

Joana Georgete Vieira Madureira

**IMPACTE DE UMA GRANDE LINHA DE TRÁFEGO URBANO NA
QUALIDADE DO AR E NA SAÚDE**

AVALIAÇÃO EM ESCOLAS DA CIDADE DO PORTO

Dissertação de candidatura ao grau de
Mestre em Engenharia do Ambiente,
submetida à Faculdade de Engenharia
da Universidade do Porto

Orientador: Professora Doutora Conceição Alvim Ferraz

Co-orientador: Professora Doutora Olga Mayan

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento deste trabalho só foi possível com o apoio de várias pessoas.

Assim sendo, queria agradecer:

À Professora Doutora Conceição Alvim Ferraz pelo apoio e sobretudo pelos diligentes comentários efectuados ao longo deste trabalho.

À Professora Doutora Olga Mayan o seu incentivo e confiança permanentes assim como a sua disponibilidade constante.

Ao meu grupo de trabalho do Centro de Saúde Ambiental e Ocupacional do Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge, o meu agradecimento pelo apoio directo ou indirecto que sempre manifestaram. Em particular à Dr.^a Sílvia Rodrigues, Dr. João Paulo Teixeira, Dr.^a Joana Roma Torres, Dr.^a Susana Silva, Dr.^a Conceição Azevedo e Dr.^a Carla Gonçalves.

Aos colegas e amigos que sempre me estimularam e auxiliaram neste percurso.

Aos meus pais pelo carinho e confiança. Às minhas irmãs, irmão e sobrinhos, Tiago, Catarina e Magda, pelo encorajamento e amparo permanentes.

Em especial ao Luís, que nunca deixou de compreender este trabalho absorvente e limitador de disponibilidades.

Obrigada a todos por, “um afecto, um sorriso ou um abraço”, me terem iluminado a passagem e me terem auxiliado a ultrapassar os obstáculos que me foram aparecendo.

Porto, Maio de 2005

Joana Madureira

ÍNDICE DE FÍGURAS.....	6
ÍNDICE DE TABELAS.....	7
SIGLAS.....	8
RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	11
RÉSUMÉE.....	13
I. INTRODUÇÃO.....	15
1.1 ENQUADRAMENTO GERAL.....	16
1.2 FONTES DE POLUIÇÃO DO AR: FONTES INTERNAS E EXTERNAS.....	19
1.3 POLUENTES DO AR: QUÍMICOS, FÍSICOS E BIOLÓGICOS.....	20
1.3.1 POLUENTES QUÍMICOS.....	21
1.3.1.1 <i>Partículas</i>	21
1.3.1.2 <i>Compostos orgânicos voláteis</i>	22
1.3.1.3 <i>Formaldeído</i>	26
1.3.1.4 <i>Dióxido de carbono</i>	27
1.3.1.5 <i>Monóxido de carbono</i>	29
1.3.1.6 <i>Fumo do tabaco</i>	30
1.3.1.7 <i>Dióxido de azoto</i>	34
1.3.1.8 <i>Dióxido de enxofre</i>	35
1.3.1.9 <i>Amianto</i>	37
1.3.1.10 <i>Ozono</i>	38
1.3.2 POLUENTES FÍSICOS.....	40
1.3.2.1 <i>Ambiente térmico</i>	40
1.3.2.2 <i>Rádion</i>	42
1.3.3 POLUENTES BIOLÓGICOS.....	44
1.3.3.1 <i>Fungos, bactérias e vírus</i>	44
1.3.3.2 <i>Alergénios biológicos</i>	46
1.4 SINTOMATOLOGIA ASSOCIADA À QUALIDADE AMBIENTAL.....	49

1.5 PREVENÇÃO E CONTROLO DOS PROBLEMAS DA QUALIDADE AMBIENTAL.....	54
1.5.1 CONTROLO DA FONTE EMISSORA.....	55
1.5.2 VENTILAÇÃO.....	56
1.5.3 PURIFICAÇÃO DO AR.....	57
1.5.4 AJUSTE COMPORTAMENTAL.....	58
1.6 ENQUADRAMENTO DO TRABALHO DESENVOLVIDO.....	58
II. METODOLOGIA.....	60
2.1 AMOSTRA.....	61
2.1.1 ESCOLAS.....	61
2.1.2 POPULAÇÃO ESTUDADA.....	63
2.2 MÉTODOS.....	64
2.2.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EDIFÍCIOS E ESPAÇOS INTERIORES AVALIADOS.....	64
2.2.2 ANÁLISE DA QUALIDADE DO AR INTERIOR.....	65
2.2.2.1 Equipamentos e métodos de análise utilizados.....	66
2.2.2.2 Critérios de avaliação.....	68
2.3 SINTOMATOLOGIA PERCEBIDA.....	69
2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICO.....	70
III. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS.....	72
3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS ESPAÇOS INTERIORES AVALIADOS.....	73
3.2 CARACTERIZAÇÃO DA POPULAÇÃO ESTUDADA.....	75
3.3 QUALIDADE DO AR INTERIOR.....	77
3.3.1 PARTÍCULAS RESPIRÁVEIS.....	78
3.3.2 COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS TOTAIS.....	80
3.3.3 DIÓXIDO DE CARBONO.....	81

3.3.4 MONÓXIDO DE CARBONO.....	82
3.3.5 OZONO.....	82
3.3.6 MICROORGANISMOS VIÁVEIS.....	83
3.3.7 AMBIENTE TÉRMICO.....	84
3.4 SINTOMATOLOGIA PERCEBIDA.....	86
3.4.1 ANÁLISE DA SINTOMATOLOGIA PERCEBIDA POR GRUPO.....	87
3.4.2 ANÁLISE DA SINTOMATOLOGIA DE ACORDO COM A SISTEMATIZAÇÃO DE SINTOMAS EFECTUADA PELA ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE.....	90
3.4.3 ANÁLISE DA ASSOCIAÇÃO DA SINTOMATOLOGIA PERCEBIDA COM DIFERENTES FACTORES.....	95
3.4.3.1 <i>Irritação dos olhos, nariz e garganta (OMS1) versus factores psicossociais e ambientais.....</i>	<i>95</i>
3.4.3.2 <i>Sintomas neurológicos e de saúde em geral (OMS2) versus factores psicossociais e ambientais.....</i>	<i>96</i>
3.4.3.3 <i>Irritação cutânea (OMS3) versus factores psicossociais e ambientais.....</i>	<i>98</i>
IV. CONCLUSÕES.....	99
V. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	103
VI. ANEXOS.....	117
ANEXO A - INQUÉRITO DO EDIFÍCIO.....	118
ANEXO B - INQUÉRITO DAS ÁREAS A AVALIAR.....	120
ANEXO C - QUESTIONÁRIO ÖREBRO MM040.....	122

ÍNDICE DE FÍGURAS

1- Principais correntes do fumo do tabaco.....	31
2- Modelo proposto por Groes (1995): interrelação entre factores do edifício, parâmetros ambientais, factores pessoais, condições psicossociais e tipo de resposta à sintomatologia.....	53
3- Localização dos estabelecimentos de ensino estudados, relativamente à Via de Cintura Interna.....	62
4- Percentagem de respostas positivas para alguns sintomas mais comuns em ambientes escolares para o grupo “exposto” e grupo “não-exposto” (100% significaria que todos os professores tinham respondido sim a cada uma das questões).....	88
5- Percentagem de professores que associaram a sua sintomatologia ao ambiente de trabalho.....	90
6- Índice de prevalência (%) de sintomas referidos pelos professores do grupo “exposto” e “não-exposto”.....	92
7- Percentagem de indivíduos que associaram a sintomatologia percebida ao ambiente de trabalho.....	94

ÍNDICE DE TABELAS

1-	Classificação dos poluentes orgânicos presentes no ar interior.....	23
2-	Efeitos na saúde resultantes da exposição a formaldeído.....	27
3-	Nível de carboxihemoglobina e respectivos efeitos na saúde.....	30
4-	Potenciais efeitos na saúde resultantes da exposição a dióxido de azoto.....	35
5-	Efeitos causados por exposições de duração variável a diferentes concentrações de dióxido de enxofre.....	36
6-	Efeitos adversos na saúde associados com a exposição a bactérias e fungos.....	45
7-	Principais agentes alergénios no ar interior.....	47
8-	Parâmetros avaliados, equipamentos e métodos de análise utilizados.....	66
9-	Valores recomendados para factores avaliados do ambiente interior.....	69
10-	Principais características dos espaços interiores avaliados por estabelecimento de ensino.....	73
11-	Principais características dos espaços avaliados nos grupos “exposto” e “não-exposto”..	74
12-	Composição da amostra de acordo com os critérios de exclusão estabelecidos.....	76
13-	Principais características da população estudada.....	76
14-	Concentrações obtidas para os diversos parâmetros avaliados e respectivos valores recomendados.....	78
15-	Percentagem de respostas positivas para cada um dos sintomas mais comuns em ambientes escolares para o grupo “exposto”e grupo “não-exposto”.....	87
16-	Número de professores que responderam positivamente a cada sintoma e percentagem relativa aos que associaram a sintomatologia ao ambiente de trabalho.....	89
17-	Índice de prevalência de sintomas (%) no grupo “exposto” e no grupo “não-exposto”...	92
18-	Número de professores que referiram uma determinada categoria de sintomas e respectiva associação com o ambiente de trabalho (%).....	94

SIGLAS

ASHRAE	<i>American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning</i>
BRI	<i>Building Related Illness</i> (“doenças relacionadas com o edifício”)
COHb	Carboxihemoglobina
DCV	<i>Demand-Controlled Ventilation</i> (sistema de ventilação por controlo)
DPOC	Doença Pulmonar Obstrutiva Crónica
DV	<i>Displacement Ventilation</i> (sistema de ventilação por deslocamento)
ETS	<i>Environmental Tobacco Smoke</i> (fumo ambiental do tabaco)
EUA	Estados Unidos da América
GC	<i>Gas Chromatography</i>
FID	<i>Flame Ionisation Detector</i>
Hb	Hemoglobina
HPA	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
HVAC	<i>Heating, Ventilation and Air Conditioning</i> (sistema de aquecimento, ventilação e ar condicionado)
IAQA	<i>Indoor Air Quality Association</i> (associação de qualidade do ar interior)
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
IV	Infra-Vermelho
MCS	<i>Multiple Chemical Sensitivity</i> (síndrome de sensibilidade múltipla a substâncias químicas)
MS	<i>Mainstream</i> (corrente primária ou principal)
MVOC	<i>Microbiological Volatile Organic Compounds</i> (compostos orgânicos voláteis microbiológicos)
NIOSH	<i>National Institute of Occupational Safety and Health</i>
OMS	Organização Mundial de Saúde
QAI	Qualidade do Ar Interior
SBS	<i>Sick Building Syndrome</i> (síndrome do “edifício doente”)
SS	<i>Sidestream</i> (corrente secundária)
TVOC	<i>Total Volatile Organic Compounds</i> (compostos orgânicos voláteis totais)
UFC	Unidades Formadoras de Colónias
US-EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (Agência de Protecção Ambiental dos Estados Unidos)
VOC	<i>Volatile Organic Compounds</i> (compostos orgânicos voláteis)
VCI	Via de Cintura Interna

Resumo

A preocupação pública continua a privilegiar o impacto da poluição do ar exterior na saúde. Contudo o nível de poluição do ar no interior dos edifícios pode atingir valores 2 a 5 vezes superiores. Por outro lado, os níveis de contaminação do ar interior adquirem extrema importância quando se tem em consideração que na sociedade moderna as pessoas passam cerca de 80 a 90% do seu tempo no interior de edifícios.

Associado a uma má qualidade do ar interior pode surgir um conjunto de sintomas nos ocupantes dos edifícios, que afectam particularmente os grupos vulneráveis, entre os quais se destacam as crianças. Dado que a escola é um local de permanência de crianças e de trabalho de professores e outros profissionais, pretende-se que reúna as melhores condições para permitir o desenvolvimento saudável e o bom desempenho dos seus ocupantes.

O presente estudo teve como objectivo analisar a influência da proximidade de uma grande linha de tráfego urbano, Via de Cintura Interna, na qualidade do ar interior de escolas da cidade do Porto, bem como proceder à caracterização de parâmetros ambientais condicionantes do ambiente interior. No sentido de avaliar os efeitos da qualidade do ar interior na saúde, estudou-se a prevalência de sintomas nos professores e analisou-se a sua associação com os factores do ambiente. Para o efeito, o estudo foi desenvolvido em 4 escolas localizadas sob a influência das emissões causadas pelos veículos que circulam na Via de Cintura Interna - grupo “exposto” (72 professores) - e em 7 escolas afastadas desta linha de tráfego - grupo “não-exposto” (105 professores).

Os resultados deste estudo mostraram que a proximidade da Via de Cintura Interna não era um factor determinante para a qualidade do ar interior, uma vez que não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas entre os dois grupos estudados.

De acordo com as orientações existentes, foi também possível verificar que, de um modo geral, as concentrações dos factores do ambiente estudados se enquadram na zona de conforto, com excepção dos níveis de dióxido de carbono e contaminação microbiológica. Dado que a concentração de dióxido de carbono é frequentemente utilizada como indicador da eficiência da ventilação, concluiu-se que o sistema de

arejamento dos estabelecimentos de ensino estudados não é adequado, pelo que pode contribuir para o aumento da concentração de outros poluentes internos.

Neste estudo verificou-se que a qualidade do ar interior não era responsável pela sintomatologia percebida pelos professores. Para esta sintomatologia podem contribuir factores não ambientais. Destaca-se ainda que os sintomas com maior prevalência foram os da categoria “sintomas neurológicos e de saúde em geral” e que os professores não relacionaram a sintomatologia com o ambiente de trabalho.

Tendo em consideração que a inadequada ventilação foi o factor mais relevante para a má qualidade do ar interior, é aconselhável que as escolas revejam a forma de arejamento das suas salas de aula ou introduzam um extractor/insuflador de “ar novo”, de forma a evitar salas mal ventiladas e diminuir a concentração dos poluentes internos.

É também de referir que, concretamente em Portugal, não se tem dado a devida atenção à nocividade e aos riscos associados à má qualidade do ar interior, em particular nas escolas, pelo que o nosso quadro legislativo ainda carece de normalização nesta área.

Abstract

Public concern continues to favour the impact of outdoor air pollution on health. Nevertheless level of indoor air pollution within buildings may be 2 to 5 times higher than outdoors. In the other hand contamination levels of indoor air acquire extreme importance if we take into account that, in developed societies, people spend most of their time indoors (80-90%).

