – Terceira, Açores

DATA DE EDIÇÃO

Novembro de 2018

IITAA – Instituto de Investigação e Tecnologias Agrárias e do Ambiente
Faculdade de Ciências Agrárias e do Ambiente da Universidade dos Açores
Rua Capitão João d'Ávila, 9700-042 Angra do Heroísmo, Portugal

EQUIPA TÉCNICA

IITAA (Universidade dos Açores):

Jorge Ferraz Pinheiro (Doutor em Ciências do Solo)

João da Silva Madruga (Doutor em Ciências do Solo)

Francisco Cota Rodrigues (Doutor em Hidrogeologia)

Cristian D. Ortiz Garcia (Lic.do em Geografia e Ordenamento do Território)

Maria de Lourdes Cabral Matos (Lic.da em Agronomia - laboratório)

GeoBioTec (Universidade Nova de Lisboa):

Maria da Graça Brito (Doutor em Engenharia Geológica)

Paulo do Carmo Sá Caetano (Doutor em Engenharia Geológica)

Maria João Caldeira (Lic.da em Engenharia Geológica)

Colaboradores externos (Egiamb, Lda.):

Carlos Nunes da Costa (Geólogo, PhD Geotecnia)

Daniel Vendas (Engenheiro Geólogo)

Ricardo Manuel (Engenheiro Geólogo)

Ana Caramelo (Engenheira do Ambiente)





Instituto de Investigação e Tecnologias Agrárias e do Ambiente
Faculdade de Ciências Agrárias e do Ambiente
Universidade dos Açores

Análise da situação relativa à contaminação da Base das Lajes – Terceira, Açores

NOVEMBRO 2018

SIGLAS E ACRÓNIMOS

65 – ABW – *65th Air Base Group*

AHC – *Aromatic Hydrocarbons* (Hidrocarbonetos Aromáticos)

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

AQR - Análise Quantitativa de Risco

AST – *Aboveground Storage Tank* (Tanque de armazenamento acima do terreno)

AVGAS – *Aviation gasoline* (Gasolina de aviação)

BTEX - Benzeno, Tolueno, Etileno, Xilenos

CHC – *Chlorinated Hydrocarbons* Hidrocarbonetos Clorados

COC – *Contaminants of concern* (Contaminantes de interesse)

CSM – *Conceptual Site Model* (Modelo Conceptual de Contaminação)

DISCO – *Discovery of Suspected and Contaminated Sites Study*

DNAPL – *Dense Non-Aqueous Phase Liquid* (Fase líquida não aquosa densa)

DRO – *Diesel Range Organics*

EBS – *Environmental Baseline Survey*

GRO – *Gasoline Range Organics*

HVOC / COVH – *Halogenated Volatile Organic Compounds* / Compostos Orgânicos Voláteis Halogenados

IV – *Intervention Values* (valores de Intervenção)

JP-4 – Jet fuel-4

JP-8 – Jet fuel-8

LNQ – Limiares e Normas de Qualidade

LNAPL – *Light Non-Aqueous Phase Liquid* (Fase líquida não aquosa leve)

MW – *Monitoring Well* (piezómetro)

NAPL - fase líquida não aquosa (Non-Aqueous Phase Liquid)

NP - Nível Piezométrico

OME – *Ontario Ministry of Environment*

PAH – *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons* (Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos)

PCE – Tetracloroetileno

PGRH – Plano de Gestão de Região Hidrográfica

PID – *Photoionization detector* (Detetor de foto ionização)

RCD – Resíduos de Construção e Demolição

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SB – *Soil Boring* (sondagem)

TEL - *Tetraethyl lead* (Tetraetil de chumbo)

TPH – *Total Petroleum Hydrocarbons* (Hidrocarbonetos Totais do Petróleo)

TV – *Target Values* (Valores Alvo)

USACE - *United States Army Corps of Engineers*

USAF – *United States Air Force*

UST – *Underground Storage Tank* (Tanque de armazenamento subterrâneo)

VOC / COV – *Volatile Organic Compounds* / Compostos Orgânicos Voláteis

VP – Valor Paramétrico

VR – Valores de Referência

ÍNDICE

1.	INTRODUÇÃO.....	10
2.	VALORES DE REFERÊNCIA.....	14
2.1	Normas utilizadas nos estudos realizados	14
2.2.	Crítérios para aplicação das Normas de Ontário (OME, 2011)	15
3.	IDENTIFICAÇÃO E HISTÓRICO DOS LOCAIS CONTAMINADOS OU DISCO SITES.....	17
4.	CONDICIONANTES HIDROLÓGICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO.....	24
4.1.	Tectónica.....	24
4.2.	Hidrologia superficial	25
4.3.	Geologia	26
4.4.	Hidrogeologia	28
4.5.	Aquífero basal	29
4.6.	Nascentes basais	30
5.	QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	40
5.1.	Furos de captação.....	41
5.1.1.	Furo do Juncal 2.....	42
5.1.2.	Furo do Pico Celeiro	42
5.1.3.	Furo do Areiro.....	42
5.2.	Poços Escavados	42
5.3.	Paúis	43
5.3.1.	Paul da Praia	44
5.3.2.	Paul de Belo Jardim.....	45

5.3.3.	Paul da Pedreira	45
6.	AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO E MEDIDAS DE REMEDIAÇÃO IMPLEMENTADAS	46
6.1.	Medidas de remediação definidas a partir de 2012 para os <i>Sites</i> 3001 e 5001	46
6.2.	<i>Site</i> 3001 – Main Gate Area	46
6.2.1.	Análise crítica da informação disponível (<i>Site</i> 3001)	54
6.2.1.1.	Solos.....	54
6.2.1.2.	Águas subterrâneas.....	56
6.2.2.	<i>Site</i> 3001: considerações finais	57
6.3.	<i>Site</i> 5001 – South Tank Farm.....	58
6.3.1.	Análise crítica da informação disponível (<i>Site</i> 5001)	64
6.3.1.1.	Solos.....	64
6.3.1.2.	Águas subterrâneas.....	65
6.3.2.	<i>Site</i> 5001: considerações finais	66
6.4.	<i>Site</i> 5002 – Cinder Pit Fuel Tanks.....	67
6.4.1.	Análise crítica da informação disponível (<i>Site</i> 5002)	72
6.4.1.1.	Solos.....	72
6.4.1.2.	Águas subterrâneas.....	73
6.4.2.	<i>Site</i> 5002: considerações finais	73
6.4.3.	Avaliação atual de metais pesados em solos e substratos de alguns locais do <i>Site</i> 5002 (Universidade dos Açores, 2018)	75
6.4.3.1.	Introdução.....	75
6.4.3.2.	Métodos e materiais	76
6.4.3.3.	Análise dos resultados.....	78

7.	ANÁLISE DE RISCO PARA A SAÚDE HUMANA.....	81
7.1.	Introdução	81
7.1.1.	Considerações iniciais.....	81
7.1.2.	Limitações da análise	82
7.1.3.	Nível de análise	82
7.2.	Enquadramento geológico e hidrogeológico	83
7.3.	Modelo Conceptual de Contaminação	85
7.3.1.	Fonte	85
7.3.2.	Trajetos	86
7.3.3.	Recetores	86
7.4.	Avaliação e compilação dos dados	92
7.5.	Avaliação da Exposição	94
7.6.	Avaliação da Toxicidade	95
7.7.	Caracterização e Quantificação do Risco	96
7.8.	Considerações sobre os resultados da análise de risco	97
8.	ANÁLISE PRELIMINAR DE TECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO DOS SITES CONTAMINADOS.....	98
8.1.	Objetivos, critérios e metodologias para a seleção das tecnologias de remediação.....	98
8.2.	Seleção das tecnologias aplicáveis nos <i>sites</i>	99
9.	AÇÕES E MEDIDAS A DESENVOLVER	102
9.1.	Obter informação relevante não disponibilizada até ao momento.....	102
9.2.	Efetuar a revisão de incongruências/procedimentos inadequados detetados em estudos anteriores	103
9.3.	Colmatar as lacunas de informação através de novos estudos	103

10. APRECIÇÃO FINAL	105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108
Anexos	113
Anexo I.	114
Anexo II.	118
Anexo III	120
Anexo IV. Parâmetros adotados na Análise de Risco	123
Anexo V. Resultados da Análise de Risco	127
Anexo VI. Tecnologias de remediação	132

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Áreas funcionais na Base das Lajes (Retirado de CH ₂ MHill, 2014)	17
Figura 2: Localização das 3 áreas para avaliação prioritária neste estudo	18
Figura 3: Localização das principais infraestruturas de Main Gate Area, nomeadamente, 5 Hydrants (P23, P24, P25, P26 e P27), Apron A e Area 5 com os reservatórios pré-existentes (atualmente removidos)	19
Figura 4: Identificação das infraestruturas no South Tank Farm	21
Figura 5: Localização dos reservatórios do Cinder Peat Fuel Tank na Canada Joaquim Alves (Cinder Pit 1), no Pico Celeiro (Cinder Pit 2) e na Ladeira do Pico Celeiro (Cinder Pit 3).....	22
Figura 6: Principais estruturas tectónicas do graben das Lajes e as plataformas do Juncal e das Fontinhas. (Adaptado de Rodrigues e Novo, 2014).....	24
Figura 7: Sistema de drenagem da ilha Terceira evidenciando-se a Serra do Cume e o graben das Lajes	26
Figura 8: Carta geológica do sector oriental da ilha Terceira, assinalando-se as zonas da Main Gate Area, South Tank Farm e Cinder Pit Fuel Tanks	27
Figura 9: Modelo hidrogeológico da ilha Terceira, assinalando-se o aquífero basal, a zona de transição ou de mistura (Mixing Zone) e um aquífero suspenso	28
Figura 10: Principais formações hidrogeológicas do graben das Lajes, Serra do Cume e Serra de Santiago. (Adaptado por CH ₂ MHILL, 2005; de Rodrigues, 2002)	29
Figura 11: Esquema representativo da Serra do Facho, falha de Santiago e zona do Paul da Praia da Vitória antes da recuperação da lagoa. Retirado de Rodrigues (1994)	31
Figura 12: Modelo hidrogeológico do sector oriental da ilha Terceira, assinalando-se os furos e poços escavados que o interseptam. Retirado de CH ₂ MHILL (2005).....	35
Figura 13: Níveis médios da água subterrânea nos aquíferos suspensos do graben das Lajes e direção do fluxo. Retirado de CH ₂ MHILL (2005).....	36
Figura 14: Modelação do sistema aquífero suspenso do graben das Lajes proposta por Oliveira et al. (2010). Retirado de LNEC (2010).....	37
Figura 15: Distribuição espacial da piezometria e dos vetores de fluxo da água subterrânea no sistema basal ..	39
Figura 16: Distribuição espacial dos furos de captação na Zona do Ramo Grande	41
Figura 17: Distribuição espacial dos poços escavados monitorizados neste local	43
Figura 18: Localização dos Paus da Baía da Praia de Vitória	44
Figura 19: Aspecto do perfil com folha de plástico entre a areia e o substrato de “bagacina”	76

Figura 20: Pontos de colheita das amostras. Na segunda fase foram colhidas amostras apenas nos pontos T1-A, T1-6, T2-A e T2-9.....	77
Figura 21: Etapas da Análise de Risco.....	81
Figura 22: Perfil esquemático geológico e hidrogeológico (Adaptado de Rodrigues, 2002).....	85
Figura 23: Captações de abastecimento público (http://sig-sraa.azores.gov.pt)	87
Figura 24: Zona de proteção das captações e edificado (http://sig-sraa.azores.gov.pt).....	88
Figura 25: Modelo Conceptual de Contaminação (sites 3001 – 5001)	90
Figura 26: Modelo Conceptual de Contaminação (sites 5002 – 5001)	91
Figura 27: Modelo de exposição adotado na avaliação do risco	95

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Furos de captação de água basais localizados no graben das Lajes. Adaptado de Earth Tech, Inc. (2001), Rodrigues (2002) e CH ₂ MHILL (2005).	32
Tabela 2: Valores de referência em águas subterrâneas para os parâmetros analisados	40
Tabela 3: Excedências e observações relativamente às águas subterrâneas do Site 3001 (TETRATECH, 2016, 2017)	52
Tabela 4: Excedências nas águas subterrâneas amostradas nos piezómetros a jusante do Site 3001 (LNEC, 2016b, 2017 e 2018)	54
Tabela 5: Site 2001 - Número de excedências identificado em cada grupo de parâmetros analisados (BHATE, 2008)	55
Tabela 6: Excedências, observações e parâmetros elevados nas amostras de água subterrânea do Site 5001 (TETRATECH, 2016; 2017)	62
Tabela 7: Excedências nas amostras de água recolhidas nos piezómetros imediatamente a jusante do Site 5001 (LNEC, 2016b; 2017; 2018)	63
Tabela 8: Site 5001 - número de excedências identificado em cada grupo de contaminantes analisados (BHATE, 2008)	65
Tabela 9: Classificação expedita da vulnerabilidade das captações à poluição	88
Tabela 10: COC – concentrações máximas – Site 3001	93
Tabela 11: COC – concentrações máximas – Site 5001	93
Tabela 12: COC – concentrações máximas – Site 5002	94
Tabela 13: Vias de Exposição	95
Tabela 14: Resumo dos resultados da análise de risco	96
Tabela 15: Análise das tecnologias para o Site 3001	99
Tabela 16: Análise das tecnologias para o Site 5001	100
Tabela 17: Análise das tecnologias para o Site 5002	100

1. INTRODUÇÃO

O grupo de trabalho constituído pelos docentes da Universidade dos Açores signatários do presente relatório, foi contactado pelo Diretor Regional do Ambiente do Governo Regional dos Açores que solicitou a elaboração de uma análise crítica aos estudos realizados de avaliação dos *sites* contaminados da base militar das Lajes (Ilha Terceira, Açores), designadamente os locais identificados em *Discovery of Suspected and Contaminated Sites Study* (CH2MHILL, 2004) por DISCO Site 3001 (*Main Gate*), DISCO Site 5001 (*South Tank Farm*) e DISCO Site 5002 (*Cinder Pit Fuel Tanks*).

Para tanto, contámos com a colaboração e assessoria técnica de uma equipa da FCT da Universidade Nova de Lisboa e seus colaboradores externos, cujo contributo foi determinante para a realização do presente relatório o qual aqui se apresenta como um documento conjunto que integra os trabalhos desenvolvidos por ambas as equipas.

Os trabalhos foram desenvolvidos tendo em vista o seguinte:

- Caracterização da situação de referência com base nos estudos e resultados da monitorização que têm vindo a ser produzidos e que constam de relatórios das entidades nacionais e estrangeiras;
- Identificação de eventuais lacunas de informação e proposta de novos trabalhos que possam contribuir para uma melhor definição das áreas poluídas e para a avaliação de risco de contaminação dos terrenos (solos e aquíferos);
- Seleção de um conjunto de tecnologias consideradas aplicáveis para remediação dos locais poluídos, as quais deverão ser posteriormente objeto de análise especializada e aprofundada com vista à sua implementação com uma boa probabilidade de sucesso.

Para a realização do estudo foi disponibilizado e consultado um vasto conjunto de relatórios e pareceres técnicos, de origem norte-americana relativos a ações de prospeção e caracterização ambiental, mas também de relatórios produzidos pelo LNEC que, por incumbência da Câmara Municipal da Praia da Vitória, desenvolveu a partir de 2009 um estudo de “análise e parecer sobre a situação ambiental nas áreas de captação dos furos de abastecimento do concelho de Praia da Vitória – Açores” (LNEC, 2010) o qual tem tido continuidade com base em ações de “análise e acompanhamento dos trabalhos de reabilitação para melhoria da situação ambiental envolvente aos furos de abastecimento de águas do concelho de Praia da Vitória, Açores”.

Os documentos disponibilizados e consultados, os quais se encontram devidamente referenciados ao longo do texto, foram nomeadamente os seguintes:

Documentos produzidos por AMEC

- *Site Characterization at Lajes Field, Azores, Portugal. Final Report Site Characterization. Outubro 2010;*
- *Perform Site characterizations at Lajes Field, Azores, Portugal - Groundwater monitoring. Final groundwater monitoring report. Outubro 2010;*
- *Site investigation activities and site characterizations at Lajes Field, Azores, Portugal. Final report. Novembro 2011.*

Documentos produzidos por BHATE

- *Risk Assessment of Priority Sites Lajes Field, Azores, Portugal. Revision 1, Setembro 2008.*
- *Long term monitoring report at Lajes Field, Azores, Portugal. Birmingham, Alabama, Junho 2014.*

Documentos produzidos por CH₂M HILL

- *Discovery of Suspected and Contaminated Sites Study (DISCO-Study). Final Project Report, Lajes Field, Azores, Portugal. Março 2004;*
- *Hydrogeological Study Report, Lajes Field, Azores, Portugal. Fevereiro 2005;*

Por LNEC (Laboratório Nacional de Engenharia Civil)

- *Análise e Parecer sobre a Situação Ambiental nas Áreas de Captação dos Furos de Abastecimento do Concelho de Praia da Vitória – Açores. Síntese do Relatório Final das Águas Subterrâneas. I&D HIDRÁULICA E AMBIENTE, Núcleo de Água Subterrâneas; 2011;*
- *Análise e Acompanhamento dos Trabalhos de Reabilitação para Melhoria da Situação Ambiental Envolve aos Furos de Abastecimento de Água do Concelho de Praia da Vitória, Açores. Relatório Final. Entidade Reguladora de Águas e Resíduos dos Açores, ERSARA. I&D Hidráulica e Ambiente. RELATÓRIO 407/2013 – DHA/NRE. Dezembro 2013;*
- *Assessoria Técnica aos Processos de Reabilitação Ambiental Relacionados com a Utilização da Base das Lajes pelos EUA. Levantamento da situação existente. Dezembro 2016;*
- *Análise e Parecer sobre a Situação Ambiental nas Áreas de Captação dos Furos de Abastecimento do Concelho de Praia da Vitória – Açores. Síntese do Relatório Final das Águas Subterrâneas. I&D HIDRÁULICA E AMBIENTE, Núcleo de Água Subterrâneas; 2016;*
- *Análise e Acompanhamento dos Trabalhos de Reabilitação para Melhoria da Situação Ambiental Envolve aos Furos de Abastecimento de Água do Concelho de Praia da Vitória, Açores. Parecer sobre o relatório "Perform Remedial Action: Light Non-Aqueous Phase Liquid Extraction at Sites 3001 and 5001 Lajes Field, Azores, Portugal. Semi-Annual Monitoring Report. November 2017". Dezembro 2017;*

- Análise e acompanhamento dos trabalhos de reabilitação para melhoria da situação ambiental envolvente aos furos de abastecimento de água do concelho de Praia Da Vitória, Açores. Análise dos resultados da monitorização. Fevereiro 2018.

Por NORTHWIND & AMEC

- Perform Long-Term Monitoring Activities at Lajes Field, Azores, Portugal Sites 3003, 3005, 5002 & Drinking Water Wells. Abril 2015

Por TETRATECH

- Long-Term Monitoring Report. Sites 3001 and 5001 Lajes Field, Azores, Portugal. Outubro 2016;
- Perform Remedial Action: Light Non-Aqueous Phase Liquid Extraction at Sites 3001 and 5001 Lajes Field, Azores, Portugal. Semi-Annual Monitoring Report – Final. Novembro 2017

e outros relatórios e pareceres realizados pelos seguintes autores:

- LOBO-FERREIRA, J.P., LEITÃO, T. E., NOVO, M.E., OLIVEIRA L. S., OLIVEIRA, M.M., HENRIQUES M. J. E MARTINS, T. (2010) – Análise e Parecer Sobre a Situação Ambiental nas Áreas de Captação dos Furos de Abastecimento do Concelho de Praia da Vitória – Açores - Relatório Final da Avaliação das Águas Subterrâneas. Relatório 424/2010-NAS.
- RODRIGUES, R. (2002) – Hidrogeologia da Ilha Terceira, Açores-Portugal. Angra do Heroísmo, Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias, Tese de Doutoramento.
- SIMÕES, S. (2012) – USAFE Cleanup Site Closure Report. Lajes Field – MQNA 5002c. Março 2012.

Face à complexidade da problemática em estudo e à multiplicidade de estudos realizados durante décadas por diversos autores, foi necessário reavaliar e proceder a simplificações de situações, por vezes redundantes, outras com interpretações antagónicas, que deverão ser revistas e validadas, de forma a reduzir a incerteza associada às interpretações dos vários autores.

O documento encontra-se organizado em 10 capítulos, dos quais o Capítulo 1 corresponde a uma breve introdução.

No Capítulo 2 identificam-se os normativos, guias e legislação nacional e internacional que estabelecem os valores de referência utilizados pelas entidades que realizaram os estudos e campanhas de monitorização cujos resultados baseiam as considerações e conclusões produzidas no presente relatório.

No Capítulo 3 descrevem-se sucintamente os locais classificados como *sites* contaminados.

No capítulo 4 são desenvolvidos diversos tópicos relativos ao enquadramento das condicionantes hidrológicas das áreas de estudo.

No capítulo 5 são referidos aspetos relativos à qualidade da água no aquífero basal.

No Capítulo 6 apresentam-se de forma resumida os resultados dos estudos e campanhas de monitorização efetuados até ao momento e considerados relevantes para o estabelecimento de uma *baseline* que permita fundamentar a tomada de decisões relativamente à necessidade de realizar investigação complementar e, principalmente, às ações de avaliação e mitigação do risco. No ponto 6.4.2. inclui-se uma avaliação sobre metais pesados em solos e substratos de alguns locais do Site 5002- Cinder Pit a partir de um estudo analítico levado a cabo pelo laboratório de Solos da Universidade dos Açores (2018).

No Capítulo 7 (análise de risco para a saúde humana) consta a avaliação dos eventuais recetores em risco e o(s) trajeto(s) da contaminação para cada um dos locais numa ótica de análise de risco de nível 1 (*Tier 1*), isto é, se existe um trajeto entre o(s) contaminante(s) e os recetores potenciais e em que medida as concentrações dos contaminantes que excedem os valores de referência colocam em risco os meios e esses potenciais recetores.

No Capítulo 8 apresenta-se uma análise preliminar das tecnologias de remediação que se preveem aplicáveis aos *sites* contaminados com o objetivo de proteger a saúde humana e o ambiente.

No Capítulo 9 lista-se a informação que se encontra mencionada nos relatórios analisados que deveria ser disponibilizada para permitir uma melhor compreensão dos trabalhos efetuados, identificam-se as incongruências/procedimentos inadequados detetados em estudos anteriores que deverão ser objeto de revisão/correção e propõe-se ações e medidas a desenvolver com vista a minimizar as lacunas de informação identificadas. No final deste capítulo inclui-se ainda uma súmula de pontos que destacamos de alguns dos relatórios consultados e referentes aos Sites 3001 e 5001.

Por último, no Capítulo 10, apresenta-se uma síntese e apreciação final dos pontos mais relevantes identificados ao longo do trabalho.

2. VALORES DE REFERÊNCIA

2.1 Normas utilizadas nos estudos realizados

Nos diversos estudos realizados, na ausência de regulamentação específica relativamente a solos contaminados, foi prática corrente a utilização de um conjunto variado de valores de referência (VR), em particular provenientes das Normas de Ontário e das Normas Holandesas. Uma outra situação a reportar é a comum utilização dúbia da terminologia relativa a valores normativos “canadianos” ou “do Canadá” nos relatórios produzidos pelo LNEC, permanecendo a dúvida se se tratam de meras referências que se pretendem como sinónimas das Normas de Ontário ou se são, de facto, referidos outros valores de referência (designadamente as *Canadian Soil Quality Guidelines* (CCME, 2006)).

A título exemplificativo refira-se a utilização mais ou menos indiscriminada das seguintes normas:

- Normas Holandesas (2000) – *Target Values* (TV) e *Intervention Values* (IV);
- Normas de Ontário (OME, 1997) – Tabela A (água subterrânea potável) e Tabela B (água subterrânea não potável); normalmente considerados os usos residencial e industrial;
- Normas de Ontário (OME, 2011) – Tabela 2 (água subterrânea potável) e Tabela 3 (água subterrânea não potável); normalmente considerados os usos residencial e industrial;
- California Human Health Screening Levels.

A utilização de normativos distintos, com significados díspares, pode ter tido consequência na interpretação dos resultados realizada e até na definição de parâmetros de risco para a saúde e meio ambiente. Para além destas possíveis consequências, a indefinição no que se refere aos VR é um fator que condiciona a comparação dos resultados obtidos em diferentes campanhas de amostragem.

Face à multiplicidade de VR adotados ao longo dos anos e das eventuais consequências que daí podem ter resultado, considera-se que em estudos a realizar no futuro é essencial que se defina *a priori* o conjunto normativo a utilizar e os parâmetros condicionantes pelos quais se têm de reger.

2.2. Critérios para aplicação das Normas de Ontário (OME, 2011)

As indicações dadas pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA) relativamente a solos contaminados vão no sentido de se utilizarem as Normas de Ontário como referência em Portugal até à criação de valores normativos nacionais, datando, as mais recentes, de 2011.

Para a seleção adequada dos VR das Normas de Ontário (OME, 2011) é fundamental conhecer o uso atual e futuro do local, as condições de potabilidade da água e, ainda, o tipo de solo a avaliar (textura grosseira ou média a fina).

Uma vez que as áreas em análise se situam numa região com características geológicas que podem ser localmente muito variáveis, no âmbito de uma análise de referência ambiental, quer no caso dos solos, quer no caso das águas subterrâneas, torna-se imprescindível a caracterização geológica e geotécnica dos terrenos existentes em cada um dos sites.

De acordo com os relatórios consultados, as litologias/granulometrias dominantes nos 3 sites em análise são:

3001 – Main Gate - Areias finas, argilas e ignimbrito;

5001 – South Tank Farm - Argilas, argilas siltosas e basalto;

5002 – Cinder Pit Fuel Tanks – gravilha arenosa (escória vulcânica/bagacina).

Note-se que, de acordo com a documentação disponibilizada e consultada, não foram realizados ensaios de caracterização geotécnica dos solos em qualquer dos três sites em análise.

Tendo em conta a existência de captações de águas para consumo humano a jusante dos locais identificados como contaminados, os VR a considerar devem ter em conta condições de água potável. Para além desta situação, deve ter-se em atenção o uso atual e futuro das áreas em análise. Ou seja, ainda que atualmente possa dominar o uso industrial/comercial, tendo em atenção a proximidade dos possíveis recetores e as atividades contíguas aos sites, predominantemente de uso agrícola e residencial, devem ser considerados os valores mais conservadores.

Deste modo, considera-se que os VR a adotar deverão ser os que se encontram na Tabela 2 das normas de Ontário (OME, 2011) designadamente para uso agrícola; no que se refere ao tipo de solos, devem ser levadas em conta as especificidades locais para a seleção da granulometria ou, no caso de serem desconhecidas, assumir, pelo lado da segurança, os valores mais conservadores. Acessoriamente, para os parâmetros não contemplados pelas normas de Ontário, podem ser consideradas outras normas internacionalmente aceites, como as Holandesas (2000), tal como recomendado pela APA.

No que se refere às águas subterrâneas, o uso das Normas de Ontário (OME, 2011) permitirá o estabelecimento dos VR para seleção dos contaminantes de interesse (COC) para a análise de risco. Paralelamente, deverão ser

observados os LNQ definidos no PGRH para a caracterização da qualidade das massas de água subterrânea e demais diplomas estipulados pela legislação nacional.

3. IDENTIFICAÇÃO E HISTÓRICO DOS LOCAIS CONTAMINADOS OU DISCO SITES

Existem referências históricas que apontam para a ocorrência de várias áreas sujeitas a processos de contaminação relacionadas com a atividade da Base das Lajes. A identificação dos locais de contaminação reconhecida ou provável face às circunstâncias e usos a que eram ou tinham sido sujeitos no âmbito das atividades militares das forças norte americanas na ilha Terceira, teve o seu início com o desenvolvimento do estudo de “discovery of suspected and contaminated sites study (DISCO)” (CH₂M HILL, 2004) encomendado por Air Force Center For Environmental Excellence (AFCEE), a pedido de United States Air Force in Europe (USAFE). No âmbito deste estudo, os locais, muitos dos quais já anteriormente identificados, foram referenciados não apenas dentro da Base das Lajes (MOB - Main Operating Base) mas também em unidades exteriores situadas em diversos pontos da ilha Terceira (GSU - Geographically Separated Units). Para permitir uma identificação sistemática dos locais, o espaço foi organizado em quatro “áreas funcionais” tendo em conta o uso geral de cada uma delas, as quais foram designadas por áreas: 1000; 2000; 3000 e 5000 (**Figura 1**) sendo as três primeiras referentes aos locais situados dentro do espaço geográfico da Base das Lajes (MOB) e a última destinada a integrar os locais identificados fora deste espaço (GSU's). A cada local em concreto foi depois atribuído um número de identificação específico (*Site Identification Number*), de acordo com a área funcional em que se situava.

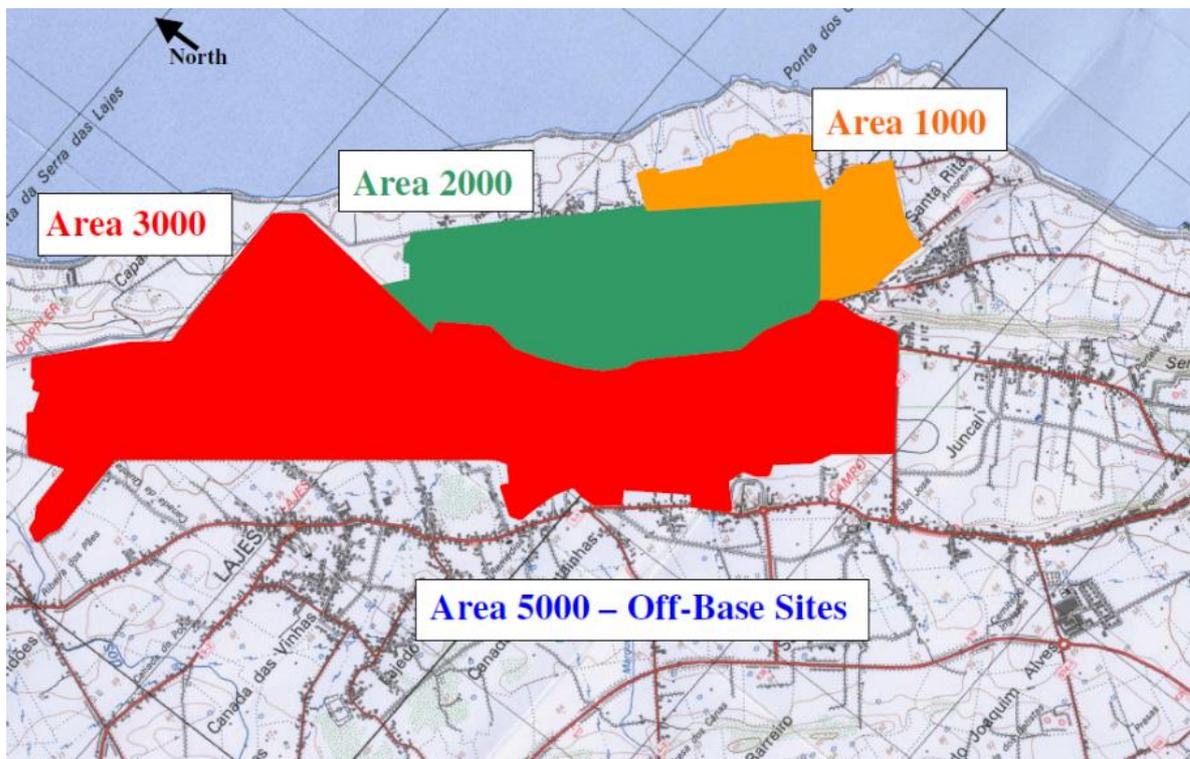


Figura 1: Áreas funcionais na Base das Lajes (Retirado de CH₂M Hill, 2014)

Os 38 locais identificados (CH₂M HILL, 2004) foram classificados nas seguintes três categorias face ao grau de evidência com que a contaminação foi identificada:

- 1) locais contaminados (known contaminated Sites);
- 2) locais muito provavelmente contaminados e/ou cuja contaminação pode representar um risco ambiental e de saúde pública relativamente elevado (most likely contaminated and / or pose a relatively high threat to the environment or to human health); e
- 3) outros locais potencialmente contaminados.

Nesta primeira fase, a análise que aqui se apresenta diz respeito a três dos quatro *known contaminated Sites*, reconhecidos como representando maior risco ambiental (**Figura 2**):

- Site 3001 - Main Gate & 5 Hydrant Area,
- Site 5001 - South Tank Farm,
- Site 5002 - Cinder Pit Fuel Tank.



Figura 2: Localização das 3 áreas para avaliação prioritária neste estudo

As dimensões dos *Sites* acima referidos devem ser consideradas apenas como indicativas dado que foram calculadas com base nos ficheiros *shapefile* disponibilizados, sendo que no caso do *Site* 5002 existiam 2 ficheiros

diferentes, não sendo possível perceber a qual deles corresponde efetivamente a área de intervenção DISCO originalmente reportada. Refira-se, ainda, que a área do *Sítio* 3001 fornecida não corresponde à totalidade daquela considerada em todos os relatórios consultados.

3.1. Site 3001 – Main Gate Area

A *Main Gate Area*, também conhecida por *Main Gate & 5 Hydrant Area*, Porta de Armas ou ainda por Posto Um, localiza-se na entrada principal da Base das Lajes e áreas circundantes, nomeadamente, na Porta de Armas, na faixa da Avenida do Império que engloba os edifícios T-715 / e T-624, no sector onde se implantavam os tanques de combustíveis, no lugar do *Apron A* e na antiga zona das bocas de reabastecimento ou *5 Hydrants* (**Figura 3**).

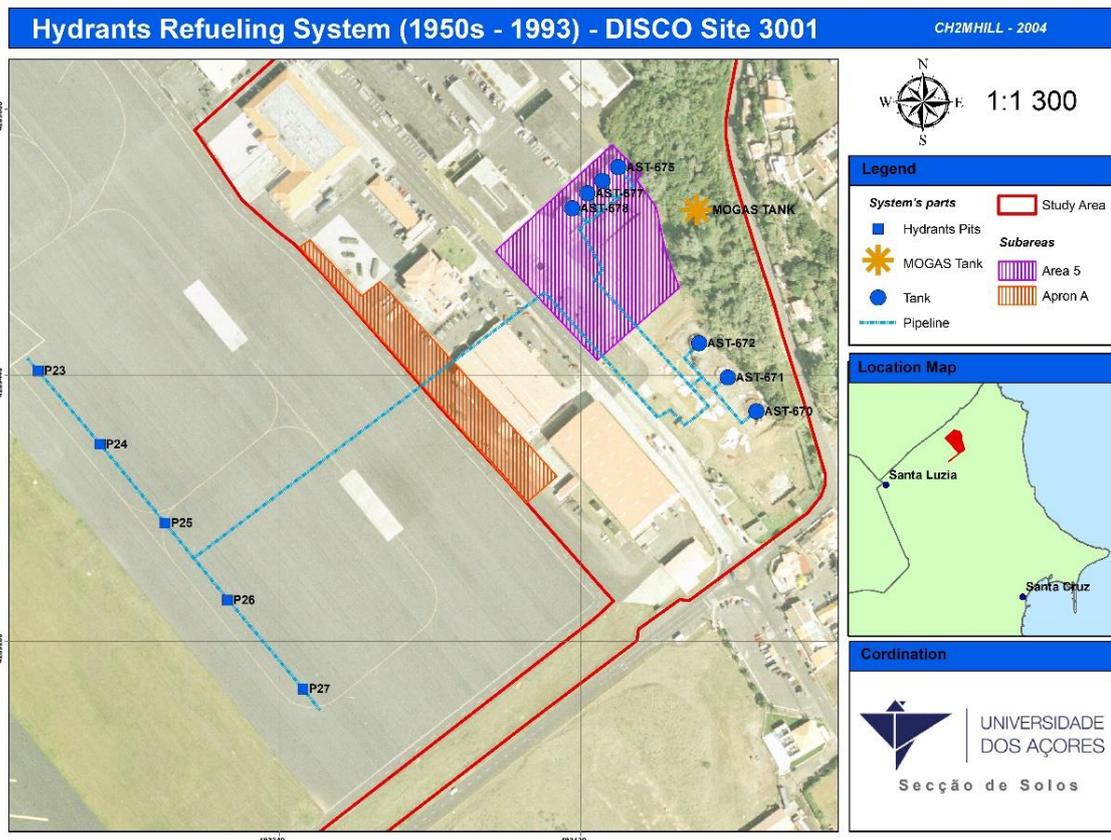


Figura 3: Localização das principais infraestruturas de Main Gate Area, nomeadamente, 5 Hydrants (P23, P24, P25, P26 e P27), Apron A e Area 5 com os reservatórios pré-existentis (atualmente removidos)

Em 2005 existiam na *Main Gate Area* tanques de combustível, estruturas de bombagem e oleodutos subterrâneos ligados ao *South Tank Farm* e aos reservatórios do *Cinder Pit Fuel Tanks*. De acordo com CH₂MHILL (2005) existiu também nesta área, até 2004, um furo de abastecimento de água (Well #6) que entretanto foi demolido.

A presença de hidrocarbonetos nos solos e nas águas subterrâneas que ocorrem nesta área foi detectada por IT Corporation (1995). De acordo com os estes autores esta teve origem em fugas de combustível ocorridas ao longo dos anos quer nos antigos depósitos de armazenamento superficiais (AST-670 e T-672), quer nos sistemas de reabastecimento (“5 Hydrants”), quer ainda em *pipelines*. Dos diversos derrames de combustível referenciados ao longo do tempo, o último de que se tem conhecimento ocorreu em 2016 (LNEC, 2016).

Em LNEC (2016) este *site* é referido como o local de maior preocupação identificado na Base das Lajes desde que, em 1995, foi confirmada a presença, nos solos e nas águas subterrâneas das áreas interessadas pelas infraestruturas ali existentes, de hidrocarbonetos com origem em fugas de combustível ocorridas ao longo dos anos, quer em antigos depósitos de armazenamento à superfície (ASTT-670 e T-672) e de reabastecimento (“5 Hydrants”), quer em *pipelines* (ligação a diferentes sistemas de *pipelines* da base provenientes da *South Tank Farm* – único ainda ativo – e dos já desmantelados tanques do Pico Celeiro e do Cabrito). Dos diversos derrames de combustível referenciados ao longo do tempo, o último de que se tem conhecimento ocorreu em 2016 (LNEC, 2016).

Alvo de inúmeras ações de monitorização desde 1995, ultimamente com periodicidade bianual, e de reabilitação desde 2012, este *site* tem vindo a ser, desde 2010, acompanhado e monitorizado pelo LNEC.

3.2. Site 5001 – South Tank Farm

Até 1982 armazenou-se, nos 18 tanques enterrados deste parque, AVGAS (gasolina de aviação). Os resíduos da limpeza dos tanques eram enterrados em locais previamente escolhidos, sem qualquer revestimento, e/ou numa lixeira - *slugde dumping pit* (Cleary *et al.*, 1997).

Entre 1982 e 1986 o parque sofreu uma profunda remodelação, que passou pela demolição de 16 dos 18 tanques que então existiam e construído-se novas estruturas de armazenamento, com bacias de retenção e canais de recolha de águas pluviais que descarregam para valas revestidas de betão ligadas a tanques de decantação, contíguas à estrada, conduzindo as águas para a baía de Praia da Vitória (**Figura 4**). Cada reservatório posiciona-se sobre uma plataforma com bacia de retenção em betão, evitando-se possíveis fugas. O abastecimento é feito através de oleodutos ligados às instalações portuárias militares da Baía da Praia da Vitória.

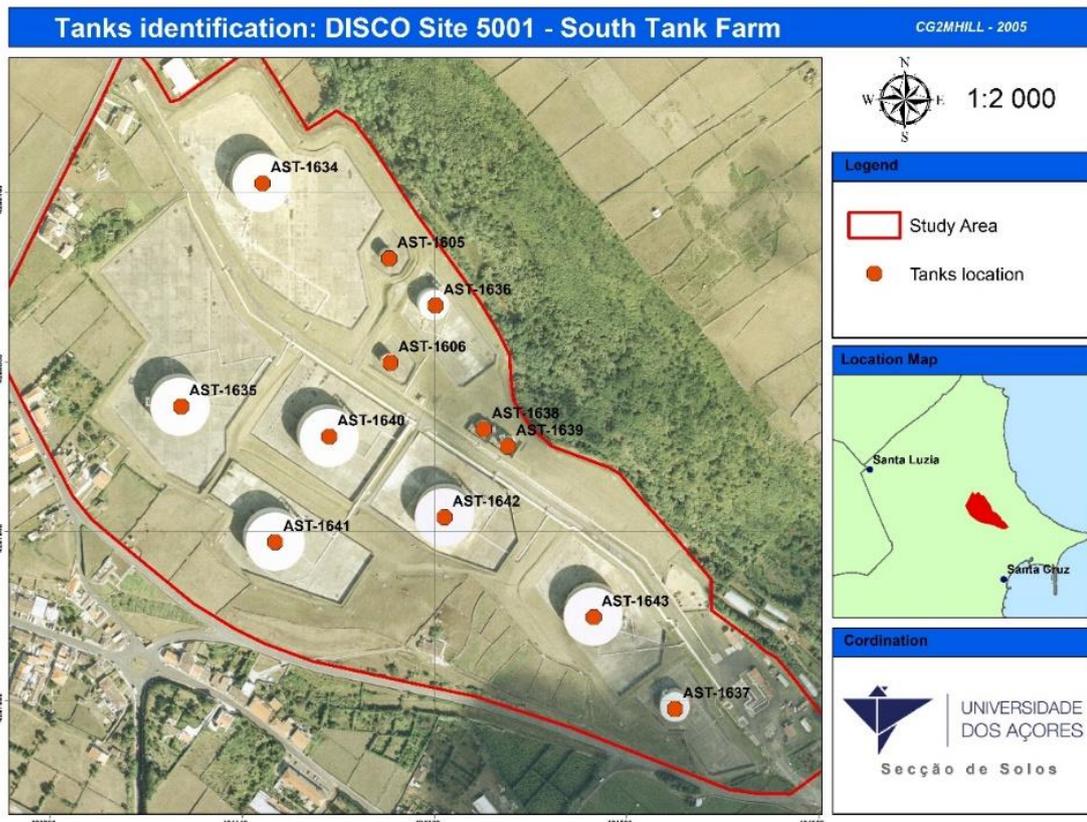


Figura 4: Identificação das infraestruturas no South Tank Farm

Durante estes trabalhos nem todos os solos contaminados foram removidos, admitindo-se que tenham sido dispersos na área (Schaller *et al.*, 2005). De acordo com Cleary *et al.* (1997), foram construídos nesse processo dois locais de depósito, um seco e outro húmido, para armazenar os solos contaminados retirados dos locais de escavação.