Associated with a bad indoor air quality a variety of symptoms can occur in the occupants of buildings affecting particularly groups of vulnerable people, in which children are included. Given that schools are a place where children and professors and other professionals remain for many hours it is supposed to bring together the best conditions for children to develop healthily and to allow them all to have a good performance.

The aim of this study was to analyse the influence of the proximity of a large urban traffic line, Via de Cintura Interna, in indoor air quality of Porto schools, and to characterize environmental parameters that can influence indoor environment. In order to evaluate indoor air quality effects on health, we studied the prevalence of teachers' symptoms and their association with environmental factors. The study was conducted in 4 schools near Via de Cintura Interna - "exposed" group (72 teachers) and in 7 schools away from VCI - "non exposed" group (105 teachers).

Results of this study showed that vicinity of Via de Cintura Interna was not a determinant factor for indoor air quality since we did not find statistically significant differences between the two groups.

According to existing orientations it was possible to notice that the concentrations of studied environmental factors are in the comfortable range, with exception of carbon dioxide levels and microbiological contamination. Since the levels of carbon dioxide are used as an indicator of ventilation efficiency, we concluded that air system is not adequate in the studied schools contributing for other indoor pollutants concentration increase.

In this study we verified that indoor air quality is not responsible for symptomatology perceived by teachers. Non environmental factors may contribute for it. We must highlight the fact that symptoms group that prevailed is “neurologic and general health symptoms” and that teachers did not relate symptomatology with working environment.

Considering that inadequate ventilation was the most relevant aspect for inducing bad indoor air quality, it is advisable that schools reconsider their airing systems or introduce extractor/insufflators of clean air in order to avoid badly indoor ventilation and decrease pollutants concentrations.

It is important to mention that in Portugal little attention has been paid to harmfulness and risks associated to bad indoor air quality, particularly in schools, and that our legal frame still lacks normalisation in this area.

Résumée

La préoccupation publique continue à privilégier l'impacte de la pollution de l'air extérieur dans la santé, toutefois le niveau de pollution de l'air à l'intérieur des édifices peut atteindre des valeurs 2 à 5 fois supérieures. D'un autre côté, les niveaux de contamination de l'air à l'intérieur acquièrent une extrême importance quand nous considérons qu'à la société moderne les personnes passent environ 80 à 90% de son temps à l'intérieur des édifices.

Associé à une mauvaise qualité de l'air intérieur peut apparaître un ensemble de symptômes chez les occupants des édifices qui affectent particulièrement les groupes vulnérables, d'entre lesquels nous mettons en relief les enfants. Puisque l'école est un lieu de permanence d'enfants et un espace de travail de professeurs et d'autres professionnels, on prétend qu'elle assemble les meilleures conditions pour permettre un développement sain et une bonne performance de ses occupants.

Cette étude a eu comme objectif analyser l'influence de la proximité d'une grande voie de circulation urbaine, Via de Cintura Interna, dans la qualité de l'air intérieur des écoles de la ville de Porto. De même, nous souhaitons procéder à la caractérisation des paramètres de l'environnement qui conditionnent l'air intérieur. Avec le but d'évaluer les effets de la qualité de l'air à l'intérieur des édifices sur la santé, on a étudié la survenue de symptômes chez les professeurs et on a analysé son rapport avec les facteurs de l'environnement. C'est pourquoi, l'étude a été développée à 4 écoles situées sous l'influence des émissions provoquées par les véhicules qui circulent à Via de Cintura Interna - groupe "exposé" (72 professeurs) - et à 7 écoles éloignées de cette voie de circulation - groupe "non exposé" (105 professeurs).

Les résultats de cette étude ont montré que la proximité de la Via de Cintura Interna n'ont pas été un élément déterminant de la qualité de l'air intérieur, une fois qu'on n'a pas identifié des différences statistiquement significantes.

Selon les orientations existantes, on a pu vérifier aussi que, d'une façon générale, les concentrations des facteurs de l'environnement étudiés s'encadrent à la zone de confort, à l'exception des niveaux de dioxyde de carbone et de contamination microbiologique.

Puisque la concentration de dioxyde de carbone est fréquemment utilisée comme indice de l'efficacité de la ventilation, on a conclu que le système de aération des établissements d'enseignement n'était pas adéquat. Ce facteur peut contribuer au surcroît de la concentration d'autres polluants internes.

À l'étude de symptomatologie, on a vérifié que la qualité de l'air intérieur n'était pas le responsable de la symptomatologie sentie par les professeurs. À cette symptomatologie peuvent contribuer des facteurs sans association à l'environnement. Renforçons encore que la classe de symptômes la plus fréquente a été celle des "symptômes neurologiques et de santé en général" et que les professeurs n'ont pas mis en rapport la symptomatologie avec l'environnement de travail.

Ayant en considération que l'inadéquate ventilation des espaces intérieurs est le facteur le plus important pour la qualité de l'air intérieur, on conseille que les écoles revoient les mécanismes de aération des salles de classe ou introduisent un extracteur/insufflateur d'air "nouveau", de façon à éviter les salles mal aérées et diminuer la concentration des polluants internes, puisque l'installation d'un système de ventilation mécanique conduit à un important investissement.

Référons encore que, plus précisément au Portugal, on n'a pas été suffisamment attentif à la nocivité et aux risques associés à la mauvaise qualité de l'air intérieur, en particulier aux écoles, même parce que notre cadre législatif manque encore d'une normalisation dans ce domaine.

I. INTRODUÇÃO

1.1 ENQUADRAMENTO GERAL

Até há bem pouco tempo, os efeitos na saúde resultantes da poluição do ar interior mereceram pouca atenção por parte da comunidade científica. Antes dos anos setenta as pesquisas efectuadas acerca dos problemas de qualidade do ar interior (QAI), em residências e em locais de trabalho não-industriais, não revelavam um contributo científico relevante (Jones, 1999).

Actualmente, a preocupação pública continua a privilegiar o impacte na saúde da poluição do ar exterior, pelo que são cada vez mais os mecanismos para o seu controlo. Não se verifica, no entanto, igual sensibilização para os malefícios na saúde associados a uma pobre qualidade ambiental no interior dos edifícios (habitações, escolas, locais de trabalho do sector terciário, espaços comerciais e de lazer, entre outros) (Mendell e Heath, 2004; US-EPA, 2000; Jones, 1999).

As primeiras referências a problemas de contaminação do ar interior datam do século XVIII, tendo por autor Benjamin Franklin que escreveu sobre os efeitos dos fumos de lareiras em salas fechadas, salientando a necessidade de construir chaminés apropriadas. O mesmo autor escreveu também sobre a “formação de tectos” quando era utilizado carvão para aquecimento propondo, como solução do problema, a “diluição” dos fumos com ar fresco - ventilação (Cabral e Veiga, 2001).

A importância da problemática da QAI tem vindo a ser demonstrada em estudos realizados com especial predominância nos Estados Unidos da América (EUA). Estes estudos demonstraram que o ar interior é passível de se encontrar mais poluído que o exterior, principalmente nas cidades dos países industrializados (Zabiegala *et al.*, 2002). Concretamente, estudos desenvolvidos pela Agência de Protecção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency* - US-EPA) indicam que o nível de poluição do ar no interior dos edifícios pode atingir valores duas a cinco vezes (ocasionalmente cem vezes) superiores aos níveis correspondentes obtidos para o ar exterior (Yang *et al.*, 2004; Wood, 2003; Spaeth, 2000; Torres, 2000; US-EPA, 2000). Outros estudos semelhantes foram elaborados em países da Europa e da Ásia com resultados idênticos (Spaeth, 2000).

Por outro lado, estes níveis de contaminação do ar interior adquirem extrema importância quando se tem em consideração que, na sociedade moderna, as pessoas passam a maior parte do seu tempo no interior de edifícios (Gomes, 2002; Spaeth, 2000; Ooi *et al.*, 1998). Diversos estudos concluíram que, em sociedades industrializadas a população, em média, ocupa cerca de 80 a 90% do seu tempo no interior de edifícios (Kosonen e Tan, 2004; Wood, 2003; Dimitroulopoulou *et al.*, 2001; Lee *et al.*, 2001; Wargocki, 2001; Spaeth, 2000; Torres, 2000).

Com base nestes factos, a US-EPA e a Organização Mundial de Saúde (OMS) têm vindo a classificar os problemas de QAI entre os principais riscos ambientais para a Saúde Pública (Yang *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2002a; US-EPA, 2000; WHO, 1997).

A importância dos problemas de QAI deve-se, por um lado, à modificação das exigências dos indivíduos e comunidades em relação ao seu estado de saúde e, por outro lado, aos novos padrões de construção dos edifícios. A evolução do conhecimento introduziu novas exigências sobre o que se designa por “saúde”. A partir da década de 40, o conceito de saúde deixa de significar apenas uma situação de “ausência de doença” e passa a ser definido como um estado dinâmico de equilíbrio do homem consigo e com o meio ambiente (Moeller, 1998). Este novo conceito contém implícito um estado de bem-estar. Simultaneamente o desenvolvimento tecnológico proporcionou condições para um aumento das expectativas das populações nos critérios que definem condições de conforto e de incomodidade. Os edifícios existem principalmente para propiciar um ambiente saudável e confortável, no qual as pessoas possam trabalhar e viver. Portanto, os edifícios não só devem proporcionar condições ambientais no seu interior que não comprometam o estado de saúde dos seus ocupantes mas também propiciar o conforto e bem-estar para as actividades a desenvolver no seu interior.

Contudo, verifica-se que as alterações que têm vindo a ser introduzidas no projecto e construção de edifícios, procurando otimizar o seu comportamento térmico, reduziram a permeabilidade ao ar, associando-se à qualidade de construção o isolamento e a estanqueidade (Wood, 2003). De certa forma, estas alterações foram impulsionadas pela necessidade de racionalizar a energia, em grande parte provocada pelos elevados custos do combustível desde a crise do petróleo na década de 70. Com a introdução de novas tecnologias e produtos surgiram também outras fontes de emissão e novos

poluentes, e como consequência, é gerada uma “acumulação” de diversos poluentes no ambiente interior (Yang *et al.*, 2004; Zabiegala *et al.*, 2002; Brickus e Neto, 1999; Jones, 1999).

Apesar da maioria dos edifícios aparentemente não apresentar nenhum problema pode ser atribuído à má QAI (designadamente em escritórios novos ou recentemente remodelados, escolas e outros edifícios públicos) um amplo leque de sintomas e doenças (Lee *et al.*, 2002a; Jones, 1999). Entre os mais comuns Schneider (1999) refere os efeitos reversíveis, como dores de cabeça, irritações cutâneas, oculares e do nariz; e efeitos irreversíveis ou crónicos, como hipersensibilidade a produtos químicos.

Como seria de esperar, estes efeitos são particularmente importantes nos grupos mais vulneráveis nomeadamente os idosos e indivíduos com doenças cardiovasculares e pulmonares. As crianças também representam um grupo particularmente susceptível aos poluentes presentes no ar interior já que, para além de respirarem um maior volume de ar que os adultos, relativamente ao seu peso, encontram-se em desenvolvimento e ocupam, pelo menos, 23% do seu tempo durante a idade escolar no interior de edifícios (Mendell e Heath, 2004; Heath e Mendell, 2002; Bayer *et al.*, 2000; Torres, 2000; US-EPA, 2000).

De acordo com Bayer *et al.* (2000) um terço das escolas nos EUA necessita de obras de remodelação e 19% da comunidade escolar refere problemas de QAI. A má qualidade da construção, a deficiente manutenção do edifício, a presença de fontes emissoras e a deficiente ventilação associadas com a sobrelotação das salas de aula e com os processos inadequados de limpeza contribuem para os problemas do ambiente interior, inclusive para uma pobre QAI (Kinshella *et al.*, 2001; Norbäck *et al.*, 2000; Torres, 2000).

Daisey *et al.* (2003) referem que, do ponto de vista educacional, uma má QAI nas escolas pode afectar indirectamente a aprendizagem e o desempenho, bem como ser a principal responsável pela prevalência de asma nas crianças. De acordo com a *American Lung Association*, o número de crianças asmáticas aumentou 72% entre 1982 e 1994. Por outro lado, Bayer *et al.* (2000) e Torres (2000) referem que a asma é a principal causa de absentismo nas escolas. Desta forma, há uma crescente e particular

preocupação com a QAI nos edifícios escolares dada a sua influência na saúde, aprendizagem e desempenho dos seus ocupantes. Porém, e tendo em consideração a população escolar actual, existem poucos estudos sobre esta temática (Shendell *et al.*, 2004). Concretamente em Portugal, não se tem dado a devida atenção à nocividade e aos riscos associados à má QAI, em particular nas escolas, pelo que o nosso quadro legislativo ainda carece de legislação nesta área.

1.2 FONTES DE POLUIÇÃO DO AR: FONTES INTERNAS E EXTERNAS

A contaminação do ar tem origem em fontes que se encontram no interior do edifício, mas também pode ser introduzida do exterior.

Como principais fontes de contaminação externa destacam-se as emissões de instalações industriais, as emissões de fontes móveis (tráfego), a deposição e tratamento de resíduos sólidos, as reacções fotoquímicas e a presença de árvores. De acordo com Lee *et al.* (2002b), Zabiegala *et al.* (2002), Chao (2001), Torres (2000) e Baek *et al.* (1997) as fontes externas, regra geral, são as principais responsáveis pela concentração de vários poluentes no ar interior.

O tráfego automóvel é responsável por uma parte significativa de poluentes emitidos para a atmosfera, nomeadamente partículas, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), compostos orgânicos voláteis (*Volatile Organic Compounds* - VOC), monóxido de carbono (CO) e óxidos de azoto (NO_x). Por sua vez, os poluentes resultantes da indústria (partículas, NO_x, dióxido de enxofre (SO₂), VOC), as emissões radioactivas provenientes das centrais nucleares e os oxidantes químicos (poluentes secundários) devem também merecer especial atenção, dada a magnitude dos seus efeitos.

No que diz respeito às principais fontes de poluição no interior podem apontar-se as condições estruturais do edifício, os materiais utilizados no acabamento interior, para revestimentos e no mobiliário, o metabolismo, os produtos de higiene pessoal e hábitos tabágicos, os produtos de limpeza e desinfeção, a existência de animais e plantas e o sistema de aquecimento, ventilação e ar condicionado (*Heating, Ventilation and Air Conditioning* - HVAC) (Rodrigues e Mayan, 2004; Yang *et al.*, 2004; Elkilani e

Bouhamra, 2001; Fanger, 2001; Torres, 2000; Carmo e Prado, 1999; Schneider, 1999; Baek *et al.*, 1997).

Para uma boa QAI são determinantes as condições estruturais do edifício e a organização dos seus espaços interiores. Na fase de concepção é necessário que seja considerada a sua utilização futura de forma a garantir a ventilação adequada de todos os espaços. No que diz respeito aos espaços interiores, é fundamental não esquecer que cada espaço foi projectado para uma determinada função. A sua utilização para outra função deve ser precedida de uma análise cuidadosa sobre a viabilidade dessa solução, de modo a não ocorrerem situações de disfunção ambiental. Na organização dos espaços interiores deve ser tomado em consideração não só as actividades desenvolvidas, mas também o número de ocupantes do espaço (Rodrigues e Mayan, 2004).

1.3 POLUENTES DO AR: QUÍMICOS, FÍSICOS E BIOLÓGICOS

Os principais factores do ambiente que condicionam a QAI são agentes químicos (partículas e fumos, vapores de compostos orgânicos, gases), agentes físicos (ambiente térmico, ruído, iluminação e radiações ionizantes) e agentes biológicos (microorganismos - bactérias, fungos - e material biológico).

Entre os poluentes químicos podem destacar-se as partículas, os VOC, o formaldeído (HCOH), o dióxido de carbono (CO₂), o CO, o fumo do tabaco, os NO_x, o SO₂, o amianto e o ozono (O₃). Por vezes, os níveis individuais destes poluentes são muito baixos não sendo possível detectar a sua presença por técnicas instrumentais correntes. Contudo manifestam-se ao nível do odor e/ou através de sintomatologia percebida (Kutintara, 2002; Norbäck *et al.*, 2000; Torres, 2000; Carmo e Prado, 1999; US-EPA, 1994).

1.3.1 POLUENTES QUÍMICOS

1.3.1.1 Partículas

Os poluentes sólidos são frequentemente encontrados no ar de espaços interiores. Nesta classe de poluentes destacam-se as partículas constituídas por uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas incluindo hidrocarbonetos aromáticos, vestígios de metais, nitratos, sulfatos e toxinas (WHO, 2004; HAC, 2000; Janssen *et al.*, 1999). A sua composição é fundamentalmente ditada pelo seu processo de formação (Kousa, 2002).

De acordo com o seu diâmetro, distinguem-se três grupos principais (WHO, 2004; HAC, 2000):

- partículas grosseiras (partículas com diâmetro aerodinâmico superior a 2,5 µm);
- partículas finas (partículas com diâmetro aerodinâmico entre 2,5 µm e 0,1 µm);
- partículas ultra-finas (partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a 0,1 µm).

As principais fontes internas de partículas incluem o fumo do tabaco e outros processos de combustão, como por exemplo a queima de carvão ou madeira, assim como fontes relacionadas com as actividades humanas, nomeadamente os processos de limpeza (He *et al.*, 2004; Yip *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2002b; Kinshella *et al.*, 2001; HAC, 2000; Janssen *et al.*, 1999). Diversos estudos referem que os processos de combustão dão origem a partículas de dimensão ultra-fina que facilmente se dispersam pelo ar (WHO, 2004; Repace, 2003; ATS, 1997). De acordo com Rohr *et al.* (2003) e Weschler e Shields (1999) as reacções internas entre o ozono e hidrocarbonetos insaturados (por exemplo, terpenos como o d-limoneno, o α -pineno, o β -pineno e o α -terpineno) também são uma potencial fonte de partículas de dimensões muito pequenas no ar interior. No entanto, estas reacções representam uma fonte interna “mal documentada” (He *et al.*, 2004; Weschler e Shields, 1999).

Vários estudos apontam para que a presença de fumadores conduza a um aumento da razão dos níveis interior/exterior de partículas, numa situação de ausência de fontes emissoras importantes (de 0,2-1,0 para 1,8) (Lee *et al.*, 2002b; Kinshella *et al.*, 2001; Morawska *et al.*, 2001; Janssen *et al.*, 1999). De acordo com Jones (1999) foram

determinadas concentrações de partículas respiráveis (partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a 5 μm) próximas de 30 $\mu\text{g m}^{-3}$ no interior de habitações durante a utilização de fogões a lenha fechados, enquanto que com o uso de fogões não fechados foram encontradas concentrações substancialmente mais elevadas (200-1900 $\mu\text{g m}^{-3}$).

Com base em estudos realizados nos EUA existe uma relação clara entre a exposição a partículas e os efeitos adversos na saúde, designadamente ao nível respiratório e pulmonar. A concentração e o local de deposição das partículas vão depender da aerodinâmica e da dimensão das partículas, dos mecanismos respiratórios e da anatomia das vias respiratórias (Gomes, 2002; HAC, 2000; Torres, 2000). Há ainda que ter em conta que os efeitos da inalação de partículas dependem também da sua composição química (Gomes, 2002). As partículas de maior diâmetro aerodinâmico ficam retidas no tracto respiratório superior, enquanto que as de menor dimensão (em particular as partículas de diâmetro inferior a 2,5 μm) possuem “coeficientes de difusão” elevados atingindo facilmente os alvéolos pulmonares, exercendo a sua acção nociva ao nível dos alvéolos e passando para a corrente sanguínea atingindo outros órgãos, nomeadamente o fígado, o rim e a medula óssea onde são absorvidas (He *et al.*, 2004; Yip *et al.*, 2004; Gomes, 2002; Morawska *et al.*, 2001; Torres, 2000). Por outro lado, as partículas de menor dimensão são passíveis de conter níveis superiores de compostos nocivos como HPA (He *et al.*, 2004; WHO, 2004; Repace, 2003; Morawska *et al.*, 2001; HAC, 2000). Kinshella *et al.* (2001) encontraram uma associação entre a inalação das partículas e sintomas de desconforto. Por sua vez, Koenig *et al.* (1993) documentaram que crianças expostas ao fumo resultante da queima de madeira apresentam maior risco de contrair asma e Abbey *et al.* (1998) verificaram uma redução na função pulmonar de indivíduos não-fumadores expostos a concentrações elevadas de partículas num período de exposição superior a 20 anos. Da mesma forma Repace (2003) refere que partículas respiráveis e HPA na forma particulada resultantes da queima do tabaco são conhecidos por potenciarem doenças do foro respiratório e pulmonar, doenças do coração e cancro.

1.3.1.2 Compostos orgânicos voláteis

Os VOC são um subconjunto de compostos com ponto de ebulição cujas gamas de variação vão de 50-100 °C a 240-260 °C (HAC, 2000; Johansson, 1999; Jones, 1999;

WHO, 1989), excluindo os pesticidas (Brown *et al.*, 1994). De acordo com o seu ponto de ebulição estes compostos são categorizados em subgrupos (Tabela 1).

Tabela 1 - Classificação dos poluentes orgânicos presentes no ar interior (WHO, 1989)

<i>Subgrupos de compostos orgânicos</i>	<i>Pontos de ebulição</i>
Compostos orgânicos muito voláteis	< 0 a 50 - 100 °C
Compostos orgânicos voláteis	50 - 100 °C a 240 - 260 °C
Compostos orgânicos semi-voláteis	240 - 260 °C a 380 - 400 °C
Compostos orgânicos associados a matéria orgânica particulada	> 380 °C

Os VOC também incluem compostos orgânicos voláteis microbiológicos (MVOC - *Microbiological Volatile Organic Compounds*) (HAC, 2000), produzidos pela maioria dos fungos (Torres, 2000).

Estudos desenvolvidos em ambientes interiores detectaram cerca de 900 compostos diferentes, embora não tenha sido possível a identificação da sua totalidade. Estes compostos apesar da diversidade, formas de reactividade química e propriedades físicas apresentam em comum uma grande volatilidade. Esta propriedade permite a sua fácil dispersão no ar contribuindo para a sua contaminação (Wood, 2003; Cabral e Veiga, 2001). Diversas pesquisas mostraram que os níveis de VOC no ambiente interior podem atingir concentrações cerca de 5 vezes superiores às concentrações no ar exterior (Lee *et al.*, 2002b; Spaeth, 2000; Johansson, 1999; Jones, 1999; Brown *et al.*, 1994; US-EPA, 1994). Outros estudos documentados por Guo *et al.* (2003), Elkilani e Bouhamra (2001) e US-EPA (1994) também referem que a concentração de VOC no interior de habitações são superiores às concentrações determinadas no ambiente exterior.

As principais fontes emissoras de VOC são geralmente endógenas, destacando-se os produtos de acabamento (tintas, vernizes, colas) e construção, os revestimentos (alcatifas, isolamentos acústicos e térmicos), o mobiliário (aglomerados de madeira, espumas, material plástico), os produtos de limpeza e desinfecção, os produtos de higiene pessoal (cremes, loções, perfumes), os produtos para aromatizar o ambiente e os processos de combustão (sistemas de aquecimento, fumo do tabaco) (Park e Jo, 2004;

Yang *et al.*, 2004; Wood, 2003; Yontz, 2003; Zabiegala *et al.*, 2002; Wolkoff e Nielson, 2001; Brown *et al.*, 1994).

A emissão de VOC para o ambiente interior depende das propriedades dos materiais de acabamento e construção bem como da temperatura, humidade e velocidade do ar (Yang *et al.*, 2004). Assim, segundo Guo *et al.* (2003) a melhoria na concepção de um edifício e a própria selecção de materiais de construção pode reduzir o risco de exposição a VOC no seu interior.

Os efeitos na saúde resultantes da exposição a VOC dependem especificamente do tipo e concentração dos compostos envolvidos. Para um dado indivíduo, a sua resposta à exposição será influenciada também pela sua idade, género, estado de saúde e grau de sensibilidade (HAC, 2000). De acordo com Mølhave (1991), diversos estudos referem a irritação dos olhos, nariz e garganta, dores de cabeça, asma e reacções inflamatórias nas vias respiratórias, sendo os idosos, asmáticos e outros indivíduos com problemas cardiovasculares e respiratórios particularmente susceptíveis a concentrações baixas. De acordo com Carmo e Prado (1999), VOC em concentrações elevadas podem actuar como narcóticos e serem responsáveis por acções graves no funcionamento do sistema neurológico. Num estudo experimental, Otto *et al.* (1992) documentaram que indivíduos expostos a uma concentração de VOC igual a $0,03 \text{ mg m}^{-3}$ referiram sintomas como cefaleias, sonolência, fadiga e confusão. É importante notar que estes compostos podem interagir (processo conhecido como sinergia) e fazer com que os efeitos na saúde sejam agravados (Carmo e Prado, 1999). Contudo, além de existirem estudos onde foi evidenciada uma associação entre a concentração de VOC e os efeitos na saúde e no conforto, como por exemplo os estudos efectuados por Otto *et al.* (1992), Hodgson *et al.* (1991), Mølhave (1991) e Norbäck *et al.* (1990) outros estudos, tais como os de Nagda *et al.* (1991), não verificaram qualquer associação.

Um estudo efectuado por Smedje *et al.* (1997) em edifícios escolares permitiu concluir que a exposição a VOC tem implicações importantes na aprendizagem, uma vez que afecta a percepção, até mesmo em baixas concentrações. Outros autores referem a redução do desempenho e respostas sensoriais durante a exposição (HAC, 2000).

Outros trabalhos sugerem que os produtos das reacções químicas que envolvem os VOC podem ter efeitos na saúde mais importantes que a exposição a eles próprios. Esta suposição é baseada no facto da maioria dos estudos da síndrome do “edifício doente” (*Sick Building Syndrome* - SBS), de que se falará mais adiante (ponto 1.4), registar concentrações de VOC consideravelmente inferiores às necessárias para induzir sintomas (HAC, 2000; Jones, 1999). Por exemplo, os radicais livres são quimicamente reactivos, e como espécies reactivas é esperado que causem irritação ocular e nas vias respiratórias (Wood, 2003). Estas espécies intermediárias podem dar origem a produtos mais estáveis, como ácidos gordos e aldeídos, sendo responsáveis pela degradação da qualidade do ar percebida e estando também associadas a sintomas da SBS (Guo *et al.*, 2003; Wolkoff e Nielson, 2001; Johanson, 1999).

Dado que em qualquer ambiente a concentração de um dado VOC pode ser muito variável e dependente da presença ou ausência de potenciais fontes de emissão, muitos autores referem níveis de “Compostos Orgânicos Voláteis Totais” (*Total Volatile Organic Compounds* - TVOC) evitando a sua quantificação individual (Zabiegala *et al.*, 2002; HAC, 2000; Jones, 1999; Brown *et al.*, 1994). O conceito de TVOC é baseado na quantificação de todos os VOC na amostra de ar. Neste caso, é assumido que o método de quantificação tem a mesma sensibilidade para todos os VOC (HAC, 2000). No entanto, existem limitações analíticas na determinação de TVOC, nomeadamente a não detecção de alguns compostos como compostos orgânicos reactivos: aldeídos, hidroperóxidos, produtos intermediários da reacção em misturas de ozono/dióxido de azoto e VOC insaturados como os terpenos e compostos odoríferos, que se encontram frequentemente presentes em níveis vestigiais e por isso difíceis de dosear. Para além destes, alguns VOC insaturados podem ser subestimados devido a reacções com o ozono no ar (Wolkoff e Nielson, 2001). Vários estudos referem uma gama de valores de TVOC de $0,04 \text{ mg m}^{-3}$ a $0,23 \text{ mg m}^{-3}$ em espaços públicos interiores, existindo casos com concentrações médias de $0,32 \text{ mg m}^{-3}$ (Daisey *et al.*, 2003; Guo *et al.*, 2003).

1.3.1.3 Formaldeído

Entre o conjunto de VOC, o HCOH tem vindo a merecer a atenção dos intervenientes nos problemas de QAI, pela frequência com que são encontrados níveis significativos deste composto nos ambientes interiores (HAC, 2000).

É um aldeído que, embora seja um composto volátil, não é detectado pelos métodos cromatográficos gasosos geralmente aplicados para a análise dos VOC. Por este motivo, tem de ser considerado em separado dos outros VOC (Jones, 1999). O HCOH é um composto incolor à temperatura ambiente e possui um odor pungente (HAC, 2000).

As principais fontes internas de HCOH são os materiais de construção do edifício, como espumas de isolamento, aglomerados de madeira, contraplacados e materiais de mobiliário. É também utilizado nos acabamentos têxteis (tapeçarias e estofos) e faz parte da composição do fumo ambiental do tabaco (Cabral e Veiga, 2001; Burr, 1999; US-EPA, 1994). Existem outros produtos que contêm HCOH na sua composição, tais como desodorizantes, tintas e desinfetantes (Cabral e Veiga, 2001).