Em 1990 construiu-se um tanque separador, com o objetivo de proceder à remoção de hidrocarbonetos, até então drenados para o mar.

Estão em curso nesta área trabalhos de reabilitação e de monitorização da qualidade das águas subterrâneas promovidos pela 65 ABW, bem como, monitorização complementar das águas subterrâneas efetuada quer pelo LNEC, quer pela Praia Ambiente, E.M. (LNEC, 2016).

3.3. Site 5002 – Cinder Pit Farm

O Cinder Pit Tank Farm, também conhecido por Cova das Cinzas, AOC-26, ou por Parque de Combustíveis do Pico Celeiro. As suas instalações dispunham-se na Ladeira do Pico Celeiro (*Cinder Pit 3*), no Pico Celeiro (*Cinder Pit 2*) e no Caminho Joaquim Alves (*Cinder Pit 1*).

Construído nos anos 50, e desativado em 1994, foi classificado como contaminado no estudo de reconhecimento realizado por CH2MHILL (2004), o Site 5002 – *Cinder Pit Fuel Tanks* corresponde ao parque de combustíveis do Pico Celeiro situado no sopé da encosta da Serra do Cume, a nordeste da aldeia de Fontinhas, a cerca de 3,3km a sudoeste da entrada principal da Base das Lajes (*Site 3001 – Main Gate*). O parque era constituído por 11 reservatórios (5 AST e 6 UST) distribuídos por três locais distintos (**Figura 5**):

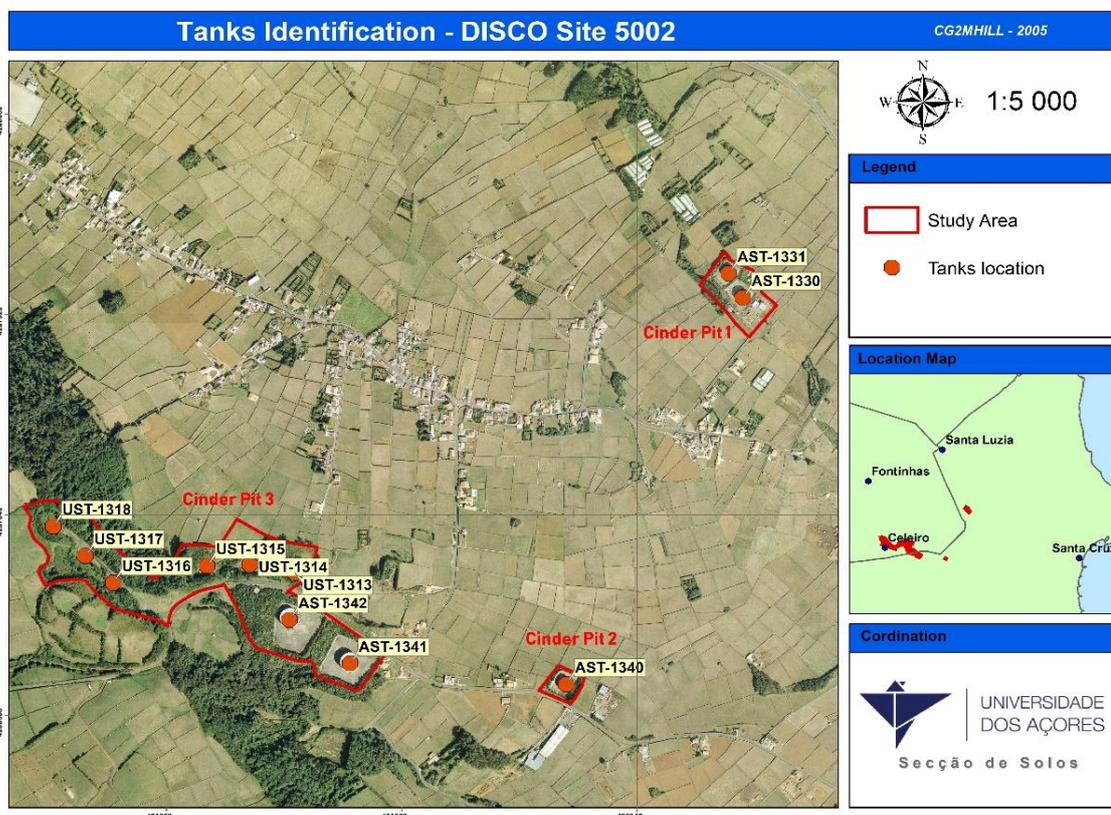


Figura 5: Localização dos reservatórios do Cinder Peat Fuel Tank na Canada Joaquim Alves (*Cinder Pit 1*), no Pico Celeiro (*Cinder Pit 2*) e na Ladeira do Pico Celeiro (*Cinder Pit 3*).

O *Cinder Pit 1* ficava no Caminho Joaquim Alves e continha 2 AST (T-1330 e T-1331). O *Cinder Pit 2* situava-se no Pico Celeiro, com um AST (T.1340). Finalmente o *Cinder Pit 3*, na Ladeira do Pico Celeiro, com 2 AST (T-1341 e T-1342) e 6 UST (T-1313 a T-1318).

Este conjunto de estruturas, com uma capacidade de armazenamento de 769.000 barris, estava ligada ao *Main Gate Area* através do oleoduto do Pico Celeiro (*Site 5002*), com uma extensão de 5,6km) e ao *Cabrito Tank Farm* pelo oleoduto do Cabrito (*Site 5012*), com 8,8km de comprimento.

O desmantelamento dos AST e da maioria dos edifícios associados fez-se de forma progressiva, após a desativação do parque, num processo que terminou no primeiro semestre de 2009, com a demolição dos tanques T-1341 e T-1342. Os 6 UST (T-1313 a T-1318) foram demolidos entre Julho de 2011 e Janeiro de 2012 (SIMÕES, 2012).

Em Cleary *et al.* (1997) é referido que as lamas resultantes das operações de limpeza dos tanques eram enterradas no solo, junto ao acesso aos tanques AST-1341 e AST-1342, admitindo-se como provável a existência de mais locais de enterramento destes materiais em zonas próximas. Estes mesmos autores referem também a ocorrência de um grande derrame, da ordem dos 290.000 litros de fuel, do tanque AST-1330, em 1988, desconhecendo-se, porém, quais terão sido as medidas de limpeza da contaminação ou os impactes deste derrame sobre as populações vizinhas.

De acordo com CH₂MHILL (2004), nas proximidades do *Site 5002*, são identificados como potenciais recetores da contaminação: residências, atividades agrícolas e pecuárias, bem como furos de captação de água potável para abastecimento da cidade de Praia da Vitória (Areeiro a cerca de 750m a E do *Cinder Pit 2*, Pico Celeiro, a 880m a ESE *Cinder Pit 3*) e Barreiro, cerca de 1500m a N do *Cinder Pit 2*).

4. CONDICIONANTES HIDROLÓGICAS DAS ÁREAS DE ESTUDO

4.1. Tectónica

As áreas em apreço localizam-se no *graben* das Lajes, uma depressão tectónica orientada no sentido NW-SE, limitada pela falha de Santiago a NE, falha das Fontinhas a SW e pelo mar a norte e a sul. De acordo com Rodrigues (1993 e 2002) estas duas discontinuidades, em conjunto com outras localizadas no fundo dessa zona deprimida, desempenham um papel crucial na hidrogeologia desta região (**Figura 6**).

O fundo do *graben* das Lajes apresenta-se cortado por várias discontinuidades do tipo normal, de orientação NW-SE, que o subdividem em plataformas dispostas em degrau. De entre estas destacam-se a das Fontinhas, limitada a SW pela falha das Fontinhas e a NE pela falha do Barreiro e a do Juncal demarcada a S e SW pela falha de São Lázaro e a NE pela falha de Santiago (**Figura 6**).

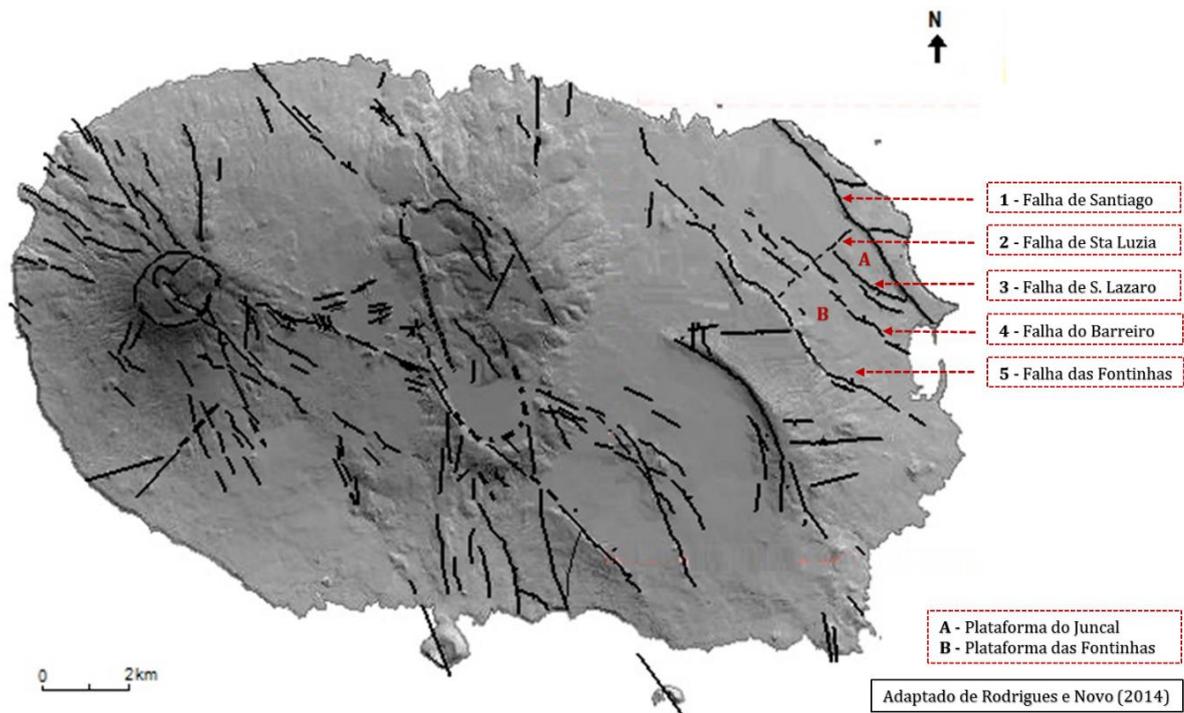


Figura 6: Principais estruturas tectónicas do graben das Lajes e as plataformas do Juncal e das Fontinhas.
(Adaptado de Rodrigues e Novo, 2014)

A falha de São Lázaro orienta-se no sentido NW-SE e tem marcada expressão topográfica junto ao Paul da Praia da Vitoria. Apresenta na sua escarpa níveis constituídos por um estrato ignimbrítico superficial e uma sequência de escoadas lávicas e depósitos piroclásticos de natureza traquibasáltica inclinados para NE. No troço sul esta estrutura entronca na falha de Santiago, definindo o limite sul da plataforma do Juncal.

A falha do Barreiro desenvolve-se no sentido NNW-SSE, desde a baía da Praia da Vitória até à Vila Nova, cortando o fundo do *graben* das Lajes. Nalguns dos seus troços o rejeito da falha é marcado topograficamente, conformando a plataforma das Fontinhas (**Figura 6**).

A falha de Santa Luzia é uma das estruturas tectónicas que cortam o fundo do *graben* das Lajes. Orienta-se no sentido SW-NE, definindo o eixo Juncal-Santa Luzia-Fontinhas, responsável pela divisão desta depressão em dois sectores: um norte que inclina para NW, no sentido da Caldeira das Lajes, e um sul inclinado para, na direcção da baía da Praia da Vitória. Uma das áreas-alvo deste estudo, o *Main Gate Área*, dispõe-se na zona de junção desta descontinuidade com a escarpa da falha de Santiago (**Figura 6**).

As falhas que conformam o *graben* das Lajes desempenham um papel crucial na hidrogeologia dessa depressão, ora funcionando como barreiras à circulação horizontal de água, se a caixa de falha se apresentar preenchida por materiais argilosos finos ou como zonas de infiltração e drenagem se esta particularidade não se verificar (Rodrigues, 1993). A primeira situação origina *plataformas* no terreno onde as massas de água subterrânea são seccionadas (e.g. falha de Santiago), enquanto a segunda define zonas preferenciais de infiltração e circulação de água (e.g. falhas das Fontinhas Barreiro e S. Lázaro) (Rodrigues, 1993, Rodrigues, 2002 e Rodrigues e Novo, 2014).

4.2. Hidrologia superficial

As vertentes E da Serra do Cume apresentam uma rede de drenagem radial densa, espelhando escoamentos superficiais elevados. Esta esbate-se ao atravessar a escarpa de falha das Fontinhas, refletindo processos de infiltração elevados nesta estrutura (**Figura 7**).

Os cursos de água que drenam as vertentes da Serra do Cume perdem parte do seu encaixe topográfico ao atravessarem a faixa de terreno associada à escarpa da falha das Fontinhas. Este facto sugere reduções significativas no respectivo caudal, denunciando a elevada capacidade de infiltração desta estrutura.

No fundo do *graben* das Lajes a densidade de drenagem é baixa e a rede de cursos de água pouco estruturada, refletindo uma elevada permeabilidade dos terrenos (Rodrigues, 2002). As poucas linhas de água que o atravessam são pouco encaixadas no terreno, terminam junto de acidentes tectónicos e apresentam um carácter torrencial.

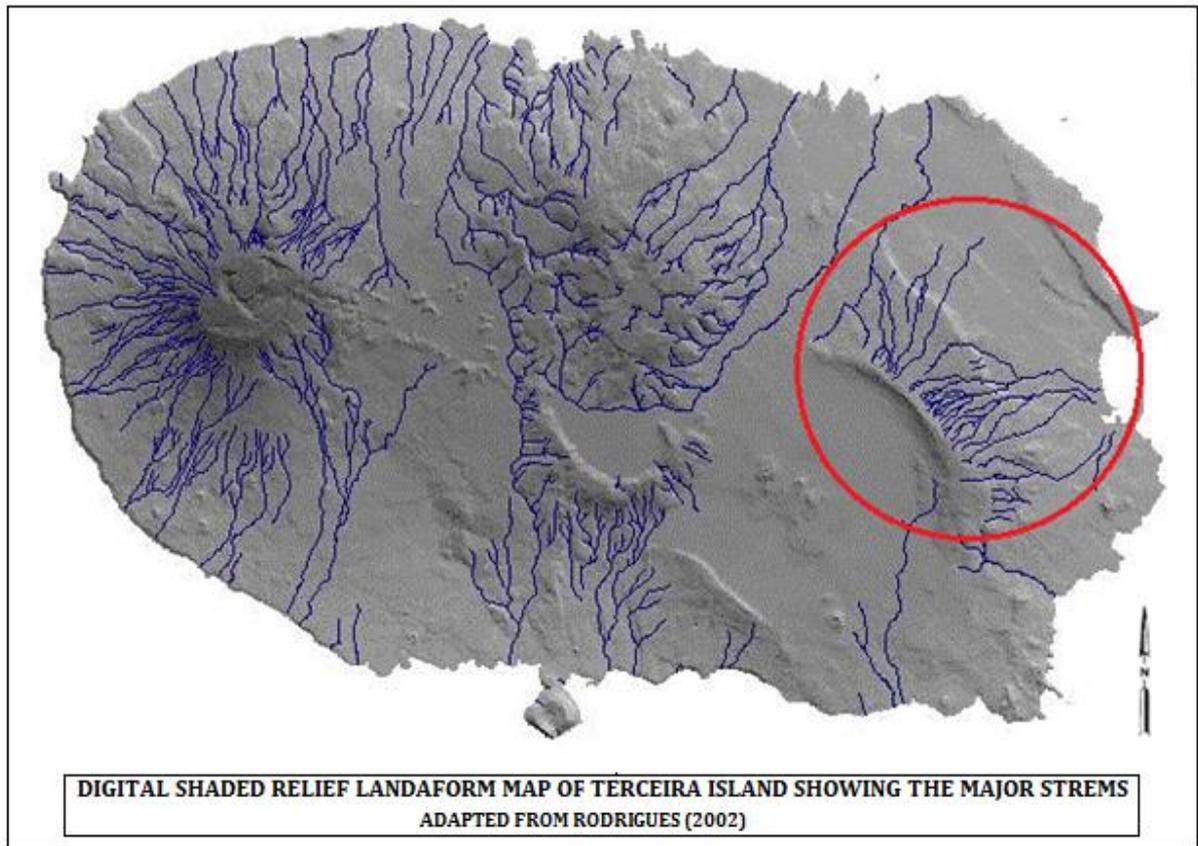


Figura 7: Sistema de drenagem da ilha Terceira evidenciando-se a Serra do Cume e o graben das Lajes

4.3. Geologia

A zona do *graben* das Lajes dispõe-se na vertente NE do estrato-vulcão dos Cinco Picos, o mais oriental dos três grandes aparelhos vulcânicos que formam a ilha Terceira. De acordo com Lloyd e Collis (1981) este comporta uma sucessão de depressões tectónicas, marcadas por falhas normais direccionadas no sentido NW-SE, sendo a mais oriental a do *graben* das Lajes.

Não foram identificados afloramentos das formações surtseianas que certamente constituem a base deste aparelho vulcânico. As formações subaéreas englobam um substrato traquibasáltico, formado por escoadas lávicas de natureza intermédia e depósitos piroclásticos (traquibasaltos dos Cinco Picos) cobertos por escoadas lávicas basálticas recentes, emitidas nos últimos 20.000 anos, e por formações piroclásticas provenientes de centros emissores vizinhos (e.g. ignimbritos das Lajes) (Figura 8). Associados a períodos de quiescência vulcânica, surgem intercalados nestes materiais paleossolos, os quais, quando termicamente *meteorizados*, tem uma permeabilidade reduzida, propiciando a ocorrência de massas de água subterrânea suspensas.

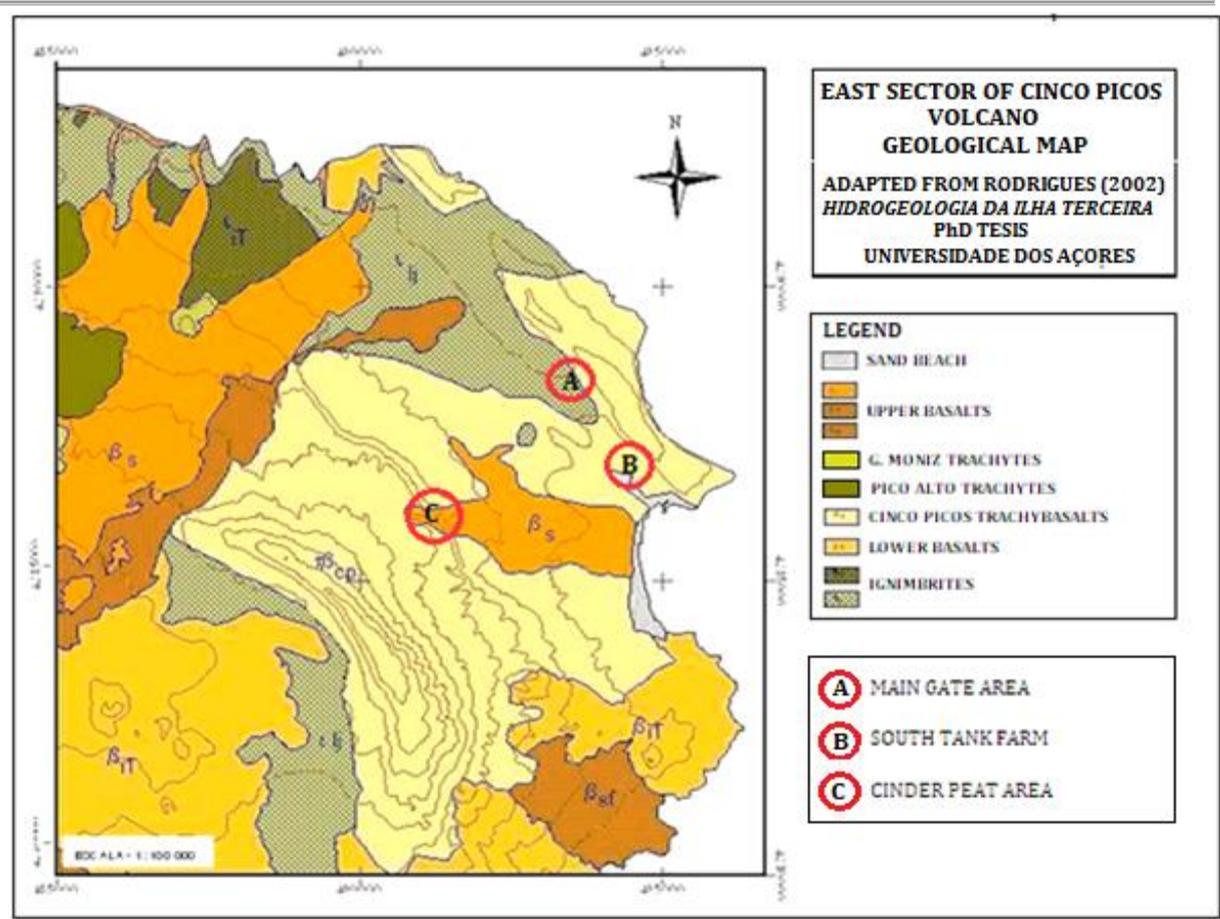


Figura 8: Carta geológica do sector oriental da ilha Terceira, assinalando-se as zonas da Main Gate Area, South Tank Farm e Cinder Pit Fuel Tanks

As formações traquibasálticas, interceptadas pela maioria dos furos de captação de água localizados no *graben* das Lajes, apresentam permeabilidades elevadas (Rodrigues, 1993 e LNEC, 2010-b). Nas zonas muito fraturadas, localizadas nas imediações de descontinuidades tectónicas, a permeabilidade tende a ser relativamente mais elevada do que nos terrenos circundantes (Rodrigues, 2002).

Tendo por base um reconhecimento geológico de superfície e uma análise dos perfis dos poços escavados e furos de captação para abastecimento publico da Camara Municipal da Praia da Vitória, USFORAZ e da Força Aérea Portuguesa, Rodrigues (2002) identificou no sector oriental da ilha Terceira vários paleossolos com importância hidrogeológica: dois na Serra do Cume; um na Serra de Santiago; e, dois no fundo do *graben* das Lajes.

Os paleossolos que ocorrem no fundo do *graben* das Lajes apresentam baixas permeabilidades, originando massas de água subterrâneas suspensas (Rodrigues, 2002). O mais superficial, com maior continuidade espacial, apresenta-se termicamente meteorizado pelos ignimbritos das Lajes. O mais profundo dispõe-se no substrato traquibasáltico, não tendo sido indentificado em todas as sondagens referenciadas em LNEC (2010-b).

4.4. Hidrogeologia

No corpo rochoso da ilha Terceira ocorrem duas formações hidrogeológicas distintas (Rodrigues, 1993 e 2002): a basal, associada a uma massa de água doce que sobrenada água salgada proveniente de infiltrações do mar, e as suspensas relacionadas com níveis pouco permeáveis, sobretudo paleossolos (**Figura 9**).

A maior parte da recarga do aquífero basal ocorre nas zonas mais altas do centro da ilha, onde a precipitação excede frequentemente os 3000 l/m² e os valores de infiltração são elevados nas formações mais recentes.

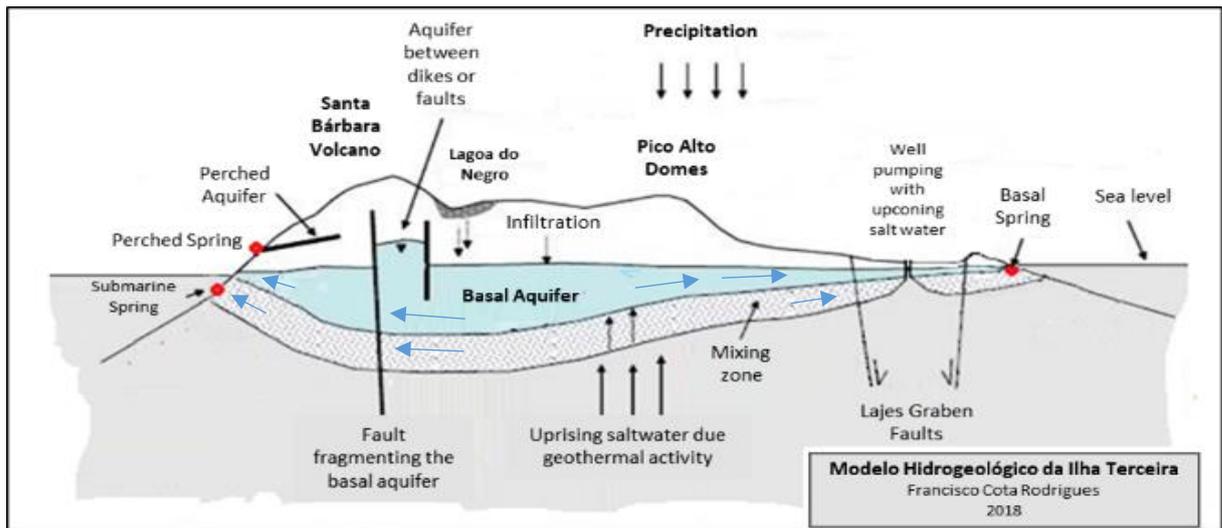


Figura 9: Modelo hidrogeológico da ilha Terceira, assinalando-se o aquífero basal, a zona de transição ou de mistura (Mixing Zone) e um aquífero suspenso

As descargas naturais do aquífero basal ocorrem na periferia da ilha, através de mananciais submarinos ou dispostos na linha de costa, no espaço intertidal (e.g. Nascente do Poço da Areia na Baía da Praia da Vitória). A ocorrência de fluxos geotérmicos pode modificar o quimismo das águas basais (e.g. água das nascentes costeiras das Areias Brancas, Águas Santas e furo do Posto Santo).

A exploração do aquífero basal a partir de furos gera efeitos cone na zona de mistura, os quais, quando os terrenos são muito permeáveis, tendem a induzir elevados teores de cloreto de sódio nas águas captadas, sobretudo quando as explorações são prolongadas (e.g. Furos do Juncal 2 e da Circunvalação na cidade da Praia da Vitória).

Na **Figura 10** mostram-se as principais formações hidrogeológicas que ocorrem no *graben* das Lajes e zonas limítrofes. Como pode ser observado a falha das Fontinhas corta duas massas de água subterrânea (SCM1 e SCM2) na Serra do Cume, originando dois níveis de nascentes ao longo da escarpa. Na Serra de Santiago ocorre um pequeno aquífero suspenso que origina uma nascente na escarpa de falha das Amoreiras (STG).

No fundo do *graben* das Lajes ocorrem três massas de água subterrânea diferenciadas (Rodrigues, 2002): uma superficial (LAJ1), uma intermédia (LAJ2) e uma associada à franja NE aquífero basal. Esta conceptualização, fundamentada no estudo detalhado dos pontos de água desta depressão, foi confirmada por CH2MHILL (2004 e 2005) e por LNEC (2010) com base em dados de ordem geofísica e análise de perfis de sondagens.

4.5. Aquífero basal

O fluxo de água no aquífero basal insular é radial, deslocando-se do centro da ilha, onde as recargas são maiores, para a periferia. Na interface entre a água salgada e a água doce ocorre uma *zona de mistura*, com um teor de sais marinhos elevado, denominada *zona de transição* ou de *mistura* (Figuras 9 e 10).

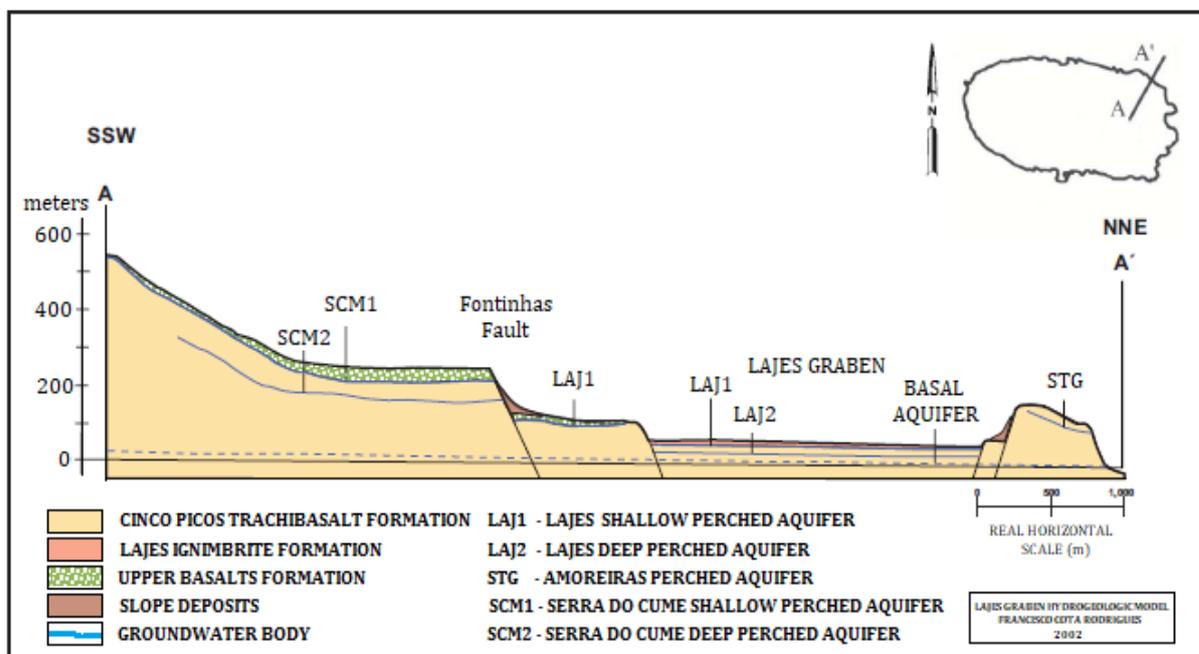


Figura 10: Principais formações hidrogeológicas do graben das Lajes, Serra do Cume e Serra de Santiago.

(Adaptado por CH2MHILL, 2005; de Rodrigues, 2002)

O sector do aquífero basal presente no *graben* das Lajes corresponde à franja periférica oriental deste corpo hídrico insular. O valor das recargas médias nesta região não é consensual. Worts (1950) admite que este montante seja da ordem dos 500 mm/ano, enquanto Allen e Hoshall (1990) admitem 305 mm/ano. Novo e Rodrigues (2001), tendo por base o baixo escoamento superficial na área, consideram 708 mm/ano, enquanto DRAOTRH (2001) admite apenas 250 mm/ano e CH2MHILL (2005) 272 mm/ano. Consideramos que as recargas médias nesta região rondam os 375 mm/ano às quais, tendo em conta o sugerido por Rodrigues e Novo (2014),

se devem acrescentar 56 mm anuais provenientes dos cursos de água que drenam a vertente NE da Serra do Cume, que, na caixa da falha das Fontinhas, infiltram grande parte dos seus caudais.

Frohlich e Berbereia (2000) consideram que a espessura média do aquífero basal no *graben* das Lajes ronda os 20-30 m, admitindo heterogeneidades junto dos acidentes tectónicos. Utilizando a formulação de Ghyben-Herzberg Rodrigues (2002) admite para a zona central da ilha espessuras saturadas basais entre cerca de 35 a 75 m, considerando para o *graben* das Lajes valores entre os 10 e os 28 m.

Os valores de transmissividade calculados para o aquífero basal são igualmente diversificados, refletindo uma grande heterogeneidade hidrogeológica. CH₂MHILL (2005) obteve valores que oscilaram entre 1.296 m²/d e 15.239 m²/d, sendo o valor médio de 14.000 m²/d, enquanto que os calculados por LNEC (2010-b) se situaram entre 190 m²/d e 6 927 m²/d.

Estando o aquífero de base assente em água salgada proveniente de infiltrações do mar, os seus níveis piezométricos sofrem efeitos da maré. Uma análise destas oscilações é apresentada em CH₂MHILL (2005) e LNEC (2010-b).

O aquífero de base sofre também variações piezométricas associadas à sazonalidade da recarga. De acordo com Rodrigues (2002) estas induzem a deslocação das nascentes basais perpendicularmente à linha de costa, sobretudo em formações sedimentares não consolidadas, e oscilações piezométricas nos furos de captação.

4.6. Nascentes basais

As descargas naturais do aquífero basal ocorrem na linha de costa (e.g. nascente do Poço da Areia) ou no fundo do mar através de nascentes difusas ou concentradas. Nas zonas costeiras baixas do sector S do *graben* das Lajes, estas apresentam um carácter difuso, originando pequenas lagoas ou zonas pantanosas – os paus da Praia, do Belo Jardim e da Pedreira.

Paul da Praia da Vitória

O Paul da Praia da Vitória localiza-se no sector SE do *graben* das Lajes, contíguo à cidade da Praia da Vitória e ao *South Tank Farm*. Uma descrição das principais condicionantes hidrológicas desta área antes de ser requalificada pode ser encontrada em Rodrigues (2004) e Miguel (2004).

Na **Figura 11** mostra-se o enquadramento geológico desta zona antes da reabilitação do corpo lagunar. Na área assinalada como de deposição antrópica existiam acumulações de lixo onde, foram detectadas manchas de combustível a sobrenadar águas subterrâneas basais.

Do ponto de vista hidrogeológico, o paul da Praia da Vitória dispõe-se na franja costeira do aquífero basal, a menos de 200 m da linha de costa, sendo alimentado por uma série de nascentes difusas. A dinâmica aquífera nesta zona enquadra-se na interface água doce - água salgada, sendo condicionada pela junção das falhas de Santiago e de São Lázaro.

Não foram identificados na zona do *South Tank Farm* os aquíferos suspensos LAJ1 e LAJ2 que ocorrem no sector NW da plataforma do Juncal (LNEC, 2010), presumindo-se que estes se apresentem fraturados a montante destas instalações.

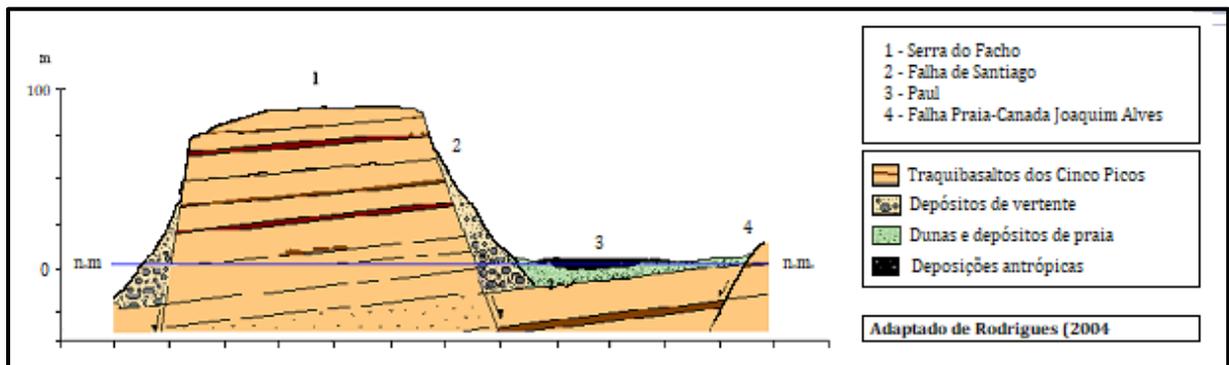


Figura 11: Esquema representativo da Serra do Facho, falha de Santiago e zona do Paul da Praia da Vitória antes da recuperação da lagoa. Retirado de Rodrigues (1994)

Paul do Belo Jardim

O sector SE da falha das Fontinhas não é bem definido no terreno. Alguns autores colocam-no no enfiamento do paul do Belo Jardim enquanto que outros o dispõe mais para SW englobando o paul da Pedreira.

O Paul do Belo Jardim localiza-se no sector SW do *graben* das Lajes, no extremo S da plataforma das Fontinhas, na faixa litoral da Baía da Praia da Vitória. A sua atual configuração, constituída por uma pequena área lagunar recentemente reabilitada, ocupa 5 % da área primitiva que foi ao longo do tempo objeto de aterros.

A massa aquosa atualmente existente nesta paul dispõe-se numa área dunar pantanosa a W da Praia da Riviera. É alimentada por nascentes basais difusas provavelmente associadas às vias de circulação impostas pelas falhas das Fontinhas e do Barreiro no aquífero basal.

Paul da Pedreira

O Paul da Pedreira localiza-se no sector SW do *graben* das Lajes a SW da Baía da Praia da Vitória. A sua configuração lagunar resulta da reabilitação de uma antiga pedreira.

A massa aquosa do paul da Pedreira dispõe-se numa área rochosa. É alimentada por nascentes difusas associadas ao aquífero basal, e por aquíferos suspensos que apresentam nascentes profundas nas escarpas de falha circundantes.

4.6.1.1. Furos de captação basais

As águas subterrâneas basais são captadas no *graben* das Lajes por vários furos administrados pela Praia Ambiente, E.M., pelas Forças Armadas Americanas estacionadas nas Lajes (USFORAZ) e pela Força Aérea Portuguesa (BA 4).

Na **Tabela 1**, indicam-se algumas das características dos furos de captação de água basal localizados no *graben* das Lajes. Como se pode observar a maioria dos furos encontra-se em exploração, podendo-se extrair caudais que variam entre os 0,02 l/s e os 19,8 l/s.

Tabela 1: Furos de captação de água basais localizados no *graben* das Lajes.
Adaptado de Earth Tech, Inc. (2001), Rodrigues (2002) e CH₂MHILL (2005).

Furo	Localização	Cota (m)	Prof. (m)	Q (l/s)	Data de execução	Proprietário	Observações
T 1301 – n.º1	Can. Fontinhas	59,05	73,76	18,40-19,80	1951	USFORAZ	Encerrado
T 1301 – n.º2	Can. Fontinhas	54,85	70,10	0,02	1951	USFORAZ	Em exploração
T 1301 – n.º3	Can. Fontinhas	55,60	70,10	12,9-25,93	1951	USFORAZ	Encerrado
T 1301 – n.º4	Lajes	56,79	73,15	18,40-19,11	1957	USFORAZ	Em exploração
T 1301 – n.º5	Lajes	54,65	72,84	13,87	1957	USFORAZ	Em exploração
T 1301 – n.º8	Lajes	51,64	51,83	10,00-15,20	1963	USFORAZ	Em exploração
T 1301 – n.º9	Lajes	71,65	85,51			USFORAZ	
T 1301 – n.º10	Lajes	74,80	73,76	13,86		USFORAZ	Em exploração
9 NW	Lajes	50,00	56,00	7,60	1974	BA4	(a)
Juncal 1	Juncal	53,19	62,70	18,40-19,15		PraiaAmbiente	Encerrado
Juncal 2	Juncal	55,28	64,80	10,00		PraiaAmbiente	Em exploração
Circunvalação	Can. da Saúde	30,70	43,00	19,20		PraiaAmbiente	(b)
Vale Farto	Vale Farto	48,48	59,00	18,40-19,18		PraiaAmbiente	Em exploração
Pico Celeiro	Pico Celeiro	78,43	101,00	19,20		PraiaAmbiente	Em exploração
Areiro	Fontinhas	94,28	104,44	15,00		PraiaAmbiente	Em exploração
Barreiro	Fontinhas	106,92		15,00		PraiaAmbiente	Em exploração
Covas	S. BrázS	103,45	32,00	15,00		PraiaAmbiente	Em exploração

(a) Sem dados de exploração

(b) Apenas explorado no verão para rega do Estádio Municipal

Os caudais passíveis de serem captados nos furos explorados pela Praia Ambiente E.M. rondam os 6 264 m³/d. Tendo em conta os dados referenciados por CH₂MHILL (2005) é possível captar nos furos das Forças Armadas Americanas das Lajes caudais da ordem dos 5125 m³/d. Em ambos os casos o principal factor limitante das extrações prende-se com o incremento de cloreto de sódio na água captada associada a fenómenos de intrusão marinha.

4.6.1.2. Aquíferos suspensos

De acordo com Rodrigues (2002), ocorrem na Serra do Cume dois aquíferos suspensos sobrepostos associados a paleossolos termicamente meteorizados por escoadas lávicas (**Figura 10**). Ambos descarregam através de nascentes localizadas na escarpa de falha das Fontinhas e nos talvegues dos cursos de água, sendo algumas captadas para abastecimento humano (e.g. Nascentes das Beiras na localidade da Casa da Ribeira).

Na Serra de Santiago é conhecido um pequeno aquífero suspenso superficial que dá origem a várias nascentes na arriba costeira, sobretudo na caixa de falha das Amoreiras (STG), as quais não são captadas (**Figura 10**).

As massas de água subterrâneas suspensas identificadas na zona deprimida do *graben* das Lajes, designadas por Rodrigues (2002) Lajes 1 (LAJ1) e Lajes 2 (LAJ2), são intercetadas por furos que captam o aquífero basal e ainda por poços escavados manualmente, quase todos abandonados.

A formação hidrogeológica LAJ1 desenvolve-se nos sectores NW e SE do *graben* das Lajes, englobando a plataforma das Fontinhas, onde é intercetada por alguns poços escavados (Rodrigues, 2002). De acordo com CH₂MHILL (2005) os seus níveis hidrostáticos oscilam entre os 36,7 e os 56,6 m de altitude.

Do ponto de vista hidrogeológico o aquífero LAJ1 desenvolve-se na base escoriácea de uma escoada ignimbrítica (Ignimbritos das Lajes), de elevada permeabilidade, que se estende sobre um paleossolo pomítico com 1 m de espessura média (Rodrigues, 2002). De acordo com LNEC (2010-b) as formações deste sistema são muito superficiais, com profundidades que variam entre 2 e 10 m, muito embora, pontualmente, possam atingir os 20 m no troço SE da Plataforma das Fontinhas (Canada dos Pastos).

Na região entre a envolvente sul da Base das Lajes e a faixa de terreno onde se implantam os furos do Juncal, os níveis piezométricos são mais superficiais, ocorrendo entre 1 m e 3 m de profundidade. O próprio nome da localidade – Juncal – indicia a presença de zonas pantanosas, com um nível freático muito próximo da superfície.

De acordo com Rodrigues (2002) a massa de água subterrânea LAJ1 tem uma baixa produtividade. A sua principal nascente – Caldeira das Lajes – possui caudais médios da ordem dos 0,1 l/s (Rodrigues, 2002 e CH₂MHILL, 2005) e um caudal máximo de invernias que não ultrapassa os 0,4 l/s (Rodrigues, 2002).

O aquífero LAJ2 está associado a um paleossolo que surge intercalado entre escoadas lávicas espessas que integram os traquibasaltos dos Cinco Picos, sendo apenas conhecido no quadrante NW do fundo do *graben* das Lajes (**Figura 10**). De acordo com Rodrigues (2002), o seu nível hidrostático dispõe-se entre os 28 e os 36 m de altitude, descarregando nas nascentes que ocorrem nas arribas costeiras da Vila Nova e sendo captado por um furo das USFORAZ (T-1112) referenciado nesta localidade.