A concentração de HCOH no ambiente interior é normalmente superior às concentrações determinadas no exterior. A sua libertação, em ambientes interiores, depende das condições de humidade relativa, temperatura do ar e taxa de ventilação desse mesmo espaço (Jones, 1999).

Na Tabela 2 são apresentados os principais efeitos na saúde provocados por este composto.

De acordo com Koeck *et al.* (1997) a exposição concentrações inferiores a 1 ppm pode dar origem a tosse e a irritação ocular. Outros estudos referem, para além destes efeitos, bronquites, asma, náuseas, vômitos, dores de cabeça, ansiedade, fadiga e perda de memória (NCR, 1981). O HCOH é também considerado como um irritante cutâneo (Eberlein-Konig *et al.*, 1998).

Tabela 2 - Efeitos na saúde resultantes da exposição a formaldeído (Jones, 1999)

Concentração de formaldeído (ppm)	Efeitos observados na saúde
0,01 - 2,0	Irritação ocular
1,0 - 3,0	Irritação dos olhos, nariz, garganta, tracto respiratório superior
4,0 - 5,0	Incapacidade de tolerar exposições prolongadas
10,0 - 20,0	Sintomas respiratórios severos
> 50	Edema pulmonar, inflamação, pneumonia, coma

Actualmente, o HCOH é considerado pela *International Agency for Research on Cancer* (IARC) e pela US-EPA um agente carcinogénico humano (Daisey *et al.*, 2003; HAC, 2000; US-EPA, 1994). Assim sendo, acompanhando o aumento expressivo na produção e consumo de painéis de madeira, entre os quais se destacam os painéis *Medium Density Fiberboard*, tem-se investido nas formulações que compõem os adesivos mais utilizados para colar a madeira de forma a evitar a libertação do formaldeído.

1.3.1.4 Dióxido de carbono

O CO₂ é um gás incolor, inodoro e não inflamável resultado de processos de combustão em fontes de aquecimento, de produção de energia e de reacções de metabolização dos seres vivos (Carmo e Prado, 1999).

No ambiente interior as concentrações de CO₂ excedem as respectivas concentrações no ar exterior com concentração média de 350-400 ppm (640-731 mg m⁻³) devido simplesmente, à produção metabólica pelos ocupantes do espaço (Shendell *et al.*, 2004; Carmo e Prado, 1999; NCR, 1981). Os níveis de CO₂ no interior variam entre 700 e 2000 ppm (1280 e 3657 mg m⁻³), mas podem exceder os 3000 ppm (5486 mg m⁻³) em áreas sem ventilação adequada quando se utilizam vários equipamentos de queima ou quando estão presentes muitos organismos vivos (Arashidani *et al.*, 1996). Em salas de aula com inadequada ventilação, os níveis podem exceder os 3000 ppm devido

simplesmente ao metabolismo humano. São detectadas concentrações geralmente mais elevadas em áreas dos edifícios nas quais os ocupantes permanecem mais tempo, estando directamente relacionadas com o número de ocupantes (Carmo e Prado, 1999). De acordo com Jones (1999), para a maioria dos ambientes a razão interior/exterior deste gás é de 1/3.

A medição da taxa de ventilação é um processo dispendioso e exige metodologias complexas. Desta forma, o valor da concentração de CO₂ é frequentemente utilizado como um indicador da adequabilidade do arejamento em espaços ocupados. De acordo com a norma 62-1989, *Ventilation for acceptable indoor air quality* da *American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning* (ASHRAE), para níveis de CO₂ superiores a 1000 ppm (1829 mg m⁻³) o arejamento é insuficiente. Porém, diversos autores referem que concentrações de CO₂ inferiores a 1000 ppm nem sempre garantem que a taxa de ventilação é adequada para a remoção de poluentes resultantes de outras fontes internas (Shendell *et al.*, 2004; Daisey *et al.*, 2003; Kinshella *et al.*, 2001; Torres, 2000; Carmo e Prado, 1999).

Apesar das limitações da concentração de CO₂ como uma medida da taxa de ventilação, concentrações elevadas deste gás (taxas de ventilação baixas) estão normalmente associadas quer ao aumento de prevalência de sintomas adversos na saúde, entre os quais dores de cabeça, náuseas, vertigens e sintomas de fadiga, quer ao absentismo em ambientes internos não industriais, inclusive escolas (Shendell *et al.*, 2004; Daisey *et al.*, 2003; Bayer *et al.*, 2000). Fisk (2000) refere que uma deficiente taxa de ventilação pode estar associada a um aumento de doenças respiratórias.

Um estudo envolvendo 550 ocupantes de um edifício determinou uma associação entre sintomas no sistema nervoso central e concentrações elevadas de CO₂ (1500-4000 ppm; 2743-7315 mg m⁻³). Sintomas de irritação das vias aéreas superiores também eram evidentes a concentrações elevadas de CO₂ (Kinshella *et al.*, 2001). Apte *et al.* (2000) indicaram uma forte correlação entre os níveis elevado de CO₂ no ar interior e a prevalência de sintomas da SBS entre os ocupantes de um edifício.

1.3.1.5 Monóxido de carbono

O CO é um dos poluentes mais comuns do ar. É um gás incolor, inodoro, pouco solúvel em água e com uma densidade ligeiramente inferior ao ar (WHO, 2000).

Num espaço interior existem várias fontes de CO entre as quais os aquecedores a óleo, gás ou querosene, os fogões a gás, as lareiras e outros equipamentos em que haja combustão (WHO, 2000). Estes podem emitir níveis suficientemente elevados de CO causando intoxicação (Alm *et al.*, 2000). O fumo do tabaco também pode contribuir para o aumento da concentração de CO no ar interior (WHO, 2000; Jones, 1999; US-EPA, 1994).

As concentrações de CO no ambiente interno são geralmente inferiores aos níveis encontrados no exterior (Chaloulakou e Mavroidis, 2002) excluindo os locais de permanência de muitos fumadores, ou em edifícios com garagens subterrâneas e com os sistemas de HVAC mal projectados ou em deficiente funcionamento (NCR, 1981). Numa pesquisa efectuada pela US-EPA, em 1000 adultos não-fumadores, as exposições pessoais no interior de uma habitação eram geralmente baixas variando de 2 a 4 ppm (aproximadamente $2,3 \times 10^{-3}$ mg m⁻³ a $4,7 \times 10^{-3}$ mg m⁻³). Em locais com utilização de fogões a gás, carvão ou lenha as concentrações de CO são geralmente próximas de 6 ppm ($6,9 \times 10^{-3}$ mg m⁻³) não excedendo frequentemente os 12 ppm ($13,8 \times 10^{-3}$ mg m⁻³) (Jones, 1999).

A exposição a CO ainda é uma das principais causas de intoxicações não intencionais, dando origem a um número elevado de mortes por ano na Europa e nos EUA (Modic, 2003; WHO, 2000; US-EPA, 1994). Aproximadamente 80 a 90% do CO absorvido liga-se com as hemoproteínas, nomeadamente a hemoglobina (Hb), formando a carboxihemoglobina (COHb) (Modic, 2003; Chaloulakou e Mavroidis, 2002; WHO, 2000; US-EPA, 1994). Consequentemente, dá-se uma redução na capacidade do sangue transportar o oxigénio, prejudicando a sua libertação da Hb para os tecidos extravasculares (WHO, 2000; Alvim-Ferraz, 1995). Esta toxicidade do CO deve-se ao facto deste gás possuir uma afinidade para a Hb cerca de 200 a 240 vezes superior à do oxigénio (Alm *et al.*, 2000; Alvim-Ferraz, 1995).

Os efeitos na saúde resultantes da exposição a CO são geralmente descritos em relação aos níveis de COHb (Tabela 3).

Tabela 3 - Nível de carboxihemoglobina e respectivos efeitos na saúde (Carmo e Prado, 1999)

<i>% de COHb no sangue em relação à quantidade total de Hb</i>	<i>Efeitos associados a este nível de COHb</i>
2,9 - 5	Diminuição significativa da capacidade de efectuar exercícios em indivíduos que já possuem problemas no coração
5 - 5,5	Decréscimo pouco significativo do consumo de oxigénio e da duração da actividade física
5 - 17	Diminuição significativa da percepção visual, da destreza manual, da facilidade de aprendizagem e do rendimento em tarefas que exijam certas habilidades
7 - 20	Diminuição significativa do consumo de oxigénio durante actividade física
30	Cefaleias, cansaço
40	Confusão, colapso em exercícios
> 60	Perda de consciência; morte em caso de exposição contínua

Um estudo realizado em Toronto determinou que o CO se encontra associado a um aumento da mortalidade diária (Alm *et al.*, 2000). Os efeitos na saúde resultantes da exposição a poluentes tóxicos, como o CO, são mais agudos para grupos sensíveis da população.

1.3.1.6 Fumo do tabaco

Outro importante poluente que é encontrado com frequência nos ambientes interiores é o fumo ambiental do tabaco (*Environmental Tobacco Smoke* - ETS).

O tabaco é uma mistura complexa de mais de 2000 constituintes químicos. Quando queimado durante o acto de fumar origina o fumo do tabaco, também ele uma mistura complexa de compostos químicos em constante modificação. O fumo de um cigarro é habitualmente dividido em dois tipos: uma corrente primária ou principal (*Mainstream* -

MS) e uma corrente secundária (*Sidestream* - SS) (Figura 1) (Gomes, 2002). A corrente MS é o fumo que é inalado e depois expelido directamente pelo fumador, enquanto que a corrente SS é constituída pelo fumo que é libertado da ponta incandescente do cigarro no intervalo entre “fumaças” e também pelos constituintes que saem por difusão através do papel do cigarro durante a “fumaça” (WHO, 2000; Jones, 1999; NCR, 1981).

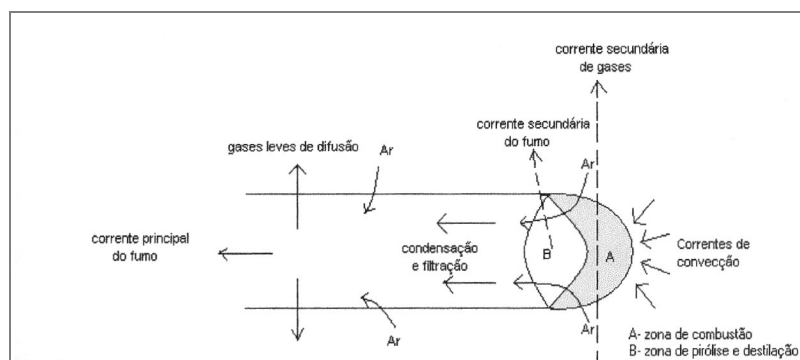


Figura 1 - Principais correntes do fumo do tabaco (Joaquim, 2004)

O fumo proveniente da queima do tabaco é um aerossol, ou seja, é composto por uma fase gasosa e por uma fase coloidal (pequenas partículas suspensas no vapor), também denominada por condensado. A fase gasosa é composta pelos constituintes mais voláteis do fumo e pela maioria dos compostos semi-voláteis que se evaporam da fase coloidal. A fase coloidal apresenta compostos quimicamente mais complexos, contendo milhares de compostos incluindo voláteis e não voláteis.

Ambas as correntes, MS e SS, são produzidas fundamentalmente através dos mesmos processos, sendo por isso constituídas pelos mesmos compostos. No entanto, as suas condições de formação são diferentes, daí que a sua composição em termos quantitativos possa ser substancialmente diferente. Na formação das correntes do fumo as temperaturas de queima são diferentes, uma vez que entre “fumaças” as temperaturas são mais baixas do que as verificadas durante a fumaça. Para além disso, as direcções dos fluxos de ar que percorrem o cigarro são contrárias na formação das duas correntes. Estas diferenças nas condições de formação originam diferenças a nível quantitativo nas correntes de fumo, sendo libertadas maiores quantidades de compostos na corrente SS do que na MS (Zamboni, 2002; WHO, 2000). Por exemplo, a N - nitrosodimetilamina, um potente carcinogénico animal, é emitida em quantidades 20-100 vezes mais elevadas

no SS que no MS, e um fumador passivo a uma distância de 50 cm de um cigarro pode inalar compostos carbonilos numa concentração 10 vezes superior à que é inalada pelo fumador activo (Jones, 1999). Estas diferenças quantitativas são consistentes em estudos com animais e estudos de genotoxicidade (WHO, 2000).

A composição do fumo, além de ser influenciada pelas características do tabaco (tipos de tabaco e presença de aditivos), depende ainda dos filtros, ventilação e, em última análise, das variações do modo de fumar de fumador para fumador (Jones, 1999).

O número de compostos identificados no tabaco e no fumo do mesmo encontra-se em constante aumento devido aos avanços das técnicas analíticas. Aquando do estudo da formação e da composição química da corrente MS e SS foram identificadas inúmeras substâncias irritantes e carcinogénicas para os humanos, destacando-se o CO, o CO₂, a nicotina e outros alcalóides, as nitrosaminas, as partículas respiráveis, bem como os NO_x, o HCOH, a acroleína (C₃H₄O), os HPA e vários metais (WHO, 2000; Jones, 1999; US-EPA, 1994).

O ETS é possivelmente um dos poluentes mais importantes do ar interior de casas e escritórios, dado que uma proporção significativa da população encontra-se, com regularidade, exposta a concentrações elevadas de ETS (WHO, 2000; Jones, 1999). A exposição ao ETS é designada de exposição involuntária ao fumo, ou fumo passivo (US-EPA, 2000) e é considerada pela OMS como a terceira maior causa de morte evitável no mundo. Recentemente, tem sido dada particular atenção ao seu efeito na saúde dos não-fumadores (Gomes, 2002; HAC, 2000).

É mais difícil definir ETS do que as correntes MS e SS do fumo do tabaco, uma vez que consiste numa mistura dinâmica de substâncias presentes no ar ambiente. Este tipo de fumo resulta da combinação da corrente SS com a corrente MS, ambas diluídas no ar ambiente.

Ao longo dos anos, têm sido realizados diversos estudos sobre a composição e o comportamento do ETS, uma vez que este representa vários perigos para a saúde daqueles que a ele se encontram expostos. Tal como o fumo do tabaco, o ETS é um aerossol. Na fase gasosa encontram-se os compostos mais voláteis e a maioria dos

compostos semi-voláteis que evaporam da fase coloidal para a fase gasosa (a diluição do fumo no ambiente favorece esta transferência), enquanto que na fase coloidal se encontram os compostos não voláteis e parte dos compostos semi-voláteis (WHO, 2000).