De acordo com CH₂MHILL (2005) a condutividade hidráulica dos aquíferos LAJ1 e LAJ2 é baixa, admitindo-se transmissividades da ordem dos 10 m²/d.

Com base em medições efetuadas em três poços LNEC (2010) refere que os aquíferos suspensos do *graben* das Lajes apresentam variações piezométricas sazonais da ordem dos 2 m em anos de pluviosidade normal. Estes autores constataram, contudo, que esta oscilação não é homogénea, refletindo respostas do aquífero a variações da recarga diferenciais.

As descargas subterrâneas naturais das massas de água subterrâneas LAJ1 e LAJ2 ocorrem através de fissuras que as conectam com o aquífero basal. Na superfície do terreno a única descarga concentrada conhecida ocorre, como já foi referido, na nascente da Caldeira das Lajes.

4.6.1.3. Modelação hidrogeológica

Na sequência dos estudos referentes ao processo de contaminação das águas subterrâneas no *graben* das Lajes elaboraram-se dois modelos numéricos: o desenvolvido por CH₂MHILL (2005) e o elaborado por LNEC (2010-b).

4.6.1.4. Modelo de CH₂MHILL (2005)

O modelo apresentado por CH₂MHILL (2005), baseia-se no método dos elementos finitos (FEM). Simula o fluxo de água subterrânea no *graben* das Lajes considerando três níveis distintos: um superior, que incide nos aquíferos suspensos LAJ1 e LAJ2 e dois inferiores que englobam o aquífero basal.

Uma descrição detalhada deste modelo, bem como sobre os elementos considerados, condições de fronteira admitidas, e processos de calibração, pode ser consultada em CH₂MHILL (2005).

A **Figura 12** mostra os níveis hidrostáticos médios da água no aquífero basal simulados a partir deste modelo, bem como as direções de fluxo geradas. Da sua observação pode concluir-se que a circulação hídrica na área do *graben* das Lajes se processa de forma radial, localizando-se os níveis piezométricos mais elevados na zona da

Serra do Cume. Inference is made that the main recharge zone is located in the caldera of the Five Peaks, where the precipitations are higher.

According to this model in the NW sector of the graben of Lajes the hydrological flow process goes to NE, while in the SE sector it goes to the E quadrant. This simulation does not consider the effect of the barrier that the fault of Santiago exerts on the basal aquifer nor the perturbations induced by the faults of Fontinhas and do Barreiro. The occurrence of wetlands on the platform of Juncal, in the strip of land contiguous to the fault of Santiago, and the high electrical resistivities detected by LNEC, (2010-b), reinforce the idea that this tectonic structure, in the continuous strips to the platform of Juncal and to the Paul da Praia, will probably function as a vertical barrier to the circulation of the suspended and basal waters.

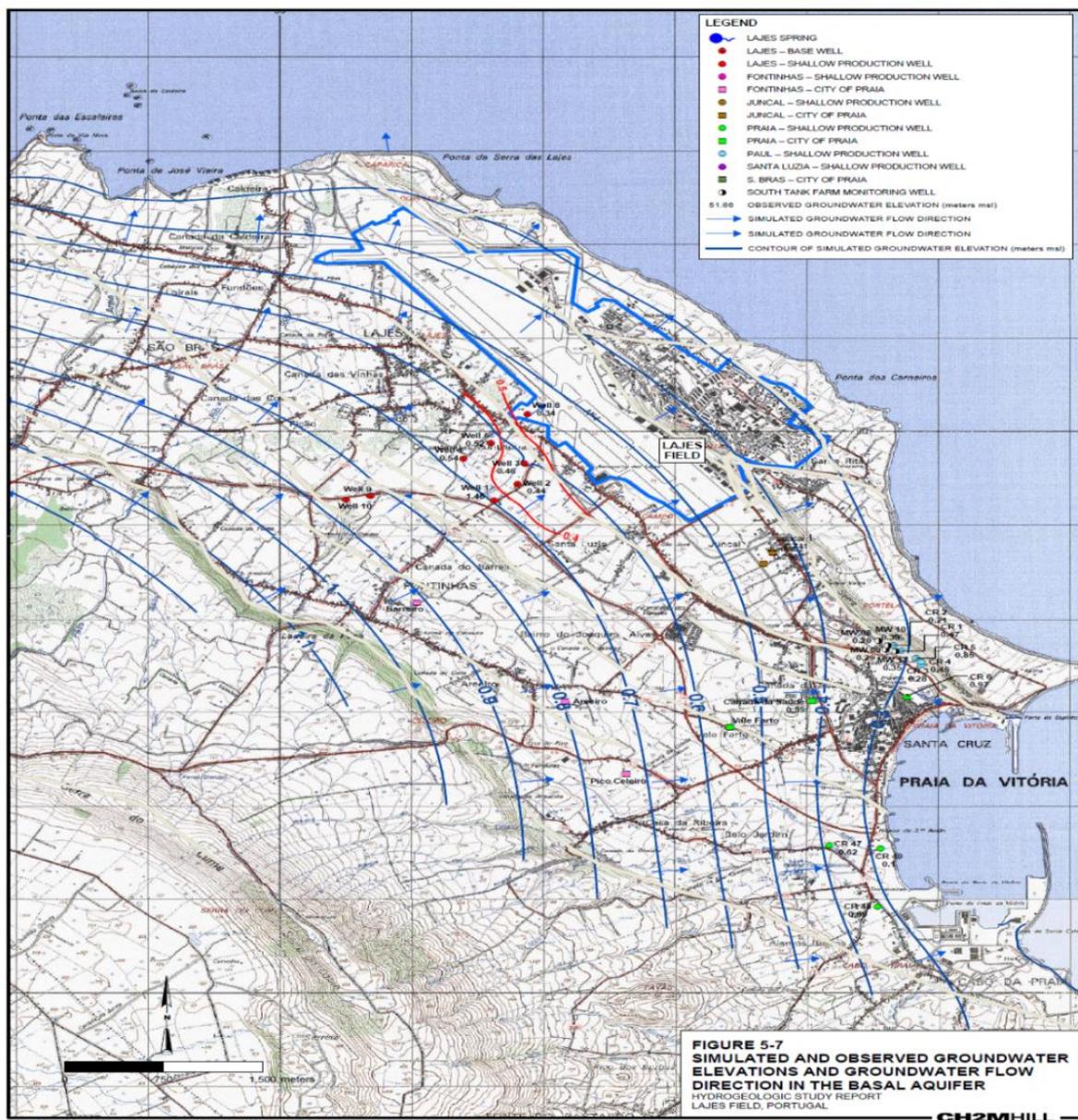


Figura 12: Modelo hidrogeológico do sector oriental da ilha Terceira, assinalando-se os furos e poços escavados que o interceptam. Retirado de CH2MHILL (2005)

A **Figura 13** mostra os níveis piezométricos medidos nos aquíferos suspensos do *graben* das Lajes – LAJ1 - e a piezometria gerada pelo modelo de CH₂MHILL (2005). Da sua observação pode concluir-se que os fluxos hídricos se processam para o quadrante E no sector SE do *graben* da Lajes, ou seja, no sentido da Baía da Praia da Vitória, enquanto que no quadrante NW se processa para N, na direção da Caldeira das Lajes.

Da análise deste modelo, calibrado a partir de medições efectuadas em diversos poços escavados, constata-se que o fluxo hídrico suspenso é claramente influenciado pela tectónica local, refletindo a intensa compartimentação do terreno induzida pelas falhas. Assim, a massa de água subterrânea superficial LAJ1 desenvolve-se entre os 100 e os 125 m de altitude, na plataforma das Fontinhas, 75 m de cota na zona central deprimida do *graben* e, entre os 45 e os 50 m de altitude, na plataforma do Juncal.

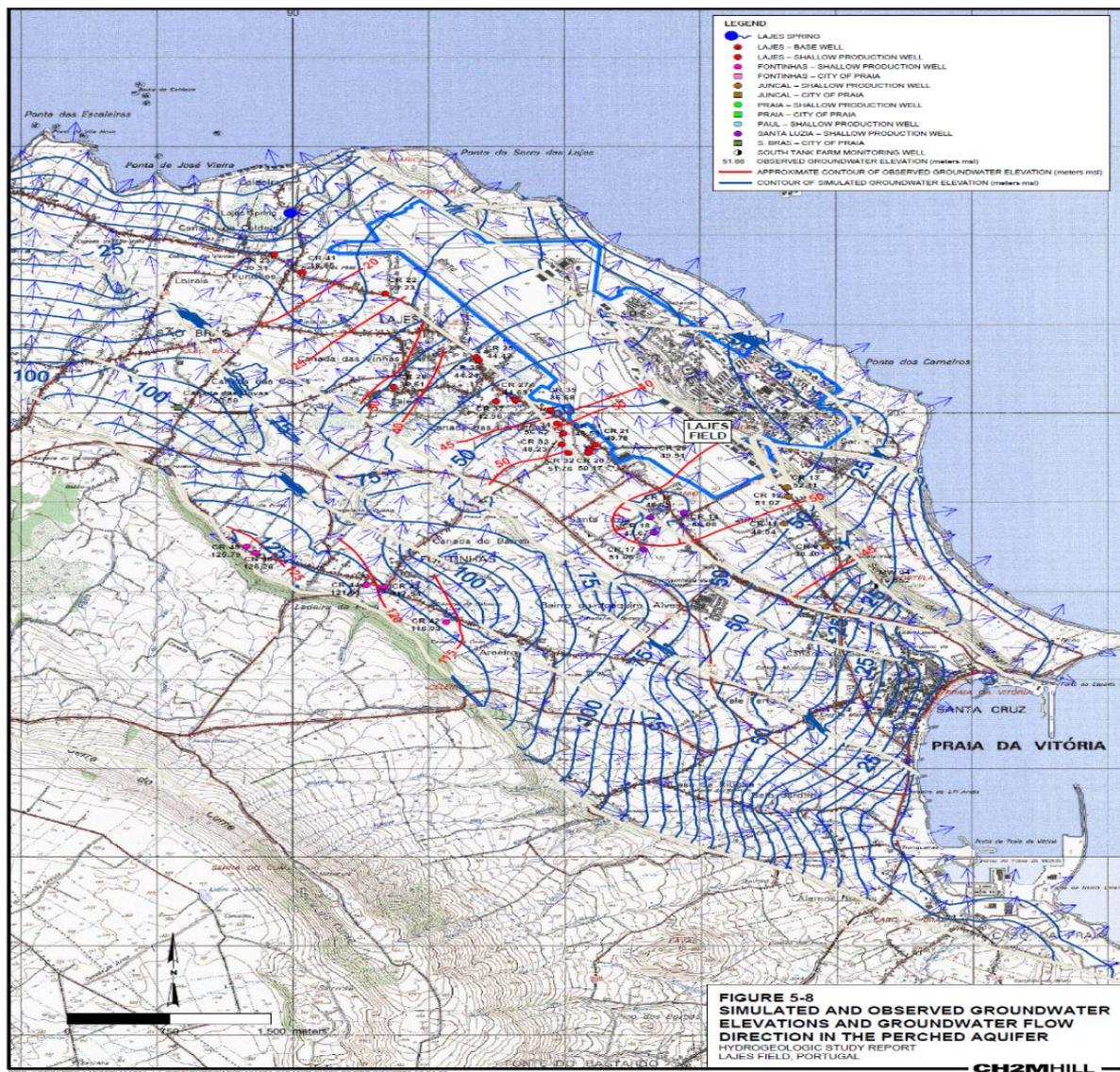


Figura 13: Níveis médios da água subterrânea nos aquíferos suspensos do *graben* das Lajes e direção do fluxo.

Retirado de CH₂MHILL (2005).

4.6.1.5. Modelo de LNEC (2010)

O modelo matemático elaborado por LNEC (2010) para a área do *graben* das Lajes, considera a existência de duas formações hidrogeológicas distintas: uma suspensa, correspondente às massas de água subterrânea LAJ1 e LAJ2 identificadas por Rodrigues (2002) e a franja E do aquífero basal insular. A falha de Santiago é considerada impermeável, o que está em consonância com evidências hidrológicas superficiais e com os dados da prospeção geoeletrica apresentados em LNEC, (2010).

Considera-se que no sector central do *graben* das Lajes, a espessura do aquífero basal não ultrapassa os 14 metros, os quais vão progressivamente diminuindo no sentido da orla costeira NW (Caldeira das Lajes) e SE (Baía da Praia da Vitória) e aumentando para W, no sentido do interior da ilha (Caldeira dos Cinco Picos), onde as principais recargas ocorrem (**Figura 14**).

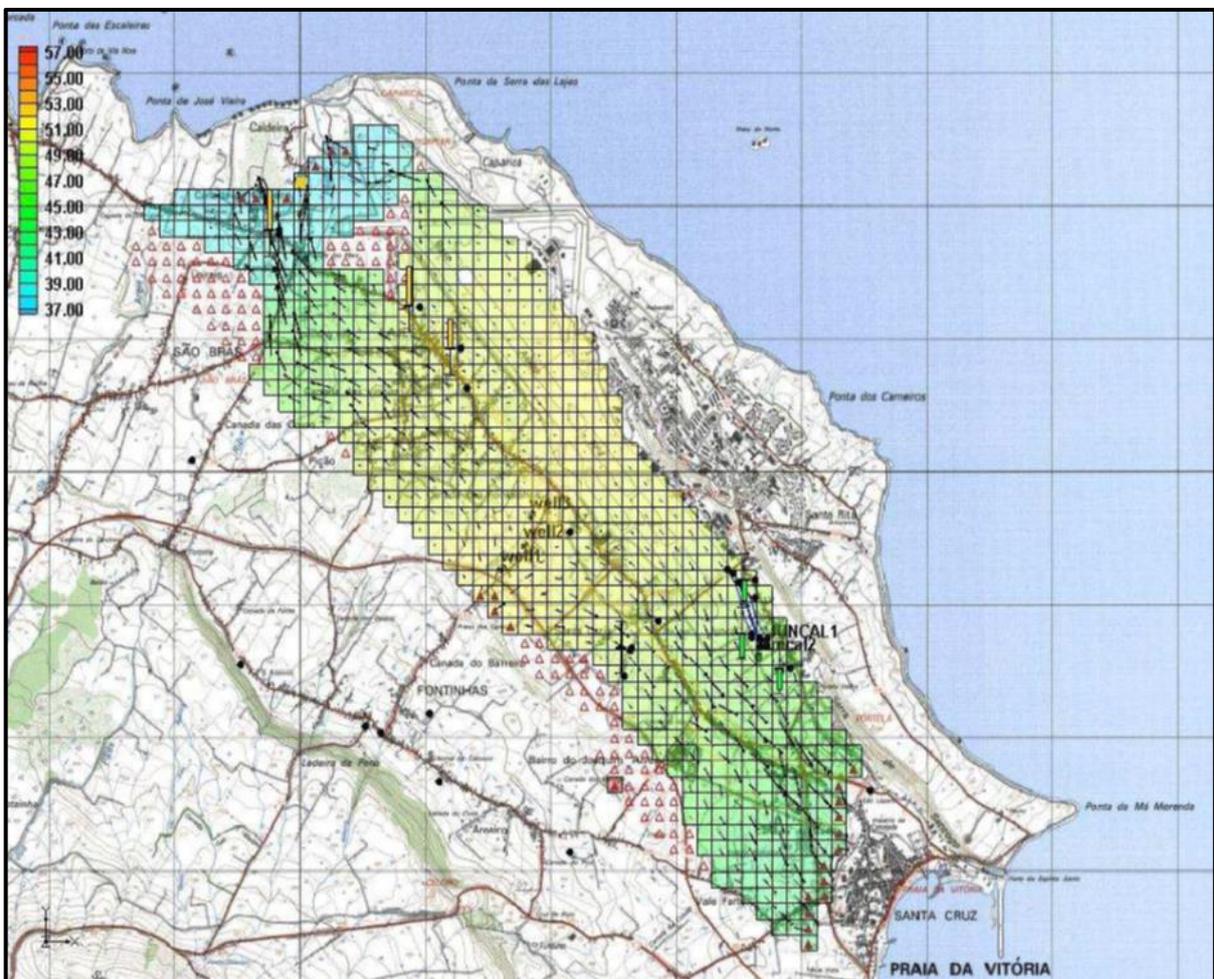


Figura 14: Modelação do sistema aquífero suspenso do *graben* das Lajes proposta por Oliveira et al. (2010).

Retirado de LNEC (2010)

Considera-se que a condutividade hidráulica no sistema aquífero basal é constante e, tendo por base os dados obtidos durante os ensaios de bombagem em furos de captação de água para abastecimento domiciliário e nas sondagens desenvolvidas no âmbito deste projeto, da ordem dos 750 m/dia.

Admite-se que a drenância dos aquíferos suspensos para o aquífero basal é da ordem dos 10 a 20 %, o que corresponde a valores entre 70,8 mm/ano e 141,6 mm/ano. Tendo em conta a intensa fracturação verificada no fundo da zona deprimida do *graben*, e a escassez de descargas associados a estas massas de água subterrânea, consideramos que este valor é tomado por defeito.

A escala de modelação considerada para os aquíferos suspensos foi local, centrando-se na plataforma do Juncal onde se localizam a *Main Gate Área* e o *South Tank Farm*, não abrangendo a plataforma das Fontinhas onde se localizam as estruturas do *Cinder Pit Fuel Park*.

Considera-se neste modelo que a falha das Fontinhas funciona como uma estrutura impermeável. Como já foi referido esta descontinuidade apresenta evidências hidrológicas superficiais que apontam no sentido contrário, pelo menos nalguns dos seus troços (eg. Ribeira das Beiras na Casa da Ribeira).

Considerando o escasso escoamento superficial, admitiram-se recargas de 708 mm/ano para as formações hidrogeológicas superficiais, considerando-se como válidos os valores propostos por Novo *et al.*, (2001). Este volume equivale no *graben* das Lajes a uma infiltração anual da ordem dos 43,8 hm³.

Para as principais formações que afloram no *graben* das Lajes – ignimbritos das Lajes e traquibasaltos dos Cinco Picos – admitiram-se para a condutividade hidráulica, valores da ordem dos 50 m/d para as primeiras formações e de 80 m/d para as segundas.

Uma descrição mais detalhada deste modelo, nomeadamente sobre as condições de fronteira admitidas, parâmetros considerados, *software* adotado e elementos de ordem hidráulica, pode ser consultada em LNEC (2010).

A **Figura 14** mostra os fluxos hídricos gerados por este modelo para os sistemas aquíferos suspensos, conforme o desenvolvido por Oliveira *et al.* (2010). Da sua observação pode concluir-se que no sector NW do *graben* das Lajes as linhas de fluxo geradas dirigem-se para NW, no sentido da Caldeira das Lajes, enquanto no sector SE se processam para SE, no sentido da Baía da Praia da Vitória, dispondo-se a linha de variação da direcção de fluxo junto à Canada das Fontinhas.

Na **Figura 15** mostra-se a distribuição espacial da piezometria gerada por este modelo no sistema aquífero basal, assim como os vetores de fluxo hídrico e a rede de drenagem. Como se pode constatar a direcção do fluxo não é totalmente radial no *graben* das Lajes, como o espectável em ilhas oceânicas, mas concentra-se nas direcções E-W e N-S uma vez que a falha de Santiago é considerada como uma *barreira* pouco permeável.

Os níveis piezométricos mais elevados localizam-se nas vertentes da Serra do Cume, inferindo-se que as principais zona de recarga do aquífero basal no sector oriental da ilha se localizem na Caldeira dos Cinco Picos, onde as precipitações atingem valores mais elevados.

No sector NW do *graben* das Lajes o fluxo hídrico dominante processa-se para N, no sentido da Caldeira das Lajes, enquanto no sector sul se faz para E e SE, na direção da Baía da Praia da Vitória. Na Plataforma do Juncal, onde se localiza a *Main Gate Área* e o *South Tank Farm* o fluxo hídrico processa-se para SE, e, nos diferentes locais que compõe o *Cinder Pit Fuel Tanks*, para E.

Como já foi referido, esta simulação considera a falha das Fontinhas como uma estrutura pouco permeável, facto pouco provável pelo menos nalguns troços dadas as condicionantes hidrológicas superficiais atrás descritas. É muito provável que esta estrutura tectónica constitua um caminho preferencial de circulação hídrica no aquífero basal, sobretudo na zona correspondente à Serra do Cume e à da Plataforma das Fontinhas, descarregando nos paus do Belo Jardim e da Pedreira localizados a S da Baía da Praia da Vitória.

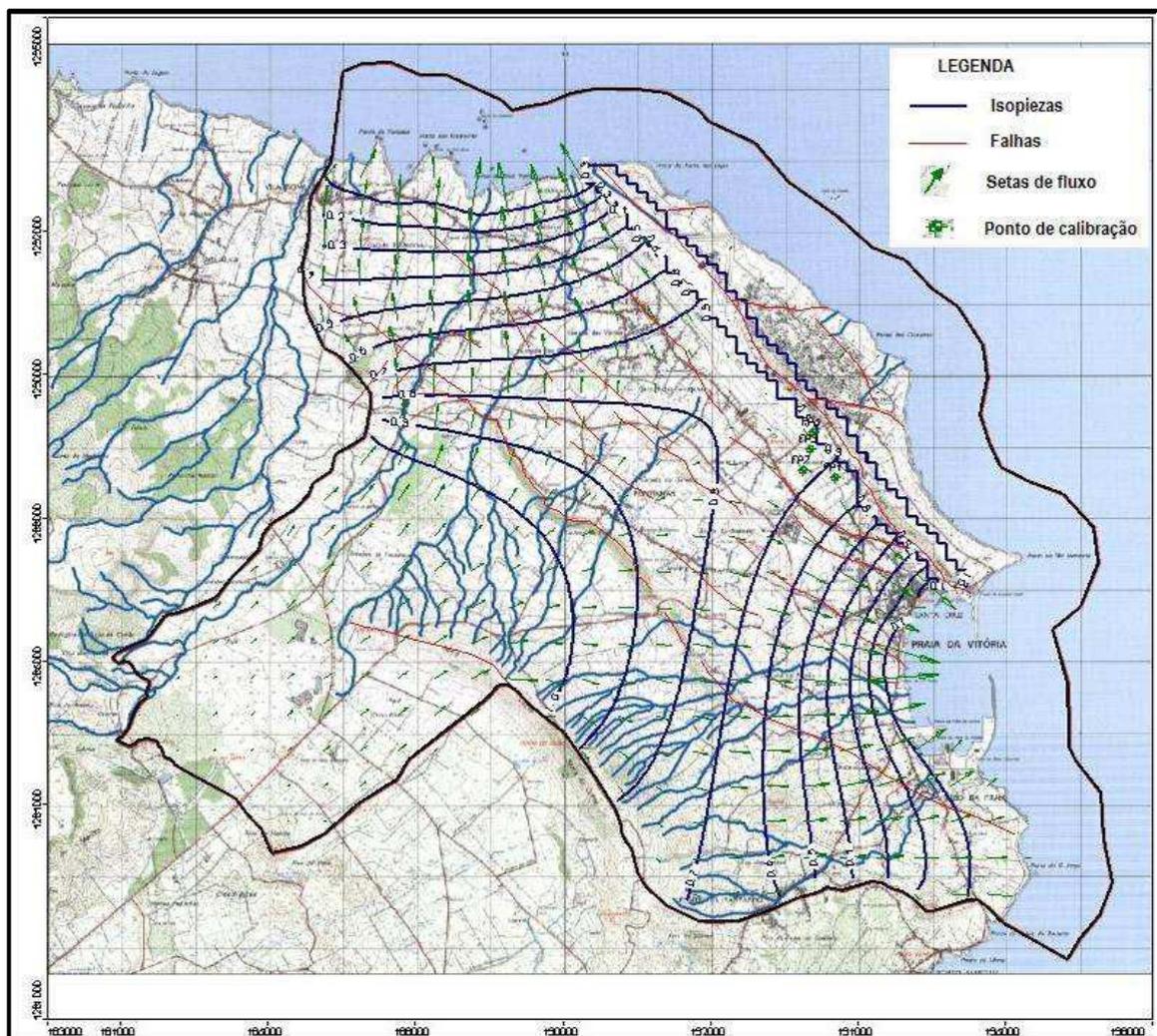


Figura 15: Distribuição espacial da piezometria e dos vetores de fluxo da água subterrânea no sistema basal

5. QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A qualidade das águas subterrâneas foi analisada à luz da legislação em vigor, nomeadamente para os parâmetros definidos para a qualidade das águas subterrâneas na origem, decorrente da aplicação da Diretiva-Quadro da Água (DQA), da Diretiva de Águas Subterrâneas (DAS), da Lei da Água e nos valores paramétricos definidos no Decreto-Lei n.º 152/2017 para a qualidade da água destinada ao consumo humano.

Para os parâmetros não definidos na legislação Portuguesa, foram utilizadas as normas do Canadá (Canadá - *Standards in a Potable Groundwater Condition* (T2) e Canadá - *Standards in a non-Potable Groundwater Condition* (T3)), relativas aos padrões para condições de águas subterrâneas potáveis, tendo também sido consultadas as normas para condições de águas subterrâneas não potáveis e a legislação holandesa (*Intervention Values* (IV)) (Tabela 2).

Tabela 2: Valores de referência em águas subterrâneas para os parâmetros analisados

Parâmetros	Unidades	LQ	VP	Ontario	Ontario	Dutch Standards	
				Guideline- T2	Guideline - T3	TV	IV
Cloretos	mg/l	250		790	2300		
Arsénio	mg/l	0.01		0.025	1.9	0.01	0.06
Bário	mg/l			1	29	0.05	0.625
Boro	mg/l			5	45		
Cádmio	mg/l	0.005		0.0027	0.0027	0.0004	0.006
Crómio	mg/l		0.05	0.05	0.81	0.001	0.03
Cobalto	mg/l			0.0038	0.066		0.1
Cobre	mg/l		2	0.087	0.087	0.015	0.075
Merúrio	mg/l	0.0001		0.00029	0.00029	0.00005	0.0003
Chumbo	mg/l	0.01		0.01	0.025	0.15	0.075
Molibdénio	mg/l			0.07	9.2	0.005	0.03
Níquel	mg/l		0.02	0.1	0.49	0.015	0.075
Vanádio	mg/l			0.0062	0.25		0.07
Zinco	mg/l			1.1	1.1	0.065	0.8
TPH	mg/l			0.75	0.75	0.05	0.6

LQ - Limiar de Qualidade, Anexo II e VII da DAS, DL 208/2008 (definido em INAG, 2009) e L - Limiares definidos nos PGRH (APA, 2015); VP - Valor Paramétrico, DL 152/2017 Qualidade da água destinada ao consumo humano; Canadá - *Standards in a Potable Groundwater Condition* (T2).Canadá - *Standards in a non-Potable Groundwater Condition* (T3). Holanda – *Intervention Values* (IV)

5.1. Furos de captação

A água captada para abastecimento humano na zona *graben* das Lajes provém apenas do aquífero basal. É feita através das seguintes captações tubulares (**Figura 16**):

- Juncal 2 (Santa Cruz da Praia da Vitória);
- Pico Celeiro (Casa da Ribera / Santa Cruz da Praia da Vitória);
- Areeiro (Fontinhas);
- Covas (Fontinhas);
- Barreiro (Fontinhas);
- Salto (São Braz)

Este ultimo furo é usado esporadicamente, quando são necessários reforços no sistema.

Localiza-se ainda no *graben* das Lajes, o furo da Circunvalação (Canada da Saude), o qual, dada a elevada salinidade, é apenas explorado no verão para rega do estádio municipal.

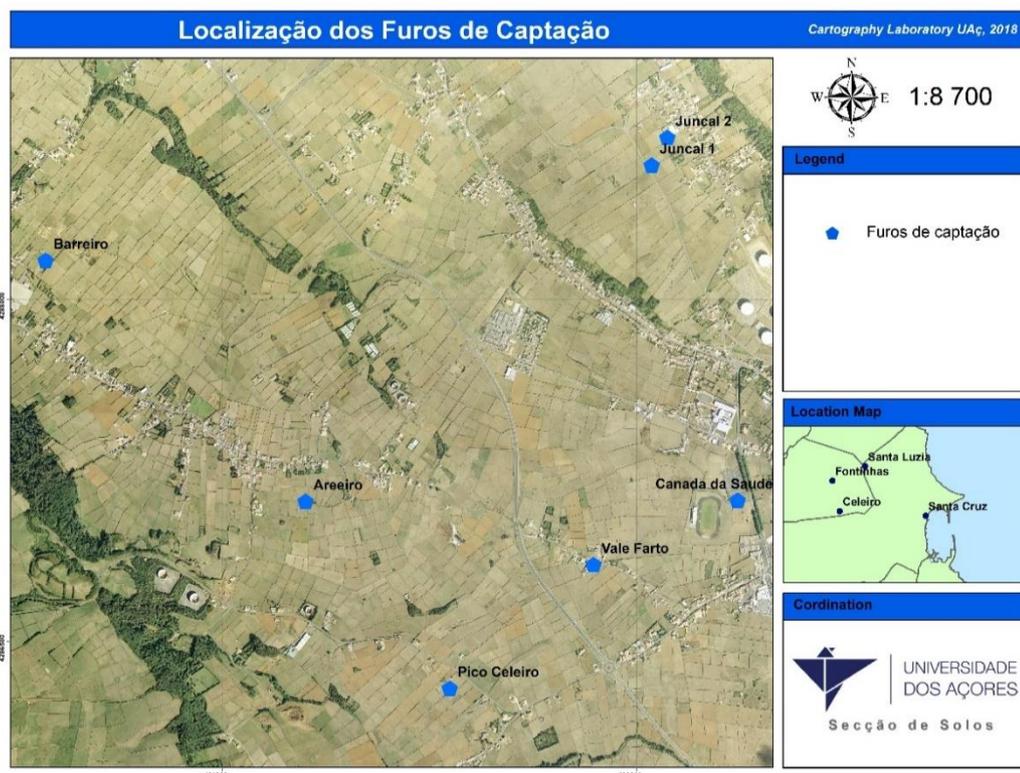


Figura 16: Distribuição espacial dos furos de captação na Zona do Ramo Grande

Fora do *graben* das Lajes localizam-se os furos da Fonte do Bastardo, que exploram o aquífero basal, e do Pico Viana (Biscoitos) que capta um aquífero suspenso.

5.1.1. Furo do Juncal 2

Na Tabela I, apresentado no Anexo I, observa-se a evolução dos teores de arsénio, cádmio, chumbo, crómio, cobre, mercúrio, boro, zinco, cloretos e TPH no furo do Juncal 2, entre fevereiro de 2012 e julho de 2017. Como se pode verificar os teores destes parâmetros foram, sempre, inferiores aos valores de referência estipulados pela legislação portuguesa (D.L. 152/2017), canadiana (Ontário Guideline - T2) e holandesa (Dutch Standards), com exceção do teor de cloretos, o que reflete fenómenos acentuados de intrusão salina. Como se pode verificar a evolução dos cloretos ultrapassa, em grande parte, o valor paramétrico estipulado na legislação portuguesa sendo, contudo, inferior ao valor de referência da Ontario Guideline – T2.

5.1.2. Furo do Pico Celeiro

Na Tabela I, apresentado no Anexo I, expressa-se a evolução dos teores de arsénio, cádmio, chumbo, crómio, cobre, mercúrio, boro, zinco, cloretos e TPH, no furo do Pico Celeiro, entre fevereiro de 2012 e julho de 2017. Como se pode verificar a evolução dos teores destes elementos nunca ultrapassa o valor paramétrico estipulados pela legislação portuguesa (D.L. 152/2017), canadiana (Ontário Guideline - T2) e da holandesa (Dutch Standards).

5.1.3. Furo do Areiro

Na Tabela I, apresentado no Anexo I, expressa-se a evolução dos teores de arsénio, cádmio, chumbo, crómio, cobre, mercúrio, boro, zinco, cloretos e TPH, no furo do Areiro, entre fevereiro de 2013 e julho de 2017. Como se pode verificar a evolução dos teores destes elementos não ultrapassa os valores paramétricos estipulados na legislação portuguesa (D.L. 152/2017) sendo ainda inferiores ao valor de referência da *Ontario Guideline e Dutch Standards*. Em setembro de 2014 verificou-se um valor elevado de TPH neste local. Este facto foi considerado pontual, uma vez que é dissonante dos restantes parâmetros analisados.

5.2. Poços Escavados

Os aquíferos suspensos presentes no fundo do *Graben das Lajes* e na franja costeira do aquífero basal são interceptados por numerosos poços escavados que funcionavam como fonte de abastecimento de água às populações antes da implantação do sistema de saneamento básico. Os que interceptam os aquíferos suspensos localizam-se na Plataforma do Juncal, a sul da *Main Gate Area*, e na Plataforma das Fontinhas, nas imediações dos

diferentes locais que compõe o *Cinder Pit Fuel Tanks*. Os que interceptam o aquífero basal localizam-se à volta do Paul da Praia da Vitória e no Cabo da Praia, nas imediações do Paul do Beljardim (**Figura 17**).

Na Tabela II apresentado no Anexo I expressam-se os teores de fósforo, antimónio, arsénio, bário, cádmio, chumbo, cobre, mercúrio, molibdénio, zinco e TPH obtidos em amostras de água colhida nestes pontos no mês de julho de 2018. A análise destes dados mostra que os valores obtidos são inferiores às referencias paramétricas especificadas na legislação portuguesa (D.L. 152/2017), canadiana (Ontário Guideline - T2) e da holandesa (Dutch Standards).

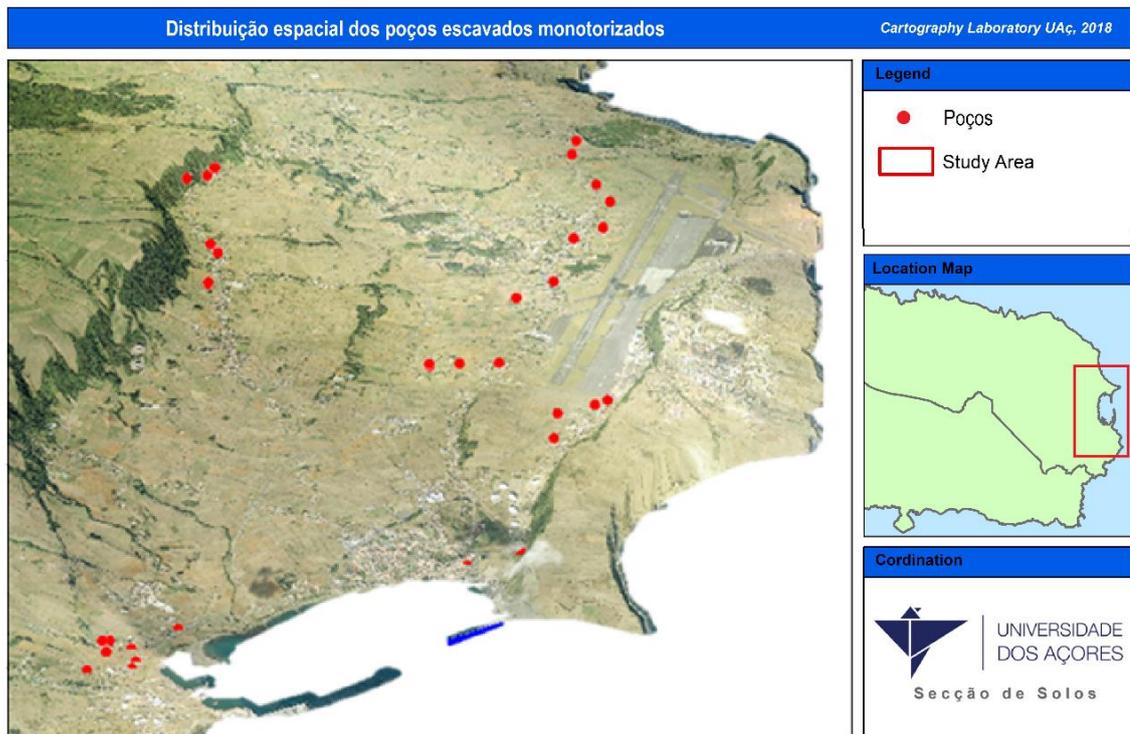


Figura 17: Distribuição espacial dos poços escavados monitorizados neste local

5.3. Paúis

As massas de água superficiais que constituem os paúis da Baía da Praia da Vitória correspondem a pontos de descarga do sector sul do *graben* das Lajes (Rodrigues, 1993, 2002 e 2004 e Miguel, 2004). A sua ocalização é assinalada na **Figura 18**.



Figura 18: Localização dos Paus da Baía da Praia de Vitória

5.3.1. Paul da Praia

O Paul da Praia da Vitória corresponde à faixa periférica litoral do aquífero basal insular da ilha Terceira, correspondendo à zona de transição ou de mistura deste aquífero (Miguel, 2004).

Na Tabela III apresentado no Anexo I expressa a evolução dos teores de arsénio, cádmio, chumbo, crómio, cobre, mercúrio, níquel, zinco e TPH, nessa massa hídrica superficial medidos entre setembro de 2012 e setembro de 2017. Como se pode constatar, os teores destes elementos, com exceção de três amostragens, são inferiores aos valores paramétricos estipulados na legislação portuguesa (D.L 152/2017), canadiana (*Ontario Guideline*) e holandesa (*Dutch Standards*). As três amostras que constituem exceção correspondem a um teor de arsénio registado em 2015, que ultrapassou os valores de referência de todos os critérios de avaliação; a um valor de Cádmio que ultrapassou os valores de referência da *Ontario Guideline* e um teor em Chumbo que ultrapassou o valor paramétrico estipulado na legislação portuguesa (D.L 152/2017) e *Ontario Guideline*.

5.3.2. Paul de Belo Jardim

Paul do Belo Jardim corresponde à faixa periférica litoral do aquífero basal insular, sendo alimentado por nascentes difusas associadas à zona de transição. A circulação de água neste corpo hídrico superficial é, provavelmente, influenciada pela falha das Fontinhas, cujo troço SE é mal definido topograficamente, e pela falha do Barreiro.

Na Tabela IV apresentado no Anexo I expressa a evolução dos teores de de arsénio, cádmio, chumbo, crómio, cobre, mercúrio, níquel, zinco e TPH, no Paul do Belo Jardim, entre setembro de 2012 e setembro de 2017. Como se pode observar, todos os valores dos metais pesados e TPH são inferiores aos valores de referência da *Ontario Guideline* e da *Dutch Standards*, assim como aos valores paramétricos estipulados na legislação portuguesa (D.L 152/2017).

5.3.3. Paul da Pedreira

O Paul da Pedreira resultou da requalificação de uma antiga zona de extração de inertes utilizada para a construção do porto da Praia da Vitória. Dispõe-se, provavelmente, na zona de influencia da falha das Fontinhas, a qual, como já foi referido, tem uma trajetória pouco clara no seu sector SE.

Na Tabela V apresentado no Anexo I pode observar-se a evolução dos teores de arsénio, cádmio, chumbo, crómio, cobre, mercúrio, níquel, zinco e TPH neste corpo hídrico, entre setembro de 2012 e setembro de 2017. Como se pode constatar os teores destes elementos são acentuadamente inferiores aos valores paramétricos estipulados na legislação portuguesa (D.L152/2017), canadiana (*Ontario Guideline*) e holandesa (*Dutch Standards*). Em julho de 2016 houve um registo de Chumbo superior aos valores de referência da *Ontario Guideline* e da legislação portuguesa (D.L152/2017). Este ocorrência parece ter um carácter pontual uma vez que não tem correspondência com os outros parâmetros na mesma data.

6. AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO E MEDIDAS DE REMEDIAÇÃO IMPLEMENTADAS

6.1. Medidas de remediação definidas a partir de 2012 para os Sites 3001 e 5001

A partir de 2012 as forças armadas norte-americanas deram início à implementação de medidas de remediação nos Sites 3001 e 5001 as quais foram definidas com base num processo de avaliação e de delineamento aplicável conjuntamente aos dois Sites no pressuposto de que estes apresentavam condições similares tanto quanto às condições hidrogeológicas como quanto à natureza e tipologia dos contaminantes (AMEC 2011).

Os objetivos das ações de remediação (*Remedial Action Objectives – RAOs*) foram delineados com base “nas condições identificadas e previsíveis dos Sites, risco humano conhecido ou previsível e tendo em consideração as políticas do Departamento de Defesa (*DOD*) dos EU para a investigação e remediação de locais contaminados em instalações do Ministério da Defesa situadas no estrangeiro (*US DOD policies for site investigation and remediation of overseas U.S. Department of Defense (DOD) facilities*)”.

Uma vez que se considerou não terem sido identificados riscos inaceitáveis para a saúde humana relacionados com sedimento superficial, águas de superfície ou ar, os objetivos das ações de remediação (*RAOs*) foram estabelecidos apenas para solo e água subterrânea, sendo os seguintes (AMEC 2011):

- Extração de LNAPL até ao limite possível;
- Monitorização de longo prazo (LTM) da migração potencial de água subterrânea contaminada; e,
- Atenuação natural monitorizada (MNA) para confirmar a continuidade e evolução da degradação de contaminantes na água subterrânea.

Em AMEC (2011) faz-se notar que embora a degradação natural dos compostos de petróleo tanto na zona vadosa - *Natural Source Zone Depletion (NSZD)* - como na água subterrânea tenda a ocorrer espontaneamente e deva ser considerada como parte integrante de qualquer programa de remediação, a presença de LNAPL em fase livre observada nos Sites iria determinar que apenas com base em processos naturais os objetivos espectáveis da remediação poderiam tardar um período de tempo excessivo, provavelmente superior a 30 anos.

6.2. Site 3001 – Main Gate Area

No contexto da análise e discussão da contaminação ambiental da Base das Lajes que têm vindo a ser desenvolvidas ao longo do tempo por diversos intervenientes, o Site 3001 - Main Gate Area é em geral abordado considerando a sua divisão em subáreas designadas por Apron A e Area 5 e por vezes uma terceira zona designada por 5 Hydrants, tendo em todas elas sido identificada a presença de LNAPL. No entanto, a maior parte

dos furos de monitorização (MW) estão localizados na Area 5 e Apron A para monitorizar a contaminação nos aquíferos suspensos superficial e intermédio.

Na subárea Apron A e na zona sudoeste da Area 5 a toalha freática foi encontrada a profundidades variáveis entre 0,75 m e 4,50 m da superfície e na zona NW da Area 5 a profundidades maiores que variaram entre 15 e 18 m (AMEC 2011), associadas a um segundo aquífero suspenso mais profundo. Deste modo a zona vadosa de Apron A tem uma espessura de 2 a 3 metros enquanto que na Area 5 essa espessura varia entre os 4 e os 18 m. O aquífero basal encontra-se situado a uma profundidade da ordem dos 56,5 metros sendo intercetado apenas pelo furo de monitorização MW22 estando todos os restantes em contacto com um dos dois aquíferos suspensos.