No sentido de quantificar a exposição ao ETS utilizam-se vários marcadores, como a nicotina e as partículas respiráveis (Gomes, 2002; WHO, 2000). A nicotina tem sido o marcador mais utilizado para a fase gasosa do ETS, no entanto a sua utilidade como marcador tem sido questionada. Nos EUA as concentrações de nicotina em casas com fumadores encontram-se entre $1 \mu\text{g m}^{-3}$ e $10 \mu\text{g m}^{-3}$. Concentrações em escritórios com fumadores variam de níveis vestigiais a valores superiores a $30 \mu\text{g m}^{-3}$. As concentrações presentes em restaurantes, bares e outros espaços interiores confinados tendem a ser mais elevadas (WHO, 2000). Por sua vez, Spengler *et al.* (1981) avaliaram a concentração de partículas respiráveis em 80 casas durante várias semanas, tendo determinado que um fumador de um maço de cigarros por dia contribui para uma concentração próxima de $20 \mu\text{g m}^{-3}$ (NCR, 1981). Num estudo efectuado por Lambert *et al.* (1993) em 7 restaurantes foi obtida uma concentração média de partículas respiráveis de $53,2 \mu\text{g m}^{-3}$ (Jones, 1999). Note-se porém, que os níveis de partículas no ar interior não resultam apenas do ETS. Quando se usa a concentração de partículas como um marcador para o ETS também devem ser consideradas outras fontes importantes de emissão (WHO, 2000). No entanto, de acordo com Repace (2003) o ETS contribui com 90 a 95% das partículas respiráveis presentes no ar interior e com 85 a 95% de HPA carcinogénicos.

Os fumadores passivos sofrem os efeitos imediatos do ETS tais como irritação nos olhos, manifestações nasais, tosse, cefaleias, aumento de problemas alérgicos, principalmente das vias respiratórias e aumento de problemas cardíacos, principalmente elevação arterial e angina de peito (Gomes, 2002; WHO, 2000; Brickus e Neto, 1999; Jones, 1999; NCR, 1981). Outros estudos demonstraram que os constituintes do tabaco interferem nas funções pulmonares e cardíaca, em especial em doentes cardiovasculares crónicos. Os principais efeitos incluem diminuição da capacidade de transporte do oxigénio e diminuição da habilidade de exercício e, potencialmente, isquémia (WHO, 2000), enfisemas e cancro de pulmão, entre outros efeitos cardiovasculares (HAC, 2000; US-EPA, 2000). De acordo com Repace (2003) a proibição de fumar conduz a uma

redução das concentrações de HPA e consequentemente a uma redução do risco de cancro. Estima-se que os fumadores passivos morram duas vezes mais por cancro do pulmão do que as pessoas não expostas ao ETS. Os casos fatais provenientes de doenças cardiovasculares têm mais influência nos homens que nas mulheres (Zamboni, 2002). As crianças asmáticas são um grupo de especial risco. A US-EPA estima que a exposição ao fumo passivo aumenta o número de episódios e severidade de sintomas em centenas de milhares de crianças asmáticas (US-EPA, 2000; 1995). De acordo com um estudo efectuado na Austrália em 1997 pela *National Health and Medical Research Council*, concluiu-se que a exposição ao ETS pode ser importante na indução de asma em crianças muito jovens. Concretamente crianças expostas a ETS são 1,4 vezes mais susceptíveis para desenvolver asma que crianças não-expostas (HAC, 2000; WHO, 2000).

1.3.1.7 Dióxido de azoto

O dióxido de azoto (NO_2) é um gás inodoro e solúvel em água resultante essencialmente da oxidação do óxido de azoto (NO) na presença de luz solar (Gomes, 2002; Mukala, 1999). Em áreas urbanas as principais fontes associadas ao NO_2 são o tráfego automóvel e as actividades industriais que envolvam processos de combustão (Chao, 2001).

No ambiente interior o NO_2 resulta da combustão de fogões a gás, do aquecimento a querosene e do fumo do tabaco (Gomes, 2002; Dimitroulopoulou *et al.*, 2001; WHO, 2000; Basu e Samet, 1999; Mukala, 1999). De acordo com Lee *et al.* (2000), a presença de um fumador pode aumentar cerca de 1,5 a 2 vezes os níveis de NO_2 no ar interior (Kousa, 2002). No entanto, existem opiniões divergentes quanto à importância da contribuição do fumo de tabaco para os níveis de NO_2 . O ar exterior (por exemplo através da exaustão dos automóveis e das centrais de produção de electricidade) pode actuar como uma importante fonte de NO_2 , embora em muitas áreas dos EUA e da Europa os níveis de NO_2 no ambiente externo sejam relativamente baixos (Chao, 2001; WHO, 2000; Basu e Samet, 1999).

Diversos estudos têm demonstrado que, na ausência de fontes de emissão num edifício, as concentrações deste gás são geralmente inferiores às do exterior (Mukala, 1999). Lambert *et al.* (1993) avaliaram os níveis de NO₂ em habitações com fogões a gás no Novo México obtendo valores médios bissemanais de 21 ppb (39 µg m⁻³) nos quartos e 34 ppb (63 µg m⁻³) nas cozinhas (Jones, 1999). Outros estudos referem que em habitações com aquecedores de querosene, as concentrações médias semanais excederam os 45 ppb (84 µg m⁻³) (Leaderer *et al.*, 1986). Níveis médios semanais superiores a 50 ppb (94 µg m⁻³) foram documentados por Ryan *et al.* (1989) em casas com aquecedores a gás.

Na Tabela 4 são apresentados os potenciais efeitos na saúde e os locais ou mecanismos de acção do NO₂.

Tabela 4 - Potenciais efeitos na saúde resultantes da exposição a dióxido de azoto (Basu e Samet, 1999)

<i>Efeitos na saúde</i>	<i>Mecanismo</i>
Aumento da incidência de infecções respiratórias	Eficácia reduzida de defesas pulmonares
Sintomas respiratórios	Dano das vias aéreas
Redução da função pulmonar	Danos nas vias aéreas e alveolar
Agravamento do estado clínico de pessoas com asma, DPOC* ou outras condições respiratórias crónicas	Dano de vias aéreas

* Doença Pulmonar Obstrutiva Crónica - DPOC

Não existe qualquer dúvida que os efeitos na saúde provocados pela exposição a NO₂ são mais significativos nos grupos mais vulneráveis da população.

1.3.1.8 Dióxido de enxofre

O SO₂ é um gás incolor com um forte odor, facilmente solúvel em água (US-EPA, 1994). Os níveis de SO₂ no ar interior são geralmente inferiores às concentrações externas, podendo ser observados valores da razão interior/exterior entre 0,1 e 0,6 em edifícios sem fontes internas de SO₂.

As concentrações internas de SO₂ podem ser mais altas em habitações com aquecedores a querosene, equipamentos a carvão e uma deficiente ventilação. Leaderer *et al.* (1993) registaram concentrações médias de 30 ppb (78 µg m⁻³) num estudo de 33 habitações com aquecedores a querosene em Connecticut, EUA. Em habitações equipadas com aquecedores a querosene e fogões a gás foram obtidos valores médios superiores: 57 ppb (149 µg m⁻³) (Jones, 1999). Num outro estudo, os níveis de SO₂ no ar interior variaram de 2,61 µg m⁻³ a 10,44 µg m⁻³ com uma média de 6,30 µg m⁻³, enquanto o nível de SO₂ no ar exterior variou de 2,61 µg m⁻³ a 15,65 µg m⁻³ com uma média de 8,12 µg m⁻³ (Chao, 2001). No entanto, em zonas influenciadas por fontes de emissão, a concentração no ar exterior pode atingir valores muito mais elevados.

Na Tabela 5 são apresentados os principais efeitos adversos na saúde resultantes da exposição a SO₂.

Tabela 5 - Efeitos causados por exposições de duração variável a diferentes concentrações de dióxido de enxofre (Peavy et al., 1992)

Concentração de SO ₂ (ppm)	Duração da exposição	Efeitos observados na saúde
0 - 0,06	-	Não há resposta detectável
0,15 - 0,28	1 - 4 dias	Resposta cardiorespiratória
1,0 - 2,0	3 - 10 min	Resposta cardiorespiratória em indivíduos saudáveis
1,0 - 5,0	-	Resposta detectável, opressão no peito (dificuldades na respiração)
5	1 hr	Aumento da resistência nos pulmões à circulação do ar e sensação de sufoco
> 20	-	Danos no aparelho digestivo, irritação ocular

A informação existente sobre os efeitos agudos deriva principalmente de estudos epidemiológicos, nos quais os níveis de SO₂ estão habitualmente relacionados com os das partículas em suspensão (Gomes, 2002; Venners *et al.*, 2001). Estes poluentes estão associados a uma maior mortalidade e morbilidade por doenças respiratórias particularmente a asma brônquica e a bronquite crónica. Em casos graves associados a elevadas concentrações de SO₂ em espaços fechados verificou-se uma obstrução severa das vias respiratórias, hipoxemia (insuficiente oxigenação no sangue), edema pulmonar

(aumento de líquido nos pulmões) e morte em alguns minutos. Os efeitos do edema pulmonar incluem tosse e diminuição da respiração que pode ser retardada algumas horas ou mesmo dias após a exposição. Como resultado de exposições acentuadas podem ocorrer danos pulmonares permanentes. As mucosas oculares apresentam também uma extrema sensibilidade ao SO₂ (Gomes, 2002; Venners *et al.*, 2001).

De acordo com a IARC não há evidências de que o SO₂ provoque cancro nos seres humanos (HAC, 2000).

1.3.1.9 Amianto

Amianto é o termo genérico para designar várias formas de silicatos naturais de magnésio e/ou ferro, que apresentam formas fibrosas, incluindo crisótilo, amosite e crococolite (amianto azul), entre outros (US-EPA, 1991).

Devido às suas propriedades particulares, o amianto foi largamente utilizado na indústria em cerca de três mil produtos diferentes.

Embora a utilização do amianto esteja já proibida, a larga utilização que teve no passado obriga a que se mantenha uma vigilância adequada nos locais onde se encontra aplicado por forma a reduzir, tanto quanto possível, o risco de exposição a este agente.

Nesta vigilância é fundamental ter em conta a forma como o amianto se encontra aplicado, bem como o grau de degradação do material que o contém, uma vez que são estes aspectos que condicionam a libertação de fibras para o ar ambiente.

As consequências para a saúde da exposição a amianto podem ser as seguintes: fibrose pulmonar (asbestose), cancro do pulmão (tipo adenocarcinoma) e mesoteliomas (pleurais ou peritoneais) (Filipe, 2001; US-EPA, 1994; NCR, 1981). Enquanto que a relação entre a exposição a amianto e incidência de mesotelioma e asbestose se encontra bem documentada, a relação da exposição com o cancro do pulmão não é consensual e gera alguma controvérsia (US-EPA, 1994). A maioria dos problemas de saúde são resultado da exposição de trabalhadores em contacto com ar contaminado por longos

períodos de tempo sem qualquer tipo de protecção, como é exigida hoje em dia. Isto significa que a maioria da população de risco ao amianto surge de exposições industriais. Podem ocorrer, porém, casos de doenças associadas com exposições não-industriais.

Dados recentes sugerem que as fibras da espécie tóxica (crocidolite), têm de permanecer na área pulmonar durante aproximadamente um ano para produzirem efeitos, indicando ainda que as fibras particularmente perigosas possuem diâmetros inferiores a 1 μm e um comprimento superior a 5-10 μm . Existe geralmente um período latente de 20-50 anos entre a primeira exposição a amianto e a manifestação clínica de tumores (Jones, 1999).

1.3.1.10 Ozono

O O_3 é um gás de solubilidade moderada que, em determinadas condições, também pode contribuir para a contaminação do ar interior. Este poluente secundário, que é essencialmente produto de reacções fotoquímicas, pode ser introduzido juntamente com o “ar novo” no processo de ventilação, ou ser gerado no interior do edifício por equipamentos que utilizam radiações electromagnéticas, como por exemplo fotocopiadoras, impressoras a laser e computadores pessoais (Yontz, 2003; Weschler e Shields, 1999).

Dependendo da taxa de renovação de ar, as concentrações médias de O_3 no ar interior são cerca de 10% a 80% dos níveis encontrados no ar exterior (Yontz, 2003; Weschler e Shields, 1999; Romieu *et al.*, 1998). Um estudo efectuado por Chao (2001) determinou que os níveis de O_3 no ambiente interior foram inferiores a 9,78 $\mu\text{g m}^{-3}$ (0,005 ppm) com uma média de 5,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ (0,003 ppm), enquanto que o nível de O_3 no ar exterior variou entre 3,91 e 31,31 $\mu\text{g m}^{-3}$ (0,002-0,016 ppm) com uma média de 13,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ (0,007 ppm). Por sua vez, Romieu *et al.* (1998) documentaram uma razão interior/exterior de 0,23 em habitações com portas e janelas fechadas e 0,65 em habitações com portas e janelas abertas. Foi ainda referido que concentrações elevadas de O_3 estão associadas a temperaturas elevadas e radiação solar intensa sendo potenciadas pela existência de inversão térmica e fraca dispersão (Alvim-Ferraz *et al.*,

2005; Romieu *et al.*, 1998). No caso concreto da área Metropolitana do Porto foram determinadas concentrações médias mensais de O₃ na atmosfera compreendidas entre 17,1 µg m⁻³ (em Janeiro) e 42,8 µg m⁻³ (em Maio) (Alvim-Ferraz *et al.*, 2002). O limiar para protecção da saúde (120 µg m⁻³ para médias de 8 horas) e o limiar para informação à população (180 µg m⁻³ para médias horárias) foram excedidos em todas as estações de monitorização (Alvim-Ferraz *et al.*, 2005). Encontra-se ainda documentado em Pereira *et al.* (2005) que entre os anos de 1999 e 2001 na área Metropolitana do Porto o limiar para informação à população foi ultrapassado 13 vezes em zonas industriais e 16 vezes em zonas rurais durante os meses de Junho a Setembro. Durante o mesmo período foi ainda verificado que o limiar para alerta à população (240 µg m⁻³ para a média horária em três horas consecutivas) foi ultrapassado uma vez, quer na área industrial quer, na área rural, tendo-se obtido valores máximos de 250 µg m⁻³ e 260 µg m⁻³, respectivamente. O limiar para protecção à saúde pública não foi respeitado em 17 dias na zona industrial e em 28 dias na zona rural, pelo que se pode concluir que as concentrações externas de O₃ na área Metropolitana do Porto devem merecer atenção para o estabelecimento de medidas correctivas.