Aparentemente, a presença de hidrocarbonetos nos solos e águas subterrâneas do *Site* 3001 é conhecida desde 1950. De acordo com antigos funcionários destas instalações, esta tinha origem nos derrames de combustível que ocorreram nos reservatórios localizados a E da Porta de Armas e no sistema de oleodutos que estabeleciam ligações a outros reservatórios (*South Tank Farm* e *Cinder Pit Fuel Tanks*) e à zona dos 5 *Hydrants*.

Nesta área foram reportados diversos derrames de combustível, como por exemplo, em 1982, um derrame de 36.000 gal (136.274L) de *Jet Fuel 4* (JP-4), depois de o reservatório ter sido danificado durante um sismo (AMEC, 2010). O JP-4, combustível de jacto desenvolvido e utilizado pela Força Aérea dos EUA entre 1951 e 1995, era tipicamente composto de cerca de 50-60% de gasolina e 40-50% de querosene, sendo altamente volátil, contendo hidrocarbonetos na gama C4-C16.

Em 1986 ocorreu um derrame fora da Base, quando um *pipeline* abandonado foi inadvertidamente pressurizado dando origem a um jorro de combustível que cobriu um terreno agrícola (IT CORPORATION, 1995 *in* UAÇORES, 2018). De acordo com esse estudo a área afetada foi posteriormente coberta por uma camada de solo, mas não são conhecidas referências a quaisquer medidas de limpeza e de remoção dos poluentes.

De acordo com CH2MHILL (2005a), BHATE (2008), AMEC (2010a), o IT CORPORATION (1995)¹ identificou extensas contaminações de BTEX nos solos do *Site* 3001 (das 100 amostras recolhidas, 88 encontravam-se contaminadas). A concentração máxima de BTEX medida foi de 2.590mg/kg (IT CORPORATION, 1995 *in* CH2MHILL, 2005a e AMEC, 2010a). Os locais identificados como origem da contaminação foram:

- Área entre os edifícios T-701 e T-705, atravessada por um *pipeline* abandonado de JP-4 e diesel.
 - Detetado LNAPL e BTEX (>1.000mg/kg);
- Área entre o edifício T-706 e o «Apron A», atravessada por um *pipeline* abandonado de JP-4.
 - Detetado BTEX (máximo de 480mg/kg);
- Ao longo da vedação S da base, provavelmente resultando de fugas dos *pipelines* de JP-4 ou diesel entre os coletores do T-711 e o «dispenser rack»;

¹ [NÃO DISPONIBILIZADO]

- Detetado BTEX entre 10 e 43mg/kg (LNEC, 2010).

Apesar de ter identificado o *Site* 3001 como contaminado, o IT CORPORATION (1995) não conduziu qualquer investigação no sentido de estudar a migração da contaminação para o exterior do mesmo (BHATE, 2008; AMEC, 2010a).

Segundo BHATE (2008) e AMEC (2010a,b), a CH2MHILL (2005b)² realizou 18 sondagens em solos até um máximo de 3m de profundidade; nenhuma destas 18 sondagens interceou o nível freático. Foram identificadas concentrações de TPH e VOC significativamente elevadas na maioria das amostras de solo recolhidas nas imediações dos sistemas de abastecimento de combustível, do «*fuel dispenser rack*» e do sistema de oleodutos (AMEC, 2010a). Em duas amostras, uma recolhida no local do antigo AST de AVGAS e outra próxima da Avenida do Império, onde os oleodutos comunicam o sistema *5Hydrant*, foram medidas concentrações de TPH acima dos «*action limits*» da «*Dutch List*» (BHATE, 2008).

CH2MHILL (2005b) acabou por considerar a zona compreendida entre a Porta de Armas e a zona dos *5Hydrants* como sendo o local mais problemático em termos de contaminação por combustíveis, admitindo a possibilidade de estes migrarem para outras zonas, incluindo para os furos de captação de água para abastecimento público, localizadas a jusante. Admitiu ainda a possibilidade de existir contaminação no solo e nas águas subterrâneas fora das instalações da base, dada a ocorrência de níveis de água suspensos na zona

A primeira avaliação do impacto da poluição dos solos na área do Site 3001 foi levada a cabo em 1995 a partir de uma amostragem de 100 locais distintos até 1,5 metros de profundidade com base num método semi-quantitativo para BTEX tendo sido detectados impactos em 88 das 100 amostras colhidas com a concentração máxima de 2.590 mg/kg (IT Corporation, 1995).

Foram depois realizadas 23 sondagens superficiais de solo em 2005 e 2006 (CH2M HILL 2005b e Bhate 2008) e em 2011 colhidas e analisadas amostras de solo durante a abertura dos furos de monitorização (AMEC 2011), tendo sido detetados valores significativos de concentração de TPH em quatro perfurações efetuadas na subárea *Apron A* e oito das perfurações realizadas em *Area 5*. O valor máximo de concentração (TPH-DRO = C10-C40) de 30.000 mg/kg foi detetado numa amostra de solo do furo MW13 (*Area 5*).

As amostras colhidas em *Area 5* também continham concentrações elevadas de voláteis de gasolina (GRO: C5-C10) bem como de BTEX. No entanto, em *Apron A* estes compostos (TPH-GRO e BTEX) não apresentaram valores significativamente elevados.

Os impactos (solo) de TPH em *Apron A* foram verificados a profundidades inferiores a 4 m situados na zona saturada ou na interface com a zona vadosa concentrado-se provavelmente até aos 2-3 m. Isto sugere que os hidrocarbonetos de petróleo poderão estar retidos/adsorvidos no solo preferencialmente na zona de flutuação da

² CH2MHILL (2005b) – Data Summary Report, Limited Soil Investigation at the Fire Training Pit and the Main Gate / 5 Hydrants Area, Lajes Field, Azores, Portugal. Outubro 2005. [NÃO DISPONIBILIZIADO]

toalha freática sendo portanto difíceis de remover (AMEC 2011). No entanto, importa referir que esta apreciação é limitada uma vez que apenas foi colhida uma amostra por cada um dos furos amostrados.

Das análises de amostras de solo colhidas durante a abertura de furos em 2011 (AMEC 2011) é possível identificar em Area 5 um volume de solo de profundidade variável até aos 16 metros com teores muito elevados de TPH variáveis até ao máximo 30.000 mg/kg, configurando a presença de um *hot spot* de contorno superficial aproximadamente circular, definido pelos furos MW 3, 12, 20, 22, 11, 13 e 16 e 18 mas que irradia para MW 14 situado a N e para o MW 19 a NW.

A profundidade a que foram detetados os impactos no solo em Area 5 é muito variável indo desde os 3 m nalguns furos até aos 12 m noutros e sendo quase sempre localizada na zona vadosa com exceção de três furos nos quais foi detetada contaminação na zona saturada do solo.

Em AMEC (2010) lê-se que a AESTUS (2009)³ realizou prospeção geofísica (resistividade elétrica), com o objetivo de identificar novas plumas de contaminação na área do *Main Gate* e *Apron A*. Para além de se terem identificado as plumas de contaminação previamente definidas, outras anomalias foram assinaladas ao longo da estrada principal e do limite SE do *Site*, que também foram identificadas como plumas de contaminação.

As campanhas de prospeção geoeletrica também indicaram a possível existência de contaminação junto aos piezómetros de monitorização 3001-MW01, 3001-MW02 e 3001-MW05. AMEC (2010) refere que, apesar de à data, nenhuma amostra de água subterrânea recolhida naqueles locais ter indicado concentrações de TPH elevadas, os resultados da prospeção geofísica sugeriam que as zonas contaminadas se estendiam para maiores profundidades do que aquelas alcançadas pelos piezómetros de monitorização instalados (9,8m, 7,8m e 6,4m, respetivamente).

No relatório AESTUS (2009), foram recomendadas ações de investigação adicionais na vizinhança das 17 anomalias identificadas, incluindo amostragem de solos e instalação de novos piezómetros para amostragem de águas subterrâneas. Apesar de AMEC (2010) observar que não pode ser totalmente posta de parte a hipótese de as anomalias geofísicas identificadas terem origem natural, devido à heterogeneidade geológica e tectónica do local, os mesmos autores consideram ser pouco provável que os dados de geofísica tenham sido mal interpretados.

Entre junho de 2006 e junho de 2011 foram abertos, por diversas empresas contratadas, 29 furos de monitorização e piezómetros no *Site* 3001 (furos MW01 a MW05 ver Bhate 2008; furos MW06 a MW08 ver AMEC 2010c; piezómetros SB6A e SB6B ver LNEC 2011; furos MW09 a MW27 furos - com exceção do MW21 - ver AMEC 2011).

³ [NÃO DISPONIBILIZADO]

Os furos do *Site* 3001 que, a partir de 2012, foram sendo sucessivamente equipados com dispositivos de extração de LNAPL (9 no total) são os seguintes: MW04, MW05, MW23 e MW25 localizados em *Apron A* no aquífero superficial, MW03, MW11 e MW20 localizados em *Area 5* no aquífero profundo e MW17 e MW19 situados em *Area 5* no aquífero superficial (Tetra Tech, 2016).

Desde o início do programa de extração os LNAPLs foram detetados em maiores quantidades nos furos MW03 e MW04 nos quais variaram amplamente desde filmes muito finos inferiores a 0,01 m até 3,5 m no furo MW03 e 0,83 m no furo MW04 (AMEC 2011). No entanto a correlação entre a espessura de LNAPL e as flutuações sazonais do nível da água subterrânea foi pouco clara e algumas vezes contraditória.

No período de Julho de 2014 a Jan 2015 foram extraídos dos 5 furos do *Site* 3001 que se encontravam em exploração cerca de 50 litros de LNAPL (AMEC 2015). No entanto este volume é bastante inferior àquele que tinha sido extraído no período anterior iniciado em outubro de 2013, o qual atingiu os 182 litros. Durante este período uma massa substancial de contaminação reapareceu na subárea de *Apron A* enquanto que em *Area 5* o acréscimo observado nos poços foi de apenas alguns centímetros.

Durante o período de dezembro 2015 a maio 2016 as quantidades de LNAPL extraídas dos furos de monitorização variaram significativamente não tendo permitido a definição de uma tendência evolutiva clara embora na fase final tenha sido possível observar um certo decréscimo (Tetra Tech, 2016). Os resultados mostraram que existiu impacto do produto livre sobre as águas subterrâneas e que não tinham sido atingidas condições de equilíbrio, tendo este relatório concluído que, em termos genéricos, o programa de monitorização veio confirmar a deficiente qualidade das águas subterrâneas existente em ambos os aquíferos, tanto o mais superficial como o mais profundo, tendo sido observado produto livre em vários furos de monitorização onde não estavam instalados dispositivos de extração. Em termos analíticos, TPH continuou a ser o contaminante mais significativo e preocupante, tendo ainda sido detetados produtos voláteis num dos furos (MW13) deste *site*.

No entanto no ano seguinte esta mesma empresa apresenta um novo relatório (Tetra Tech, 2017) em que a versão relatada é muito mais atenuada baseando-se numa amostragem conduzida em junho de 2017 e numa outra suplementar datada de agosto. Neste novo relatório é dito (para ambos os *Sites*) que: “a quantidade de LNAPL observada no *Site* é muito limitada tanto em termos de distribuição superficial como quanto às espessuras medidas (furos de monitorização). Sobre esta última questão LNEC (2017) chama a atenção para o facto das medições terem sido feitas na época estival quando a toalha freática se encontrava nos seus níveis mais baixos, sugerindo que estas medições devessem ser repetidas e confirmadas em época subsequente de inverno de modo a que os níveis de LNAPL dentro dos MW pudessem ser comparados nas duas situações opostas de teor de água no solo.

AMEC (2010a,b) relata que durante a instalação de 3 piezómetros (3001-MW06 a MW08) nenhum dos testemunhos das sondagens evidenciava indícios visíveis de contaminação, odores suspeitos ou elevadas medições de PID. Durante a furação para instalação destes piezómetros foram recolhidas 11 amostras de solo (e 1 duplicado) para análise em laboratório aos seguintes parâmetros: metais pesados, TPH, AHC (incluindo BTEX),

CHC e PAH. De acordo com este relatório, nenhuma substância excedia os valores das Normas de Ontário⁴ ou das Holandesas⁵, ressalvando-se, no entanto, a existência de «concentrações elevadas» de Ba, Cd, Co, Mo e Ni, e ainda concentrações ligeiras de TPH (71mg/kg no MW07-12-13m). As concentrações elevadas de metais (Ba, Co e Mo) são justificadas por AMEC (2010), como podendo ter origem no *background* natural, enquanto as dos restantes metais e de TPH são atribuídas às operações de manutenção de aviões ou com origem no *pipeline* vizinho.

Citando LNEC (2011), as ocorrências de contaminantes neste *site* incluem metais pesados, BTEX, PAH, VOC e SVOC, halogenados e não halogenados. Referem-se, pelo menos, duas plumas de hidrocarbonetos distintas, cujas concentrações estão acima dos VR. Nas formações hidrogeológicas suspensas, já fora do perímetro do *site*, o sentido do escoamento subterrâneo processa-se, essencialmente, para SSE, observando-se concentrações de hidrocarbonetos, embora não constituam excedências aos VR definidos.

Relativamente ao *Site* 3001, LNEC (2016) afirma que “*atendendo à complexidade deste processo, com vários milhares de análises químicas realizadas nas duas últimas décadas em largas dezenas de piezómetros, alguns dos quais também construídos no âmbito de protocolos com o LNEC, bem como às análises de solos realizadas, esta temática não será aqui abordada*”. Com efeito, as únicas referências em LNEC (2016), relativamente aos contaminantes no *Site* 3001, são alusões vagas a TPH nos solos e nas águas subterrâneas.

No mesmo estudo, é incluída uma série de recomendações relativas ao *Site* 3001 na medida em que «*as ações em curso não estão a ser suficientemente eficazes para a remoção dos hidrocarbonetos*», e pode ler-se que ações como a remoção das fontes da poluição, começando pelos *pipelines* do Cabrito e Cova das Cinzas (*sites* 5011 e 5012, respetivamente; CH2MILL, 2004), são dadas como terminadas. Tendo em conta os resultados das campanhas de monitorização das águas subterrâneas conduzidas em Março de 2016, acrescenta-se que deve ser feita a análise dos novos derrames e do seu impacte nas águas subterrâneas, assim como deve ser realizada a implementação urgente das ações de reabilitação propostas, e revisão das mesmas face aos novos derrames. À data desconhecem-se quaisquer campanhas de prospeção que averiguem o estado dos solos após estas novas ocorrências.

Algumas investigações anteriores a 2011 (Bhate 2008, AMEC 2009b, AMEC 2010c) identificaram impactos nas águas subterrâneas provocadas por hidrocarbonetos totais do petróleo (THP) e benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (BTEX).

AMEC (2011) relata que foram detetadas concentrações significativamente elevadas de TPH em amostras de 4 furos (MW03, MW04, MW16 e MW20) mas que a amostra do furo MW22 que interceta o aquífero basal não

⁴ Tabela B, uso comercial/industrial, água não potável, solo grosseiro (OME, 1997)

⁵ Dutch Intervention Values (IVs)

continha TPH em concentrações superiores ao limite de deteção do método analítico. As amostras de MW03 e de MW04 continham igualmente teores altos de BTEX.

No que se refere à contaminação das águas subterrâneas, no presente documento irão ser abordados os dados reportados em datas mais recentes, ou seja, recolhidos nas campanhas de monitorização realizadas no Site 3001 entre os anos 2016 e 2017 – vide **Tabela I – Anexo I**.

As campanhas de monitorização dos piezómetros têm-se dividido entre aqueles incluídos na própria área do Site 3001 (TETRATECH, 2016, 2017) e aqueles imediatamente a jusante da mesma (LNEC, 2016, 2017 e 2018).

Tabela 3: Excedências e observações relativamente às águas subterrâneas do Site 3001 (TETRATECH, 2016, 2017)

Piezómetro	Excedências e observações	
	TETRATECH (2016)	TETRATECH (2017)
MW03	-	TPH > 16.000 µg/L
MW04	-	LNAPL (21,6 cm) Intenso odor a combustível
MW07	-	LNAPL
MW12	TPH	-
MW13	TPH Cis-1,2-Dicloroetano Tricloroetano	Cis-1,2-Dicloroetano (12 µg/L) Tricloroetano (3,7 µg/L)
MW16	TPH-C10-C40 (600 µg/L) VOC	TPH-C10-C40 (1.800 µg/L)
MW19	TPH-C10-C40 (750 µg/L)	-
MW20	-	LNAPL (3 mm) Intenso odor a combustível
MW23	-	LNAPL (2,5 mm) Intenso odor a combustível
MW24	-	LNAPL (3 mm) PAH

Na **Tabela 3** apresentam-se as excedências aos VR e outras observações pertinentes reportadas por TETRATECH (2016, 2017) relativamente às amostras de água subterrânea recolhidas em piezómetros instalados no interior do Site 3001.

Da leitura desta tabela destacam-se alguns dos resultados obtidos:

- Na campanha de 2017 foi identificada no piezómetro MW03 a maior concentração de TPH nas águas subterrâneas do Site 3001 (>16.000µg/L). TETRATECH (2017) refere que esta não era uma situação expectável na medida em que se vinha a verificar um decréscimo nas concentrações de TPH medidas neste local e que, na purga efetuada ao piezómetro antes da amostragem da água, não se identificaram hidrocarbonetos em fase livre;
- As amostras recolhidas no MW13 excedem os VR das Normas de Ontário (2011) para o cis-1,2-dicloroetano e o tricloroetano, sendo que as concentrações destes parâmetros se têm

apresentado estáveis desde 2015 naquele local, não se tendo observado expansão lateral da contaminação (TETRATECH, 2017);

- TETRATECH (2017) refere que, no duplicado da amostra de água subterrânea do piezómetro MW24, onde se mediu LNAPL com 3mm de espessura, foram identificadas excedências individuais de alguns PAH relativamente aos IV das Normas Holandesas;
- No piezómetro MW16 registou-se um aumento da concentração de TPH, que excede os limites dos IV holandeses;
- Nos restantes locais listados, MW04, MW07, MW20, MW23 e MW24, TETRATECH (2017) apenas assinala a presença de LNAPL, por vezes acompanhado de intenso odor a combustível.

As campanhas desenvolvidas pelo LNEC (2016b, 2017, 2018) tiveram como objetivo complementar a informação obtida pela 65 ABW (que inclui a remoção de LNAPL nos pontos MW04, MW11 e MW20 na área interior do *site*), de forma a acompanhar a evolução da qualidade da água nos aquíferos suspensos a jusante da área classificada como contaminada e antes de poder atingir os potenciais meios recetores – designadamente o furo de captação de água para consumo humano, Juncal 1.

Na **Tabela 4** apresentam-se as excedências identificadas por LNEC (2016b, 2017, 2018) nas amostras de água recolhidas nos piezómetros imediatamente a jusante do *Site* 3001. Os pontos FP3A, FP6A, FP6B, S6A, S6B, MW01, MW02 e MW05 foram selecionados para monitorização já desde 2013.

Os principais aspetos a destacar relativamente ao estado das águas subterrâneas a jusante do *Site* 3001, em 2017, são o aparecimento de tolueno no ponto S6B, acima do VP, bem como de xilenos (LNEC, 2017,2018). As restantes concentrações mantêm-se na mesma ordem de grandeza das verificadas nas campanhas anteriores, com alguns PAH (benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, fluoreno, fenantreno e pireno) a ultrapassar o VP. LNEC (2017, 2018) ressalva que apesar de excederem o VP, os parâmetros referidos surgem em concentrações abaixo dos VR das Normas de Ontário (OME, 2011) ou das Normas Holandesas, muito menos restritivos.

Resultando do facto do escoamento das águas subterrâneas da formação hidrogeológica intermédia do *Site* 3001 ser inconsistente e com padrões variáveis, LNEC (2017, 2018) conclui que não é expectável que se verifique a viabilidade técnica da execução de uma bateria de *wellpoints* a jusante do escoamento de forma a extrair o LNAPL, acrescentando que esta extração terá de continuar a ser feita pontualmente.

Tabela 4: Excedências nas águas subterrâneas amostradas nos piezómetros a jusante do Site 3001 (LNEC, 2016b, 2017 e 2018)

Piezómetro	Profundidade dos ralos (m)	Contaminantes identificados	Excedências LNEC (2016b) ⁶	Excedências LNEC (2017,2018) ⁷
FP3A	7,50 – 8,50 13,00 – 15,00	Metais	Al, Fe, Pb, Mn, Ni, V	não analisado
		PAH	10 PAH e Soma de 4 PAH	Benzo(a)pireno Fenantreno
		BTEX	-	-
FP6A	37,00 – 40,00	Metais	Al, Co, Fe, Mn	Al Fe, Mn
		PAH	-	Fenantreno
		BTEX	-	-
FP6B	2,00 – 4,00	Metais	Al, Fe, Mn, V	Fe, Mn
		PAH	-	Benzo(a)pireno Fluoreno, Fenantreno
		BTEX	-	-
S6A	2,60 – 8,60	Metais	Al, Co, Fe, Pb, Mn	não analisado
		PAH	Pireno	não analisado
		BTEX	-	não analisado
S6B	2,00 – 7,00	Metais	Al, Fe, Mn	Al, Fe, Mn
		PAH	Pireno	Fenantreno
		BTEX	-	Tolueno
MW01	6,80 – 9,80	Metais	Al, Co, Fe, Mn	Al, Fe, Pb, Mn
		PAH	Pireno, Fluoreno	Fenantreno
		BTEX	-	-
MW02	4,80 – 7,80	Metais	Al, Fe	Al, Fe, Mn
		PAH	Pireno	-
		BTEX	-	-
MW05	3,40 – 6,40	Metais	Al, Co, Fe, Mn	Al, Fe, Mn
		PAH	Pireno, Soma 4 PAH	-
		BTEX	-	-

6.2.1. Análise crítica da informação disponível (Site 3001)

6.2.1.1. Solos

Aplicando aos resultados analíticos de BHATE (2008) os VR da Tabela 2 (OME, 2011) para uso agrícola e solos grosseiros, identificam-se excedências nos seguintes contaminantes:

- **Metais:** selénio (SB02,SB03,SB06);
- **VOC:** bromometano (SB01,SB02,SB03,SB04,SB06), diclorometano (SB02,SB04), naftaleno (SB06) e cloreto de vinilo (SB01,SB02,SB03,SB04,SB06);
- **SVOC:** 2-metilnaftaleno (SB06), benzo(a)pireno (SB06), pentaclorofenol (SB01,SB02,SB03,SB04);

⁶ Em LNEC (2016b) as excedências relativas a metais e PAH referem-se a VR da Tabela 2 de OME (2011) e ao DL 306/2007 “Qualidade da água destinada ao consumo humano”.

⁷ Em LNEC (2017,2018) as excedências identificadas têm como LNQ os definidos no PGRH, os VR da Tabela 2 de OME (2011) e os VP do DL 306/2007 “Qualidade da água destinada ao consumo humano”.

- **TPH: DRO** (SB01,SB04,SB06) e GRO (SB01).

As excedências identificadas correspondem, em média a 1 a 2 vezes o respetivo VR. Contudo, destacam-se os casos seguintes por se ultrapassarem largamente os VR:

- **VOC** - naftaleno – excede 4,5 vezes o VR na amostra SB06 (1,6 -1,7m);
- **VOC** - cloreto de vinilo – excede 4 vezes o VR na amostra SB02 (2,9-3,0m);
- **TPH-DRO** – excede o VR mais restritivo: 39 vezes na amostra SB06 (1,6-1,7m); 111 vezes na amostra SB01 (1,1-1,3m) e 167 vezes na amostra SB01 (1,3-1,4m); 10 vezes na amostra SB04 (1,4-1,5m) e 15 vezes na amostra SB04 (1,7-1,8m);
- **TPH-GRO** – excede 3 vezes o VR na amostra SB01 (1,3-1,4m).

Os seguintes contaminantes, agora identificados como excedências pela aplicação dos VR da Tabela 2 (OME, 2011), estão assinalados nas tabelas com os dados analíticos originais (BHATE, 2008) como:

- Bromometano, Diclorometano, Cloreto de vinilo e Pentaclorofenol - “*Not detected*”;
- Benzo(a)pireno – “*Compound was positively identified but the associated numerical value is below th*” [incompleto no original];
- TPH/DRO – “*Estimated value*”.

Na **Tabela 5** resume-se o número de contaminantes que excedem o VR (OME, 2011) nos resultados analíticos das amostras de solo recolhidas por BHATE (2008) no *Site* 3001.

Tabela 5: Site 2001 - Número de excedências identificado em cada grupo de parâmetros analisados (BHATE, 2008)

OME (2011) Tabela 2 - Uso Agrícola, Solos grosseiros					
Sondagem	Nº contaminantes excedentes				
	Metais	VOC	SVOC	TPH	TOTAL
SB01	0	2	1	2	5
SB02	1	3	1	0	5
SB03	1	2	1	0	4
SB04	0	3	1	1	5
SB06	1	3	2	1	7

Da análise da tabela anterior verifica-se que se identificaram excedências em pelo menos 4 contaminantes analisados em todas as sondagens, sendo que o maior número de excedências se identifica nas amostras da sondagem SB06.

Face ao acima exposto, tem-se que as situações de maiores excedências se verificam nos TPH-DRO. Em termos de localização espacial, é nas amostras das sondagens SB01 e SB06 que se identifica, em termos globais, o maior número de excedências significativas.

Também os resultados da análise laboratorial de amostras de solos de AMEC (2010) foram reavaliados com base nos VR da Tabela 2 (OME, 2011) para uso agrícola e solos grosseiros.

As únicas excedências identificadas nas amostras de AMEC (2010) são de Cd e Zn, ambas na amostra 08 (8m de profundidade), sendo que nenhuma excede o respetivo VR em mais do que 1,7 vezes. Posto isto, é admissível que estas concentrações reflitam valores de fundo natural (*background* geoquímico), muito embora não existam dados no presente momento que permitam confirmar esta hipótese.

Apesar de apenas se identificarem as 2 excedências mencionadas, há que referir que os limites de quantificação laboratoriais utilizados na determinação das concentrações de cloreto de vinilo, cis-1,2-dicloroeteno, 1,1,2-tricloroetano e 1,2-dicloroetano são superiores aos respetivos VR de OME, 2011. Há, ainda, a acrescentar que nas amostras de solo recolhidas no local 07 não foram analisados metais nem CHC (hidrocarbonetos clorados) e que nas amostras recolhidas nos locais 06 e 08 não foram analisados PAH.

6.2.1.2. Águas subterrâneas

De seguida são apresentadas as excedências verificadas nas águas subterrâneas relativamente aos VR da Tabela 2 (OME, 2011), no período Maio 2016 a Agosto 2017. Os resultados laboratoriais originais utilizados foram retirados de TETRATECH (2016, 2017) e referem-se aos piezómetros MW03, MW05, MW06, MW07, MW08, MW09, MW12, MW13, MW14, MW16, MW17, MW18, MW19, MW22, MW24, MW25, MW26 e MW27.

- **BTEX:** etilbenzeno (MW03, MW16, MW19);
- **PAH:** naftaleno (MW03, MW16), acenaftileno (MW03), fenantreno (MW03, MW16), benzo(b)fluoranteno (MW24), benzo(a)pireno (MW24, MW26);
- **TPH:** C10-C12 (MW16, MW19), C12-C16 (MW16, MW19), C10-C22 (MW03, MW16, MW25), C10-C40 (MW03, MW05, MW16, MW19, MW25).

Para além das excedências identificadas com base nos resultados destas amostras, assinalam-se alguns outros parâmetros que, mesmo não ultrapassando os VR definidos, são considerados elevados:

- **PAH:** benzo(a)pireno (MW25);
- **COVH:** cis-1,2-dicloroeteno, tricloroeteno (MW13);
- **TPH:** C6-C8 (MW03, MW12), C12-C16 (MW05), C5-C10 (MW03, MW12), C10-C40 (MW06, MW12).

Utilizando os dados provenientes de LNEC (2016b; 2017, 2018), relativos à amostragem de águas subterrâneas nos furos FP3A, FP6A, FP6B, S6A, S6B, MW01, MW02 e MW05 entre Setembro 2016 e Setembro 2017, identificam-se as seguintes excedências relativas aos VR de OME (2011):

- **Metais:** Co (FP6A, S6A, MW01, MW05), Pb (FP3A, S6A, MW01), V⁸ ;
- **PAH:** benzo(a)pireno, criseno (FP3A).

Para além das excedências identificadas nos furos S5B, FB5 e FP5 nas amostras do período Setembro 2016 a Setembro 2017, há, ainda, a assinalar alguns parâmetros que, mesmo não ultrapassando os VR definidos, são considerados elevados:

- **Metais:** Mo (MW05), Ag (FP6B);
- **TPH:** C6-C10 (FP6A, MW05);
- **PAH:** fluoranteno (FP3A).

Há que salientar que os limites de quantificação laboratorial de diversos parâmetros analisados por LNEC (2016b; 2017; 2018) são superiores aos VR de OME (2011) designadamente bromometano, cloreto de vinilo e hexaclorobutadieno (COVH). Recorde-se que as análises de LNEC (2017) não incluem resultados laboratoriais de metais, cuja apresentação e análise é remetida pelos autores para novo relatório semestral a apresentar em 2018.

Verifica-se, assim, que nas águas subterrâneas do *Site* 3001 se identificam excedências aos VR (OME, 2011) relativamente a metais, PAH, COVH, BTEX e TPH.

6.2.2. *Site* 3001: considerações finais

Todas as fontes consultadas e referidas ao longo do presente capítulo são omissas quanto à existência de análises laboratoriais que permitam efetuar a avaliação da evolução do estado ambiental dos solos do *Site* 3001 após a aplicação das referidas medidas de remediação.

Apesar da existência de diversos estudos no *Site* 3001 em anos recentes, estes tendem a focar-se nas águas subterrâneas e não na efetiva fonte de contaminação, que são os solos, cuja delimitação em termos de área afetada permanece, no mínimo, mal definida.

As campanhas de sondagens realizadas no *Site* 3001 tendem a centrar-se apenas na metade S da área, desconhecendo-se se poderão existir fontes efetivas de contaminação na restante área.

Face às excedências de metais identificadas nos solos do *Site* 3001 (Se, Cd e Zn), pode ser importante a realização de estudos de avaliação dos valores de fundo geoquímico natural de modo a esclarecer se as excedências reportadas refletem efeitos de natureza composicional natural ou se serão o efeito das ações de

⁸ Os limites de quantificação laboratoriais são superiores aos VR OME (2011), correspondendo, respectivamente, a 0,01 e 0,0062,mg/kg; por este motivo, todos os resultados de V são considerados excedências.

contaminação verificadas no *Site*. No sentido de avaliar esta situação, pode ser relevante a identificação, com o máximo de detalhe possível, de quais os aditivos adicionados aos vários combustíveis ao longo dos anos.

Lacunas de informação:

- Não foram disponibilizados documentos cruciais para a análise do *Site* 3001, como sendo o IT CORPORATION (1995) e AESTUS (2009);
- Desconhecem-se campanhas de avaliação dos solos após a remoção daquelas que eram consideradas as fontes de contaminação principais (oleodutos);
- Desconhece-se a existência de quaisquer campanhas de prospeção que atestem o estado de contaminação dos solos após a ocorrência de novos derrames referidos em LNEC (2016).

Incongruências/procedimentos inadequados:

- Os limites de deteção utilizados nas determinações laboratoriais não são adequados face aos VR de Ontário (OME, 2011);
- As análises laboratoriais de BHATE (2008) e AMEC (2010) incidem sobre parâmetros diferentes, impossibilitando a comparação direta de alguns deles;
- Em BHATE (2008) o hexaclorobutadieno e o naftaleno foram analisados duas vezes, uma vez como pertencentes ao grupo dos VOC e outra ao grupo de SVOC, apresentando resultados analíticos distintos. De realçar que, o hexaclorobutadieno pertence ao grupo dos SVOC e o naftaleno ao grupo dos PAH. O grupo PAH não foi diferenciado neste estudo;
- A profundidade de investigação das sondagens (máximo de 3m), não é coerente com o facto de se identificarem plumas de contaminação mais profundas – 9,8m (MW01), 7,8m (MW02) e 6,4m (MW05).

6.3. *Site* 5001 – South Tank Farm

Na área do *Site* 5001 existe um total de 16 furos de monitorização e piezómetros abertos entre agosto de 1996 e junho de 2011 por diferentes empresas (furos MW04, MW08; MW09, MW10 e MW17: ver USACE 1997; furos MW18 a MW22 ver Bhatte 2008; piezómetros SB5A e SB5B ver LNEC 2011; furos MW23 a MW26: ver AMEC 2011). Foram ainda abertos 4 furos pouco profundos em 2006 (Bhatte 2008).

Alguns estudos hidrogeológicos realizados permitiram a identificação de um aquífero basal e de um aquífero suspenso de dimensão limitada, localizado este na zona norte do site a cerca de 8 m de profundidade (AMEC 2012; CH2MHill 2005). Todos os furos com exceção dos situados a norte (MW04 and MW26) estão implantados no aquífero basal o qual se encontra sujeito à variação de amplitude da maré; no entanto os furos MW17 e MW20 parecem não registar essa influência conforme tem sido verificado nas medições efectuadas, pelo que se admite

que estes dois furos possam não estar em contacto com o aquífero basal. A água subterrânea foi detetada durante os trabalhos de perfuração realizados por último (AMEC 2011) a profundidades muito variáveis, desde 1,65 m até 39,9 m.

As perfurações realizadas no *South Tank Farm* intercetaram uma diversidade de sedimentos de tipo limoso, arenoso ou misturas de saibro com mais ou menos argila, em parte associados aos processos de construção e de reestruturação e reordenamento do Site, levados estes a cabo numa fase posterior. Estes sedimentos estavam assentes sobre um manto basáltico e tufos até à máxima profundidade que foi atingida.

Antes de 1982, os AST do Site 5001 continham AVGAS, com TEL (BHATE, 2008) e sabe-se ter sido prática comum a deposição das lamas resultantes da lavagem dos reservatórios diretamente em buracos abertos no solo junto à respetiva porta de acesso (9 destes locais foram identificados em 1982). Esta prática acabou por se alterar quando se construiu um depósito para lamas de lavagem junto ao antigo reservatório T-1609. A deposição de lamas neste local terá terminado em 1982, sendo que a partir desse ano as lamas passaram a ser recolhidas e enviadas para fora do Site.

BHATE (2008) refere que enquanto se mantiveram operacionais, os depósitos de lamas transbordavam durante a ocorrência de episódios de precipitação mais intensa. Segundo o mesmo autor «*Periodically, the pits were drained by manually opening a discharge valve which drained water from the middle of the sludge pit and discharged it to the ocean*». O objetivo aparente destas ações era o de deixar retidas nos fossos as camadas de combustível sobrenadante e as camadas de lamas na base.

Entre 1982 e 1986, 16 dos 18 reservatórios iniciais foram demolidos e 10 novos foram construídos (incluindo bacias de retenção em betão). AMEC (2010) refere que os solos contaminados que foram encontrados durante as obras de reconstrução foram parcialmente removidos e BHATE (2008) refere que estes eram depositados temporariamente nos *sludge pits*. Segundo BHATE (2008), o pessoal da Base terá reportado que não foi possível efetuar a remoção total dos solos contaminados, tendo muitos deles sido remexidos durante a reconstrução dos reservatórios. Alegadamente, os solos na base dos novos reservatórios terão sido compactados com auxílio de rega de combustível (AMEC, 2010).

A partir de 1984 verificaram-se pelo menos 9 derrames de combustível (BHATE, 2008). Apesar de não se conhecerem os montantes vertidos, 3 deles excederam os 110 gal (416L) (*op. cit.*). No período anterior a 1982 terão ocorrido inúmeros derrames de combustível, reportados e não reportados (BHATE, 2008; AMEC, 2010).

Segundo CH2MHILL (2005a), BHATE (2008) e AMEC (2010a), em 1996 o USACE realizou 15 sondagens no Site 5001 (em 9 das quais foram instalados piezómetros). Das 34 amostras de solo analisadas, 7 continham concentrações de TPH-DRO elevadas, a maioria das quais recolhidas na secção SE do Site (sondagens SB08 a SB11). Foi detetado combustível JP-8 (similar ao Jet-A, à base de querosene, com composição, em média, de 20% de aromáticos, 60% de n-parafinas e iso-parafinas e 20% de cicloparafinas) em fase livre na sondagem SB08, entretanto reconvertida em piezómetro (5001-MW08).

Em BHATE (2008) são analisadas 13 amostras de solos recolhidas em 4 sondagens realizadas com trado manual (5001-SB01, SB02, SB04 e SB05) em Maio de 2006, até à profundidade máxima de 3,1m. Estas amostras foram enviadas para laboratório, onde foram medidos os seguintes parâmetros: VOC, SVOC, TPH (DRO e GRO) e metais. Para a avaliação da qualidade do solo foram utilizadas as Normas Holandesas, não tendo sido identificadas quaisquer excedências nos solos, apesar de se referir, no mesmo relatório, que durante os trabalhos foram identificados odores intensos a combustível na sondagem SB04, assim como foram medidas elevadas concentrações VOC no PID. BHATE (2008) acrescenta que foram efetuados 5 furos adicionais nos quais foram instalados os piezómetros MW18 a MW22. Não foram encontradas referências às análises realizadas.

No entanto, posteriormente, foram detetados valores significativamente elevados de TPH-DRO em solos colhidos em dois locais distintos e também em amostras de solo provenientes das perfurações de três dos novos poços de monitorização (AMEC 2011). O valor máximo detetado foi de 12.800 mg/kg de TPH-DRO. Foram também detetados valores muito elevados de TPH-GRO (C5-C10) e de tetracloroetano em amostras de solo provenientes de 4 dos furos de monitorização.

Os resultados analíticos de amostras de solos referentes a outros estudos levados a cabo neste *Site*, encontram-se referidos em: USACE 1997; Bhat 2008; AMEC 2010c; LNEC 2011.

Para além de hidrocarbonetos de petróleo retidos no solo e já anteriormente identificados em numerosas localizações, também foi observada a presença de LNAPL livre flutuando sobre a toalha freática em particular nos furos MW8 e MW9 de forma quase permanente embora com pouca espessura, praticamente desde 1996 quando estes furos foram abertos (USACE 1997). AMEC (2011) considera que o produto livre que ocorre no solo e na superfície da toalha freática poderá constituir uma origem continuada de contaminação da água por hidrocarbonetos os quais apresentam um aspecto de mistura de diesel degradado com outros produtos oleosos.

Estes furos foram equipados com dispositivos de extração passiva (*skimmer* no MW08 e meia adsorvente no MW09). Tetra Tech (2016) reporta que “as quantidades de óleo extraídas dos furos MW08 e MW09 indiciam que a água subterrânea em ambos os furos se encontra contaminada”. No entanto, os registos das quantidades removidas indicam valores bastante reduzidos nalguns períodos: 0,5 L antes de 2014, 0,1 L em 2014, e 0,632 L em 2015/1 (LNEC 2017).

Os dados referidos em Tetra Tech, 2017 confirmam que neste *Site* continuou a ser observada uma quantidade muito limitada de LNAPL nos furos tanto em termos de cobertura espacial como da espessura observada dentro dos furos de monitorização. É ainda referido que as operações de limpeza e reabilitação dos furos levadas a cabo em 2017 embora tenham aparentemente favorecido a comunicação hidráulica não tiveram qualquer efeito sobre as quantidades de LNAPL mobilizadas.

A análise de risco efetuada por BHATE (2008), apenas avaliou cenários com recetores e exposição no próprio *Site* 5001, não levando em conta o transporte dos contaminantes para as áreas contíguas aos locais identificados. Isto,

apesar de considerarem que as «*substâncias presentes no solo se podem ter infiltrado ou lixiviado em profundidade e em direcção ao aquífero suspenso*» e que «*as substâncias no solo se podem volatilizar ou ser transportadas por via área*» para o exterior do *Site*» (*sic*).

AMEC (2010) refere que em AESTUS (2009) se detetaram anomalias de resistividade e de condutividade que foram interpretadas como sendo: (1) LNAPL não alterado ou (2) constituintes de LNAPL em solução. Foram identificadas áreas potencialmente contaminadas, em particular ao longo do limite S do *Site*, na vizinhança do piezómetro MW20, e ao longo da estrada principal de acesso, entre o portão e o piezómetro MW08. A presença de uma grande anomalia de resistividade no canto SE do *Site* 5001 foi interpretada como podendo corresponder a um elemento geológico, como por exemplo rocha mais competente e com menor teor de humidade, ou como sendo um depósito de lamas (*sludge pit*) abandonado.

A monitorização das águas subterrâneas no *South Tank Farm* teve início a partir de 2008 com base em investigações desenvolvidas anualmente (Bhate 2008, AMEC 2009b, AMEC 2010c).

Os resultados analíticos de AMEC (2011) identificaram valores de TPH elevados sobretudo em quatro furos localizados na zona sudeste do *Site* (MW08, MW09, MW10 e MW17), existindo também um potencial para a libertação de formas voláteis.

Segundo AMEC (2010), os dados geofísicos indicam a possibilidade de o LNAPL e contaminantes semelhantes presentes na água subterrânea poderem migrar para SE e, assim, ultrapassar os limites da instalação da Base.

De acordo com LNEC (2011), os compostos encontrados neste *site* incluem BTEX, PAH, VOC e SVOC, halogenados e não halogenados e metais pesados. Os locais mais afetados têm-se mantido na última década, mostrando uma aparente estagnação da pluma de hidrocarbonetos, apesar de existirem variações na concentração dos poluentes entre as amostragens.

Fora e a jusante do perímetro do *site*, regista-se uma quase ausência de contaminantes, o que confirma que a pluma de hidrocarbonetos se encontra relativamente imóvel (LNEC, 2011). Nesta área não se exclui, totalmente, a possibilidade de poder ocorrer contaminação do aquífero basal, por migração direta dos contaminantes, apesar dos dados históricos apontarem para uma contenção física do problema (*op. cit.*). Por outro lado, a distância a furos de captação para abastecimento (Juncal) é superior a 1km e o sentido preferencial do escoamento dá-se para SE, impedindo a chegada natural de poluentes a locais situados a montante.

No entanto, cinco anos mais tarde, Tetra Tech (2016) refere que para além dos furos MW08, MW09 que continham LNAPL na forma livre foram detetados valores muito elevados de TPH, especialmente da fração C5-C10, nos furos MW17 e MW20 localizados na zona sudeste, indicando a existência de impacto de produtos da gasolina na água subterrânea.

Em 2017 os resultados analíticos referentes aos furos MW08, MW09 e MW17 voltaram a indicar impactos na água subterrânea por TPH (Tetra Tech, 2017).

LNEC (2018) apresenta (gráfico) as concentrações de hidrocarbonetos acima do limite de quantificação observadas nos pontos S5B e FB5 desde 2010, salientando o aparecimento ou aumento de diversos hidrocarbonetos nas últimas campanhas, desde 2016, para os dois pontos, nomeadamente para o S5B, onde a situação piorou em relação aos totais dos hidrocarbonetos, mais e menos densos do que a água, com três PAH (criseno, fluoreno e pireno) acima das respetivas normas, corroborando em certa medida a afirmação anterior de que «as ações em curso não estão a ser suficientemente eficazes para a remoção dos hidrocarbonetos» (LNEC, 2016).

A confirmação do reaparecimento de hidrocarbonetos do petróleo nos dois pontos amostrados por LNEC nas últimas três campanhas suscita que “seja rapidamente feita uma reavaliação das suas causas bem como das formas mais adequadas para incrementar a reabilitação no Site 5001”. Por outro lado, estes dois pontos de controlo da qualidade, que haviam sido mantidos deste 2010 (LNEC) apenas como pontos de observação de um eventual aparecimento de hidrocarbonetos, acabaram por identificar uma situação de contaminação que deve ser reabilitada. É sugerido ainda que em novas campanhas sejam selecionados outros locais que permitam acompanhar melhor a extensão desta situação.

No que se refere à contaminação das águas subterrâneas, no presente documento apenas se irá abordar os dados mais recentes, ou seja, relativos às campanhas de monitorização de 2016 a 2017.

Tal como para o Site 3001, em relação ao Site 5001, as campanhas de monitorização dos piezómetros têm-se dividido entre aqueles incluídos na própria área do site (TETRATECH, 2016; 2017) e os imediatamente a jusante (LNEC, 2016b; 2017).

Na **Tabela 6** apresentam-se as excedências e outras observações pertinentes reportadas por TETRATECH (2016; 2017) relativamente às amostras de água subterrânea recolhidas em piezómetros instalados no interior do Site 5001.

Tabela 6: Excedências, observações e parâmetros elevados nas amostras de água subterrânea do Site 5001 (TETRATECH, 2016; 2017)

Piezómetro	Excedências, observações e valores analíticos elevados	
	TETRATECH (2016)	TETRATECH (2017)
MW08	-	LNAPL (6 mm filme)
MW09	-	TPH-C10-C40 (1.300 µg/L) Naftaleno (22 µg/L)
MW17	Dez. 2015: TPH-C6-C8 (360 µg/L) Maio 2016: TPH- C6-C8 (520 µg/L)	LNAPL
MW20	Dez. 2015: TPH-C6-C8 (1.900 a 3.100 µg/L) Maio 2016: TPH-C6-C8 (180 µg/L)	-
MW23	-	LNAPL

Segundo TETRATECH (2017), os piezómetros com maiores indícios de contaminação são o MW08, MW09 e MW17. A amostra de água subterrânea recolhida no MW09 foi a única a exceder os VR das Normas Holandesas na campanha de 2017, tendo sido medida uma concentração de TPH (C10-C40) de 1.300µg/L. Para além desta excedência, TETRATECH (2017) refere a concentração de naftaleno (22µg/L) como «suspeita».

Em 2015, no piezómetro MW20 verificou-se excedência de TPH (C6-C8). De acordo com os dados mais recentes (TETRATECH, 2017), as concentrações de TPH neste local já não constitui excedência. Nos locais MW08, MW17 e MW23 foi identificado LNAPL na campanha de 2017.

Na **Tabela 7** apresentam-se as excedências identificadas por LNEC (2016b; 2017; 2018) nas amostras de água recolhidas nos piezómetros imediatamente a jusante do *Site* 5001.

Tabela 7: Excedências nas amostras de água recolhidas nos piezómetros imediatamente a jusante do Site 5001 (LNEC, 2016b; 2017; 2018)

Piezómetro	Profundidade do ralo (m)	Contaminantes identificados	Excedências LNEC (2016b) ⁹	Excedências LNEC (2017, 2018) ¹⁰
FB5	5,50 – 8,5	Metais	não analisado	Ni, Na
		TPH		-
		BTEX		Tolueno (20,3 µg/L)
		PAH		Fenantreno (0,008 µg/L)
S5B	1,30 – 5,30	Metais	Co, Fe, Mn	Fe, Mn
		TPH	-	1,8 mg/L
		BTEX		-
		PAH	Pireno (0,008 µg/L)	Criseno (0,11 µg/L) Fluoreno (0,86 µg/L) Pireno (0,039 µg/L)
FP5	5,50 – 8,5	Metais	Co, Fe, Mn, Mo, Na, V	não analisado
		TPH	-	
		BTEX	Tolueno (1,62 µg/L)	
		PAH	Benzo(a)antraceno Benzo(a)pireno Criseno Naftaleno Fenantreno Soma de 4 PAH	

Os principais aspetos a destacar relativamente às águas subterrâneas do *Site* 5001 em 2017 são o aumento de BTEX (tolueno, xilenos e etilbenzeno), nos dois pontos analisados, muito embora apenas as concentrações de tolueno excedam o VP no ponto FB5 (20,3µg/L) (LNEC, 2017, 2018). Também para quatro PAH (criseno, fluoreno, fenantreno e pireno) foram ultrapassados os VP. Nenhum dos parâmetros analisados ultrapassou as Normas de Ontário (OME, 2011) ou as Normas Holandesas, com a exceção dos TPH no piezómetro FB5 (1,8mg/L).

⁹ Em LNEC (2016b) as excedências identificadas referem-se a VR da Tabela 2 de OME (2011), ao DL 306/2007 “Qualidade da água destinada ao consumo humano” e aos LNQ definidos no PGRH.

¹⁰ Em LNEC (2017) as excedências identificadas têm como VR LQ, exceto no caso dos TPH, que são avaliados com base na Tabela 2 de OME (2011).

6.3.1. Análise crítica da informação disponível (Site 5001)

6.3.1.1. Solos

Aplicando aos resultados analíticos originais das amostras de solos de BHATE (2008) os VR da Tabela 2 das Normas de Ontário (OME, 2011) para uso agrícola e solos médios a finos, identificam-se excedências nos seguintes contaminantes analisados:

- **Metais:** As (SB02), Ba (SB05), Cd (SB01,SB04,SB05), Pb (SB02,SB04) e Se (SB01,SB02,SB04,SB05);
- **VOC:** 1,2-dicloroetano (SB04), bromometano (SB02,SB04,SB05) e naftaleno (SB04);
- **SVOC:** 1,4-diclorobenzeno (SB02), 2,4-dinitrofenol (SB02), 2-metilnaftaleno (SB04), benzo(a)pireno (SB02, SB04), dibenz(a,h)antraceno (SB02), dietil-ftalato (SB05), hexaclorobutadieno (SB02), hexacloroetano (SB02), diclorometano (SB04), naftaleno (SB04), pentaclorofenol (SB01,SB02,SB04,SB05) e cloreto de vinilo (SB02,SB04,SB05);
- **TPH:** DRO (SB04) e GRO (SB02,SB04).

As excedências identificadas correspondem, em média a 1 a 2 vezes o respetivo VR. Contudo, destacam-se os casos seguintes por ultrapassarem os VR em larga escala:

- **Pb** – excede 6,6 vezes o VR na SB02 (0,8-1,0m); 3 vezes o VR na SB04 (0,1-0,3m);
- **Se** – as excedências identificadas equivalem, em média, a 4,6 vezes o VR;
- **SVOC** - Dietil-ftalato – excede 24 vezes o VR (SB05 – 2,9-3,1 m);
- **SVOC** - Hexaclorobutadieno – excede 4 vezes o VR (SB02 – 0,8-1,0m);
- **SVOC** - Pentaclorofenol – excede 3,6 vezes o VR (SB02 – 0,8-1,0m);
- **TPH-DRO** – excede 14 vezes o VR mais restritivo na SB02 (0,8-1,0m); 6 e 35 vezes o VR mais restritivo na SB04 (1,5-1,7m e 1,8m);
- **TPH-GRO** – excede entre 54 e 57 vezes o VR na sondagem SB04 (1,5-1,7m e 1,8 m).

Os seguintes parâmetros, agora identificados como excedências pela aplicação dos VR da Tabela 2 (OME, 2011), estão assinalados nas tabelas com os dados analíticos originais (BHATE, 2008) como:

- **Hexaclorobutadieno** - “Not detected”;
- **Pentaclorofenol** - “Not detected”.

Na **Tabela 8** resume-se o número de contaminantes que excedem o VR (OME, 2011) nos resultados analíticos das amostras de solo recolhidas por BHATE (2008) no Site 5001.

Tabela 8: Site 5001 - número de excedências identificado em cada grupo de contaminantes analisados (BHATE, 2008)

OME (2011) Tabela 2 - Uso Agrícola, Solos finos					
Sondagem	Nº contaminantes excedentes				
	Metais	VOC	SVOC	TPH	TOTAL
SB01	2	0	1	0	3
SB02	2	2	7	1	12
SB04	3	5	4	2	14
SB05	3	2	2	0	7

Da análise da tabela anterior resulta que se identificaram excedências em pelo menos 3 contaminantes analisados em todas as sondagens, ocorrendo o maior número de excedências nas sondagens SB02 (12, que inclui Pb) e SB04 (14), sendo também nestas que se identificam as excedências de TPH. O valor de dietil-ftalato (SVOC) medido na sondagem SB05 é, também, uma excedência que deve ser analisada com maior atenção.

6.3.1.2. Águas subterrâneas

De seguida são apresentadas as excedências verificadas nas águas subterrâneas relativamente aos VR da Tabela 2 (OME, 2011), no período Maio 2016 – Julho 2017 (TETRATECH, 2016; 2017).

- **BTEX:** etilbenzeno (MW17);
- **PAH:** naftaleno (MW09, MW17);
- **TPH:** C21-C40 (MW09), C10-C40 (MW09, MW17).

Para além das excedências identificadas com base nos resultados destas amostras, assinalam-se alguns outros parâmetros que, mesmo não ultrapassando os VR definidos, podem ser considerados elevados:

- **PAH:** benzo(a)pireno (MW17);
- **TPH:** C5-C10 (MW09, MW17), C10-C12 (MW17).

Utilizando os dados provenientes de LNEC (2016b; 2017, 2018) relativos a amostras de água subterrânea recolhidas nos furos S5B, FB5 e FP5 (a jusante do Site 5001), entre Março 2016 e Setembro 2017, identificam-se as seguintes excedências relativas aos VR de OME (2011):

- **Metais:** Co (S5B, FP5), Mo (S5B,FP5), V¹¹);
- **TPH:** C6-C10 (S5B);

¹¹ Os limites de quantificação laboratoriais são superiores aos VR OME (2011), correspondendo, respectivamente, a 0,01 e 0,0062,mg/kg; por este motivo, todos os resultados de V são considerados excedências.

- **PAH:** benzo(a)pireno (FP5), criseno (S5B).

Para além das excedências identificadas nos furos S5B, FB5 e FP5 nas amostras do período Março 2016 a Setembro 2017, assinalam-se também parâmetros que, mesmo não ultrapassando os VR definidos, podem ser considerados elevados: Pb (S5B) e Tolueno (FB5).

6.3.2. *Site* 5001: considerações finais

Os estudos recentes no *Site* 5001 tendem a focar-se nas águas subterrâneas e não na efetiva fonte de contaminação, que são os solos, cuja delimitação da área afetada permanece mal definida. As campanhas de sondagens realizadas no *Site* 5001 cobrem menos de ¼ da área total do *Site*, e apenas contemplam o seu extremo S, desconhecendo-se se poderão existir fontes efetivas de contaminação na restante área.

Tal como já referido para o *Site* 3001, pode ser relevante avaliar as excedências de metais identificadas nos solos do *Site* 5001 (As, Ba, Cd, Pb, Se) de modo a esclarecer se as concentrações medidas refletem valores de fundo naturais ou se serão efeito das ações de contaminação verificadas no *Site*. Neste sentido, importaria identificar, com o máximo de detalhe possível, quais os aditivos adicionados aos vários combustíveis ao longo dos anos.

Lacunas de informação:

- Não foram disponibilizados documentos para a análise do *Site* 5001, e.g. AESTUS (2009).

Incongruências/procedimentos inadequados:

- Os limites de deteção utilizados nas determinações laboratoriais não são adequados face aos VR das Normas de Ontário (OME, 2011) nem aos VP;
- As análises laboratoriais de BHATE (2008) e AMEC (2010) incidem sobre parâmetros diferentes, impossibilitando a comparação direta de alguns deles;
- Em BHATE (2008) o hexaclorobutadieno e o naftaleno foram analisados analiticamente duas vezes, uma vez como pertencentes ao grupo dos VOC e outra ao grupo de SVOC apresentando resultados analíticos distintos. De realçar que, o hexaclorobutadieno pertence ao grupo dos SVOC e o naftaleno ao grupo dos PAH. O grupo PAH não foi diferenciado neste estudo.
- A profundidade de investigação das sondagens (máximo de 3m) não parece ser suficiente;

6.4. Site 5002 – Cinder Pit Fuel Tanks

Em CH₂MHILL (2004) afirma-se que não foi observada contaminação relativa a um derrame de 78.000 gal¹² (mais de 295.000L) ocorrido a partir do reservatório T-1330 (*Cinder Pit 1*) em 1988, não se tendo conseguido obter quaisquer informações sobre ações de remediação ou sobre impactes nos terrenos envolventes, embora tenham existido queixas relativas a odor e sabor a combustível na água (MAP 1995 *in* CH₂MHILL, 2004). No mesmo relatório refere-se que na bacia de retenção do reservatório T-1330 «*foram observadas quantidades significativas de resíduos*», não se especificando a sua tipologia ou outros pormenores.

No local dos reservatórios UST T-1313 a T-1315 e T-1318 (*Cinder Pit 2*) houve deposição ilegal de RCD, RSU, monos domésticos, carroçaria de veículos automóveis, motores e outras componentes automóveis (CH₂MHILL, 2004).

Junto aos reservatórios T-1341 e T-1342 (*Cinder Pit 3*), conhecem-se pelo menos dois locais de descarga de lamas de limpeza dos reservatórios e que se encontram assinalados como contendo materiais contaminados com TEL. CH₂MHILL (2004) refere que é possível que existam locais de descarga de lamas semelhantes nos restantes reservatórios, mas que nunca existiram trabalhos que levassem à sua confirmação.

A CH₂MHILL (2004, 2005a) e AMEC (2011) referem que, em 1996, o *Army Corps of Engineers* realizou um total de 12 sondagens (3 nos locais T-1330 e T-1331 (*Cinder Pit 1*), 4 nos locais T-1313 a T-1318 (*Cinder Pit 2*) AESTUS e 5 nos locais T-1340 a T-1342 (*Cinder Pit 3*)), entre 1,5 e 10m de profundidade. Não foi intercetado o nível freático em qualquer uma destas sondagens. As amostras de solo foram submetidas a ensaios para deteção de TPH e COV, tendo sido identificados 1.540mg/kg de TPH-DRO numa amostra recolhida entre os reservatórios T-1313 e T-1314 (sondagem SB04) e 730mg/kg a jusante da estação de bombagem de combustível T-1310 (sondagem SB09).

A CH₂MHILL (2004) conclui que os contaminantes expectáveis no *Site 5002* incluem: JP-8, JP-4, TEL e resíduos indiferenciados.

Apesar do derrame ocorrido em 1988 no T-1330 e de existirem referências a diversos outros derrames ocorridos entre 1950 e 1970, segundo os resultados do USACE (1996)¹³, as 3 sondagens aí realizadas não indicavam contaminação. CH₂MHILL (2004) refere que o máximo de PCE medido foi de 0,0616mg/kg e AMEC (2011) que este valor máximo, correspondente ao PCE tetracloroetano, foi de 0,016 mg/kg. Em ambos os relatórios refere-se que estes valores foram assumidos como sendo um falso positivo devido a contaminação cruzada, uma vez que esta substância foi utilizada no laboratório de campo como solvente.

¹² No original não é especificada a substância (p. 4)

¹³ [NÃO DISPONIBILIZADO]

Em AMEC (2010a) refere-se a realização de 11 sondagens para amostragem de solos (até à profundidade máxima de 5m) e ainda a colheita de 2 amostras compósitas (em pilhas de areias que constituíam a fundação dos reservatórios). Nesta área os solos são muito homogêneos e constituídos por gravilha arenosa (escória vulcânica) avermelhada [bagacina]. Refere-se, ainda, que durante os trabalhos de sondagens não foram identificados sinais evidentes de contaminação, nem medidos valores significativos de COV (com utilização de um PID).

Da aplicação das Normas de Ontário (OME, 1997)¹⁴ aos resultados das análises laboratoriais, AMEC (2010a) identifica as seguintes contaminantes com excedências no *Site* 5002:

Metais: chumbo (Pb), cobre (Cu), zinco (Zn) na amostra 09 (1m);

TPH (C10-28) / DRO na amostra 09 (1m);

TPH (C10-40) / DRO: 09 (1m) e amostras compósitas 12 e 13.

A amostra 09 (1m), onde foi identificada contaminação por metais, foi recolhida no depósito de lamas (*slurry pit*) do antigo reservatório T-1342. É referido ainda que «*foram detectadas elevadas concentrações de metais pesados e TPH nas amostras recolhidas no depósito de lamas, na entrada do pipeline e na válvula do reservatório T-1341*» (AMEC, 2010a).

Com base nos dados laboratoriais originais de AMEC (2010a), LNEC (2016) aplica as Normas de Ontário (OME, 2011) considerando a Tabela 2 (água potável), mas não são feitas referências quanto ao uso do local ou à granulometria dos solos. Assim, para além das excedências previamente relatadas (AMEC, 2010), neste estudo são identificadas excedências às Normas de Ontário em Ba, Co, Mo e Hg.

AMEC (2011) refere a realização de estudos de caracterização complementares na envolvente da sondagem SB09 e junto a dois antigos locais de descarga de lamas provenientes de operações de limpeza de AST que não tinham sido analisados em AMEC (2010a). Foram realizadas 12 sondagens, recolhendo-se em total de 25 amostras de solo (1 compósita) até à profundidade máxima de 3m. Foram analisados os seguintes parâmetros em laboratório: metais pesados e, num conjunto de amostras selecionadas, TPH, BTEX e PAH (AMEC, 2011). Das análises laboratoriais destas amostras resultou a identificação das seguintes excedências às Normas de Ontário (condições de água potável): Co – 45mg/kg (sondagem 20, 1,5-2,0 m) e Pb – 250 mg/kg (sondagem 25, 0,5-0,5 m). Apesar de não considerarem excedência, os autores afirmam que os teores de Zn são notoriamente elevados na sondagem 20 (129 mg/kg). AMEC (2011) considera que o teor de Pb que constitui excedência aos critérios de Ontário (1997), medido em uma amostra (recolhida à profundidade de 0,50m) da sondagem realizada junto ao local do antigo tanque AST T-1342, se pode explicar pela possível contaminação por fragmentos de tinta à base de chumbo provenientes do desmantelamento do próprio AST ou às lamas enterradas. Devido à diminuição da concentração de Pb em profundidade na sondagem 25, AMEC (2011) considera que a contaminação do solo em profundidade é limitada. Os valores de Co são interpretados como correspondendo a *background* natural.

¹⁴ OME (1997), Tabela A, condições de água potável

AMEC (2011) termina a sua análise complementar ao Site 5002 afirmando que não existem indicações de impacto generalizado de metais pesados nas imediações da zona do depósito de lamas do antigo AST T-1342, nem de contaminação por substâncias relacionadas com combustíveis nas zonas dos antigos AST T-1341 e T-1342. Não tendo verificado a contaminação por metais em profundidade e dada a profundidade do nível freático¹⁵, os autores acrescentam que não serão necessárias novas campanhas de investigação nem acções de remediação (exceptuando a cobertura dos locais com uma camada de 30cm de terra vegetal não contaminada). Apesar destas conclusões, AMEC (2011) concluem que, no caso de realização de trabalhos futuros no local que requeiram a movimentação de solo e trabalhos de escavação, serão necessárias medidas especiais de higiene e segurança para os trabalhadores; em caso de alteração de uso do local, será, também, necessária uma reavaliação do risco devido a eventuais novos receptores.

LNEC (2016) afirma ter encontrado referência a trabalhos adicionais em AMEC (2012)¹⁶, o qual não foi disponibilizado ao LNEC, sendo referidos no EBS (*Environmental Baseline Survey*) deste Site (USAFE, 2015¹⁷). Estes trabalhos adicionais terão incluído: 4 sondagens com profundidades entre os 11 e os 46m, das quais duas foram seleccionadas para monitorização das águas subterrâneas (MW03 - localizado junto ao antigo AST-1330; MW04 - localizado junto ao antigo AST-1340); recolha de 5 amostras de solo, a partir dos detritos de furação; análise laboratorial de metais pesados, TPH, AHC, BTEX e PAH.

Assim, de acordo com LNEC (2016), os resultados de USAFE (2015) indicam excedências de Co relativamente aos «limites definidos na legislação do Canadá ¹⁸ para solos contaminados para condições de água não potável». Tal como em AMEC (2010a), as excedências de Co foram consideradas por USAFE (2015) como valores do fundo natural.

BHATE (2014) refere a amostragem de águas subterrâneas (do aquífero suspenso) realizada em 2013 no furo MW03 (não foi possível proceder à recolha de amostras de água no furo MW04, uma vez que este se encontrava colmatado). Nesta amostra não foram detetados TPH, CHC, AHC (incluindo BTEX) nem PAH e «os metais pesados identificados encontravam-se em concentrações inferiores aos VR de Ontário para águas não potáveis» (BHATE, 2014).

Em nova campanha de amostragem de águas subterrâneas, realizada nos furos MW03 e MW04, em Janeiro de 2015, NORTHWIND & AMEC (2015) relata que os únicos parâmetros organoléticos assinaláveis foram identificados no MW04: turbidez da água e odor a matéria orgânica. As amostras foram analisadas para TPH, AHC, PAH, CHC e metais dissolvidos (estes apenas no MW03). De acordo com o estudo, no MW04 nenhum dos parâmetros analisados excedeu o respetivo limite de deteção; no MW03 não foram detetadas excedências aos

¹⁵ De acordo com AMEC (2011), o nível freático encontra-se a profundidades superiores a 46m.

¹⁶ AMEC (2012) – *Site Investigation Activities and Site Characterizations at Laje Field Airfield, Azores, Portugal. Final Report Groundwater Investigations. Kaiserslautern, April, 2012.* [NÃO DISPONIBILIZADO]

¹⁷ USAFE (2015) – *Environmental Baseline Survey. Cova das Cinzas Petroleum Products Storage Annex (EPXA). GSU of Lajes Field, Azores, Portugal. Final report. Prepared for AFCEC/CFEE, June 2015.* [NÃO DISPONIBILIZADO]

¹⁸ Citação do original, (p. 44 do ficheiro PDF)

VR¹⁹, identificando-se apenas baixas concentrações de Ba (0,0083mg/L), Zn (0,003mg/L) e de antraceno (0,021µg/L).

Os resultados de NORTHWIND & AMEC (2015) confirmam aqueles obtidos em campanhas anteriores, apesar de haver menos água em ambos os furos. A impossibilidade de medir o nível de água no MW04 e a purga, após 5 minutos de bombeamento de baixo fluxo, no furo MW03, indicia a presença de um aquífero suspenso muito limitado. Estudos anteriores já haviam referido a espessura reduzida deste aquífero suspenso, bem como a possibilidade de o mesmo não ser considerado como perene (AMEC, 2012). Esta poderá ser a razão para a variação dos resultados laboratoriais, devendo ser investigada no futuro, dada a proximidade com os furos de captação de água para consumo humano.

Face aos resultados obtidos, NORTHWIND & AMEC (2015) recomendam:

- Inclusão futura da monitorização do aquífero basal no programa de investigação do *Site* 5002;
- As considerações acerca da qualidade das águas subterrâneas devem ser baseadas em resultados obtidos da amostragem dos furos FB1 e FB2 (LNEC), localizados no aquífero basal;
- Medição dos níveis freáticos nos quatro furos existentes no *site* (MW03, MW04, FB1 e FB2).

No período de Dezembro 2015-Janeiro 2016 e em Maio 2016, a TETRATECH (2016) efetuou nova campanha de amostragem de águas subterrâneas nos furos de monitorização MW03 e MW04, tendo as análises laboratoriais consistido na determinação de metais dissolvidos, TPH, AHC, BTEX, CHC e PAH. A amostragem em MW04 não foi possível em ambas as fases, pelo facto do furo se encontrar seco e com lama. Não foi possível aceder ao furo MW03 na 2ª fase do estudo, «por se encontrar gado a pastar no interior da cerca». Os valores dos parâmetros detetados na sondagem MW03 não excederam os VR utilizados (OME, 2011 – Tabela 3, águas subterrâneas; IV das Normas Holandesas, 2009).

TETRATECH (2016) conclui não haver registo, naquela data, de qualquer ameaça para a saúde humana ou ao meio ambiente e deixa as seguintes recomendações:

- Devido ao facto de um dos furos não ter sido amostrado nas últimas campanhas, recomenda-se a continuação da monitorização das sondagens MW03 e MW04, apesar das limitações encontradas;
- Uma vez que as concentrações detetadas não excedem os valores de referência há, pelo menos, 4 anos, a monitorização destes furos pode ser reduzida para uma campanha por ano que deverá incluir, a medição das profundidades do nível da água;

¹⁹ De acordo com as respetivas referências bibliográficas: Normas de Ontário OME (1997) e OME (2004), embora os VR utilizados sejam os constantes de OME (2011).

- Pela mesma razão, o conjunto de parâmetros da amostragem pode também ser reduzido, eliminando-se a análise de metais do conjunto analítico.

No entanto, de acordo com AMEC (2012), a análise laboratorial da amostragem do MW04 revelou existirem ocorrências de PAH, tendo sido recomendado que se procedesse à monitorização da qualidade das águas subterrâneas nos furos FB1 e FB2 instalados pelo LNEC em 2010 - localizados no aquífero basal, a NE do *site* (no sentido assumido como preferencial para o escoamento subterrâneo). A amostragem não se realizou, uma vez que estes furos se encontram fora dos domínios da USAFE.

Com base em USAFE (2015), LNEC (2016) refere a existência de três *Cleanup Site Closure Report* relativamente ao *Site* 5002:

- MQNA5002a²⁰ – refere-se à demolição dos reservatórios T-1330, T-1331 e T-1340 em 2006, conclui não serem necessárias medidas de remediação adicionais nestes locais;
- MQNA5002b²¹ – refere-se à demolição dos reservatórios T-1341 e T-1342, em 2009, baseando-se nas conclusões de AMEC (2011b)²² segundo quem «*não existe uma contaminação generalizada da área do T-1342 por metais pesados*», para não considerar necessário a implementação de medidas de remediação;
- MQNA5002c²³ – refere-se à demolição dos 6 reservatórios UST T-1313 a T-1318, entre Julho de 2011 e Janeiro de 2012, afirmando ter existido, nos locais T-1314 e T-1317, nova amostragem de solos, remoção parcial dos solos contaminados e cobertura com solos não contaminados; o local do reservatório T-1317 é considerado como não contaminado uma vez que a concentração máxima de TPH (C5-C10) inicialmente medida, 350mg/kg, evoluiu para um valor inferior a 0,1mg/kg; no local T-1314 a concentração máxima de TPH (C10-C16) inicialmente medida, 610mg/kg, evoluiu para 557mg/kg (*sic*); apesar de se confirmar que uma das amostras no reservatório T-1314 constitui uma excedência em TPH às Normas de Ontário, considera-se não existir risco para a saúde humana por exposição direta devido à cobertura dos solos efetuada; no mesmo sentido, refere-se que não foram detetadas concentrações de VOC nos edifícios residenciais vizinhos, não indicando contaminação, e que não existe informação relativa a contaminação das águas subterrâneas neste local; o relatório conclui que «*Atualmente não se consideram necessárias medidas remediação. Contudo, trabalhos futuros neste local que incluam actividades de escavação requerem a aplicação de medidas de higiene e segurança especiais para os trabalhadores*».

²⁰ [NÃO DISPONIBILIZADO]

²¹ [NÃO DISPONIBILIZADO]

²² AMEC (2011b) – Prepare a Remedial Design and Perform a Pilot Study for *Sites* 3001 and 5001. Lajes Field, Azores, Portugal. Final Report. Kaiserslautern, December 2011. [NÃO DISPONIBILIZADO]

²³ SIMÕES (2012)

Nas condições previamente referidas, o EBS relativo ao *Site* 5002 recomenda que a transferência desta área para o Estado Português se pode processar sem limitações.

Citando LNEC (2016), em síntese, com base nos documentos analisados e tendo em consideração a existência de furos de captação para abastecimento público que poderão estar a jusante dos fluxos de água subterrânea que interessem os terrenos deste *site*, recomenda-se a continuação da monitorização da qualidade das águas subterrâneas a partir de amostras recolhidas nos furos MW03 e MW04, bem como a adoção de medidas de segurança e saúde específicas para os trabalhadores se houver lugar a de trabalhos de construção na área e a reavaliação das condições do *site*, na eventualidade de se detetar contaminação (da monitorização das águas subterrâneas proposta) e de ocorrer uma alteração planeada da utilização do local, em especial, se novos grupos recetores estiverem envolvidos, tais como residentes, entre outros.

6.4.1. Análise crítica da informação disponível (*Site* 5002)

6.4.1.1. Solos

Aplicando aos resultados laboratoriais originais das amostras de solo de AMEC (2010) os VR da Tabela 2 das Normas de Ontário (OME, 2011) para uso agrícola e solos grosseiros²⁴, identificam-se diversas excedências nos seguintes contaminantes analisados (entre parênteses indicam-se as respetivas sondagens):

- **Metais:** As (09, 12, 13), Ba (02), Pb (09), Co (01-11), Cu (09), Mo (09), Hg (09) e Zn (09);
- **TPH:** TPH C10-C28/DRO (09).

Da análise das excedências surge que as amostras recolhidas nas sondagens 09, 12 e 13 se destacam claramente. Em primeiro lugar, estes três locais são os únicos que apresentam excedências de As (aproximadamente 2,5 vezes superiores ao VR). E, em segundo, a esmagadora maioria das excedências restantes são identificadas na amostra 09 (1m), destacando-se a concentração de Pb (18.600mg/kg), que é mais de 400 vezes superior ao VR considerado.

O facto das excedências de Co serem transversais às amostras das sondagens 01 a 11 e muito homogéneas, quer em termos de concentração (em média 1,3 vezes superior ao VR), quer em profundidade, parece indicar que esta se trata de uma concentração de valores de Co naturalmente mais elevados.

A excedência de TPH-DRO identificada na amostra 09 (1m) não é significativa uma vez que corresponde a 1,12 vezes o valor do VR.

²⁴ Litologia dominante: gravilha arenosa (escória vulcânica / bagacina)

Por fim, há que referir que a amostra 12 (0m) não foi submetida a qualquer determinação analítica, assim como os CHC não foram analisados em qualquer amostra.

Aplicando aos resultados laboratoriais originais das amostras de solo de AMEC (2011) os VR da Tabela 2 das Normas de Ontário (OME, 2011) para uso agrícola e solos grosseiros, identificam-se as seguintes excedências:

Pb : sondagem 20 (0,5m), sondagem 25 (0,5 e 2m) e amostra compósita CS01;

Co: identificado como excedência em todas as sondagens excepto na 16.

Deve ser notado que, apesar de AMEC (2011) ter realizado análises a TPH, BTEX, AHC e PAH (nas quais não se identificam excedências), estas incidiram apenas em 4 das 25 amostras.

6.4.1.2. Águas subterrâneas

No que se refere às águas subterrâneas do *Site* 5002, da avaliação de todos os resultados analíticos disponíveis (BHATE, 2014; NORTHWIND & AMEC, 2015; TETRATECH, 2016), não se verifica qualquer excedência aos VR da Tabela 2 das Normas de Ontário (OME, 2011).

6.4.2. *Site* 5002: considerações finais

As fontes consultadas são omissas quanto à existência de análises laboratoriais que permitam efetuar a avaliação da evolução do estado ambiental dos solos após a aplicação das referidas medidas de remediação. Isto é, para além do caso do Co, que é mencionado nos relatórios mais recentes, não se encontram referências à evolução das concentrações dos parâmetros que AMEC (2010a) identificou como excedências, em particular do Pb e TPH²⁵.

Note-se, ainda, que avaliando os resultados laboratoriais originais de AMEC (2010a) com parâmetros normativos mais adequados às especificidades do *Site* 5002 (OME, 2011 – Tabela 2, uso agrícola e solos grosseiros), são identificadas mais excedências nos solos em metais pesados do que aquelas identificadas por AMEC (2010a) e que um dos elementos identificados (As) apenas excede os VR nas amostras recolhidas nas areias que constituíam a fundação dos reservatórios e junto ao depósito de lamas (*slurry pit*) do antigo reservatório T-1342. Adicionalmente, utilizando os VR referidos (OME, 2011 – Tabela 2), assinala-se uma única excedência nos parâmetros avaliados nas águas subterrâneas: Mo.

²⁵ Recorde-se que o *Site* 5002 foi assinalado como contendo materiais contaminados com tetraetil de chumbo (CH2MHILL, 2004) e que os dois locais de enterramento de lamas chegaram a ser marcados com um aviso de “materiais contaminados com tetraetil de chumbo enterrados aqui” (AMEC 2011).

Como já foi assinalado para os outros dois *sites* em análise no presente documento, dadas as excedências de metais (As, Ba, Pb, Co, Cu, Mo, Hg, Zn) identificadas nos solos do Site 5002, pode ser relevante a realização de estudos de avaliação dos valores de fundo geoquímico natural de modo a esclarecer se as excedências reportadas refletem efeitos de natureza composicional natural ou se serão efeito das ações antrópicas verificadas no *Site*. Neste sentido, é importante a identificação, com o máximo de detalhe possível, de quais os aditivos adicionados aos vários combustíveis ao longo dos anos.

Lacunas de informação:

Foram identificadas as seguintes lacunas de informação:

Avaliação da contaminação dos solos nos reservatórios T-1330, T-1331 e T-1340, quer antes, quer após a sua demolição;

Refere-se a demolição dos 6 reservatórios UST T-1313 a T-1318, mas apenas existe informação sobre a qualidade do solo relativa aos T-1314 e T-1317;

Não se conhecem os volumes removidos de solo contaminado, nem espessura da camada de solo de cobertura colocada nos locais dos reservatórios T-1314 e T-1317;

Não se conhece o destino dado aos solos contaminados removidos;

Apenas se conhecem os parâmetros efetivamente medidos através das determinações analíticas de laboratório nos locais T-1341 e T-1342;

Não existem referências à aplicação das recomendações propostas em AMEC (2010b) relativas ao local T-1342, nas quais se incluía a cobertura com solo não contaminado, numa espessura mínima de 30cm, da totalidade da área, visando prevenir o contacto dérmico ou inalação ou ingestão de potenciais partículas de solo contaminadas, bem como a cobertura vegetal da área com erva ou outras plantas;

AMEC (2010) e USAFE (2015) consideram as excedências de Co como estando relacionados com os valores de fundo natural, no entanto não existe qualquer referência a trabalhos efetuados especificamente no sentido de se avaliar esta hipótese.

Incongruências/procedimentos inadequados:

- Não se consideram necessárias medidas de remediação no local T-1342 por este não apresentar «contaminação generalizada por metais pesados»; isto quando existem excedências relevantes aos VR, tanto de metais pesados, como de TPH;
- Os VR anteriormente utilizados contemplam maioritariamente o uso industrial e consideram condições de água subterrânea não potável;
- Recolha de apenas 5 amostras de solo em 4 sondagens de 11 a 46m de profundidade e a profundidade de recolha das amostras não é referida;
- As análises de TPH, AHC, BTEX e PAH foram realizadas a materiais de “*dejetos de furação*” e não a partir de amostras de solo recolhidas conforme o protocolo adequado, pelo que se

considera que os resultados apresentados para estes parâmetros não são conclusivos quanto ao estado de contaminação dos solos;

- Na campanha complementar levada a cabo por AMEC (2011), não são explícitos os critérios que levaram a que TPH, BTEX, AHC e PAH apenas fossem analisados em 4 amostras de um total de 25;
- Apesar da existência, de acordo com LNEC (2016), de *Cleanup Site Closure Report* para os três locais do *Site 5002* (apenas foi disponibilizado o mais recente – SIMÕES, 2012), permanecem muitas questões que carecem de esclarecimento ou de uma análise mais profunda antes de se poder considerar estes locais como «limpos e encerrados».

6.4.3. Avaliação atual de metais pesados em solos e substratos de alguns locais do Site 5002 (Universidade dos Açores, 2018)

6.4.3.1. Introdução

O estudo analítico, cujos resultados aqui se apresentam, diz respeito às áreas de terreno onde estiveram implantados dois dos tanques de armazenamento de combustível do tipo AST com capacidade de 152.000 *bb* equivalente a 2.410.000 litros cada, identificados como T-1341 e T-1342. Estes tanques faziam parte de uma infraestrutura mais vasta de armazenamento de combustível constituída por três conjuntos de reservatórios pertencentes às forças armadas norte-americanas, que foi construída em fases subseqüentes nos anos 50 em três locais distintos (um junto à Canada de Joaquim Alves e os outros dois ao longo do caminho do Pico Celeiro) e desativada em 1994, estando identificados conjuntamente como *Site 5002 - The Cinder Pits Fuel Tank* ou Cova das Cinzas (CH2MHILL, 2004).

De acordo com os resultados dos estudos apresentados em 2010 os solos referentes à antiga área de implantação do reservatório T-1342 foram considerados contaminados por metais pesados bário, chumbo, cobalto, cobre, molibdénio, mercúrio e zinco, e por HTP tendo na altura sido concluído, com base na análise de risco apresentada, que existia um risco potencial para os grupos recetores públicos e ocupacionais através do contato dérmico, inalação e ingestão da água subterrânea captada nalguns dos furos de abastecimento à cidade Praia da Vitória, que se localizam a centenas de metros deste (AMEC 2010). No entanto em 2011 foi considerado pela mesma entidade que afinal que não havia uma contaminação generalizada da área por metais pesados, designadamente por chumbo, nem por hidrocarbonetos, de acordo com os resultados de novos trabalhos de prospeção realizados (AMEC, 2011). Assim, com base nos resultados das análises laboratoriais referidos e no facto de o nível de água ter sido detetado a uma profundidade significativa, AMEC (2011) não recomendou que fossem implementadas medidas de remediação, ou que fossem efetuados novos estudos.

Com a presente investigação pretendeu-se reavaliar a situação relativamente aos teores de alguns metais pesados em solos e substratos das plataformas dos tanques T-1341 e T-1342, tendo a amostragem sido orientada com o objetivo de se procurar revisitar os locais que em AMEC (2010) tinham sido assinalados como os de maior contaminação por metais pesados, com especial ênfase para a plataforma de implantação do reservatório T-1342. Neste âmbito, foram ainda colhidas amostras de areia que havia sido usada como camada de assentamento dos tanques a qual foi, após desativação e desmantelamento destes, amontoada no extremo sudoeste de cada uma das áreas/plataformas de implantação. Nestes dois locais a areia existe presentemente em quantidades residuais (poucos metros cúbicos) uma vez que esse material terá sido em grande parte removido embora para destino que se desconhece. Foi identificada a existência de um filme plástico de isolamento colocado na interface entre a areia e o solo/substrato (**Figura 19**).



Figura 19: Aspecto do perfil com folha de plástico entre a areia e o substrato de “bagacina”

6.4.3.2. Métodos e materiais

A amostragem foi conduzida em duas fases sequenciais distintas, tendo a primeira fase sido planeada de modo a englobar os pontos correspondentes à investigação anteriormente realizada por AMEC (2010) que agora procurámos identificar com base nas coordenadas geo-referenciadas que constam daquele relatório.

Em cada um dos locais selecionados para a primeira fase foram colhidas amostras até cerca de 2 metros de profundidade nas plataformas dos tanques T-1341 e T-1342 (**Figura 20**), tendo esta operação sido levada a cabo com auxílio de retroescavadora, permitindo assim a recolha de 4 a 5 amostras a profundidades crescentes (40-50 cm de intervalo) em cada um dos pontos selecionados (pontos T1-2,3 4 e 6 e pontos T2-8, 9 e 10) , perfazendo 26 amostras constituídas por material geológico de tipo “bagacina” de diversas granulometrias sem sinais visíveis

de alteração/meteorização. Foram ainda colhidas 13 amostras, 3 das quais a profundidades crescentes (retroescavadora) e as restantes superficiais e subsuperficiais, nas zonas dos dois pequenos amontoados residuais de areia referidos anteriormente (T1-A e T2-A da Fig. 2), algumas das quais do material arenoso e outras do substrato imediatamente subjacente separado pelo filme plástico, conforme já referido. Colheram-se ainda 5 amostras complementares em locais exteriores às plataformas dos tanques. Deste modo, o número total de amostras colhidas e analisadas na primeira fase foi de 44.

A segunda fase a amostragem foi conduzida com o objetivo de melhor definir a localização e distribuição espacial dos indícios de contaminação identificados na primeira fase, tendo sido levada a cabo em dois dos pontos de cada uma das plataformas, num total de 30 amostras. Para tal, foi estabelecida uma malha rígida com espaçamento de 1 metro sobre dois eixos ortogonais, centrada em cada um dos pontos onde na primeira fase foram encontrados indícios de contaminação, nomeadamente do elemento Pb. As determinações analíticas efetuadas foram o pH e a matéria orgânica (MO) enquanto parâmetros gerais de caracterização e os elementos cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), crómio (Cr), níquel (Ni) e zinco (Zn), determinados estes por absorção atômica após digestão com *aqua regia*. As análises foram realizadas em triplicado, tendo-se verificado uma adequada reprodutibilidade analítica dos resultados.

Os valores de referência (VR) considerados para os elementos analisados nos solos (uso residencial/parques/uso institucional) são os que constam da Tabela 2 (água subterrânea potável) das Normas de Ontário (OME, 2011), conforme preconizado pela Agência Portuguesa para o Ambiente (APA) e discutido no Cap. 2 do presente relatório.