Os efeitos a nível do aparelho respiratório variam muito de indivíduo para indivíduo. Sabe-se, no entanto, que o O₃ é pouco solúvel no muco do aparelho respiratório superior, conseguindo por isso atingir os pulmões (Lee *et al.*, 2001). A irritação ocular é outro dos efeitos mais vulgares (Alvim-Ferraz *et al.*, 2005; 1995). Diversos estudos epidemiológicos revelam um aumento dos sintomas respiratórios e diminuição dos volumes pulmonares mesmo após exposições de curta duração (Gomes, 2002; Wolkoff e Nielson, 2001). Existe também um maior número de internamentos hospitalares por doenças respiratórias em doentes com patologia respiratória pré-existente. A exposição prolongada provoca sintomas de bronquite e acentuação da queda anual do *Forced Expiratory Volume in 1st second*. O processo inflamatório das vias aéreas parece ser mais marcado nos asmáticos do que na população saudável (Borrego *et al.*, 2003; Brauer e Brook, 1997).

1.3.2 POLUENTES FÍSICOS

Os agentes físicos do ambiente podem também contribuir para ambientes desconfortáveis e desencadear queixas e sintomatologia por parte dos ocupantes dos edifícios (Gomes, 2002; Norbäck *et al.*, 2000; Stetzenbach e Buttner, 2000).

No quadro da QAI e no que diz respeito aos agentes físicos salienta-se o papel do ambiente térmico e do gás radon.

1.3.2.1 Ambiente térmico

A actividade humana é fortemente condicionada pelo ambiente térmico que, devido ao seu efeito quer cumulativo quer de choque, pode causar sérios problemas ao organismo.

As condições térmicas são um importante factor condicionante da QAI, não só porque definem situações de conforto, mas também porque determinadas condições de temperatura e humidade são propícias ao desenvolvimento de microorganismos, fundamentalmente fungos (Stetzenbach e Buttner, 2000; Torres, 2000).

Os agentes associados ao ambiente térmico, temperatura do ar, níveis de humidade e velocidade do ar influenciam o desenvolvimento de qualquer tarefa. As reacções humanas podem ser tais que afectem o seu comportamento a todos os níveis e, como consequência, resultem em mau relacionamento pessoal e hierárquico, más posturas, absentismo, dores de cabeça e fadiga, entre outros.

Outra situação que não pode ser desprezada é que alguns produtos ou substâncias químicas, sob a acção de temperaturas mais elevadas podem originar a libertação de gases ou vapores, apresentando por vezes um grau de nocividade elevado.

Como fontes de calor no interior dos edifícios podem-se apontar os próprios indivíduos (pois cada pessoa com actividade sedentária e/ou leve irradia em média cerca de 140 a 220 W - 120 a 190 Kcal por hora, variando este valor de pessoa para pessoa), o aquecimento associado aos equipamentos em funcionamento e o sistema de iluminação artificial.

A assimilação dos alimentos, após as transformações bioquímicas operadas no processo digestivo produz o calor necessário para equilibrar o metabolismo do organismo. Quanto maior for o esforço despendido, maior será o calor necessário produzido para o equilíbrio do metabolismo. Mesmo em repouso, o corpo humano necessita de produzir energia suficiente para manter o equilíbrio metabólico, uma vez que a temperatura interna do corpo se mantém estacionária, a cerca de 37 °C. Isto significa que o organismo não armazena o excesso de calor produzido ou recebido pelo ambiente exterior e, quando o calor gerado pelo organismo não consegue ser emitido para o ambiente exterior, acumula-se no seu interior, fazendo com que a temperatura do corpo se eleve, podendo originar danos (Cabral e Veiga, 2001).

Como o organismo dispõe de um sistema termo-regulador eficiente, composto por três mecanismos, estes passam a actuar, mas dentro das capacidades do organismo (Cabral e Veiga, 2001; Yamane e Saito, 2000):

- produção de suor: provoca o abaixamento da temperatura do organismo;
- termogénese: consiste na intensificação das reacções nos músculos e órgãos aquando do arrefecimento do organismo;
- produção ou absorção de calor do sangue por acção dos vasos sanguíneos sempre que o efeito for nocivo. Perante altas temperaturas, o organismo reage aumentando o ritmo cardíaco e dilatando os vasos sanguíneos. Sob o efeito das baixas temperaturas, também altera o ritmo cardíaco através da contracção dos tecidos e vasos sanguíneos, podendo dar origem a danos irreversíveis.

A humidade relativa resulta do equilíbrio obtido entre a produção de vapor de água e a ventilação. Como principais factores que contribuem para elevadas concentrações de vapor de água no interior dos edifícios refere-se o metabolismo dos próprios indivíduos e respectivas actividades diárias (cozinhar, lavar roupa e louça, etc.), a humidade exterior e o insuficiente isolamento térmico, a ventilação reduzida e não homogénea, bem como a inadequada envolvente ao edifício (por exemplo implantação em zonas freáticas) (US-EPA, 1991).

De acordo com um estudo efectuado por Reinikainen e Jaakkola (2003) para avaliação do efeito da humidade na pele e dos sintomas nas vias respiratórias de trabalhadores de escritórios, verificou-se que níveis de humidade relativa entre 17-40% aliviavam os

sintomas cutâneos e das vias respiratórias. Contudo, no que diz respeito aos sintomas oculares, vários autores não identificaram qualquer dependência com os níveis de humidade. Segundo Wong e Huang (2004) e Fanger (2001) os sintomas da SBS podem ser reduzidos com valores moderados de temperatura e humidade relativa.

1.3.2.2 Rádón

A presença de radiações em ambientes interiores é de extrema importância e tem implicações nefastas para a saúde dos ocupantes que permanecem nos espaços, passando na maioria das vezes despercebidas à percepção sensorial dos mesmos. No que diz respeito a radiações ionizantes a principal componente da exposição humana a radiações é de origem natural, com destaque para a exposição ao Rádón (Rn).

O Rn é um gás nobre, incolor e sem cheiro. É um produto intermediário proveniente da série de decaimento radioactivo do Urânio-238, que é um elemento químico presente em quantidades variáveis nas rochas (US-EPA, 1994). Embora todos os isótopos do Rn sejam radioactivos, o Radon-222 é o mais perigoso uma vez que é o que apresenta um tempo de semi-vida maior (3,8 dias). O Radon-222 é um emissor de partículas α e quando decai, produz outros elementos radioactivos (Jones, 1999).

No ar interior as principais fontes de Rn são os materiais radioactivos que estão presentes no solo onde está implantado o edifício. O gás Rn proveniente do solo é na sua maior parte emitido para a atmosfera penetrando no interior dos edifícios através das fissuras nos pavimentos, fendas nas paredes, juntas de construção ou espaços não preenchidos em torno de canalizações na base das edificações. Este gás concentra-se fundamentalmente nos pisos inferiores, sobretudo na cave e rés-do-chão, em particular se a ventilação desses espaços for deficiente, uma vez que é cerca de nove vezes mais denso que o ar. O gás Rn pode ainda provir da água ou dos materiais de construção (Jones, 1999; Lévesque *et al.*, 1997). Para além dos factores geológicos, as concentrações de gás Rn são também influenciadas pela tipologia construtiva e pelas condições meteorológicas. Geralmente, as concentrações médias deste gás no interior de edifícios em período de Inverno são superiores ao período de Verão, uma vez que as

portas e janelas dos edifícios se encontram fechadas no Inverno por longos períodos de tempo, diminuindo desta forma o grau de ventilação.

Actualmente as implicações ambientais da presença de Rn em sistemas geológicos constituem tema de preocupação de instituições em diversos países. A Comissão Europeia emitiu em 1990 uma recomendação (90/143/Euratom) em que indica o valor limite de 400 Bq m^{-3} como média anual da concentração de Rn no interior de edifícios já construídos e de 200 Bq m^{-3} para edifícios a construir, sendo ainda a legislação portuguesa omissa a este respeito.

Existem já alguns dados relativos ao território português no que concerne à concentração de gás Rn no interior de habitações. As concentrações mais elevadas de Rn foram observadas em distritos cujo substrato geológico é maioritariamente constituído por granitos (Guarda e Viseu). Num estudo desenvolvido na Guarda, foi verificada uma acentuada variabilidade nos resultados obtidos para as concentrações de Rn, particularmente nas condições de Inverno, tendo-se concluído neste caso que as habitações apresentam elevadas concentrações médias de Rn (284 Bq m^{-3}) e que 40% das determinações apresentavam um valor igual ou superior a 400 Bq m^{-3} . Nas condições de Verão foi verificada uma acentuada redução dos níveis de Rn no interior das habitações, decrescendo a média geométrica de 284 Bq m^{-3} para 181 Bq m^{-3} e diminuindo correlativamente de 37% para 26% a proporção de habitações onde a concentração de Rn excede 400 Bq m^{-3} (Neves *et al.*, 2003).

Os perigos para a saúde da exposição a gás Rn prendem-se essencialmente com o facto de serem libertadas partículas α no decaimento sucessivo deste gás. Estas partículas α são radioactivas podendo aderir a fumos e poeiras existentes no ar e por sua vez, serem inaladas e depositadas nos pulmões (Zamboni, 2002; Cohen, 1998; US-EPA, 1994). Estudos epidemiológicos desenvolvidos em diferentes países (como na Alemanha e no Canadá) em milhares de trabalhadores de minas de Urânio, demonstraram que é bastante provável que haja um efeito sinérgico entre a exposição ao Rn e o consumo de tabaco no desenvolvimento de cancro do pulmão. De acordo com a Academia de Ciências dos EUA, para indivíduos expostos a Rn no local de trabalho, os fumadores têm um risco aumentado cerca de 10 vezes superior de contrair cancro de pulmão em relação aos não-fumadores (US-EPA, 2000; 1994). Porém, é evidente que o número de

casos de cancro de pulmão devido à exposição ao fumo de tabaco é muito superior ao número de casos causados pela exposição ao Rn (US-EPA, 2000). Tem sido sugerido que a exposição ao Rn pode ter influência no aumento do risco de desenvolvimento de doenças respiratórias não malignas. Porém, os estudos realizados não provam esta teoria de forma tão inequívoca como para o caso do aumento do risco de desenvolvimento do cancro do pulmão (Jones, 1999).

1.3.3 POLUENTES BIOLÓGICOS

A contaminação biológica representa um conjunto de diversos agentes presentes no ambiente incluindo:

- agentes infecciosos, como as bactérias, os fungos e os vírus, capazes de causar doenças infecciosas;
- toxinas produzidas por alguns fungos, com efeitos importantes na saúde;
- alergénios (esporos de fungos, pólenes, ácaros).

Determinadas condições ambientais, entre as quais elevados teores de humidade, são propícias ao desenvolvimento dos agentes biológicos. Todos os sistemas com água (humidificadores, desumidificadores e torres de arrefecimento do ar condicionado) são reservatórios com boas condições para o desenvolvimento destes microorganismos. Os próprios seres vivos são veículos de agentes biológicos e, por isso, nos locais com uma insuficiente renovação de ar, existe risco acrescido de transmissão de doenças (Cabral e Veiga, 2001).

1.3.3.1 Fungos, bactérias e vírus

Um grande número de espécies de fungos e bactérias são encontradas no ambiente interior, nomeadamente nas falhas das estruturas, caves e espaços subterrâneos, estando associadas à presença de matéria orgânica (revestimento de paredes, madeiras, comida). Por outro lado, os níveis elevados de humidade, ventilação inadequada e deficiente manutenção dos edifícios, também contribuem para o crescimento destes poluentes biológicos (Kutintara, 2002; HAC, 2000).

No Reino Unido, Hunter *et al.* (1996) monitorizaram a presença de fungos e bactérias no ar interior de 163 habitações, tendo obtido os seguintes resultados: 234 UFC m⁻³ (Unidades Formadoras de Colónias - UFC) para os fungos e 365 UFC m⁻³ para as bactérias. Num outro estudo efectuado em 35 habitações, a concentração média foi superior: concentração de fungos igual a 912 e 818 UFC m⁻³ na sala de estar e quartos, respectivamente, comparado com 917 e 933 UFC m⁻³ para as bactérias. Neste estudo o *Penicillium* foi o fungo mais encontrado seguido do *Cladosporium* e do *Aspergillus*. A bactéria dominante era o *Bacillus*, seguida do *Staphylococcus* e do *Micrococcus*. Na Noruega, Dotterud *et al.* (1995) concluíram que o *Penicillium* era o fungo mais comum em escolas e habitações, seguido do *Aspergillus*, *Cladosporium* e *Mucor*. Espécies idênticas foram identificadas por McGrath *et al.* (1999) em amostras de ar interior de diversos edifícios (HAC, 2000).

A exposição a bactérias e fungos presentes no ar encontra-se associada a um número variado de doenças bem definidas, assim como a alguns sintomas que se encontram resumidos na Tabela 6.

Tabela 6 - Efeitos adversos na saúde associados com a exposição a bactérias e fungos (Stetzenbach e Buttner, 2000)

	<i>Bactérias</i>	<i>Fungos</i>
<i>Fontes internas</i>	Sobrelotação dos espaços interiores, torres de refrigeração, condensadores, chuveiros, aquecedores de água, pele, feridas	Material dos pavimentos, superfícies sujas
<i>Efeitos adversos</i>	Pneumonia de hipersensibilidade, infecções, irritação da membrana mucosa	Reacções alérgicas, asma, irritação dérmica, pneumonia de hipersensibilidade, infecções, irritação da membrana mucosa

Estudos sugerem que as reacções alérgicas são o problema de saúde mais frequente associado com a QAI em edifícios (HAC, 2000). Por exemplo, foi mostrado que o fungo mais frequente no ar, *Cladosporium*, pode causar reacções alérgicas, bem como os esporos de outros fungos alergizantes, nomeadamente *Alternaria*, *Aspergillus* e *Penicillium* (Stetzenbach e Buttner, 2000). Platt *et al.* (1989) avaliaram, no Reino Unido, a relação entre o número de esporos fúngicos e os sintomas referidos pelos

ocupantes de aproximadamente 600 habitações. Os resultados apontaram para que os valores mais elevados de UFC m⁻³ estivessem associados a alterações da função respiratória nos indivíduos. Na Suécia, Wickman *et al.* (1992) concluíram que os fungos *Penicillium*, *Alternaria* e *Cladosporium* eram mais frequentes em habitações de crianças com alergias. Contrariamente a outros resultados, Verhoff *et al.* (1994) não encontraram nenhuma relação directa entre a contaminação microbiológica e a função pulmonar de uma amostra de crianças de 60 casas nos Países Baixos (Jones, 1999).

A infecção melhor conhecida associada ao ambiente interior é a doença do Legionário. Esta doença é causada pela bactéria *Legionella pneumophila*, isolada pela primeira vez em 1977 na sequência do famoso surto de pneumonia ocorrido em Julho do ano anterior na convenção da Legião Americana (Stetzenbach e Buttner, 2000). Os sintomas típicos incluem mal-estar e cefaleias, seguidos de tosse seca, dores no peito, diarreia e alterações no estado mental. O controlo desta bactéria deve assumir máxima importância sempre que estiverem em causa sistemas aquosos de humedificação do ar. A exposição a *Legionella* pode dar origem à febre de *Pontiac*, uma doença aguda, com duração variável entre 2 e 5 dias, em que podem surgir mal-estar, mialgias, cefaleias, febre, calafrios, tosse, diarreia, náuseas e sintomas neurológicos leves. Foram identificados e registados alguns surtos desta doença mas sabe-se que é uma forma mais benigna de doença do Legionário (Stetzenbach e Buttner, 2000).

Também existe um número de sérias doenças virais que podem ser contraídas no interior de edifícios. Incluem-se os vírus raros mas mortais que produzem febres hemorrágicas como o vírus de Marburg, vírus de Ebola e a febre de Lassa. Muitos deles alastram-se por exemplo através da urina dos animais (Jones, 1999).

1.3.3.2 Alergénios biológicos

Encontra-se identificada uma extensa gama de alergénios muitos dos quais são frequentemente encontrados no ambiente interior. Na Tabela 7 são apresentados os principais alergénios encontrados no ar interior.

Tabela 7 - Principais agentes alergénios no ar interior

Fonte	Género	Espécie	Alergénio
Ácaros do pó	<i>Dermatophagoides</i>	<i>pteronyssinus</i>	<i>Der p</i>
	<i>Dermatophagoides</i>	<i>farinae</i>	<i>Der f</i>
	<i>Euroglyphus</i>	<i>maynei</i>	<i>Eur m</i>
	<i>Hirstia</i>	<i>domicola</i>	<i>Hir d</i>
	<i>Lepidoglyphus</i>	<i>destructor</i>	<i>Lep d</i>
	<i>Malayoglyphus</i>	<i>intermedius</i>	<i>Mal I</i>
	<i>Malayoglyphus</i>	<i>carmelitus</i>	<i>Mal C</i>
	<i>Sturnophagoides</i>	<i>brasiliensis</i>	<i>Stu b</i>
Gatos	<i>Felis</i>	<i>domesticus</i>	<i>Fel d</i>
Cães	<i>Canis</i>	<i>familiaris</i>	<i>Can f</i>
Baratas	<i>Blattella</i>	<i>germanica</i>	<i>Bla g</i>
	<i>Periplanetta</i>	<i>americana</i>	<i>Per a</i>
Fungos	<i>Alternaria</i>	<i>alternato</i>	<i>Alt a</i>
	<i>Aspergillus</i>	<i>fumigatus</i>	<i>Asp f</i>
	<i>Cladosporium</i>	<i>herbarium</i>	<i>Cla h</i>

Os ácaros do pó doméstico são provavelmente os alergénios do ambiente interno melhor estudados, uma vez que se encontram na maioria das habitações mesmo naquelas cuidadosamente limpas. O ácaro *D. pteronyssinus* é, sem dúvida, o ácaro mais estudado. Este ácaro tem um tamanho entre 250-350 µm e desenvolve-se de ovo a adulto em 25 dias. A maioria dos ácaros desenvolve-se preferencialmente a uma temperatura constante próxima de 25 °C e uma humidade relativa entre 70 e 80%. Os ácaros encontram-se em sofás, tecidos, carpetes, edredões, lençóis, almofadas ou colchões e alimentam-se de pêlos, cabelos e material orgânico (HAC, 2000; Jones, 1999). Os excrementos dos ácaros são envolvidos por enzimas que incluem uma proteína fortemente alergénica e são a principal fonte de antigénios no ambiente interior. Apesar de terem sido caracterizados, até agora, mais de 10 antigénios para o *D. pteronyssinus*, o primeiro a ser identificado, *Der p 1*, é o mais referido (Jones, 1999). Esta proteína é conhecida por causar uma resposta alérgica em indivíduos mais susceptíveis (HAC, 2000). Actualmente, as evidências sugerem que a exposição a alergénios de ácaros no ar agrava os sintomas em mais de 85% de indivíduos asmáticos e causa outros sintomas respiratórios. Björnsson *et al.* (1995) documentaram que indivíduos suecos que habitam

em edifícios com elevado número de ácaros registam maior dificuldade de respiração e outros sintomas relacionados com a asma.

Tal como os ácaros do pó, as baratas também têm sido associadas a manifestações de sintomas em indivíduos com asma. Mais de 60% dos asmáticos nos EUA tem uma reacção positiva aos alergénios da barata (Jones, 1999). Apesar das baratas geralmente serem endémicas em climas quentes e tropicais, algumas espécies são capazes de sobreviver noutros locais devido à presença de aquecimento central. A barata mais encontrada nas casas da Europa é a barata alemã, *Blattella Germanica*, da qual foram isolados 5 antigénios (*Bla g 1-5*). Os alergénios de barata foram identificados em camas, carpetes, tapetes e cozinhas (HAC, 2000; Jones, 1999). Van Wijnen *et al.* (1997) estudaram as concentrações do alergénio *Bla g 1* em 46 casas de Amesterdão. Este foi detectado em mais de 44% das casas, com concentrações médias entre $1,3 \mu\text{g g}^{-1}$ e $11 \mu\text{g g}^{-1}$ de pó. Em geral, as concentrações eram superiores em áreas alcatifadas. Foi possível ainda concluir que as crianças asmáticas alérgicas às baratas eram 3 vezes mais hospitalizadas devido à asma habitando em casas com uma grande população de baratas (Jones, 1999).

Os animais domésticos (gatos e cães) são a principal fonte de alergénios no ar interior. Isto é particularmente importante em climas frios, menos favoráveis aos ácaros domésticos. O alergénio do gato (*Fel d*) é encontrado principalmente na saliva, na pele e no pêlo do animal (HAC, 2000). As partículas do alergénio *Fel d 1* são pequenas e por isso permanecem no ar durante várias horas. As concentrações do *Fel d 1* no pó doméstico podem exceder $10 \mu\text{g g}^{-1}$ e os níveis no ar podem variar de 2 a 20 ng m^{-3} (Jones, 1999). Tal como os alergénios dos gatos também os alergénios dos cães são encontrados frequentemente na saliva (HAC, 2000). O principal alergénio dos cães denomina-se *Can f 1*. As concentrações de *Can f 1* encontradas no pó são muitas vezes semelhantes às de *Fel d 1*, embora este último permaneça mais tempo no ar devido ao seu pequeno tamanho. Uma vez que os alergénios *Fel d* e *Can f* são facilmente transportados por se fixarem na roupa, a exposição a estes alergénios também pode ocorrer em espaços públicos, tal como escolas, comboios e hospitais onde não é permitida a presença de animais. Custovic *et al.* (1998) determinaram concentrações elevadas de *Fel d 1* (concentração média de $22,9 \mu\text{g g}^{-1}$) e *Can f 1* (média $21,6 \mu\text{g g}^{-1}$) em cadeiras acolchoadas em 14 hospitais britânicos. Devido ao pequeno tamanho das

partículas, os alérgenos dos cães e dos gatos entram rapidamente nos pulmões e podem levar a uma rápida e severa resposta asmática (Jones, 1999).

1.4 SINTOMATOLOGIA ASSOCIADA À QUALIDADE AMBIENTAL

Na problemática da QAI a sintomatologia percebida pelos ocupantes dos espaços assume particular relevância. De um modo geral, os problemas de QAI são colocados quando surge um conjunto de queixas e/ou sintomas relacionados com a permanência no edifício. São as situações de alterações de saúde, de desconforto ou de incomodidade que desencadeiam o levantamento das causas e o estudo do ar ambiente.

Quando se coloca um problema de QAI, os ocupantes do local referem um quadro de sintomas e apontam também um conjunto de factores que consideram responsáveis pelos seus sintomas. De acordo com Cabral e Veiga (2001) entre os factores que são apontados como queixas relativas ao ambiente nos locais onde permanecem, as pessoas referem com maior frequência o ambiente térmico, os cheiros desagradáveis, o ar “velho” (bafiento) e o ruído.

No que diz respeito à sintomatologia, os ocupantes dos espaços referem mais vezes dores de cabeça, irritação dos olhos, nariz e garganta, fadiga, dificuldade de concentração e pele seca e com irritação (US-EPA, 1991; Spinaci *et al.*, 1985).

No estudo de problemas de QAI surgem duas situações que definem as alterações de saúde relatadas pelos ocupantes: síndrome do “edifício doente” (*Sick Building Syndrome* - SBS) e “doenças relacionadas com o edifício” (*Building Related Illness* - BRI).

A SBS é um termo que permite definir situações em que os sintomas referidos pelos ocupantes de um espaço podem estar relacionados com a permanência nesse espaço. Assim, de acordo com Filipe (2001), Schneider *et al.* (1999) e Thörn (1998) esta síndrome é caracterizada por:

- aparecimento de sintomas nos ocupantes, que os próprios relacionam com a permanência no edifício;

- dificuldade em identificar as causas dos sintomas apresentados;
- desaparecimento da maioria dos sintomas referidos quando as pessoas abandonam o edifício.

Neste contexto, a OMS (1982) propõe que sejam classificados como SBS “os casos em que não estão configuradas situações de conforto, no que diz respeito aos parâmetros ambientais e os casos em que, mesmo sem estarem identificadas situações de desconforto, mais de 20% dos ocupantes referem sintomatologia diversa” (Schneider *et al.*, 1999; Schneider, 1999; Thörn, 1998).

Por outro lado, Berglund *et al.* (1992) distingue a SBS do termo BRI quando os sintomas referidos podem ser directamente atribuídos a fontes identificadas. Estes sintomas persistem após o abandono do edifício podendo ser diagnosticados e clinicamente identificados (Rodrigues e Mayan, 2004; Schneider, 1999).

No que diz respeito à SBS, é difícil determinar a prevalência exacta da SBS, dada a dificuldade de definir com exactidão a própria síndrome e a inespecificidade da sintomatologia que ela pode provocar (Rodrigues e Mayan, 2004; Schneider *et al.*, 1999; Schneider, 1999). Apesar dessa dificuldade, foram efectuadas várias tentativas nesse sentido (Schneider *et al.*, 1999; Schneider, 1999; Thörn, 1998). Exemplos são as duas definições seguintes: “a ocorrência crónica e simultânea de um conjunto característico de sintomas que se manifestam quando os ocupantes se encontram num espaço interior e que desaparecem à noite e aos fins-de-semana” e “um grupo de sintomas afectando os trabalhadores em certos edifícios, embora nem todos os indivíduos apresentem o mesmo tipo, número e severidade dos sintomas”.

A SBS tem provavelmente uma etiologia multi-factorial, na qual factores químicos, físicos, biológicos, bem como factores de ordem social, psíquica e mental interagem para produzir sintomas e desconforto (Filipe, 2001; Schneider *et al.*, 1999; Ooi *et al.*, 1998; Thörn, 1998). Porém, apesar das diversas teorias propostas, os processos exactos da SBS são desconhecidos, permanecendo ainda muitas incertezas.

Na SBS, o início dos sintomas é gradual e a sua duração é longa. Estudos norte-americanos concluíram que os sintomas relacionados com os olhos, garganta e nariz,

bem como as dores de cabeça e fadiga, eram referidos em mais de 50% dos edifícios investigados, o que foi confirmado por estudos realizados noutros países e está de acordo com a definição da OMS, que aponta esses sintomas como sendo os mais frequentes (Schneider *et al.*, 1999; Ooi *et al.*, 1998).

Dois outros grupos de trabalho, um da Comissão Europeia e outro da *American Thoracic Society*, debruçaram-se sobre o fenómeno e propuseram a sua própria definição, diferindo em alguns pontos da do grupo da OMS. Há diferenças que vêm confirmar a controvérsia em torno desta síndrome: por exemplo, o grupo norte-americano não considerou os sintomas cutâneos como fazendo parte da síndrome, enquanto apenas o grupo da OMS englobou as sensações do olfacto e do gosto. Por outro lado, o grupo da Comissão Europeia foi o único a não incluir os efeitos pulmonares (Schneider *et al.*, 1999).

São múltiplos os factores susceptíveis de serem responsabilizados, entre os quais os sistemas de HVAC, a iluminação, o ruído, a temperatura excessiva ou a diminuição da humidade relativa, alterações estruturais realizadas no edifício para, por exemplo, conseguir maior conservação de energia, libertação de várias substâncias tóxicas e irritantes (por exemplo, HCOH), campos magnéticos e outros factores físicos, químicos ou biológicos. Factores como o género, o stresse, a carga de trabalho, um grande número de trabalhadores num mesmo espaço, as relações interpessoais, a categoria inferior no trabalho, a duração do trabalho no edifício afectado, a satisfação com o trabalho, bem como os antecedentes pessoais dos trabalhadores, como problemas cutâneos, atopia e hiper-reactividade das vias aéreas, além de outras patologias que também podem contribuir para a problemática da sintomatologia associada à QAI (Filipe, 2001; Ooi *et al.*, 1998). Jones (1999), Thörn (1998) e Stolwijk (1991) documentam uma associação entre o excesso de trabalho e sintomas de irritação ocular, cefaleias, vertigem, e desconfortos a nível nasal e do tórax.

Porém de acordo com diversos autores, os dois factores mais importantes a contribuir para a SBS são os sistemas de ventilação e os contaminantes do ar (Filipe, 2001; Thörn, 1998; Bourbeau *et al.*, 1997; Stolwijk, 1991).

Em diversos estudos, o sistema de ventilação e ar condicionado sem humidificação foi associado a um maior risco de sintomas especialmente irritação dos olhos, nariz e garganta e sintomas neurológicos e de saúde em geral, relativamente à ventilação natural (Jones, 1999). No entanto, existe muita controvérsia em relação a estas conclusões (Wong e Huang, 2004; Carmo e Prado, 1999; Thörn, 1998; Stolwijk, 1991).