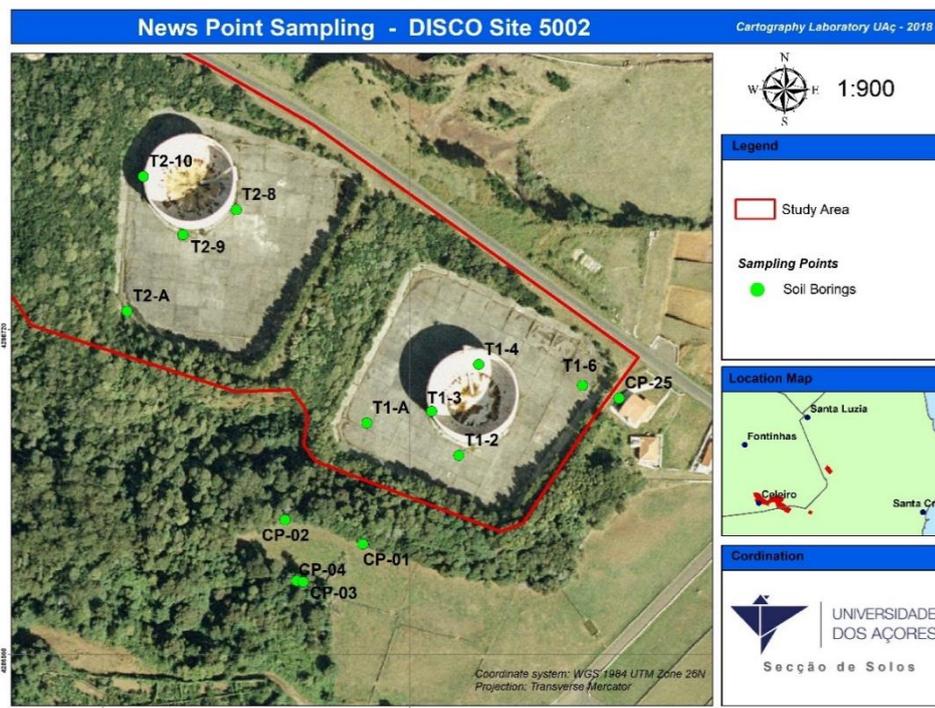


Figura 20: Pontos de colheita das amostras. Na segunda fase foram colhidas amostras apenas nos pontos T1-A, T1-6, T2-A e T2-9

6.4.3.3. Análise dos resultados

Os resultados analíticos dos materiais colhidos nas plataformas dos tanques T-1341 e T-1342 e ainda de 5 amostras complementares, relativos à primeira e segunda fases de amostragem, apresentam-se nas **Tabelas I e II**, respetivamente, do **Anexo III**.

Da apreciação destes resultados face aos VR considerados, é possível concluir que os valores se apresentam em geral baixos ou mesmo vestigiais para todos os elementos analisados com exceção do chumbo. Para os demais elementos, os dados obtidos situam-se em níveis claramente inferiores aos respetivos VR, não ultrapassando em geral um terço desses valores.

Exceptuou-se um valor obtido para o chumbo numa amostra composta colhida no substrato de bagacina (2-5 cm) localizado na área de deposição de areia T2-A e por debaixo desta, em contacto direto com o plástico que fazia a separação entre os dois materiais. Este valor (144 mg kg^{-1}) excede o VR para o Pb em cerca de 20%. Na segunda fase de amostragem foram colhidas, a partir deste ponto, 10 amostras em condições semelhantes, 4 das quais apresentaram excedências que variaram entre os 5% e os 28%, uma em 90% e ainda uma excedência que é cerca de três vezes superior ao VR, sendo os restantes 3 resultados baixos.

A amostra T2(9)-1, colhida a cerca de 50 cm de profundidade na zona em que em 2010 tinha sido encontrado um valor extremamente elevado de Pb, da ordem de $18.600 \text{ mg kg}^{-1}$ (AMEC, 2010), apresentou agora um teor de 40 mg kg^{-1} . Este valor, embora três vezes inferior ao VR indicia, mesmo assim, uma origem antropogénica, decorrente certamente de processos de contaminação do passado que se encontram referenciados em diversos relatórios. Quanto aos resultados da segunda fase de amostragem levada a cabo a partir deste mesmo ponto de referência, duas das 10 amostras colhidas revelaram um teor de Pb algo mais elevado (98 e 101 mg kg^{-1}) os quais, sendo praticamente iguais ao VR, são no entanto três vezes superiores ao obtido na primeira fase de amostragem, reforçando assim a suspeita inicial de contaminação por Pb nesta zona, ainda que com valores moderados. As restantes 7 amostras da segunda fase neste ponto variaram entre 17 e 36 mg kg^{-1} de Pb.

Refira-se também que para as condições de pH neutro a ligeiramente alcalino destas amostras (**Tabelas I e II do Anexo III**), a solubilidade/mobilidade do elemento Pb é tendencialmente reduzida no solo. Com efeito, este elemento é tido como o menos móvel de entre os metais pesados habitualmente considerados em termos de risco ambiental (p. ex. cádmio, zinco, cobre, níquel) e de modo mais evidente em solos com valores de $\text{pH} > 5,2$. Em condições de não acidez do solo a imobilização do Pb está essencialmente associada a processos de precipitação e/ou adsorção electroquímica, podendo verificar-se mesmo em solos arenosos com fraco poder de adsorção (Clausen, 2011). Embora a “bagacina” apresente uma drenagem interna elevada, favorável aos processos de lixiviação, é de esperar que, ao longo dos muitos metros de espessura que estes materiais apresentam no local, processos de adsorção e precipitação química possam ter lugar, atenuando um eventual risco de contaminação de águas subterrâneas as quais presumivelmente se encontram a uma profundidade significativa.

Em relação ao risco acrescido que o composto tetraetil de chumbo representa para potenciais recetores dada a sua perigosidade inerente e uma vez que esse produto terá sido depositado nestes locais associado aos resíduos de lavagem dos tanques, que foi prática habitual no passado, importa referir, citando a literatura, que “como resultado da volatilidade e rápida fotodegradação do tetraetil de chumbo (TEL), os riscos de exposição através da ingestão do solo tornam-se extremamente baixos após meses a alguns anos depois da sua libertação para o ambiente. Adicionalmente, a degradação de alguma fração residual de TEL que seja libertada na forma de poeiras deverá ocorrer em poucas horas” (Kipp et al, 2013).

Em resumo:

Na primeira fase a amostragem incidiu em locais pré-definidos nas duas plataformas T-1341 (5 pontos de amostragem) e T-1342 (4 pontos de amostragem), tendo sido colhidas e analisadas 39 amostras. Foram ainda analisadas 5 amostras complementares perfazendo um total de 44. Na segunda fase de amostragem foram analisadas 30 amostras provenientes de 4 locais onde na primeira fase se tinham identificado possíveis indícios de contaminação por Pb.

T1-A: na primeira fase foi obtido um valor baixo ($20 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Pb}$) numa das 6 amostras superficiais colhidas. Na segunda fase as 7 amostras superficiais provenientes deste local apresentaram valores igualmente baixos, entre 24 e $31 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Pb}$.

T1-6: na primeira fase foi obtido um valor baixo (27 mg kg^{-1}), na amostra superficial do conjunto de 5 amostras colhidas a profundidades crescentes neste ponto. Na segunda fase, os valores obtidos nas 4 amostras superficiais a partir deste ponto, foram baixos a muito baixos, entre 13 e $15 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Pb}$.

T2-A: na primeira fase foi obtido um valor acima do VR para o Pb (144 mg kg^{-1}) numa das 7 amostras colhidas. Na segunda fase, 7 das 9 amostras superficiais colhidas apresentaram resultados acima do VR, sendo um deles quase três vezes superior.

T2-9: Na primeira fase foi obtido um resultado médio-baixo ($40 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Pb}$), 3 vezes inferior ao VR, na amostra mais superficial (50 cm) do conjunto de 4 amostras colhidas a profundidades crescentes. Na segunda fase, das 10 amostras superficiais colhidas a partir deste ponto, duas delas apresentaram teores de Pb muito próximos do VR e nas restantes oito esses teores variaram entre 17 e 36 g kg^{-1} .

Pode pois concluir-se que:

- A amostragem levada a cabo revelou a existência de 3 locais com focos prováveis de contaminação superficial por Pb (extraível por *aqua regia*) com teores baixos a moderados, sem que as amostras colhidas até maior profundidade (2 metros) tivessem revelado qualquer indício de contaminação.

-
- Os valores analíticos obtidos são em geral baixos ou moderados, por comparação com o VR aqui considerado, embora presumivelmente de origem antropogénica.
 - A área próxima do ponto T2-A é aquela que no presente estudo apresentou o maior grau de contaminação por Pb, localizando-se esta nos primeiros centímetros da camada de bagacina subjacente à folha de plástico e à areia ainda existente no local. Deste modo, será necessário definir com maior rigor os limites da contaminação agora identificada nesta área para melhor poder decidir quanto a eventuais medidas de proteção ambiental a adotar.
 - A área próxima do ponto T2-9 apresentou contaminação pontual moderada em duas das dez amostras analisadas. Tratando-se da área onde, presumivelmente, em 2010 foi assinalado um valor de Pb extremamente elevado (AMEC, 2010) considera-se desejável que esta área seja investigada com maior detalhe quanto aos seus limites e com base numa maior densidade de amostragem.

7. ANÁLISE DE RISCO PARA A SAÚDE HUMANA

7.1. Introdução

7.1.1. Considerações iniciais

A Análise de Risco para a Saúde Humana (USEPA, 1989) é um processo que procura descrever e estimar a possibilidade de ocorrência de um efeito adverso para a saúde a partir da exposição ambiental a determinadas substâncias químicas, tendo como objetivo auxiliar a tomada de decisões quanto à necessidade de implementação de ações de remediação (ou de gestão dos riscos identificados).

Esta análise contempla a definição de um modelo conceptual do local que integra o enquadramento geológico e hidrogeológico, a caracterização dos focos de contaminação, a identificação dos mecanismos de transporte e respetivas vias de exposição e a identificação dos potenciais recetores, humanos ou meio biofísico.

Neste estudo apresenta-se uma análise de risco onde são estimados os índices de risco cancerígeno e perigosidade (efeitos não cancerígenos) associados à contaminação, considerando o uso do local como residencial/agrícola. Relativamente à caracterização e quantificação do risco, a prática corrente pressupõe que, numa análise preliminar, o cálculo do risco de um local contaminado seja realizado com base nas concentrações mais elevadas dos poluentes encontrados, assumindo-se assim, e para toda a extensão da área de estudo, um índice de risco máximo que corresponde à pior situação provocada pela concentração de um, ou mais, contaminantes.

A avaliação de risco para a saúde humana, em regra, engloba as seguintes etapas, organizadas de forma faseada, tal como se ilustra na **Figura 21**.

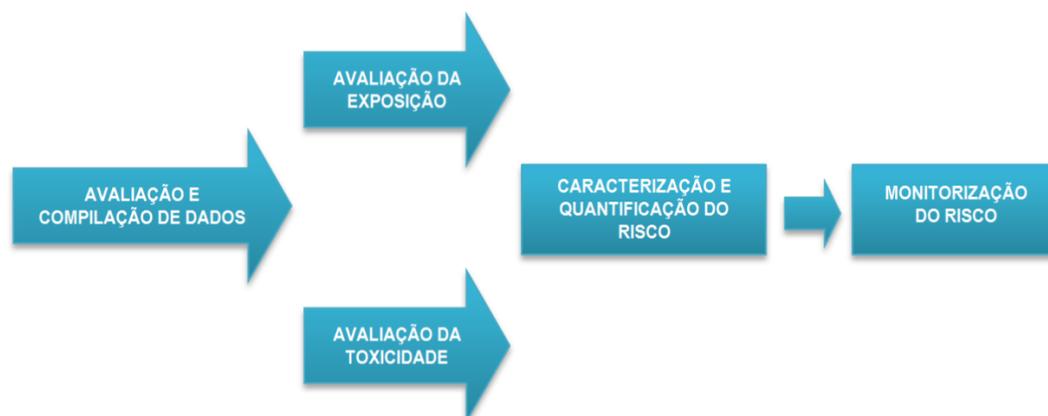


Figura 21: Etapas da Análise de Risco

O software utilizado para a análise de risco foi o RBCA *Tool Kit for Chemical Releases* v2.6, desenvolvido pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM) de 2011, que se baseia nas normas ASTM E-2081-00 *Standard Provisional Guide to Risk-based Corrective Action* (ASTM, 2004) e ASTM E-1739-95 *Standard Provisional Guide to Risk-based Corrective Action Applied to Petroleum Release Sites* (ASTM, 2002).

7.1.2. Limitações da análise

No decurso da realização da análise de risco que se apresenta foram identificadas as seguintes limitações:

- Situações em que apenas existem resultados das concentrações dos contaminantes de interesse (COC) ou só para os solos ou só para as águas subterrâneas;
- Os resultados das concentrações dos COC consideradas poderão ter sido obtidos em campanhas de investigação realizadas antes de eventuais medidas de remediação, não existindo informação sobre as concentrações remanescentes após a aplicação dessas medidas;
- Escassa informação ou informação não representativa da totalidade do *site*, resultante de planos de investigação com malhas de amostragem sem distribuição regular, antes orientadas para a deteção de um determinado evento poluente.

7.1.3. Nível de análise

A análise de risco pode ser assumida como um modelo “por camadas” (*tiers*) sendo por isso um processo a ser desenvolvido genericamente, a dois níveis:

- *Tier 1* – Qualitativo;
- *Tier 2/3* – Semi-quantitativo a quantitativo (AQR – Análise Quantitativa de Risco).

A *Tier 1* destina-se a ser um *screening* preliminar, essencialmente realizado a partir da recolha e interpretação dos dados disponíveis na bibliografia da especialidade e do estudo do *site*. A finalidade do *Tier 1* é determinar:

- Se as concentrações do(s) contaminante(s) excedem os valores de referência para recetores relevantes ou meios de interesse;
- Se existe uma via potencial que ligue o(s) COC e os recetores potenciais.

É importante notar que na *Tier 1* existe um grau de conservadorismo e de incerteza elevados quanto aos valores obtidos.

A *Tier 2/3* pode envolver investigações de *sites* mais detalhadas, se necessário, mas destina-se principalmente a efetuar uma pesquisa bibliográfica mais intensa para refinar os pressupostos dos critérios de referência utilizados na *Tier 1*. A *Tier 2/3* deverá exibir simultaneamente um grau de conservadorismo e de certeza inferiores à *Tier 1*, para que os valores de risco determinados se aproximem dos verdadeiros.

No presente estudo, embora se proceda à caracterização e quantificação do risco, com a estimação dos índices de risco cancerígeno e perigosidade (efeitos não cancerígenos) associados à contaminação, os resultados devem ser encarados como um *screening* preliminar, característico de uma *Tier 1*, com a assunção de uma abordagem claramente conservadora e com elevado grau de incerteza que deriva da insuficiência da informação disponibilizada.

7.2. Enquadramento geológico e hidrogeológico

Em termos geológicos, a área de estudo localiza-se no *graben* das Lajes, que corresponde a uma depressão tectónica orientada no sentido NW-SE, limitada pela e falha de Santiago a NE e pela falha das Fontinhas a SW.

As formações geológicas ocorrentes no *graben* das Lajes podem ser descritas da seguinte forma (Rodrigues, 2002) (**Figura 22**):

- Um substrato traquibasáltico, constituído por escoadas lávicas e depósitos piroclásticos (Traquibasaltos dos Cinco Picos);
- Na zona mais deprimida do *graben*, onde se situam os *sites* 3001 e 5001, o substrato traquibasáltico apresenta uma cobertura de escoadas piroclásticas ignimbríticas e escoadas lávicas basálticas (Ignimbritos das Lajes); litologicamente o *Site* 3001 foi caracterizado nas sondagens realizadas como areias finas, argilas e ignimbrito, enquanto o *Site* 5001 se apresenta constituído por argilas, argilas siltosas e basalto;
- No flanco ocidental do *graben*, onde se situa o *Site* 5002, o substrato traquibasáltico está coberto pela Formação dos Basaltos Superiores e, no encosto da falha das Fontinhas, por depósitos de vertente; litologicamente é descrito nas sondagens como uma gravilha arenosa (escória vulcânica/bagacina).

As falhas que limitam o *graben* das Lajes (Fontinhas a W e Santiago a E) ou que o compartimentam no interior (São Lázaro, Barreiro e Santa Luzia) parecem desempenhar um importante papel na forma como a circulação subterrânea é condicionada. De acordo com LNEC (2013), as zonas de falha podem funcionar como:

- Barreiras à circulação, quando preenchidas com materiais de alteração e/ou filões como no caso:

- Da Falha de Santiago, pelo menos nos sectores mais superficiais; admite-se que esta falha seja responsável pela ocorrência da nascente do Paul na Praia da Vitória;
- Da Falha das Fontinhas, o que é indiciado pelo desenvolvimento do aquífero suspenso das Fontinhas, delimitado por esta falha ao longo da direção NW-SE (Rodrigues, 2002).
- Estruturas de infiltração preferencial e recarga para os aquíferos profundos e áreas de circulação preferencial dentro dos aquíferos, caso a sua permeabilidade seja elevada;
 - As falhas na zona central do *graben* das Lajes (e.g. Falhas de S. Lázaro, Barreiro, Sta. Luzia) parecem funcionar basicamente como zonas de infiltração preferencial.

De acordo com LNEC (2010) o modelo hidrogeológico conceptual simplificado pode ser definido da seguinte forma (de cima para baixo):

- Estratos de baixa permeabilidade descontínuos, saturados, funcionando como aquífero;
- Um (ou mais) aquífero(s) suspenso(s), não detetáveis nas zonas de menor cota (e.g. *Site* 5001);
- Um sistema aquífero basal, fraturado, cujo nível freático evolui entre cotas pouco acima dos 11m, na Serra do Cume, e pouco abaixo do nível do mar, comum aos 3 *sites*.

Os estratos superiores e o(s) aquífero(s) suspenso(s) têm maior ou menor conectividade hidráulica com o aquífero basal, dependendo dos graus de alteração e fraturação do maciço rochoso.

O sistema aquífero basal desenvolve-se essencialmente na formação dos Traquibasaltos dos Cinco Picos, em lavas vulcânicas muito fraturadas e muito permeáveis (LNEC, 2013).

A superfície piezométrica do aquífero basal (Lobo Ferreira *et al.*, 2010) apresenta, a montante, na Serra do Cume, uma direção de fluxo (SW-NE) perpendicular à falha das Fontinhas (onde se situa o *Site* 5002), que se divide em duas direções no *graben* das Lajes: S-N, no bloco NW e NW-SE no bloco SE. Os *sites* 3001 e 5001 encontram-se no bloco SE. Na **Figura 22** apresenta-se um perfil esquemático geológico-hidrogeológico com a localização dos *sites* em estudo.

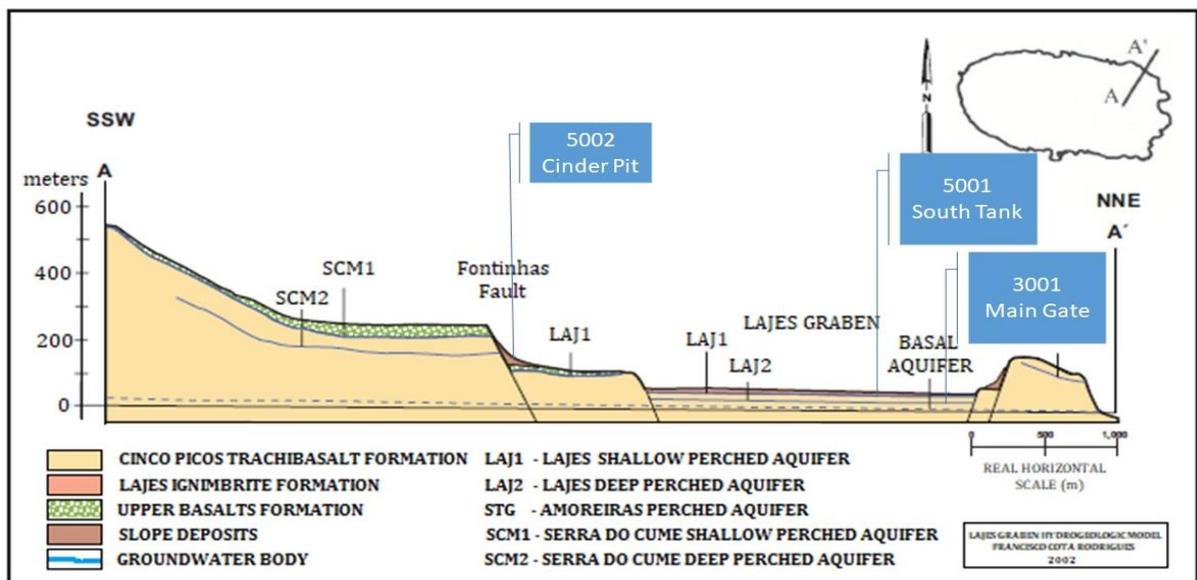


Figura 22: Perfil esquemático geológico e hidrogeológico (Adaptado de Rodrigues, 2002)

7.3. Modelo Conceptual de Contaminação

Segundo PETTS *et al.*, (1997) o CSM deverá assumir a existência e conexão de três entidades distintas:

- Fonte – ou origem da contaminação;
- Alvo – o meio recetor da contaminação (meio biofísico e saúde humana);
- Trajeto – a via que permite a condução da contaminação desde a fonte até ao alvo.

Na eventualidade de ter ocorrido um episódio suscetível de produzir contaminação (nos solos ou águas subterrâneas), como um eventual derrame de alguma substância perigosa, por exemplo, para que o Recetor (Alvo) seja atingido é necessário que exista um Trajeto que ligue o binómio Fonte-Recetor.

7.3.1. Fonte

A contaminação observada nos *sites* pode ter tido origem em diversos eventos poluentes (derrames, fugas de combustível, enterramento de lamas, resíduos, etc.) responsáveis pelas concentrações de contaminantes detetados acima dos VR.

Nos *sites* 3001 e 5001 foram encontrados nos solos e nas águas TPH, VOC, PAH, HVOC e metais pesados. No *Site* 5002 apenas se detetou nos solos contaminação por metais pesados e TPH. Relativamente aos metais, admite-se que as concentrações observadas, com exceção do Pb, possam resultar do fundo natural (*background* geoquímico).

7.3.2. Trajeto

A eventual ligação Fonte-Recetor tem em consideração as características litológicas dos terrenos, o tipo de aquíferos, a direção de fluxo, a posição do nível freático e os contaminantes detetados nos solos e nas águas subterrâneas (*off-site*).

As concentrações de contaminantes nas águas subterrâneas observadas nos *sites* 3001 e 5001 são muito variáveis em diferentes momentos e a diferentes profundidades (aquíferos suspensos e basal), tendo sido identificadas dentro dos *sites* concentrações de TPH, PAH, VOC (e de HVOC para o 3001) acima dos valores de referência (VR), os quais poderão ter gerado plumas para fora do *site*, como indicia a contaminação observada em piezómetros a jusante, onde foram igualmente detetadas concentrações elevadas de TPH, PAH e VOC.

Relativamente ao *Site* 5002, embora a informação disponível para a caracterização do trajeto seja bastante escassa, considera-se que os contaminantes identificados na fonte (TPH e metais), poderão atingir os aquíferos suspensos face à provável elevada permeabilidade das formações ocorrentes (gravilha arenosa de escória vulcânica/bagacina).

7.3.3. Recetores

No modelo conceptual de contaminação foram consideradas como potenciais recetores as captações de águas para abastecimento público e respetivas zonas de proteção (alargada e intermédia), povoações e áreas agropecuárias, águas interiores (Paúl), para além dos trabalhadores nos *sites*.

Neste contexto, as águas subterrâneas assumem uma importância fundamental. Para os Açores em geral, e a Ilha Terceira em particular, a água subterrânea é um recurso natural estratégico. Para assegurar a proteção das águas subterrâneas são estabelecidos perímetros de proteção às captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público.

Trata-se de áreas definidas na vizinhança das captações em que se estabelecem restrições de utilidade pública ao uso e transformação do solo, em função das características pertinentes às formações geológicas, que

armazenam as águas subterrâneas exploradas pelas captações e dos caudais extraídos. As restrições diminuem com o aumento da distância à captação.

Assim, são delimitadas três zonas de proteção às captações de água subterrânea que se destinam ao abastecimento público: imediata (para todas as captações), intermédia e alargada, quando estas abastecem aglomerados populacionais com mais de 500 habitantes, ou quando o caudal é superior a 100m³/dia (<http://www.azores.gov.pt>).

O Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro, estabelece as normas e os critérios para a delimitação de perímetros de proteção de captações de águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público, com a finalidade de proteger a qualidade das águas dessas captações, bem como as atividades condicionadas e interditas entre as quais figuram, para todas as categorias de proteção, o transporte e depósito de hidrocarbonetos e resíduos perigosos, ficando sujeitas a parecer prévio vinculativo da Direção Regional do Ambiente.

Na **Figura 23** e **Figura 24** apresenta-se a localização das captações de abastecimento público potencialmente afetadas na envolvente dos *sites* e as respetivas zonas de proteção (alargada, intermédia e imediata).

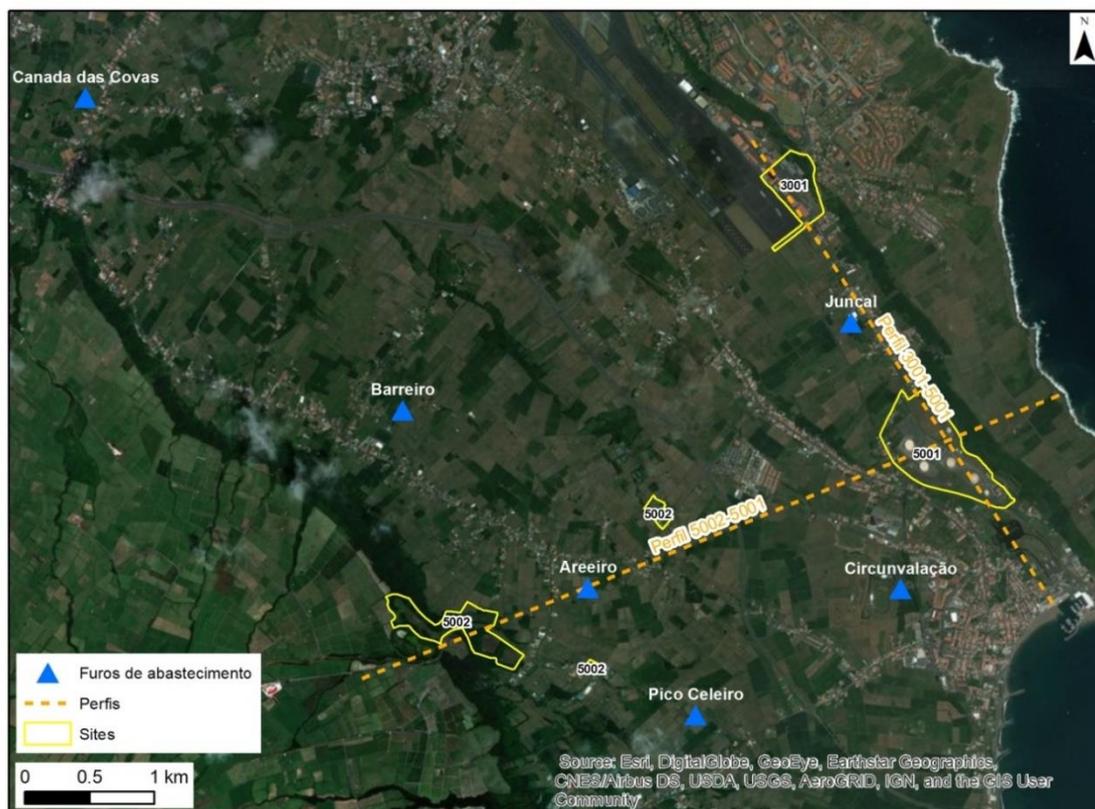


Figura 23: Captações de abastecimento público (<http://sig-sraa.azores.gov.pt>)



Figura 24: Zona de proteção das captações e edificado (<http://sig-sraa.azores.gov.pt>)

Para o presente estudo, a categorização do risco potencial da vulnerabilidade à poluição das captações de abastecimento público à contaminação existentes nos *sites* em análise, foi efetuada de forma expedita considerando a proximidade aos sites e as direções de fluxo das águas subterrâneas definidas em estudos anteriores (**Tabela 9**).

Tabela 9: Classificação expedita da vulnerabilidade das captações à poluição

Captação	Fonte da contaminação provável	Proximidade aos sites	Direção de Fluxo	Vulnerabilidade
Juncal	Site 3001	850m	NW-SE	Elevada
Circunvalação ²⁶	Site 5001 (3001?)	830m (5001)	NW-SE	Média a Elevada
Areiro	Site 5002	750m	W-E	Elevada
Pico Celeiro	Site 5002	800m	W-E	Elevada
Barreiro	Site 5002	1500m (5002)	?	Média a Reduzida
Canada das Covas	---	4400m (5002)	---	Reduzida

²⁶ De acordo com UAÇORES (2018b), o furo da Circunvalação (Canada da Saúde) é apenas explorado sazonalmente, devido à elevada salinidade da água, sendo esta utilizada para rega do estádio municipal durante o Verão.

Nas figuras seguintes apresenta-se o modelo conceptual de contaminação produzido para os *sites* 3001 e 5001 (**Figura 25**) e para os sites 5002 e 5001 (**Figura 26**) de acordo com as considerações atrás expostas.

De acordo com as concentrações observadas nos solos e nas águas subterrâneas que, como se verificou, excedem os VR das normas de Ontário (MOE, 2011) para vários contaminantes nos 3 *sites* em análise, e uma vez que o abastecimento de água para consumo humano é efetuado em captações instaladas em aquíferos suscetíveis de serem afetados pelas contaminações identificadas, considera-se que, em termos de análise qualitativa de risco, existe potencial de risco para os recetores, não só através da exposição aos solos afetados, mas também através do consumo de água.

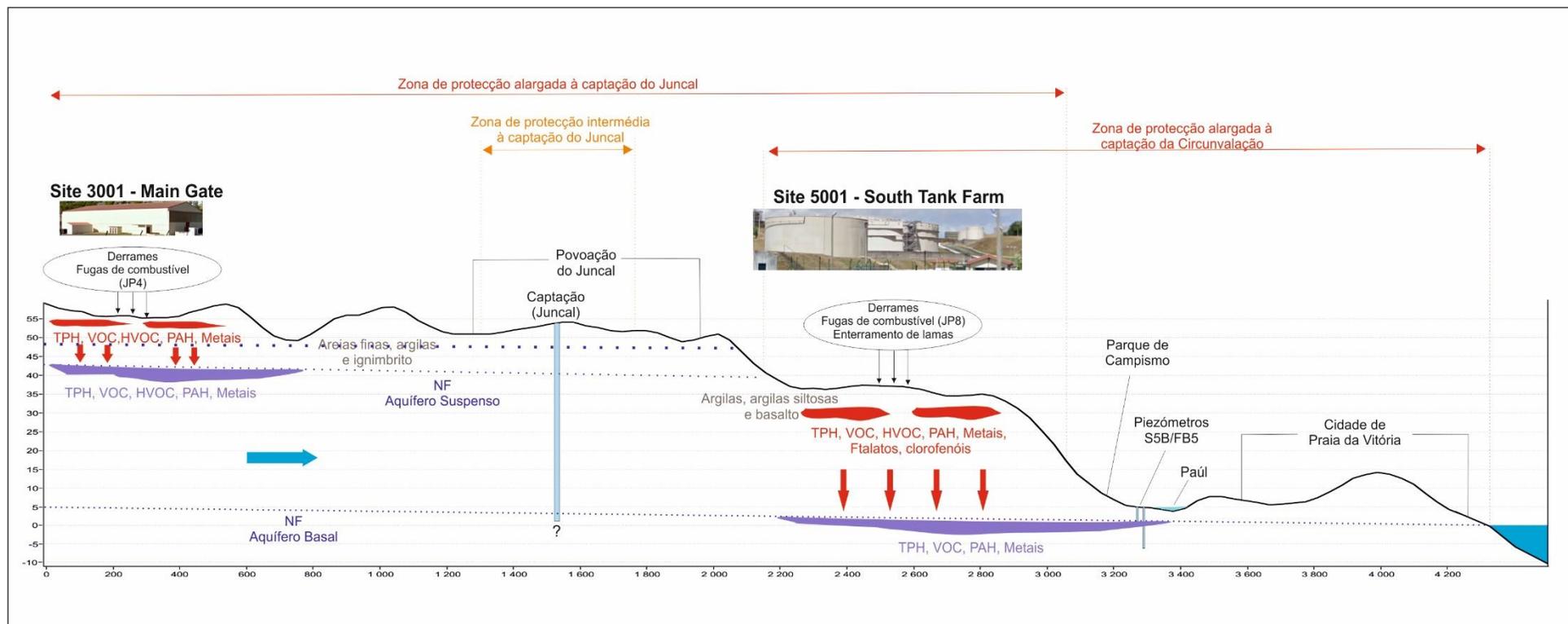


Figura 25: Modelo Conceptual de Contaminação (sites 3001 – 5001)

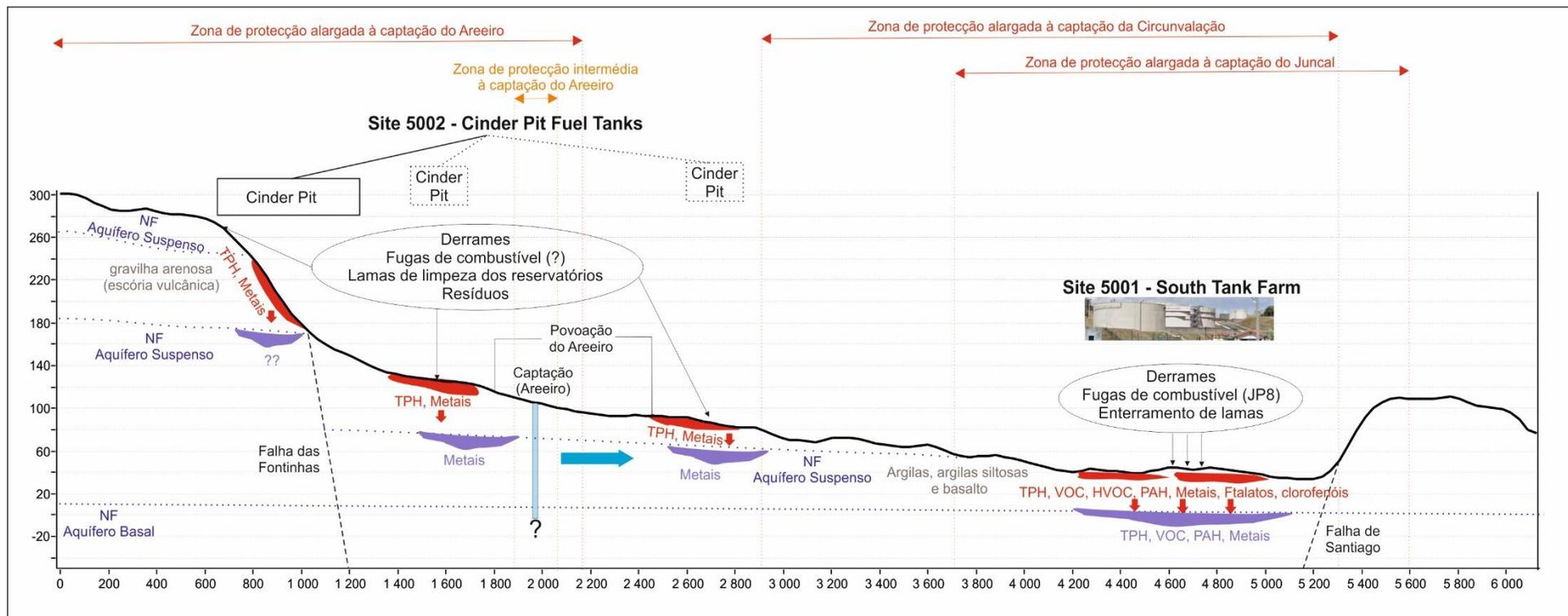


Figura 26: Modelo Conceptual de Contaminação (sites 5002 – 5001)

7.4. Avaliação e compilação dos dados

A avaliação da contaminação identificou contaminantes com concentrações acima dos VR tanto nos solos como nas águas subterrâneas. Em face da insuficiência e heterogeneidade da informação disponível assumiu-se no presente nível de análise (*Tier 1*), característico de um *screening* preliminar, um grau de conservadorismo e de incerteza elevados.

Assim, para os solos foram consideradas as concentrações máximas dos COC obtidas em todas as campanhas de investigação, cujos resultados foram disponibilizados, independentemente de terem sido realizadas antes de eventuais medidas de remediação, não existindo informação sobre as concentrações remanescentes após a aplicação dessas medidas. Para as águas subterrâneas, no que respeita aos *sites* 3001 e 5001, foram considerados os resultados máximos das concentrações dos COC obtidos nas campanhas de investigação Maio de 2016, Setembro de 2017 (LNEC, 2016b e 2017; TETRATECH, 2017). Para o *Site* 5002 os resultados das águas subterrâneas disponíveis não foram considerados devido à sua fraca representatividade, tendo sido assumidos apenas os valores de lixiviação estimados pelo modelo de risco para as águas subterrâneas provenientes dos solos sobrejacentes afetados. Para além das excedências aos VR de OME (2011), foram selecionados alguns parâmetros considerados elevados e que revelaram excedências em campanhas anteriores ao período em análise.

Nas tabelas seguintes indicam-se as concentrações máximas detetadas para os COC que excederam os VR.

Tabela 10: COC – concentrações máximas – Site 3001

Contaminante	Solos (mg/kg)	Águas Subterrâneas (mg/l)
Ag	ND	0,0015
Cd	1,7	ND
Co	ND	0,034
Pb	ND	0,03
Se	4,92	ND
V	ND	0,014
Zn	378	ND
Etilbenzeno	ND	0,013
Tolueno	ND	0,0109
Bromometano	0,1	ND
Naftaleno	2,71	0,02
Diclorometano	0,19	ND
Acenaftileno	ND	0,0013
Benzo(a)pireno	0,15	0,08
Benzo(b)fluoranteno	ND	0,12
Criseno	ND	0,000132
Fenantreno	ND	0,01
TPH c06-c12	191,95	0,64
TPH c12-c35	16000	15,4
Cloreto de vinilo	0,08	ND
Cis-1,2-Dicloroeteno	ND	0,012
Tricloroeteno	ND	0,0037
2-metilnaftileno	1,81	ND
Pentaclorofenol	0,13	ND

ND – Não Disponível

Tabela 11: COC – concentrações máximas – Site 5001

Contaminante	Concentração Máxima nos solos (mg/kg)	Concentração Máxima nas águas (mg/l)
As	11,46	ND
Ba	516,6	ND
Cd	2,44	ND
Co	ND	0,05
Mo	ND	0,074
Pb	297,2	0,01
Se	5,89	ND
V	ND	0,07
Etilbenzeno	ND	0,0068
Tolueno	ND	0,0203
Naftaleno	ND	0,022
Benzo(a)pireno	ND	0,00001
Criseno	ND	0,00011
TPH c6-c12	3167,42	1,8
TPH c12-c35	5026,66	1,3
Hexaclorobutadieno	0,05	ND
Dietil-ftalato	12,43	ND
Pentaclorofenol	0,42	ND

ND – Não Disponível

Tabela 12: COC – concentrações máximas – Site 5002

Contaminante	Concentração Máxima nos solos (mg/kg)
As	26,1
Ba	528
Pb	250
Cd	1,15
Co	45
Cu	227
Mo	18
Hg	0,73
Zn	714
TPH c12-c35	110

ND – Não Disponível

Os valores adotados para os parâmetros físicos e descritivos do meio do modelo de risco são os recomendados pelo *software* RBCA para análises do tipo *Tier 1*.

7.5. Avaliação da Exposição

A avaliação da exposição consiste na determinação da intensidade, frequência, duração e caminhos da exposição humana (atual ou futura) associados a determinado contaminante (USEPA, 1989).

Esta avaliação desenvolve-se considerando o uso atual e futuro da área em estudo, sendo necessário:

- Perceber os mecanismos de dispersão e transporte dos contaminantes no meio biofísico;
- Identificar as populações expostas e as vias potenciais de exposição;
- Estimar as concentrações nos pontos de exposição, para cada via específica.

A avaliação da informação obtida permite a elaboração de cenários de exposição, onde são identificadas as possibilidades para que os contaminantes, a partir da origem da contaminação, atinjam as populações potencialmente expostas. Foi considerado para este estudo o cenário residencial por ser o mais conservador.

Relativamente ao modo como poderá ocorrer o contacto entre o recetor e o contaminante foram analisadas as vias de exposição indicadas na **Tabela 13**.

Tabela 13: Vias de Exposição

Vias de Exposição
Ingestão de solo, inalação de partículas e contacto dérmico com o solo
Inalação de voláteis (indoor e outdoor)
Ingestão de vegetais
Ingestão de água

Na **Figura 27** apresenta-se, de forma esquemática, o modelo genérico de transporte e vias de exposição da contaminação ao recetor, adotados na análise quantitativa do risco.

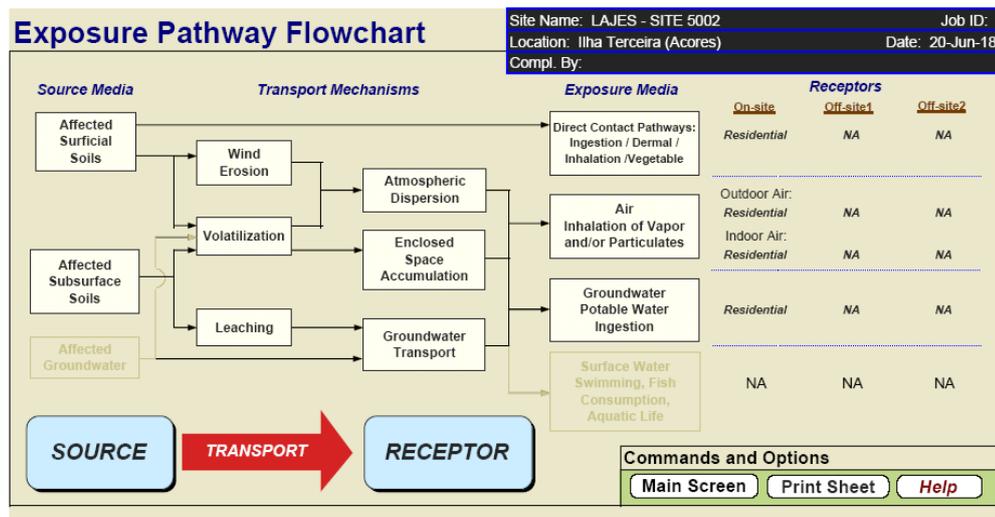


Figura 27: Modelo de exposição adotado na avaliação do risco

No **Anexo IV** apresenta-se, para cada Site, uma síntese dos parâmetros de exposição e propriedades do meio biofísico adotados para a estimacão dos valores de risco.

7.6. Avaliação da Toxicidade

A avaliação da toxicidade específica de um contaminante considera os efeitos adversos na saúde associados à exposição de um recetor a esse mesmo contaminante, sendo necessário avaliar a relação entre a magnitude da exposição, o tipo de efeito adverso e a possibilidade de um indivíduo desenvolver cancro por exposição. Nesta fase, os dados toxicológicos servem como fonte de informação sobre os contaminantes e os efeitos adversos à saúde. São consideradas duas atividades principais:

- Identificação dos efeitos adversos - determinação do tipo e magnitude do efeito para a saúde que é causado pela exposição a um agente tóxico específico;

- Determinação da dose-resposta - processo de avaliação quantitativa da toxicidade, relacionando-se a dose do contaminante que foi recebida com a incidência de efeitos adversos à saúde.

Esta etapa inclui a identificação de medidas de toxicidade, tais como: Dose de Referência (RfD) para avaliação dos efeitos não cancerígenos (perigosidade) e Fator de Declive (SF) para avaliação dos efeitos cancerígenos. Os parâmetros RfD e SF foram desenvolvidos pela USEPA e publicados nas Bases de Dados do “*Integrated Risk Information System (IRIS)*” (e da “*Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST)*”).

7.7. Caracterização e Quantificação do Risco

Nesta fase foi realizada a integração dos dados das etapas anteriores com o objetivo de caracterizar e quantificar o risco que a contaminação do local provocará na saúde humana. Os valores a partir dos quais se assume que existe risco inaceitável para a saúde humana foram estabelecidos da seguinte forma:

- Para substâncias cancerígenas, a frequência esperada de manifestação de cancro na população exposta é superior a um em cada cem mil casos (1,0E-5);
- Para substâncias com efeitos sistémicos, para cada substância, o quociente entre a dose de exposição a longo prazo e a dose máxima admissível é superior à unidade (> 1,0).

No **Anexo V** apresentam-se os resultados estimados para o risco cancerígeno e perigosidade (assinalando-se a vermelho os respetivos parâmetros e vias de exposição para os quais se obtiveram valores de risco inaceitável). Como se poderá verificar existe potencial de risco para todas as via de exposição em todos os *sites*, exceto para inalação de voláteis (*indoor* e *outdoor*) para o *Site* 5002 (**Tabela 14**).

Tabela 14: Resumo dos resultados da análise de risco

Parâmetro	Ingestão e contacto dérmico com o solo, ingestão e vegetais	Ingestão de água	Inalação de voláteis (<i>outdoor</i>)	Inalação de voláteis (<i>indoor</i>)
<i>Site</i> 3001	Benzo(a)pireno Pentaclorofenol Cloro de vinilo TPH C12-C35	Co, Se, V Benzo(a)pireno Benzo(b)fluoranteno Bromometano Diclorometano Cloro de vinilo TPH C06-C12, C12-C35 Pentaclorofenol	TPH C12-C35	TPH C12-C35
<i>Site</i> 5001	As, Pb TPH C6-C12, C12-C35 Pentaclorofenol	As, Co, Pb, Se, V TPH c6-c12, c12-c35 Pentaclorofenol	Cumulativo	TPH C6-C12
<i>Site</i> 5002	As, Pb, Co	As, Pb, Co, Cu, Mo	---	---

7.8. Considerações sobre os resultados da análise de risco

No presente nível de análise (*Tier 1*), como já foi referido anteriormente, existe um grau de conservadorismo e de incerteza elevados quanto aos valores obtidos.

No nível seguinte (*Tier 2/3*) podem envolver-se investigações de *sites* mais detalhadas, se necessário, mas destina-se principalmente a efetuar uma pesquisa bibliográfica mais intensa para refinar os pressupostos dos critérios de referência utilizados na *Tier 1*. A *Tier 2/3* deverá exibir simultaneamente um grau de conservadorismo e de certeza inferiores à *Tier 1*, para que os valores de risco determinados se aproximem dos verdadeiros.

Tipicamente, uma decisão de gestão de risco tomada com base nos resultados de uma *Tier 1*, pode ser:

- Não realizar qualquer ação adicional (não existe trajeto, ou os valores de referência não são excedidos para os COC);
- Avançar para uma *Tier 2/3* (AQR);
- Avançar para a remediação (não existem dúvidas sobre a magnitude do risco e a ação é urgente).

No entanto, o modelo “em camadas” não impede o requisito de iterações dentro de cada nível quando necessário. A iteração é uma *“reavaliação de dados que pode ocorrer a qualquer momento durante uma avaliação de risco (...) realizada em resposta a uma necessidade identificada, novas informações ou questões levantadas durante uma avaliação. Como tal, a iteração, não sendo um passo formal, é uma característica normal das avaliações de risco”* (USEPA, 1998). Um exemplo de uma iteração pode ser a de estabelecer o *background* geoquímico regional (recorrendo eventualmente à amostragem de áreas não contaminadas na envolvente dos *sites*) para esclarecer as concentrações de fundo natural para determinados metais.

Em face da análise e interpretação da informação disponibilizada para a realização desta *Tier 1* considera-se que, antes de avançar para uma AQR, seria preferível efetuar uma reavaliação de dados, procurando recuperar informação omissa ou indisponível, e agregando outra informação disponível na bibliografia da especialidade e, eventualmente, repetir a *Tier 1*. Desta forma evitar-se-ia a prescrição de novos trabalhos de investigação *in situ*, eventualmente redundantes, ou a não consideração de necessidades não identificadas (por exemplo, relativas a recetores em risco).

8. ANÁLISE PRELIMINAR DE TECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO DOS SITES CONTAMINADOS

8.1. Objetivos, critérios e metodologias para a seleção das tecnologias de remediação

A remediação de um sítio contaminado deverá ter como objetivos genéricos fundamentais a proteção da saúde pública e do ambiente, e a reabilitação do sítio para o uso futuro do solo em condições ambientalmente favoráveis.

No caso presente, os objetivos genéricos, traduzidos em objetivos específicos, significam:

- Minimizar os riscos para a saúde a que está sujeita a população e proteger o meio ambiente, através do tratamento da contaminação,
- Travar os processos de transferência de poluentes,
- Limitar os custos da remediação (incluindo os custos ambientais).

O objectivo-chave da ação de remediação deve ser o da “redução do impacte da poluição no recetor”, o que não significa necessariamente a redução da concentração dos contaminantes a qualquer custo.

A redução do risco é o objetivo central de um plano de remediação, mas não deve ser o único parâmetro a ter em conta. Para o efeito devem ser considerados os seguintes critérios tendo em vista a análise e avaliação das estratégias possíveis de remediação de um sítio contaminado:

- Redução do risco: mede até que ponto a ação de remediação reduz o risco para os humanos, ecossistemas e outros alvos no sítio.
 - Elevada redução do risco significa que, após a remediação, o risco residual é baixo;
- Mérito ambiental: mede o balanço (positivo/negativo) da ação de remediação em termos ambientais, em que o uso de recursos (energia, água, espaço, etc.) e poluição de outros meios é tido em conta.
 - Elevado mérito ambiental significa limitado uso de recursos e limitada transferência de poluição no final da ação.
- Custos: inclui a preparação, operação, manutenção e monitorização da ação.
 - Baixos custos significam elevada eficiência para um dado grau de redução do risco e um determinado nível de mérito ambiental.

Considerando que diferentes opções de tratamento de águas subterrâneas têm diferentes custos e benefícios, devem ser identificadas as melhores tecnologias disponíveis (MTD) no contexto das soluções a desenvolver. Deste modo, definidas que sejam as MTD, há que selecionar a melhor opção tecnológica e estabelecer a sequência das operações, uma calendarização provável e a estimativa dos custos.

8.2. Seleção das tecnologias aplicáveis nos sites

No **Tabela 15** apresenta-se um conjunto de tecnologias que podem ser consideradas aplicáveis para remediação dos sites contaminados, as quais deverão ser posteriormente objeto de análise especializada e mais aprofundada para que exista uma probabilidade elevada de sucesso.

Deverá também ser analisada a necessidade de remoção de solos contaminados ou de outras fontes de contaminação, tais como as lamas oleosas, antes de se aplicar uma das seguintes tecnologias, ou selecionar tecnologias que permitam o tratamento integrado de solos e águas subterrâneas com a necessária eficácia (*treatment train*).

Nas tabelas seguintes (9.1, 9.2, 9.3) apresenta-se uma análise preliminar da aplicabilidade das tecnologias selecionadas para em cada um dos sites considerados, tendo em conta os seguintes fatores:

- Adaptação ao contexto geológico e hidrogeológico, de acordo com a informação disponibilizada e as lacunas de informação existentes;
- Adaptação aos contaminantes de acordo com as análises efetuadas nos Capítulos 4 e 5 deste estudo;
- Eficácia de acordo com bibliografia especializada, nomeadamente FRTR (2001) e ADEME (2013).

Tabela 15: Análise das tecnologias para o Site 3001

Site 3001: Contaminantes no solo: TPH, VOC, HVOC, PAH, metais Contaminantes nas águas subterrâneas: TPH, VOC, HVOC, PAH, metais Litologia: Areias finas, argilas e ignimbrito				
Meio a remediar	Tecnologia	Adaptação ao contexto geológico e hidrogeológico	Adaptado aos contaminantes	Eficácia
Solo e águas subterrâneas	Extração multifásica	++	+ (Exceto PAH e metais)	++
	<i>Air sparging/SVE</i>	++	+ (Exceto PAH e metais)	+
	Oxidação química <i>in situ</i> (ISCO)	++	+	++
	Biodegradação	+	+ (Exceto metais)	+
Águas subterrâneas	Bombagem e tratamento (<i>Pump & Treat</i>)	++	++	+
	Barreiras reativas	++	++	+

++ (Bastante aplicável), + (Aplicável), - (Pouco Aplicável)

Tabela 16: Análise das tecnologias para o Site 5001

Site 5001: Contaminantes no solo: TPH, VOC, HVOC, PAH, metais, ftalatos, clorofenóis Contaminantes nas águas subterrâneas: TPH, VOC, PAH, metais Litologia: Argilas, argilas siltosas e basalto				
Meio a remediar	Tecnologia	Adaptação ao contexto geológico e hidrogeológico	Adaptado aos contaminantes	Eficácia
Solo e águas subterrâneas	Extração multifásica	++	+ (Exceto PAH e metais)	+
	Oxidação química <i>in situ</i> (ISCO)	-	+	+
Águas subterrâneas	Barreiras reativas	++	++	++

++ (Bastante aplicável), + (Aplicável), - (Pouco Aplicável)

Tabela 17: Análise das tecnologias para o Site 5002

Site 5002: Contaminantes no solo: Metais e TPH Contaminantes nas águas subterrâneas: Sem evidências Litologia: Gravelha arenosa				
Meio a remediar	Tecnologia	Adaptação ao contexto geológico e hidrogeológico	Adaptado aos contaminantes	Eficácia
Solo	Extração multifásica	++	+ (Exceto metais)	++
	Oxidação química <i>in situ</i> (ISCO)	++	+	+
	Biodegradação	++	+ (Exceto metais)	+
	Fitorremediação	++	++	+

++ (Bastante aplicável), + (Aplicável), - (Pouco Aplicável)

Pela análise das tabelas anteriores considera-se que:

- No *Site* 3001 a tecnologia que poderá ser mais adequada para remediar solos e águas subterrâneas é a oxidação química *in situ* (ISCO) e, para águas subterrâneas, bombagem e tratamento (*pump&treat*) e barreiras reativas;
- No *Site* 5001 para remediar solos e águas subterrâneas poderá ser necessária a combinação entre extração multifásica e oxidação química *in situ* (ISCO) e, para as águas subterrâneas, barreiras reativas;
- No *Site* 5002 as tecnologias que poderão ser mais adequadas para a remediação de solos são a oxidação química *in situ* (ISCO) e a fitorremediação; não se recomendam tecnologias de remediação de águas subterrâneas em face do estado incipiente de conhecimento deste meio potencialmente afetado;

-
- Nos *sites* em análise é provável ser necessária aplicação de mais do que uma tecnologia para se efetuar a descontaminação com eficácia (*treatment train*), devido à multiplicidade de contaminantes e às incertezas associadas à geologia e hidrologia subterrânea dos *sites*.
 - A aplicação de tecnologias de remediação pode ter de ser efetuada a par de outras medidas de proteção do(s) recetor(es) como seja o confinamento físico e a restrição de uso ou mesmo desativação com substituição (e.g. as captações para abastecimento público).

9. AÇÕES E MEDIDAS A DESENVOLVER

9.1. Obter informação relevante não disponibilizada até ao momento

- Acesso a documentos essenciais referidos em diversos estudos, e.g. IT CORPORATION (1995), CH2MHILL (2004), AESTUS (2009), AMEC (2012) ou USAFE (2015);
- Acesso a informação (caso exista) relativa a:
 - *Site* 3001
 - Campanhas de avaliação da qualidade dos solos após a remoção de fontes de contaminação relevantes (e.g. oleodutos);
 - Campanhas de prospeção que atestem o estado de contaminação dos solos após a ocorrência de novos derrames referidos em LNEC (2016);
 - *Site* 5002
 - Avaliação da contaminação dos solos nos reservatórios T-1313 a T-1318, T-1330, T-1331 e T-1340, antes e depois da sua demolição;
 - Volumes de solo contaminado removidos, espessura da camada de solo de cobertura colocada nos locais dos reservatórios T-1314 e T-1317;
 - Destino dado aos solos contaminados removidos;
 - Efetiva aplicação das recomendações propostas em AMEC (2010b) relativas ao local T-1342, nas quais se incluía a cobertura com solo não contaminado, numa espessura mínima de 30cm, da totalidade da área, visando prevenir o contacto dérmico ou inalação ou ingestão de potenciais partículas de solo contaminadas, bem como a cobertura vegetal da área com erva ou outras plantas;
 - Trabalhos efetuados especificamente no sentido de se avaliar esta hipótese posta por AMEC (2010) e USAFE (2015) de considerar as excedências de Co como estando relacionados com os valores de fundo natural.
- Medidas de remediação implementadas
 - A maioria das ações de remediação referidas (não “conhecidas” devido à inexistência de dados concretos nas fontes disponibilizadas) incluem apenas remoção de estruturas e a limpeza pontual de LNAPL em águas subterrâneas.
 - Levantamento detalhado das medidas de remediação implementadas e evidências da qualidade dos solos após remediação (resultados de análises);
 - Levantamento das medidas que têm sido implementadas para a remoção das fontes poluentes dentro dos perímetros de proteção das captações para abastecimento público e das que estão previstas.
- Monitorização das águas subterrâneas

-
- Nas análises de água para consumo humano fazer a listagem dos parâmetros adicionados às análises com correspondência aos contaminantes detetados nas possíveis fontes de contaminação e interpretação dos resultados obtidos.

9.2. Efetuar a revisão de incongruências/procedimentos inadequados detetados em estudos anteriores

- Em muitos casos os limites de deteção utilizados nas determinações laboratoriais não são adequados face aos VR das Normas de Ontário (OME, 2011) e aos LNQ do PGRH;
- Site 5001
 - Quais foram os parâmetros geotécnicos utilizados na análise de risco de BHATE (2008) dado que é referido que não foi possível executar as sondagens geotécnicas?
 - A profundidade de investigação das sondagens (máximo de 3m, CH2MHILL, 2005 in BHATE,2008 e AMEC, 2010), não é coerente com o facto de se identificarem plumas de contaminação mais profundas – 9,8m (MW01), 7,8m (MW02) e 6,4m (MW05);
- Site 5002
 - De acordo com o *Cleanup Site Closure Report* (USAFE, 2015 in LNEC, 2016) não se consideram necessárias medidas de remediação no local T-1342 por este não apresentar «contaminação generalizada por metais pesados», quando existem excedências aos VR relevantes, tanto de metais pesados, como de TPH;
 - Os VR utilizados nos estudos contemplam maioritariamente o uso industrial e água subterrânea não potável, apesar da proximidade de captações de abastecimento público;
 - Recolha de apenas 5 amostras de solo em 4 sondagens de 11 a 46m de profundidade; a profundidade de recolha das amostras não é referida;
 - As análises de TPH, AHC (incluindo BTEX) e PAH foram realizadas a materiais de “detritos de furação” e não a partir de amostras de solo recolhidas conforme o protocolo adequado.

9.3. Colmatar as lacunas de informação através de novos estudos

- Valores de referência
 - Estabelecer o *background* geoquímico regional (recorrendo eventualmente à amostragem de áreas não contaminadas na envolvente dos sites) para esclarecer as concentrações de fundo natural para determinados metais.

-
- Condutividade hidráulica das formações
 - Desconhece-se a existência de dados relativos à permeabilidade dos terrenos baseados em resultados de ensaios de *in situ*: caso não existam devem ser realizados para cada *site*, podendo ser do tipo *slug tests*.
 - Caracterização geotécnica
 - Caso não tenha sido efetuada a caracterização geotécnica deve ser feita para cada *site*, pelo menos com base na análise granulométrica, limites de consistência (de *Atterberg*), porosidade, massa volúmica.
 - Inventário de pontos de água (nascentes, captações particulares, poços, linhas de água, represas, etc.) na envolvente próxima dos *sites* em análise
 - Análise Quantitativa de Risco
 - Escassa informação sobre distribuição e concentrações dos contaminantes, ou informação não representativa da totalidade do *site*, resultante de planos de investigação com malhas de amostragem sem distribuição regular, mas sim orientadas para a deteção de um determinado evento poluente:
 - Eventual necessidade de fase de investigação *in situ* detalhada.
 - Situações em que os resultados das concentrações dos contaminantes são insuficientes para a seleção dos COC:
 - No *Site* 5002 apenas se encontra o registo de 2 piezómetros instalados, sendo que um deles se encontrou seco ou colmatado nas últimas campanhas. Considera-se que os piezómetros instalados não permitem uma caracterização espacial satisfatória do conjunto dos 3 locais que constituem o *site* (*Cinder Pit* 1, 2, 3);
 - Eventual necessidade de fase de investigação *in situ* detalhada.
 - Os resultados das concentrações dos COC consideradas poderão ter sido obtidos em campanhas de investigação realizadas antes de eventuais medidas de remediação, não existindo informação sobre as concentrações remanescentes após a aplicação dessas medidas:
 - Eventual necessidade de fase de investigação *in situ* detalhada.
 - Necessidade de obtenção de parâmetros específicos do *site* para a realização de uma AQR (e.g. características geotécnicas do solo, matéria orgânica, COT, condutividade hidráulica, espessura da zona saturada, porosidade, permeabilidade ao ar, etc.)

10. APRECIÇÃO FINAL

a) Das análises de amostras de solo colhidas durante a abertura de furos (MW) em 2011 (AMEC 2011) é possível identificar em *Area 5* um volume de solo de profundidade variável até aos 16 metros com teores muito elevados de TPH e um valor máximo 30.000 mg/kg, configurando um *hot spot* localizado numa pequena área de contorno circular na zona onde se concentra a maior parte dos furos (MW) desta subárea do *Site 3001*. Em *Apron A* identificaram-se também valores excessivos de TPH embora menores, em amostras colhidas na zona vadosa, até aos 2-3 metros de profundidade.

b) A extração de LNAPL que foi implementada nos furos onde foi detetada a presença de produto livre tem decorrido, de forma intermitente, desde 2012. Diversas ações de remoção de LNAPL ocorreram em vários furos de monitorização (MW) no *Site 3001* (MW03, MW04, MW05, MW11, MW20 e MW23), com bombas de extração (*spill-buster*), amostradores descartáveis, *skimmers* passivos e meias adsorventes e no *Site 5001* no MW08 e MW09 com *skimmers* passivos e meias adsorventes.

c) Durante o segundo semestre de 2017 apenas nos MW04, MW11 e MW20 (*Site 3001*) e MW08 (*Site 5001*) houve extração de LNAPL tendo-se observado que com exceção do *Site 3001*-MW04 onde ainda se registou uma espessura assinalável de LNAPL, os volumes observados nos restantes furos foram pequenos ou inexistentes.

d) Constata-se pois que as quantidades de LNAPL extraídas têm vindo a diminuir, embora por vezes as medições obtidas sejam marcadas por uma variabilidade significativa a qual tem dificultado a interpretação da sua evolução no tempo.

e) No entanto, esta acentuada diminuição dos volumes de LNAPL poderá significar que as tecnologias de extração em curso deixaram de ser eficazes face aos objetivos do programa de remediação que foi delineado no âmbito das atividades promovidas pela AAF. Deste modo impõe-se a sua reavaliação e/ou substituição por ações de remediação alternativas mais adequadas ao objetivo principal ainda por resolver e que é a remoção da fração dos contaminantes remanescentes presentes no solo e nas águas subterrâneas, cuja dimensão e localização espacial se encontra ainda muito mal definida.

f) Embora a extensão lateral dos limites da contaminação com LNAPL nos *Sites* possa ser *grosso modo* estimada, o delineamento/mapeamento da sua distribuição interna e espessura não está feito. Assim, aponta-se a necessidade de definição e delineamento de diagramas de corte transversal (*cross-section views*) para caracterização da distribuição e extensão das plumas (TPH, PAH, BTEX), bem como do desenvolvimento de cartografia e delineamento de secções transversais sobre a geologia, os níveis hidrostáticos e a direção dos fluxos. Importa igualmente promover investigação sobre a localização de outras fontes de LNAPL ainda por identificar, com recurso a tecnologias específicas (*Laser-Induced Fluorescence - LIF; membrane interface probe - MIP*), recorrendo, se necessário, à instalação de novos furos de monitorização se necessário para investigação da pluma de fase dissolvida (AFCEC/CZT, 2016).

g) A hidrologia é complexa em ambos os *sites* (3001 e 5001) ocorrendo alternância de camadas permeáveis e impermeáveis, dando lugar à ocorrência de aquíferos suspensos. Furos de monitorização (MW) adjacentes apresentam diferentes concentrações de contaminantes, mesmo no caso daqueles que se julga estarem em ligação com o mesmo aquífero, com base nos estudos geológicos disponíveis. Deste modo, torna-se impossível desenvolver uma avaliação integrada que seja válida para o conjunto dos furos de uma determinada área ou *Site* sendo apenas exequível fazer-se uma apreciação para cada furo tomado individualmente (AFCEC/CZT, 2016).

h) Apesar da remoção de LNAPL que vai sendo levada a cabo à medida que este se torna visível nos furos, mas uma vez que a origem ou origens da contaminação das águas subterrâneas não se encontra(m) localizada(s) e eliminada(s) é de prever que as ações de recuperação de LNAPL em curso tenham que ser prosseguidas ainda por um longo período de tempo. Estabelecimento de estratégias de remediação de longo prazo com acompanhamento e quantificação sistemática das taxas de remoção/evolução de LNAPL e contaminantes específicos.

i) A monitorização analítica das águas subterrâneas tem apresentado resultados muito variáveis e com picos que alguns têm procurador identificar como uma tendência de decréscimo dos focos de contaminação. No entanto os últimos resultados obtidos (Tetra Tech 2017) mostram valores altos que identificam uma clara contaminação das águas subterrâneas em ambos os *Sites*. Embora apresentando valores variáveis e em muitos casos situados abaixo dos níveis de referência, estes valores continuam a evidenciar em geral e de forma clara um impacto que não pode ser desvalorizado e que afecta as águas subterrâneas em ambos os *Sites*.

j) Dados recentes de LNEC (2018) permitem mesmo identificar duas novas áreas a sul dos *Sites* 3001 e 5001 que requerem agora uma atenção especial. A primeira diz respeito à degradação da qualidade das águas identificada no piezómetro FP3A com início registado em março de 2016, que poderá estar associada ao derrame de combustível de 2016. A segunda é referente à confirmação do reaparecimento de hidrocarbonetos do petróleo nos dois pontos amostrados por LNEC (S5B e FB5) nas últimas três campanhas, suscitando que “seja rapidamente feita uma reavaliação das suas causas bem como das formas mais adequadas para incrementar a reabilitação no *Site* 5001”, tendo em vista a preservação ambiental da zona do Paul, considerado um ponto de descarga do sector S do aquífero basal no *graben* das Lajes.

k) Da avaliação de metais pesados em solos e substratos de alguns locais do *Site* 5002 recentemente levada a cabo (Universidade dos Açores, 2018) foi possível concluir que os valores obtidos se apresentaram baixos ou mesmo vestigiais para todos os elementos analisados com exceção do chumbo. O estudo revelou a existência de 3 locais com focos prováveis de contaminação superficial por Pb (extraível por *aqua regia*) com teores baixos a moderados, sem que as amostras colhidas até maior profundidade (2 metros) tivessem revelado qualquer indício de contaminação.

l) Embora no Capítulo 7 deste estudo seja apresentada uma avaliação sumária de risco para a saúde humana, os resultados devem ser encarados como um *screening* preliminar, característico de uma *Tier 1*, com a assunção de uma abordagem claramente conservadora e com elevado grau de incerteza que deriva da insuficiência da informação disponibilizada, nomeadamente no que respeita à insuficiente definição dos trajetos, a

qual terá que ser aprofundada e consolidada com vista a uma melhor credibilização do estudo de análise de risco em causa.

m) No Capítulo 8 identifica-se um conjunto de tecnologias que podem ser consideradas aplicáveis para remediação dos *Sites* contaminados, as quais deverão ser posteriormente objeto de análise especializada, cuidadosa e aprofundada para que exista uma probabilidade elevada de sucesso.

n) A “atenuação natural” referenciada como uma das ações de remediação adotadas para implementação por parte da AAF no âmbito do programa em curso, não tem sido objeto de um processo adequado e credível de monitorização conforme seria necessário para a sua validação. As referências aos seus efeitos são vagas e imprecisas, surgindo num ou noutra relatório, quase sempre de forma meramente especulativa e sem apoio de dados obtidos de forma sistemática que permitam uma avaliação cientificamente fundamentada desta medida de remediação. Assim nos relatórios consultados não se identificaram quaisquer dados ou bases técnicas para suportar a análise do processo de modo a permitir a perceção clara do seu efeito e quantificação da sua eficácia quanto a uma eventual redução dos compostos no solo e nas águas. Deste modo, preconiza-se a avaliação e implementação, em áreas específicas, de medidas de estímulo (*enhancement*) do processo de atenuação natural, com base em técnicas de arejamento forçado (*air sparging*) e de adição de nutrientes e aceitadores de eletrões e eventualmente de microorganismos adaptados.

o) Por último, importa referir a necessidade de desenvolvimento de um plano de contingência para as águas de abastecimento público, com definição de fontes de água alternativas no caso de contaminação de captações da Praia Ambiente EM, nomeadamente identificação de zonas aquíferas passíveis de serem captadas e/ou potenciação de captações já existentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFCEC/CFEE (2015) *Environmental Baseline Survey Cova das Cinzas Petroleum Products Storage Annex (EPXA) GSU of Lajes Field, Azores, Portugal FINAL REPORT*

AFCEC/CZT (2016) *Status Report on Technical Evaluation of Remedial Approach being Implemented at Sites 3001 and 5001, Lajes Field, Azores, Portugal in LNEC - Proc. 0102/121/20098, pp. 117-170.*

Allen & Hoshall, 1990. *Analyse Water Wells for Lajes Field, Azores, Portugal.* United States Air Force. Engineering Report. Delivery Order F;61040-89-D0002, Project MQNA 88-1020.

AMEC, 2008 - Site Characterization Plan for the Cinder Pit Tank Farm and Pipelines at Lajes Field, Azores, Portugal. Site Characterization Report. Kaiserslautern, August 2008.

AMEC (2009) – Soil Investigation Near an Abandoned Communication Cable – Lajes Field, Azores, Portugal. AMEC Earth & Environmental.

AMEC 2010 - AMEC Earth & Environmental GmbH: Prepare a Remedial Design and Perform a Pilot Study for Sites 3001 and 5001 at Lajes Field, Azores, Portugal - Quality Program Plan (QPP, TO68). July 2010

AMEC, 2010 – Caracterizações do Local na Base das Lajes (65 ABW), Açores, Portugal. Relatório Final de Caracterizações do Local. Kaiserslautern, Outubro de 2010.

AMEC (2010a) PERFORM SITE CHARACTERIZATIONS AT LAJES FIELD, AZORES, PORTUGAL - GROUNDWATER MONITORING - 65TH CIVIL ENGINEER SQUADRON LAJES FIELD. FINAL GROUNDWATER MONITORING REPORT

AMEC (2010b) SITE CHARACTERIZATIONS AT LAJES FIELD, AZORES, PORTUGAL 65TH CIVIL ENGINEERING SQUADRON LAJES FIELD FINAL REPORT SITE CHARACTERIZATIONS.

AMEC 2010c - AMEC Earth & Environmental GmbH: Perform Site Characterizations at Lajes Field, Azores, Portugal – Groundwater Monitoring (TO45). October 2010

AMEC (2011) SITE INVESTIGATION ACTIVITIES AND SITE CHARACTERIZATIONS AT LAJES FIELD, AZORES, PORTUGAL 65TH CIVIL ENGINEERING SQUADRON LAJES FIELD. FINAL REPORT.

AMEC (2011b) PREPARE A REMEDIAL DESIGN AND PERFORM A PILOT STUDY FOR SITES 3001 AND 5001 LAJES FIELD, AZORES, PORTUGAL 65TH CIVIL ENGINEERING SQUADRON LAJES FIELD FINAL REPORT.

AMEC (2012) DATA SUMMARY REPORT FOR ANNUAL GROUNDWATER MONITORING 2012 AT SITES 3001, 3003, 3005, AND 5001 AT LAJES FIELD, AZORES, PORTUGAL.

AMEC (2012) PERFORM A FEASIBILITY STUDY FOR THE REMEDIATION OF SITES 3003 AND 3005 AT LAJES FIELD, AZORES, PORTUGAL 65TH CIVIL ENGINEERING SQUADRON LAJES FIELD FINAL REPORT.

AMEC (2013) CONDUCT A GROUNDWATER FLOW STUDY AT SITE 3006 AT LAJES FIELD, AZORES, PORTUGAL. FINAL

AMEC (2015) PERFORM LONG-TERM MONITORING ACTIVITIES AT LAJES FIELD, AZORES, PORTUGAL SITES 3003, 3005, 5002 & DRINKING WATER WELLS 65TH CIVIL ENGINEERING SQUADRON LAJES FIELD

Bhate (2008)- BHATE ENVIRONMENTAL ASSOCIATES INC.: Risk Assessment Report for Priority Sites, Lajes Field, Azores, Portugal. May 2008.

Bhate Associates (2008) – Risk Assessment Summary of Findings for Sites 5001 (South Tank Farm), 3001 (Main Gate Area) and Data Gap Sampling at Lajes Field, Azores, Portugal.

Bhate Associates (2014) – Long-Term Monitoring At Lajes Field, Azores, Portugal.

Broberg, Karin; Concha, Gabriela; Engstrom, Karin; Lindwall, Magnus; Grander, Magaret; Vahtr, Maria (2011). Lithium in drinking water and thyroid function. *Environmental Health Perspective*, Lund, V. 119, n.º 6, p 827-830

CH2M HILL (2004) – Data Summary Report, Groundwater Sampling at Lajes Field.

CH2MHILL (2004) - Discovery of Suspected and Contaminated Sites Study. Lajes Field, Azores, Portugal (DISCO study 2004). Final Project Report, Kaiserslautern, Germany, March 2004.

CH2MHILL (2005) – *Hydrogeological Report Lajes Field, Azores, Portugal FINAL*

Cleary, C., Kachek, D., Liefer, T. e Zruba, R. (1997) *Environmental Survey for 3 Sites. Lajes Field, Azores, Portugal*

Clausen, J. L., B. Bostick & N. Korte. 2011. *Migration of Lead in Surface Water, Pore Water, and Groundwater With a Focus on Firing Ranges*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41:15, 1397-1448, DOI: 10.1080/10643381003608292

ERSARA (2016) *Relatório Anual. Controlo da Qualidade da Água para Consumo Humano*

DRAOTRH, 2001 – Plano Regional da Agua. Relatório Técnico. Versão para Consulta Publica. Região Autónoma dos Acores, Ponta Delgada.

Elias, R.B., Gil, A., Silva, L., Fernández-Palacios, J.M., Azevedo, E.B. & Reis, F. 2016. *Natural zonal vegetation of the Azores Islands: characterization and potential distribution*. *Phytocoenologia* 46(2): 107-123.

Frohlich, R.K. and Berbereia, V.J.D. (2000) Location of Groundwater Resources with Geoelectrical Depth Soundings - Terceira Azores. Department of Geosciences. University of Rhode Island.

Gregory Kipp , Andy Davis , Kanan Patel-Coleman & Leslie Klinchuch (2013) Testing for “Organolead”—Is It Truly Organic Lead (Pb)?, *Environmental Forensics*, 14:3, 204-214, DOI: 10.1080/15275922.2013.814179

IT Corporation (1995): IT CORPORATION: Site Investigation Report, Main Gate Area, Lajes Field. October 1995.

Lloyd, EF e Collis, SF. 1981. Geothermal Prospection – Ilha Terceira – Açores: Geological Report. Secretaria Regional do Comércio e Indústria, Governo Regional dos Açores.

LNEC (2010) ANÁLISE E PARECER SOBRE A SITUAÇÃO AMBIENTAL NAS ÁREAS DE CAPTAÇÃO DOS FUROS DE ABASTECIMENTO DO CONCELHO DE PRAIA DA VITÓRIA – AÇORES. Relatório final das águas subterrâneas. Estudo Realizado para a Câmara Municipal da Praia da Vitória.

LNEC (2010) *Prospecção Geofísica, pelo Método da Resistividade Eléctrica, no Concelho de Praia da Vitória, Açores*. Estudo Realizado para a Câmara Municipal da Praia da Vitória.

LNEC (2011) ANÁLISE E PARECER SOBRE A SITUAÇÃO AMBIENTAL NAS ÁREAS DE CAPTAÇÃO DOS FUROS DE ABASTECIMENTO DO CONCELHO DE PRAIA DA VITÓRIA – AÇORES Síntese do Relatório Final das Águas Subterrâneas. Estudo Realizado para a Câmara Municipal da Praia da Vitória. Lisboa.

LNEC (2013) Análise e Acompanhamento dos Trabalhos de Reabilitação para melhoria da Situação Ambiental Envolve aos Furos de Abastecimento de Água do Concelho da Praia da Vitória, Açores, Relatório Final Estudo Realizado para a ERSARA.

LNEC (2016) Análise e Acompanhamento dos Trabalhos de Reabilitação para melhoria da Situação Ambiental Envolve aos Furos de Abastecimento de Água do Concelho da Praia da Vitória, Açores, Relatório de Progresso. Estudo Realizado para a ERSARA.

LNEC (2016b) Análise e Acompanhamento dos Trabalhos de Reabilitação para melhoria da Situação Ambiental Envolve aos Furos de Abastecimento de Água do Concelho da Praia da Vitória, Açores, Relatório Final. Estudo Realizado para a ERSARA.

LNEC (2017) - Análise e Acompanhamento dos Trabalhos de Reabilitação para Melhoria da Situação Ambiental Envolve aos Furos de Abastecimento de Água do Concelho de Praia da Vitória, Açores. Parecer sobre o relatório "Perform Remedial Action: Light Non-Aqueous Phase Liquid Extraction at Sites 3001 and 5001 Lajes Field, Azores, Portugal. Semi-Annual Monitoring Report. November 2017". LNEC - Proc. 0605/121/21177. Relatório 57/2018 – DHA/NRE

LNEC (2018) - Análise e Acompanhamento dos Trabalhos de Reabilitação para Melhoria da Situação Ambiental Envolve aos Furos de Abastecimento de Água do Concelho de Praia da Vitória, Açores. Análise dos resultados da monitorização. Relatório 137/2016 – DHA/NRE.

Meneses, J. G. A., 1993. *Hidrologia e Hidrologia da Ilha Terceira – Grandes Condicionantes*. Comunicação apresentada no seminário Recursos Hídricos e o Ambiente na Região Autónoma dos Açores. Câmara Municipal de Angra do Heroísmo. 1-56.

MH2HILL (2005) Hydrogeological Study Report, Lajes Field, Azores, Portugal. Technical Report, Final

Miguel, M.C. (2004) O Paul da Praia da Vitória- *Caracterização Hidrogeológica*. Universidade dos Açores.

MWH & ERM (2013) Long Term Monitoring Report for the second semi-annual groundwater monitoring performed in September 2013 at Sites 3001 and 5001 at Lajes Field. Perform LNAPL (LIGHT NON-AQUEOUS PHASE LIQUID) extraction and long term monitoring at sites 3001 and 5001 at Lajes Field, Azores, Portugal

Nordberg, G. F.; Fowler, B. A.; Nordberg, M.; Friberg, L. (2007). *Handbook on the Toxicology of Metals*. Third Edition. Elsevier Londres. Pp.975

North Wind Inc. & AMEC (2015) - LIGHT NON-AQUEOUS PHASE LIQUID EXTRACTION AND LONG-TERM MONITORING AT SITES 3001 AND 5001 AT LAJES FIELD, AZORES, PORTUGAL. Second Semi-Annual LTM

Novo, M.E. e Rodrigues, F. C. (2001) – *Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas dos Açores*. Fase 3 - Relatório Final. Relatório LNEC 239/01 – GIAS.

Poster presented in the NATO-ASI “Overexploitation and Contamination of Shared Groundwater Resources: Management; (Bio)Technological and Political Approaches to Avoid Conflicts” (2006) Varna, Bulgaria.

Relatório Final. Projecto de Recuperação do Paul da Praia da Vitória. Departamento de Ciências Agrárias. Universidade dos Açores.

Rodrigues, F.C. (2004). *Caracterização hidroológica da zona do Paul – Praia da Vitória*.

Rodrigues, F.C. and Meneses, J.G.A. (2006). *Hidrogeology of Lajes Graben – Terceira, Azores*.

Rodrigues, F.C., and Novo, M.E.J.S.. *Submarine discharges of groundwater from Lajes Graben – Terceira, Azores*. Oral presentation at the 41st International Association of Hydrology Congress "Groundwater : Challenges and Strategies" - Marrakech, Morocco. 2014.

Tetra Tech Inc. (2016a) LONG-TERM MONITORING REPORT Sites 3001 and 5001 Lajes Field, Azores, Portugal.

Tetra Tech Inc. (2016b) Sites 3003, 3005, 5002 and Drinking Water Supply Wells Lajes Field, Azores, Portugal

Tetra Tech Inc. (2017) Perform Remedial Action: Light Non-Aqueous Phase Liquid Extraction at Sites 3001 and 5001 Lajes Field, Azores, Portugal SEMI-ANNUAL MONITORING REPORT – Final.

USACE (1997) - U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS (USACE): Environmental Survey for Three Sites.

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Maio 2011) MQNA1001

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Maio 2011) MQNA2004

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Maio 2011) MQNA2006

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Maio 2011) MQNA2007

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Outubro 2014) MQNA2009

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Maio 2011) MQNA2010

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Fevereiro 2009) MQNA3002

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Março 2012) MQNA3003

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Maio 2011) MQNA3004

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Outubro 2014) MQNA3005

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Outubro 2013) MQNA3006

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Maio 2011) MQNA3007

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Março 2012) MQNA3008

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Março 2012) MQNA3009

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Maio 2011) MQNA3010

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Maio 2011) MQNA3011

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Março 2012) MQNA3013

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Março 2012) MQNA5002

USAFE CLEANUP SITE CLOSURE REPORT (Março 2012) MQNA5002

Worts (1950). *Historical Review of the International Water-Resources Program of the U.S. Geological Survey 1940-70.*

ANEXOS

Anexo I.

Tabela I: Teores em metais nos Furos de captação.

Elemento	Unidade	Furos		
		Juncal 2	Pico Celeiro	Areeiro
Arsénio	mg/L	0.002	0.002	0.002
Cadmio		0.0004	0.0004	0.0004
Chumbo		0.005	0.005	0.005
Crómio		0.01	0.01	0.01
Cobre		0.01	0.01	0.01
Mercurio	µg/L	0.0004	0.0004	0.0004
Boro		0.2	0.2	0.2
Zinco		0.02	0.02	0.02

Tabela II: Teores em metais nos Poços escavados.

POÇO	Fósforo Total	Antimónio	Arsénio	Bário	Cádmio	Chumbo	Cobre	Mercúrio	Molibdénio	Zinco	TPH*
	µg P/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	µg /L	mg/L	mg/L
CP1	47	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,021	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	6,0	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP2	185	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,022	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP3	290	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,026	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP5	281	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,016	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP6	946	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,025	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP8	31	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,012	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP10	16	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,012	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP11	56	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,013	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP12	75	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	<0,005(LQ)	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	10	0,09	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP13	72	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,006	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP14	78	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,016	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP16	203	<2,5 (LQ)	0,009	0,031	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP17	107	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,051	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	5)	0,10	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CP18	52	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	<0,005(LQ)	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)
CPPBJ	82	<2,5 (LQ)	<0,005(LQ)	0,080	<1,0 (LQ)	<3,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,0003(LQ)	<5,0 (LQ)	<0,05(LQ)	<0,01(LQ)

Tabela III: Teores em metais no Paul da Praia da Vitória.

Elemento	Unidade	Paul da Praia da Vitória							
		15-10-13	24-01-14	29-07-14	06-03-15	23-07-15	03-02-16	11-07-16	13-02-17
Arsénio	mg/L	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	0,07	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Cadmio		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,0046	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Chumbo		0,01	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	0,0580	< 0,003
Crómio		< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Cobre		< 0,05	< 0,05	0,019	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mercúrio		<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003
Níquel		< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
Zinco		< 0,02	0,03	< 0,01	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Hidrocarbonetos		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01

Tabela IV: Teores em metais no Paul do Belo Jardim.

Elemento	Unidade	Paul do Belo Jardim							
		15-10-13	24-01-14	29-07-14	06-03-15	23-07-15	03-02-16	11-07-16	13-02-17
Arsénio	mg/L	< 0,003	< 0,003	-	-	-	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Cadmio		< 0,001	< 0,001	-	-	-	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Chumbo		0,01	< 0,003	-	-	-	< 0,003	0,0580	< 0,003
Crómio		< 0,002	< 0,002	-	-	-	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Cobre		< 0,05	< 0,05	-	-	-	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mercúrio		<0,0003	<0,0003	-	-	-	<0,0003	<0,0003	<0,0003
Níquel		< 0,006	< 0,006	-	-	-	< 0,006	< 0,006	< 0,006
Zinco		< 0,03	0,02	-	-	-	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Hidrocarbonetos		< 0,01	< 0,01	-	-	-	< 0,01	< 0,01	< 0,01

Tabela V: Teores em metais no Paul da Pedreira da Praia da Vitória.

Elemento	Unidade	Paul da Pedreira da Praia da Vitória							
		15-10-13	24-01-14	29-07-14	06-03-15	23-07-15	03-02-16	11-07-16	13-02-17
Arsénio	mg/L	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	0,005	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Cadmio		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Chumbo		< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	0,049	0,003
Crómio		< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Cobre		0,05	< 0,05	0,018	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mercúrio		<0,0003	<0,0003	<0,0003	0,0008	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003
Níquel		< 0,003	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
Zinco		0,02	0,03	< 0,01	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Hydrocarbonetos		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01

Anexo II.

Tabela I: Parâmetros das águas subterrâneas com excedências ao VR – Site 3001 (LNEC, 2016b e 2017)

Parâmetros com excedências	Unidade	Limite de deteção	Valor de referência	Ponto de amostragem								Campanha de Amostragem	Observações
				Profundidade do furo (m)									
				Piezómetro FP3A	Piezómetro FP6A	Piezómetro FP6B	Piezómetro S6A	Piezómetro S6B	Piezómetro MW01	Piezómetro MW02	Piezómetro MW05		
				16,50	42,00	12,00	11,00	9,00	9,80	7,80	6,40		
Metais dissolvidos / Catiões principais													Localização dos furos:
Alumínio (Al)	mg/l	0,01	0,2 (VP)	13	0,31	0,53	4,7	3,4	2,4	0,35	0,9	Setembro 2016 (LNEC)	Os pontos localizam-se nas formações aquíferas suspensas.
Cobalto (Co)	mg/l	0,002	0,0038 (VR)	0,00007	0,034	0,003	0,015	0,002	0,006	<0,002	0,007		Profundidade dos tubos ralos:
Ferro (Fe)	mg/l	0,002	0,2 (VP)	8	0,9	26	7,1	8	18	0,28	3,3		FP3A – 7,50 m a 8,50 m e 13,00 m a 15,00 m
Chumbo (Pb)	mg/l	0,005	0,01 (LNQ)	0,03	0,007	<0,003	0,029	0,004	0,003	<0,003	<0,003		FP6A – 37,00 m a 40,00 m
Manganês (Mn)	mg/l	0,0005	0,05 (VP)	0,9	0,8	10	6	0,59	5,2	0,033	1,8		FP6B – 2,00 m a 4,00 m
Níquel (Ni)	mg/l	0,002	0,02 (VP)	0,026	0,018	<0,005	0,011	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005		
Vanádio (V)	mg/l	0,001	0,0062 (VR)	0,01	<0,01	0,014	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		
BTEX													
Tolueno	µg/l	1	1,3 (LNQ)	<1	<1	<1	<1 (*)	10,9	<1	<1	<1	Setembro 2017 (LNEC)	

												(*) Setembro 2016 (LNEC)	S6A – 2,60 m a 8,60 m
Hidrocarbonetos aromáticos polinucleares (PAH)													S6B – 2,00 m a 7,00 m MW01 – 6,80 m a 9,80 m
Benzo(a)antraceno	µg/l	0,001	0,0065 (LNQ)	<0,005	<0,002	0,04	<0,002 (*)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002		MW02 – 4,80 m a 7,80 m
Benzo(a)pireno	µg/l	0,001	0,01 (LNQ)	0,018	<0,002	<0,002	<0,002 (*)	<0,002	0,004	<0,002	<0,002		MW05 – 3,40 m a 6,40 m.
Fluoreno	µg/l	0,001	0,0065 (LNQ)	<0,005	<0,002	0,017	<0,002 (*)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002		
Fenantreno	µg/l	0,001	0,0065 (LNQ)	0,089	0,007	0,015	<0,002 (*)	0,007	0,007	0,005	0,002	Setembro 2017 (LNEC) (*) Setembro 2016 (LNEC)	Amostragem: (1) Amostra superficial (S) para detetar LNAPL; (2) Amostra no fundo (F) para detetar DNAPL (3) Amostra a meio (M) da coluna

VALORES DE REFERÊNCIA:

LNQ - Limiares definidos nos Planos de Gestão das Regiões Hidrográficas (APA, 2015)

VP - Valor Paramétrico, DL 306/2007 “Qualidade da água destinada ao consumo humano”

VR – Normas de Ontário Tabela 2: Full Depth Generic Site Condition Standards in a Potable Ground Water Condition para a água subterrânea potável (Abril 2011)

A rosa determinações acima do valor de referência (VR)

Anexo III

Tabela I: Dados laboratoriais referentes aos Metais Pesados das amostras de solos do DISCO 5002: Cinder Pit 3 (UST 1431), realizadas pela Universidade dos Açores em fevereiro de 2018.

Local	Ident	pH (H ₂ O)	M.O. (%)	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Cd
..... mg . Kg ⁻¹									
AST-1341	T1(2)-1	7,8	0,85	36	46	2	12	31	0,30
AST-1341	T1(2)-2	8,0	0,41	36	44	1	10	27	0,29
AST-1341	T1(2)-3	8,1	0,15	48	66	2	12	42	0,27
AST-1341	T1(2)-4	8,0	0,87	41	43	5	4	19	0,35
AST-1341	T1(3)-1	7,9	0,42	36	46	1	14	35	0,30
AST-1341	T1(3)-2	8,0	0,59	32	43	2	9	29	1,15
AST-1341	T1(3)-3	8,1	0,07	35	44	1	11	26	0,27
AST-1341	T1(4)-1	8,3	0,07	37	33	0	8	20	0,31
AST-1341	T1(4)-2	8,5	0,02	24	11	1	6	29	0,32
AST-1341	T1(4)-3	8,8	2,57	25	12	0	7	27	0,33
AST-1341	T1(6)-1	8,1	1,15	75	26	27	12	33	0,33
AST-1341	T1(6)-2	7,9	1,15	78	22	3	13	42	0,32
AST-1341	T1(6)-3	7,1	1,75	73	19	1	13	38	0,32
AST-1341	T1(6)-4	7,2	2,23	80	31	4	11	35	0,36
AST-1341	T1(6)-5	6,9	0,64	76	23	3	16	31	0,32
AST-1341	T1(A)-1C	8,6	0,83	61	5	9	0	15	0,33
AST-1341	T1(A)-2C	8,6	0,77	62	5	9	0	14	0,29
AST-1341	T1(A)-3	8,7	2,51	65	3	7	0	13	0,30
AST-1341	T1(A)-4	8,0	4,13	79	32	20	18	35	0,28
AST-1341	T1(A)-5	7,9	0,22	79	24	3	14	36	0,31
AST-1341	T1(A)-6	8,7	9,73	37	34	1	3	20	0,36
AST-1342	T2-1	8,4	0,80	68	5	15	1	12	0,19
AST-1342	T2-2	8,7	0,67	65	4	7	0	11	0,22
AST-1342	T2-3	8,7	0,86	62	3	8	0	11	0,23
AST-1342	T2-4	8,2	2,38	81	31	144	19	32	0,25
AST-1342	T2(8)-1	7,2	0,03	27	18	4	5	19	0,30
AST-1342	T2(8)-2	7,7	0,11	18	10	1	5	21	0,30
AST-1342	T2(8)-4	7,8	0,03	17	13	0	4	21	0,28
AST-1342	T2(9)-1	7,3	0,30	43	42	40	4	21	0,29
AST-1342	T2(9)-2	8,1	0,03	37	44	3	4	22	0,29
AST-1342	T2(9)-3	7,8	0,00	34	38	2	3	17	0,30
AST-1342	T2(9)-4	8,1	0,04	41	60	3	6	23	0,28
AST-1342	T2(10)-1	8,4	0,00	34	52	0	12	31	0,26
AST-1342	T2(10)-2	8,0	0,00	39	50	1	14	31	0,33
AST-1342	T2(10)-3	8,3	0,00	35	46	0	13	27	0,22
AST-1342	T2(10)-4	8,5	0,00	39	41	0	15	36	0,25
AST-1342	T2(A)-1	8,3	0,01	20	11	12	4	14	0,27
AST-1342	T2(A)-2	8,4	0,10	21	18	4	6	21	0,33
AST-1342	T2(A)-3	8,4	0,07	22	25	1	6	18	0,40
Outros	CP1	6,6	6,43	86	16	25	16	32	0,44
Outros	CP2	6,0	3,32	75	17	16	8	18	0,36
Outros	CP3	6,6	3,76	84	17	5	7	21	0,38
Outros	CP4	6,6	3,72	88	30	5	11	25	0,33
Outros	CP25	7,5	0,55	83	30	4	15	31	0,46

Tabela II: Dados laboratoriais referentes aos Metais Pesados das amostras de solos do DISCO 5002: Cinder Pit 3 (UST 1431), realizadas pela Universidade dos Açores em maio de 2018.

Local	Ident	pH (H ₂ O)	M.O. (%) mg . Kg ⁻¹					
				Zn	Cu	Pb	Cr	Ni	Cd
AST-1341	T1-6 (1)	8,0	2,3	65	23	13	15	25	0,36
AST-1341	T1-6 (2)	7,9	2,0	64	20	14	13	26	0,33
AST-1341	T1-6 (3)	8,1	2,3	64	24	12	13	27	0,36
AST-1341	T1-6 (4)	8,1	1,7	61	22	12	14	37	0,32
AST-1341	T1-A (1)	8,1	2,9	76	33	100	19	30	0,35
AST-1341	T1-A (2)	7,9	4,0	75	31	5	20	34	0,33
AST-1341	T1-A (3)	7,6	4,9	73	26	7	19	26	0,33
AST-1341	T1-A (4)	7,9	2,4	64	27	16	16	26	0,31
AST-1341	T1-A (5)	8,0	2,5	67	25	41	14	25	0,34
AST-1341	T1-A (6)	8,2	2,2	67	24	48	14	24	0,34
AST-1341	T1-A (7)	7,9	2,8	66	27	18	18	29	0,37
AST-1342	T2-A4 (1)	8,3	0,4	68	30	139	16	27	0,35
AST-1342	T2-A4 (2)	8,1	1,7	60	27	126	15	31	0,36
AST-1342	T2-A4 (3)	8,3	2,8	76	37	342	19	34	0,40
AST-1342	T2-A4 (4)	8,3	2,7	70	35	135	18	27	0,42
AST-1342	T2-A4 (5)	8,6	1,9	71	29	51	15	26	0,37
AST-1342	T2-A4 (6)	8,2	3,5	71	32	153	17	31	0,40
AST-1342	T2-A4 (7)	8,4	2,5	68	33	78	19	28	0,34
AST-1342	T2-A4 (8)	8,4	2,6	67	31	95	18	27	0,38
AST-1342	T2-A4 (9)	8,2	2,8	70	29	228	16	31	0,38
AST-1342	T2-9 (1-A)	8,3	0,3	45	25	26	12	22	0,36
AST-1342	T2-9 (1-B)	8,0	0,2	27	13	17	7	14	0,40
AST-1342	T2-9 (2-A)	8,2	0,4	40	19	20	10	22	0,38
AST-1342	T2-9 (2-B)	8,1	0,3	36	17	17	10	22	0,38
AST-1342	T2-9 (3-A)	7,4	1,1	46	29	121	11	20	0,35
AST-1342	T2-9 (3-B)	7,6	1,0	46	32	98	10	24	0,40
AST-1342	T2-9 (4-A)	8,3	0,3	43	22	23	16	28	0,42
AST-1342	T2-9 (4-B)	8,6	0,4	36	17	21	6	17	0,41
AST-1342	T2-9 (5-A)	8,1	0,3	35	17	25	8	19	0,40
AST-1342	T2-9 (5-B)	8,2	0,3	43	22	36	11	24	0,38

Anexo IV. Parâmetros adotados na Análise de Risco

Site Name: LAJES - SITE 3001
Site Location: Ilha Terceira (Acores)

Completed By:
Date Completed: 20-Jun-18

Exposure Parameters	Residential				Commercial/Industrial		User Defined
	Child*	Adolescent	Adult	Age Adjusted**	Adult	Construct.	
ATc Averaging time for carcinogens (yr)	70	70	70	NA	70	70	-
ATn Averaging time for non-carcinogens (yr)	6	12	30	NA	25	1	-
BW Body weight (kg)	15	35	70	NA	70	70	-
ED Exposure duration (yr)	6	12	30	NA	25	1	-
τ Averaging time for vapor flux (yr)	30	30	30	NA	30	30	-
EF Exposure frequency (days/yr)	350	350	350	NA	250	180	-
EFD Exposure frequency for dermal exposure	350	350	350	NA	250	180	-
IRw Ingestion rate of water (L/day)	1	1	2	2.5	1	NA	-
IRs Ingestion rate of soil (mg/day)	200	200	100	387	50	100	-
SA Skin surface area (dermal) (cm ²)	2023	2023	3160	4771	3160	3160	-
M Soil to skin adherence factor	0.5	0.5	0.5	NA	0.5	0.5	-
ETswim Swimming exposure time (hr/event)	1	3	3	NA	NA	NA	NA
EVswim Swimming event frequency (events/yr)	12	12	12	NA	NA	NA	NA
IRswim Water ingestion while swimming (L/hr)	0.5	0.5	0.05	0.3	NA	NA	NA
SAswim Skin surface area for swimming (cm ²)	3500	8100	23000	15680	NA	NA	NA
IRfish Ingestion rate of fish (kg/yr)	0.025	0.025	0.025	0.053	NA	NA	NA
FIfish Contaminated fish fraction (unitless)	1	1	1	NA	NA	NA	NA
IRbg Below-ground vegetable ingestion	0.002	0.002	0.006	2.053	NA	NA	NA
IRabg Above-ground vegetable ingestio	0.001	0.001	0.002	0.887	NA	NA	NA
VGBg Above-ground Veg. Ingest. Correction Factor	0.01	0.01	0.01	NA	NA	NA	NA
VGBgb Below-ground Veg. Ingest. Correction Factor	0.01	0.01	0.01	NA	NA	NA	NA

* = Child Receptor used for Non-Carcinogens

** = Age-adjusted rate is effective value corresponding to adult exposure facto

Site Name: LAJES - SITE 3001
Site Location: Ilha Terceira (Acores)

Completed By:
Date Completed: 20-Jun-18

Surface Soil Column Parameters	Value	(Units)		
h_{cap} Capillary zone thickness	0.05	(m)		
h_v Vadose zone thickness	2.95	(m)		
ρ_s Soil bulk density	1.7	(g/cm ³)		
f_{oc} Fraction organic carbon	0.01	(-)		
θ_T Soil total porosity	0.38	(-)		
	<u>capillary</u>	<u>vadose</u>	<u>foundation</u>	
θ_w Volumetric water content	0.342	0.12	0.12	(-)
θ_a Volumetric air content	0.038	0.26	0.26	(-)
K_{vs} Vertical hydraulic conductivity	864			(cm/d)
k_v Vapor permeability	1E-12			(m ²)
L_{gw} Depth to groundwater	3			(m)
pH Soil/groundwater pH	6.8			(-)
W Length of source-zone area parallel to wind	45			(m)
W_{gw} Length of source-zone area parallel to GW flow	45			(m)
L_{ss} Thickness of affected surface soils	1			(m)
A Source zone area	2025			(m ²)
L_z Depth to top of affected soils	0			(m)
L_{base} Depth to base of affected soils	3			(m)
L_{subs} Thickness of affected soils	3			(m)

Outdoor Air Parameters	Value	(Units)
U_{air} Ambient air velocity in mixing zone	2.25	(m/s)
h_{air} Air mixing zone height	2	(m)
Q/C Inverse mean concentration at the center of source	NA	
P_a Areal particulate emission rate	6.9E-14	(g/cm ² /s)
V Fraction of vegetative cover	NA	
U_m Mean annual airvelocity at 7m	NA	
U_t Equivalent 7m air velocity threshold value	NA	
F(x) Windspeed function dependant on U_m/U_t	NA	
PEF Particulate Emission Factor	6.9E-12	

Site Name: LAJES - SITE 5001
Site Location: Ilha Terceira (Açores)

Completed By:
Date Completed: 20-Jun-18

Exposure Parameters	Residential				Commercial/Industrial		User Defined
	Child*	Adolescent	Adult	Age Adjusted**	Adult	Construct.	
ATc Averaging time for carcinogens (yr)	70	70	70	NA	70	70	-
ATn Averaging time for non-carcinogens (yr)	6	12	30	NA	25	1	-
BW Body weight (kg)	15	35	70	NA	70	70	-
ED Exposure duration (yr)	6	12	30	NA	25	1	-
τ Averaging time for vapor flux (yr)	30	30	30	NA	30	30	-
EF Exposure frequency (days/yr)	350	350	350	NA	250	180	-
EFD Exposure frequency for dermal exposure	350	350	350	NA	250	180	-
IRw Ingestion rate of water (L/day)	1	1	2	2.5	1	NA	-
IRs Ingestion rate of soil (mg/day)	200	200	100	387	50	100	-
SA Skin surface area (dermal) (cm ²)	2023	2023	3160	4771	3160	3160	-
M Soil to skin adherence factor	0.5	0.5	0.5	NA	0.5	0.5	-
ETswim Swimming exposure time (hr/event)	1	3	3	NA	NA	NA	NA
EVswim Swimming event frequency (events/yr)	12	12	12	NA	NA	NA	NA
IRswim Water ingestion while swimming (L/hr)	0.5	0.5	0.05	0.3	NA	NA	NA
SAswim Skin surface area for swimming (cm ²)	3500	8100	23000	15680	NA	NA	NA
IRfish Ingestion rate of fish (kg/yr)	0.025	0.025	0.025	0.053	NA	NA	NA
Ffish Contaminated fish fraction (unitless)	1	1	1	NA	NA	NA	NA
IRbg Below-ground vegetable ingestion	0.002	0.002	0.006	2.053	NA	NA	NA
IRabg Above-ground vegetable ingestio	0.001	0.001	0.002	0.887	NA	NA	NA
VGbg Above-ground Veg. Ingest. Correction Factor	0.01	0.01	0.01	NA	NA	NA	NA
VGabg Below-ground Veg. Ingest. Correction Factor	0.01	0.01	0.01	NA	NA	NA	NA

* = Child Receptor used for Non-Carcinogens

** = Age-adjusted rate is effective value corresponding to adult exposure facto

Site Name: LAJES - SITE 5001
Site Location: Ilha Terceira (Açores)

Completed By:
Date Completed: 20-Jun-18

Surface Soil Column Parameters	Value	(Units)	
h_{cap} Capillary zone thickness	0.05	(m)	
h_v Vadose zone thickness	2.95	(m)	
ρ_s Soil bulk density	1.7	(g/cm ³)	
f_{oc} Fraction organic carbon	0.01	(-)	
θ_T Soil total porosity	0.38	(-)	
	<u>capillary</u>	<u>vadose</u>	<u>foundation</u>
θ_w Volumetric water content	0.342	0.12	0.12
θ_a Volumetric air content	0.038	0.26	0.26
K_{vs} Vertical hydraulic conductivity	864		
k_v Vapor permeability	1E-12		
L_{gw} Depth to groundwater	3		
pH Soil/groundwater pH	6.8		
W Length of source-zone area parallel to wind	45	(m)	
W_{gw} Length of source-zone area parallel to GW flow	45	(m)	
L_{ss} Thickness of affected surface soils	1	(m)	
A Source zone area	2025	(m ²)	
L_s Depth to top of affected soils	0	(m)	
L_{base} Depth to base of affected soils	3	(m)	
L_{subs} Thickness of affected soils	3	(m)	

Outdoor Air Parameters	Value	(Units)
U_{air} Ambient air velocity in mixing zone	2.25	(m/s)
h_{air} Air mixing zone height	2	(m)
Q/C Inverse mean concentration at the center of source	NA	
P_a Areal particulate emission rate	6.9E-14	(g/cm ² /s)
V Fraction of vegetative cover	NA	
U_m Mean annual airvelocity at 7m	NA	
U_t Equivalent 7m air velocity threshold value	NA	
F(x) Windspeed function dependant on U_m/U_t	NA	
PEF Particulate Emission Factor	6.9E-12	

Site Name: LAJES - SITE 5002
Site Location: Ilha Terceira (Acores)

Completed By:
Date Completed: 20-Jun-18

Exposure Parameters		Residential				Commercial/Industrial		User Defined
		Child*	Adolescent	Adult	Age Adjusted**	Adult	Construct	
ATc	Averaging time for carcinogens (yr)	70	70	70	NA	70	70	-
ATn	Averaging time for non-carcinogens (yr)	6	12	30	NA	25	1	-
BW	Body weight (kg)	15	35	70	NA	70	70	-
ED	Exposure duration (yr)	6	12	30	NA	25	1	-
τ	Averaging time for vapor flux (yr)	30	30	30	NA	30	30	-
EF	Exposure frequency (days/yr)	350	350	350	NA	250	180	-
EFD	Exposure frequency for dermal exposure	350	350	350	NA	250	180	-
IRw	Ingestion rate of water (L/day)	1	1	2	2.5	1	NA	-
IRs	Ingestion rate of soil (mg/day)	200	200	100	387	50	100	-
SA	Skin surface area (dermal) (cm ²)	2023	2023	3160	4771	3160	3160	-
M	Soil to skin adherence factor	0.5	0.5	0.5	NA	0.5	0.5	-
ETswim	Swimming exposure time (hr/event)	1	3	3	NA	NA	NA	NA
EVswim	Swimming event frequency (events/yr)	12	12	12	NA	NA	NA	NA
IRswim	Water ingestion while swimming (L/hr)	0.5	0.5	0.05	0.3	NA	NA	NA
SAswim	Skin surface area for swimming (cm ²)	3500	8100	23000	15680	NA	NA	NA
IRfish	Ingestion rate of fish (kg/yr)	0.025	0.025	0.025	0.053	NA	NA	NA
Ffish	Contaminated fish fraction (unitless)	1	1	1	NA	NA	NA	NA
IRbg	Below-ground vegetable ingestion	0.002	0.002	0.006	2.053	NA	NA	NA
IRabg	Above-ground vegetable ingestio	0.001	0.001	0.002	0.887	NA	NA	NA
VGabg	Above-ground Veg. Ingest. Correction Factor	0.01	0.01	0.01	NA	NA	NA	NA
VGbg	Below-ground Veg. Ingest. Correction Factor	0.01	0.01	0.01	NA	NA	NA	NA

* = Child Receptor used for Non-Carcinogens

** = Age-adjusted rate is effective value corresponding to adult exposure facto

Site Name: LAJES - SITE 5002
Site Location: Ilha Terceira (Acores)

Completed By:
Date Completed: 20-Jun-18

Surface Soil Column Parameters		Value			(Units)
h_{cap}	Capillary zone thickness	NA			(m)
h_v	Vadose zone thickness	NA			(m)
ρ_s	Soil bulk density	1.7			(g/cm ³)
f_{oc}	Fraction organic carbon	0.01			(-)
θ_T	Soil total porosity	0.38			(-)
		<u>capillary</u>	<u>vadose</u>	<u>foundation</u>	
θ_w	Volumetric water content	0.342	0.12	0.12	(-)
θ_a	Volumetric air content	0.038	0.26	0.26	(-)
K_{vs}	Vertical hydraulic conductivity	864			(cm/d)
k_v	Vapor permeability	1E-12			(m ²)
L_{gw}	Depth to groundwater	3			(m)
pH	Soil/groundwater pH	6.8			(-)
W	Length of source-zone area parallel to wind	45			(m)
W_{gw}	Length of source-zone area parallel to GW flow	45			(m)
L_{ss}	Thickness of affected surface soils	1			(m)
A	Source zone area	2025			(m ²)
L_s	Depth to top of affected soils	0			(m)
L_{base}	Depth to base of affected soils	3			(m)
L_{subs}	Thickness of affected soils	3			(m)

Outdoor Air Parameters		Value		(Units)
U_{air}	Ambient air velocity in mixing zone	2.25		(m/s)
Q_{ar}	Air mixing zone height	2		(m)
Q/C	Inverse mean concentration at the center of source	NA		
P_a	Areal particulate emission rate	6.9E-14		(g/cm ² /s)
V	Fraction of vegetative cover	NA		
U_m	Mean annual airvelocity at 7m	NA		
U_t	Equivalent 7m air velocity threshold value	NA		
F(x)	Windspeed function dependant on U_m/U_t	NA		
PEF	Particulate Emission Factor	6.9E-12		

Building Parameters		Residential	Commercial	(Units)
L_b	Building volume/area ratio	2	NA	(m)
A_b	Foundation area	70	NA	(m ²)
X_{crk}	Foundation perimeter	49	NA	(m)
ER	Building air exchange rate	0.00014	NA	(1/s)
L_{crk}	Foundation thickness	0.15	NA	(m)
Z_{crk}	Depth to bottom of foundation slab	0.15	NA	(m)
η	Foundation crack fraction	0.001	NA	(-)
dP	Indoor/outdoor differential pressure	0	NA	(g/cm/s ²)
Q_s	Convective air flow through slab	0	NA	(m ³ /s)
θ_{wcrack}	Volumetric water content of cracks	0.12	NA	(-)
θ_{acrack}	Volumetric air content of cracks	0.26	NA	(-)
BV	Building Volume	NA	NA	(m ³)
w	Building Width Perpendicular to GW flow	NA	NA	(m)
L	Building Length Parallel to GW flow	NA	NA	(m)
v	Saturated Soil Zone Porosity	NA	NA	(-)

Groundwater Parameters		Value	(Units)
δ_{gw}	Groundwater mixing zone depth	2	(m)
I_f	Net groundwater infiltration rate	30	(cm/yr)
U_{gw}	Groundwater Darcy velocity	6.85	(cm/d)
V_{gw}	Groundwater seepage velocity	18.02631579	(cm/d)
K_s	Saturated hydraulic conductivit	685	(cm/d)
i	Groundwater gradient	0.01	(-)
S_w	Width of groundwater source zone	NA	(m)
S_d	Depth of groundwater source zone	NA	(m)
θ_{eff}	Effective porosity in water-bearing unit	0.38	(-)
f_{oc-sat}	Fraction organic carbon in water-bearing unit	NA	(-)
pH _{sat}	Groundwater pH	NA	(-)
	Biodegradation considered?	NA	

Anexo V. Resultados da Análise de Risco

Tabela I: Risco cancerígeno – Site 3001

Parâmetro	Ingestão e contacto dérmico com o solo, ingestão e vegetais	Ingestão de água	Inalação de voláteis (<i>outdoor</i>)	Inalação de voláteis (<i>indoor</i>)
Ag	---	---	---	---
Cd	---	---	8.7E-12	---
Co	---	---	---	---
Pb	---	---	---	---
Se	---	---	---	---
V	---	---	---	---
Zn	---	---	---	---
Etilbenzeno	---	---	---	---
Tolueno	---	---	---	---
Bromometano	---	---	---	---
Naftaleno	---	---	---	---
Diclorometano	2.5E-7	2.2E-5	2.0E-9	3.1E-7
Acenaftileno	---	3.9E-8	---	---
Benzo(a)pireno	1.3E-5	8.7E-3	2.1E-9	1.4E-8
Benzo(b)fluoranteno	---	1.3E-3	1.3E-9	9.2E-9
Criseno	---	1.4E-8	2.2E-15	1.5E-14
Fenantreno	---	---	---	---
TPH C06-C12	---	---	---	---
TPH C12-C35	---	---	---	---
Cloreto de vinilo	2.6E-5	5.3E-4	1.5E-8	5.3E-6
Cis-1,2-Dicloroeteno	---	---	---	---
Tricloroeteno	---	7.2E-7	3.3E-10	1.6E-8
2-metilnaftileno	---	---	---	---
Pentaclorofenol	8.4E-5	3.9E-5	---	---
CUMULATIVO	1.2E-4	1.1E-2	2.1E-8	5.7E-6

Tabela II: Perigosidade (efeitos não cancerígenos) – Site 3001

Parâmetro	Ingestão e contacto dérmico com o solo, ingestão e vegetais	Ingestão de água	Inalação de voláteis (outdoor)	Inalação de voláteis (indoor)
Ag	---	1.9E-2	---	---
Cd	6.4E-2	3.1E-1	3.2E-6	---
Co	---	7.2E+0	---	---
Pb	---	5.3E-1	---	---
Se	1.7E-2	2.6E+0	2.6E-9	---
V	---	1.3E+1	---	---
Zn	3.8E-2	2.8E-1	---	---
Etilbenzeno	---	8.3E-3	5.4E-7	2.6E-5
Tolueno	---	8.7E-3	2.1E-7	9.9E-6
Bromometano	1.1E-3	3.7E+0	1.0E-3	3.7E-1
Naftaleno	3.1E-3	1.2E-1	1.0E-2	1.2E-2
Diclorometano	4.7E-5	2.1E-1	3.3E-6	5.1E-4
Acenaftileno	---	1.4E-3	---	---
Benzo(a)pireno	6.7E-3	1.0E+1	2.2E-2	1.5E-1
Benzo(b)fluoranteno	---	1.5E+0	---	---
Criseno	---	1.7E-4	---	---
Fenantreno	---	2.1E-2	---	---
TPH C06-C12	6.2E-2	4.1E+0	5.0E-2	5.1E-1
TPH C12-C35	1.0E+1	1.1E+2	1.1E+0	1.5E+0
Cloreto de vinilo	4.1E-4	5.1E-1	6.9E-5	2.5E-2
Cis-1,2-Dicloroeteno	---	3.8E-1	1.3E-5	4.4E-4
Tricloroeteno	---	3.9E-2	3.8E-5	1.9E-3
2-metilnaftileno	1.0E-2	1.4E-1	---	---
Pentaclorofenol	1.4E-3	8.5E-2	---	---
CUMULATIVO	1.0E+1	1.5E+2	1.1E+0	2.6E+0

Tabela III: Risco cancerígeno – Site 5001

Parâmetro	Ingestão e contacto dérmico com o solo, ingestão e vegetais	Ingestão de água	Inalação de voláteis (<i>outdoor</i>)	Inalação de voláteis (<i>indoor</i>)
As	2.8E-3	1.9E-3	1.4E-10	---
Ba	---	---	---	---
Cd	---	---	1.2E-11	---
Co	---	---	---	---
Mo	---	---	---	---
Pb	---	---	---	---
Se	---	---	---	---
V	---	---	---	---
Etilbenzeno	---	---	---	---
Tolueno	---	---	---	---
Naftaleno	---	---	---	---
Benzo(a)pireno	---	1.1E-6	2.6E-13	1.8E-12
Criseno	---	1.2E-8	1.8E-15	1.2E-14
TPH C6-C12	---	---	---	---
TPH C12-C35	---	---	---	---
Hexaclorobutadieno	4.0E-7	1.8E-7	2.4E-8	6.7E-8
Dietil-ftalato	---	---	---	---
Pentaclorofenol	2.7E-4	1.3E-4	---	---
CUMULATIVO	3.1E-3	2.0E-3	2.5E-8	6.7E-8

Tabela IV: Perigosidade (efeitos não cancerígenos) – Site 5001

Parâmetro	Ingestão e contacto dérmico com o solo, ingestão e vegetais	Ingestão de água	Inalação de voláteis (outdoor)	Inalação de voláteis (indoor)
As	5.3E-1	1.8E+1	7.6E-8	---
Ba	7.6E-2	8.6E-1	---	---
Cd	9.1E-2	4.4E-1	4.6E-6	---
Co	---	1.1E+1	---	---
Mo	---	9.5E-1	---	---
Pb	2.4E+0	1.1E+2	---	---
Se	2.1E-2	3.2E+0	3.1E-9	---
V	---	6.4E+1	---	---
Etilbenzeno	---	4.3E-3	2.8E-7	1.4E-5
Tolueno	---	1.6E-2	3.9E-7	1.8E-5
Naftaleno	---	7.0E-2	1.1E-4	1.5E-3
Benzo(a)pireno	---	1.3E-3	2.8E-6	1.9E-5
Criseno	---	1.4E-4	---	---
TPH C6-C12	1.0E+0	6.7E+1	8.2E-1	8.5E+0
TPH C12-C35	3.2E+0	3.4E+1	3.3E-1	4.7E-1
Hexaclorobutadieno	1.3E-3	9.8E-3	---	---
Diethyl-ftalato	3.3E-4	1.3E-1	---	---
Pentaclorofenol	4.5E-3	2.7E-1	---	---
CUMULATIVO	7.3E+0	3.1E+2	1.1E+0	8.9E+0

Tabela V: Risco cancerígeno – Site 5002

Parâmetro	Ingestão e contacto dérmico com o solo, ingestão e vegetais	Ingestão de água	Inalação de voláteis (outdoor)	Inalação de voláteis (indoor)
As	6.4E-3	4.3E-3	3.2E-10	---
Ba	---	---	---	---
Pb	---	---	---	---
Cd	---	---	5.9E-12	---
Co	---	---	1.1E-9	---
Cu	---	---	---	---
Mo	---	---	---	---
Hg	---	---	---	---
Zn	---	---	---	---
TPH C12-C35	---	---	---	---
CUMULATIVO	6.4E-3	4.3E-3	1.5E-9	---

Tabela VI: Perigosidade (efeitos não cancerígenos) – Site 5002

Parâmetro	Ingestão e contacto dérmico com o solo, ingestão e vegetais	Ingestão de água	Inalação de voláteis (outdoor)	Inalação de voláteis (indoor)
As	1.2E+0	4.1E+1	1.7E-7	---
Ba	7.7E-2	8.8E-1	---	---
Pb	2.0E+0	9.4E+1	---	---
Cd	4.3E-2	2.1E-1	2.2E-6	---
Co	2.3E+0	4.5E+1	5.0E-5	---
Cu	3.8E-1	1.9E+0	1.5E-6	---
Mo	1.1E-1	2.4E+0	9.9E-9	---
Hg	5.7E-2	6.3E-1	5.2E-2	1.2E-1
Zn	7.2E-2	5.2E-1	---	---
TPH C12-C35	7.1E-2	7.4E-1	7.2E-3	1.0E-2
CUMULATIVO	6.3E+0	1.9E+2	5.9E-2	1.3E-1

Anexo VI. Tecnologias de remediação

Tecnologia	Meio	Descrição	Contaminantes	Vantagens	Desvantagens	Duração do tratamento
Bombagem e tratamento (Pump & Treat)	Águas subterrâneas	A água contaminada é extraída para unidades de tratamento (filtragem, reações físico-químicas/biológicas, adsorção), podendo ser reinjetada no aquífero, através de um sistema integrado de bombagem e injeção.	Contaminantes orgânicos e inorgânicos, nas formas livre ou dissolvidos. Por exemplo: LNAPL, DNAPL, metais.	<ul style="list-style-type: none"> - Implementação rápida e fácil; - Permite tratar grande variedade de contaminantes ao mesmo tempo; - Pode tratar a fase dissolvida de forma relativamente eficiente (especialmente para poluentes solúveis); - Permite parar a migração de contaminantes, criando pontos para a fixação da contaminação dissolvida (confinamento hidráulico); - Combina com processos químicos, físicos e biológicos para melhorar o rendimento. 	<ul style="list-style-type: none"> - Eficácia limitada em solos de baixa permeabilidade (10^5 m/s) não homogêneos e/ou muito fraturados; - Eficácia limitada para poluentes hidrofóbicos; - Em aquíferos de alta permeabilidade os fluxos a tratar são elevados e a unidade de tratamento torna-se o principal custo do sistema, por isso, é importante otimizar o número e localização dos pontos de tratamento. 	<ul style="list-style-type: none"> - Contaminantes pouco solúveis (longo, anos); - Contaminantes solúveis (curto); - Sem tratamento da fonte de poluição o período de tratamento é mais longo.
Barreiras reativas	Águas subterrâneas	São instaladas <i>in situ</i> , em valas, barreiras permeáveis de materiais reativos ou com grande capacidade de adsorção (ex. carvão ativado, ferro zerovalente) permitindo a passagem da água subterrânea e a remoção/degradação dos contaminantes por reação com os materiais reativos. Os contaminantes presentes na água subterrânea são eliminados por processos físicos, químicos e/ou biológicos.	Contaminantes orgânicos (COV, COVH, entre outros) e alguns metais (incluindo o Pb).	<ul style="list-style-type: none"> - Alto rendimento de descontaminação; - Podem ser instaladas por muitos anos com custos de manutenção reduzidos; - Eficazes quando a fonte de contaminação não pode ser tratada (inacessível ou muito extensa); - Não são necessários trabalhos de campo exaustivos (como acontece noutras técnicas de remediação). 	<ul style="list-style-type: none"> - Técnica economicamente pouco viável a partir dos 20m de profundidade; - Custos elevados de instalação para plumas de contaminação de grande dimensão; - Podem colmatar com alguma facilidade; - Podem apresentar dificuldades técnicas e problemas de segurança quando instalado perto de alguns recetores (ex: captações de água); - Dificuldades de instalação devido a constrangimentos no subsolo (e.g. tubagens, rochas) 	A duração está relacionada com o tempo que a fonte de contaminação se demora a esgotar, o que pode demorar alguns anos e, em alguns casos décadas.
Extração multifásica	Solos e águas subterrâneas	É instalado um sistema de ventilação a vácuo em poços de extração distribuídos na área afetada criando um gradiente de pressão dirigido para estes pontos, de onde são extraídas as fases livre, vapor e dissolvida do contaminante. A mistura bombeada é direcionada para uma caixa separadora de água e óleo, com o combustível recuperado armazenado em tambores e a água contaminada tratada em filtro de carvão ativado para posterior reinjeção. O vapor extraído é direcionado para um sistema de carvão ativado e, em seguida, lançado na atmosfera.	COV e TPH (fase LNAPL)	<ul style="list-style-type: none"> - Implementação rápida e fácil; - Impede a migração dos contaminantes, criando pontos para a fixação da contaminação (confinamento hidráulico); - O dispositivo a colocar no terreno permite direcionar, com precisão, as zonas a serem tratadas; - Elimina a fase flutuante, líquida e gasosa, reduzindo as potenciais libertações na fonte e eventuais efeitos <i>rebound</i>. 	<ul style="list-style-type: none"> - Apenas aplicável a profundidades <7m; - Aplicável à fase flutuante de contaminantes de baixa espessura de filme (<1cm); - Eficiência limitada em solos com baixa permeabilidade (10^{-7} m/s) não homogêneos e/ou fraturados; - Necessidade de controlar o fluxo da água subterrânea para não ocorrer a disseminação da contaminação; - Influência do tempo de exposição aos contaminantes. 	Até 2 anos para <i>sites</i> de média dimensão

Tecnologia	Meio	Descrição	Contaminantes	Vantagens	Desvantagens	Duração do tratamento
Oxidação Química <i>in situ</i> (ISCO)	Solos e águas subterrâneas	Envolve a injeção de oxidantes químicos no solo e na água subterrânea com o objetivo de destruir os contaminantes através da sua transformação em compostos inertes ou menos tóxicos e mais degradáveis.	Contaminantes orgânicos (TPH, COV, incluindo COVH)	<ul style="list-style-type: none"> - Pode ocorrer uma oxidação completa (mineralização total) ou os subprodutos gerados serem mais biodegradáveis que os originais o que permite uma combinação com outras técnicas de remediação; - Aplicável no tratamento de zonas saturadas e insaturadas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Possibilidade de transferência de contaminantes (por vezes não totalmente destruídos) e oxidantes; - Pouco eficazes em solos com elevados teores de matéria orgânica (>20%) e solos naturalmente redutores; - Necessita tratamento dos efluentes; - Aplicação limitada em caso de solos com baixa permeabilidade (<10⁻⁵m/s) ou muito heterogéneos; 	Semanas a meses
Biodegradação	Solos e águas subterrâneas	<p>Consiste no uso de microrganismos (e.g. bactérias, fungos e leveduras), para degradar substâncias perigosas, transformando-as em substâncias com pouca ou nenhuma toxicidade.</p> <p>São instalados poços onde é injetada uma solução aquosa de microrganismos autóctones ou inoculados, capazes de biodegradar os contaminantes juntamente com oxigénio, ar e nutrientes. A água injetada é recuperada pelo poço que se encontra mais a jusante e é reinjetada. Deste modo, aumenta-se progressivamente a massa microbiana, acelerando a eficácia do método. A água deve ser monitorizada relativamente à presença de potenciais contaminantes que possam inibir a ação dos microrganismos (e.g. sais, metais, pesticidas).</p>	Contaminantes orgânicos (TPH, PAH, COV, incluindo COVH)	<ul style="list-style-type: none"> - Elevada fiabilidade; - Pode ser utilizada em complemento de outras técnicas; - Competitiva em termos de custos e desempenho; - Aplicação a um largo espectro de contaminantes e com pouca perturbação no solo; - Aplicável em contaminações a grande profundidade. 	<ul style="list-style-type: none"> - Apenas aplicáveis a poluentes biodegradáveis não inibitórios e com concentrações não tóxicas para microrganismos; -- Elevadas concentrações de compostos orgânicos podem ser tóxicas para os microrganismos; -- Elevadas concentrações de metais/metaloídes, temperatura baixa, heterogeneidade e baixa permeabilidade do solo (<10⁻⁵m/s) e elevados teores de matéria orgânica podem afetar a eficácia do tratamento; - Necessidade de monitorizar Fe³⁺, Fe²⁺, NO₃⁻ e SO₄²⁻, indicadores de biorremediação e propriedades físico-químicas do meio (pH, OD, ORP); - Requer o controlo dos movimentos de poluentes nas zonas saturadas e não saturadas e a monitorização dos meios durante o tratamento; - A injeção de certos oxidantes em elevadas concentrações pode inibir o crescimento de microrganismos; - As emissões atmosféricas e aquosas podem requerer tratamento (custos extra); - Eventual "efeito rebound" no final do tratamento. 	Longo (até 5 anos)

Tecnologia	Meio	Descrição	Contaminantes	Vantagens	Desvantagens	Duração do tratamento
Air sparging/ soil vapour extraction (SVE)	Solos e águas subterrâneas	São instalados poços para injeção de ar na zona saturada que, ao atravessar horizontal e verticalmente a coluna de solo, remove os contaminantes por volatilização. Esta técnica deve ser conjugada com um sistema de extração de vapores para onde os contaminantes são transferidos e tratados.	Contaminantes orgânicos (TPH, COV, COVH)	<ul style="list-style-type: none"> - Competitivo em termos de desempenho e custos; - Baixa perturbação do solo; - Alternativa à técnica de bombagem e tratamento; - Técnica rápida em condições ótimas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Pouco eficaz em solos muito heterogéneos e não aplicável em solos com baixa permeabilidade ($<10m^{-5}$ m/s); - Não aplicável a aquíferos confinados; - Difícil aplicabilidade quando existe fase flutuante (risco de dispersão dos contaminantes e “efeito retorno”); - Difícil aplicação em substâncias muito solúveis; - Pode provocar obstrução do aquífero (precipitação de metais, $CaCO_3$ ou desenvolvimento de microflora); - As emissões atmosféricas requerem tratamento (custo extra). 	Em média entre 6 a 18 meses
Fitorremediação	Solos	Algumas espécies vegetais efetuam a biodegradação através da acumulação, metabolização ou volatilização dos contaminantes. Os contaminantes podem ser: armazenados nas raízes, ramos ou folhas; modificados para contaminantes menos tóxicos ou transformados em gases libertados pela vegetação.	Contaminantes orgânicos (TPH, PAH, COV, COVH) e inorgânicos (metais e metaloides)	<ul style="list-style-type: none"> - Baixa manutenção e baixos custos; - Os locais podem ser remediados sem a necessidade de remover o solo contaminado ou fazer a bombagem de água contaminada. 	<ul style="list-style-type: none"> - Tratamento moroso; - Está limitada a profundidades atingidas pelas raízes e ao crescimento natural das plantas; - Os níveis de contaminação não podem ser tóxicos para as plantas. 	Longo (2 a 20 anos)