Relativamente aos contaminantes do ar, é de referir a importância da exposição a VOC. Durante um certo tempo, pensou-se que a exposição a estes compostos era a principal causa da SBS. Esta hipótese baseou-se em resultados de estudos experimentais em câmaras nas quais os indivíduos expostos a misturas de VOC exibiam geralmente sintomas associados com a SBS (Schneider *et al.*, 1999). Num estudo de uma biblioteca “doente”, Berglund *et al.* (1990) associaram os relatos dos sintomas da SBS com as variações temporais nas concentrações de VOC. Num outro estudo, Hodgson *et al.* (1991) determinaram que as concentrações de VOC no ambiente de trabalho davam origem a irritação da membrana mucosa e queixas ao nível do sistema nervoso central. Porém, apesar destes resultados, os conhecimentos sobre os mecanismos de actuação e a evidência da relação dose-resposta permanecem ainda muito limitados, não permitindo conclusões definitivas. Diversos estudos defendem a inexistência daquela relação, pois em muitos casos os VOC podem não ser os principais responsáveis (Filipe, 2001; Jones, 1999; Thörn, 1998; Stolwijk, 1991).

Apesar das muitas pesquisas empreendidas durante as últimas duas décadas, no sentido de investigar as razões dos casos da SBS, não foi ainda identificada nenhuma causa específica em mais de 75% dos casos. Isto pode, em parte, dever-se a considerações metodológicas (Thörn, 1998). Por outro lado, actualmente, os métodos de amostragem dos poluentes representam custos elevados e têm algumas limitações técnicas. É o que acontece nos estudos dos VOC, onde muitas análises avaliam apenas as concentrações de um subconjunto de compostos. VOC como aldeídos e ácidos carboxílicos de baixo peso molecular raramente são doseados quantitativamente (Jones, 1999; Thörn, 1998; Stolwijk, 1991). De acordo com Ooi *et al.* (1998) outra limitação metodológica, que inviabilizou conclusões em muitos estudos, é a falta de um sistema padronizado que permita a identificação e o diagnóstico de sintomas. Segundo Jones (1999) existe um reconhecimento crescente de que qualquer estímulo-resposta pode ser influenciado pelo

ambiente complexo que rodeia a exposição, o qual pode incluir o contexto social ou o estado psíquico e mental já referido.

Na Figura 2 é apresentado o modelo proposto por Groes (1995) que demonstra a interrelação entre factores do edifício, parâmetros ambientais, factores pessoais, condições psicossociais e a resposta à sintomatologia. Este modelo resultou de um estudo efectuado em 1994 envolvendo 56 edifícios de nove países da Europa.

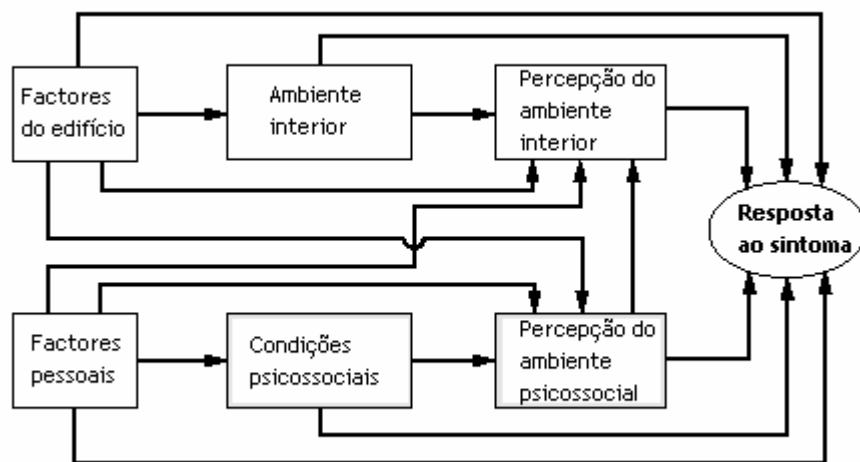


Figura 2 - Modelo proposto por Groes (1995): interrelação entre factores do edifício, parâmetros ambientais, factores pessoais, condições psicossociais e tipo de resposta à sintomatologia (Brightman e Nanette, 2002)

Outra possibilidade é que os sintomas da SBS podem, de certa forma, estar associados com a síndrome de sensibilidade múltipla a substâncias químicas (*Multiple Chemical Sensitivity* - MCS). Brickus e Neto (1999) referem que a MCS é uma condição na qual um determinado indivíduo é sensível a um número específico de substâncias químicas, todas em concentrações vestigiais. A MCS é considerada uma hipersensibilidade química ou alergia. O conceito de MCS evoluiu durante os anos 70, e pesquisas efectuadas por Meggs *et al.* (1996), sugerem que cerca de um terço dos cidadãos americanos sofrem de MCS. A existência de MCS poderia explicar a razão do registo de erupções da SBS em edifícios com baixas concentrações de poluentes individuais. Porém, actualmente ainda não é possível o diagnóstico objectivo da MCS (Jones, 1999).

Relativamente à BRI, os sintomas são directamente atribuídos a fontes identificadas, podendo surgir doenças, tais como asma, pneumonioses ou pneumonia de hipersensibilidade, intoxicação por CO, doença do Legionário, infecções bacterianas, víricas ou fungícas (Carmo e Prado, 1999; US-EPA, 1995; Welch, 1991). Estas doenças estão directamente relacionadas com as condições do edifício (Carmo e Prado, 1999; US-EPA, 1995). A BRI normalmente é diagnosticada através de sinais clínicos (febre, infecção), identificação dos poluentes do ar interior e recuperação prolongada após abandono do edifício. Uma característica adicional da BRI é que a sua mitigação requer normalmente a remoção da fonte do poluente do ar interior (Woods, 1991).

Os métodos epidemiológicos são importantes para descrever as experiências e as percepções dos ocupantes sobre o ambiente interior dos edifícios, ou para se avaliarem os resultados de medidas tomadas. A informação pode ser obtida através de entrevistas aos ocupantes ou utilizando-se questionários padronizados (Kinshella *et al.*, 2001).

Existem diversos questionários, entre os quais o da *Royal Society of Health Advisory Group on SBS* (Raw, 1995) concebido para edifícios de escritórios, e os questionários MM (*Miljömedicin - Environmental Medicine*), de que o “Questionário Örebro” (Andersson *et al.*, 1993) é uma adaptação aos estudos do ambiente interior. Concretamente na análise da sintomatologia em escolas californianas foi utilizado um questionário da *National Institut of Occupational Safety and Health* (NIOSH), onde de uma maneira geral os sintomas referidos são semelhantes aos definidos na SBS, uma vez que os poucos estudos publicados pretendem elucidar a relação ambiente-prevalência de asma nas escolas (Daisey *et al.*, 2003).

1.5 PREVENÇÃO E CONTROLO DE PROBLEMAS DA QUALIDADE AMBIENTAL

Durante os últimos 25 anos houve alterações profundas a nível técnico e socioeconómico que influenciaram o planeamento e a construção de edifícios. Com a introdução de novas tecnologias surgiram novas fontes de emissão e novos contaminantes.

De acordo com Woods (1991) estima-se que entre 20 a 30% dos edifícios existentes expõem os seus ocupantes a condições ambientais responsáveis por desconforto, doenças e consequente diminuição de produtividade. De forma a proteger os ocupantes desses ambientes internos devem ser tomadas medidas, sendo bem claro que as medidas curativas não substituem as preventivas.

Para melhor actuar na qualidade ambiental é também necessário ter em consideração para além dos poluentes internos, outros factores, designadamente a iluminação, o ruído (por exemplo, através do isolamento sonoro nos edifícios, a localização criteriosa das fontes de poluição sonora, o aumento da distância ou a colocação de barreiras entre as fontes sonoras e os receptores sensíveis, etc.), pois estes também podem causar danos e por isso devem ser tomadas medidas de prevenção e controlo.

Em termos gerais, as medidas de controlo recomendadas pela OMS consistem na remoção, substituição ou modificação da fonte emissora, ventilação dos espaços interiores, purificação do ar e alteração comportamental (Guo *et al.*, 2003; Filipe, 2001; US-EPA, 2000; 1991).

De acordo com ATS (1997) e US-EPA (1991), uma próspera mitigação envolve frequentemente uma combinação destas estratégias. Para a maioria dos problemas de QAI, a estratégia mais efectiva é a remoção/substituição e modificação da fonte, frequentemente designada de controlo da fonte emissora. No entanto, estas medidas nem sempre são possíveis ou praticáveis. A ventilação natural ou mecânica é a segunda estratégia mais efectiva para proporcionar condições aceitáveis de ar interior, através da extracção de poluentes e aumento do caudal e/ou da percentagem de “ar novo” introduzido. Por sua vez, a purificação do ar é a terceira forma de controlo de poluição, não sendo por si só suficiente (Guo *et al.*, 2003; Carmo e Prado, 1999; ATS, 1997; US-EPA, 1995).

1.5.1 CONTROLO DA FONTE EMISSORA

Esta estratégia pode consistir na remoção das fontes de emissão (interiores) ou substituição por materiais ou produtos menos perigosos. Aplica-se a substâncias

orgânicas, ao fumo do tabaco e às fibras asbestiformes (um exemplo é a proibição de fumar em edifícios públicos fora de certos locais destinados para o efeito). O controlo da fonte emissora também pode passar pela redução dos níveis de emissão através de alterações na concepção ou nos processos ou da contenção da emissão por barreiras (particularmente importante é a utilização de barreiras plásticas para reduzir os níveis de Rn).

Normalmente, o modo mais efectivo para melhorar a QAI, como consequência da presença de poluentes, é eliminar as fontes individuais ou reduzir as suas emissões. Em muitos casos, o controle da fonte é a aproximação mais efectiva em termos de custos para proteger a QAI, pois o aumento da ventilação, de acordo com diversos autores, tem custos energéticos apreciáveis (Guo *et al.*, 2003; US-EPA, 1991). Porém, segundo Fanger (2001), o custo de energia resultante do aumento da ventilação pode ser minimizado através de uma eficiente recuperação de calor.

1.5.2 VENTILAÇÃO

O processo de ventilação permite a diluição do ar interior com “ar novo”, através de métodos mecânicos ou naturais de forma a garantir o arejamento adequado de todos os espaços interiores, tendo sempre em consideração as actividades a desenvolver e o número de ocupantes do espaço (Guo *et al.*, 2003; ATS, 1997; US-EPA, 1995). Aplica-se na contaminação química e biológica.

Relativamente à concepção do sistema de ventilação, os principais factores a ter em consideração são a localização da captação de ar para o sistema que deve permitir a admissão de um ar não poluído, o cálculo da percentagem de “ar novo” que é necessário introduzir nos espaços e a localização das grelhas de “entrada” e “saída”, que deve permitir a movimentação do ar em toda a área e que muitas vezes, por razões económicas dão origem à estratificação do ar e à reentrada de poluentes (Fanger, 2001; Torres, 2000; Carmo e Prado, 1999; US-EPA, 1991). Em geral, um aumento do caudal e/ou percentagem de “ar novo” num espaço interior provoca a diminuição das concentrações de poluentes no ar interior. A manutenção do sistema de ventilação é um aspecto fundamental para a qualidade do ar que é introduzido, em particular quando se

trata de um sistema de ar condicionado, devendo ser elaborado e implementado um programa com mecanismos de controlo do seu cumprimento. Na manutenção devem ser incluídos não só a substituição dos filtros, mas também a limpeza periódica da zona de captação de ar e área adjacente, bem como das condutas e grelhas. Outra nota de máxima importância é o controlo da bactéria *Legionella pneumophila* sempre que estiverem em causa sistemas aquosos de humedificação do ar (Rodrigues e Mayan, 2004).

De forma a melhorar a eficiência da ventilação convencional no controlo de contaminantes, foram desenvolvidos novos sistemas de ventilação e outros sistemas alternativos. No primeiro caso, foram desenvolvidos sistemas de *ventilação por controlo* (*Demand-Controlled Ventilation* - DCV) para responder a necessidades variáveis de ventilação, através do aumento e diminuição do volume de “ar novo”, de forma a minimizar as concentrações de contaminante no ar interior. Foram também projectados sistemas de *ventilação por deslocamento* (*Displacement Ventilation* - DV) para movimentar mais efectivamente os contaminantes gerados em espaços ocupados para saídas de exaustão localizadas no tecto. De acordo com US-EPA (1991) o sistema DV é aproximadamente 3 vezes mais efectivo na remoção de contaminantes de um espaço que o sistema DCV à mesma taxa de entrada de ar. Com o sistema DV é possível alcançar uma eficiência de remoção de poluentes praticamente completa. Isto significa que o sistema DV pode melhorar, até certo ponto, o ambiente interior, melhorando consequentemente a saúde e o bem-estar, bem como aumentando a produtividade dos seus ocupantes (Kosonen e Tanb, 2004; Fanger, 2001).

1.5.3 PURIFICAÇÃO DO AR

Uma outra estratégia de controlo dos problemas de QAI passa pela purificação do ar interior que pode ser efectuada através de filtros ou precipitadores, entre outros. Aplica-se aos agentes biológicos e produtos de combustão.

A purificação é normalmente muito efectiva quando usada em conjunto com o controlo da fonte emissora ou com a estratégia de ventilação. Porém, pode ser a única aproximação quando a fonte de poluição estiver fora do edifício. A maioria dos

processos de purificação do ar em grandes edifícios é indicada principalmente para prevenir a formação de contaminantes no equipamento de HVAC e aumentar a sua eficiência (US-EPA, 1991).

Existem no mercado inúmeros tipos e tamanhos de equipamentos para purificação do ar, desde modelos relativamente baratos a modelos muito sofisticados e caros. A US-EPA não recomenda a utilização de equipamentos de purificação do ar para reduzir os níveis de Rn e os seus produtos de decaimento. A eficiência destes dispositivos é incerta uma vez que eles removem parcialmente os produtos de decaimento do Rn e não diminuem a quantidade de Rn que entra no edifício. O equipamento de purificação de ar deve ser correctamente seleccionado e deve ser projectado para os poluentes de interesse. Uma vez instalado o equipamento requer uma manutenção regular para assegurar um bom desempenho; caso contrário pode tornar-se numa importante fonte de poluentes (US-EPA, 1991).

Existem várias tecnologias para a redução da concentração de contaminantes no ar: filtração, precipitação electrostática, ionização, absorção, adsorção e lavagem (Torres, 2000; ATS, 1997; US-EPA, 1991).

1.5.4 AJUSTE COMPORTAMENTAL

O ajuste comportamental consiste na redução da exposição humana através da mudança dos padrões de comportamento, da educação do consumidor/utilizador ou através da responsabilização legal. Aplica-se a substâncias orgânicas, produtos de combustão e fumo do tabaco.

1.6 ENQUADRAMENTO DO TRABALHO DESENVOLVIDO

A QAI é passível de ser influenciada pela poluição atmosférica do local de implantação do edifício, e associado a uma má QAI pode surgir um conjunto de sintomas nos ocupantes dos edifícios.

Na pesquisa bibliográfica efectuada, e no que diz respeito à realidade portuguesa, apenas foi encontrado um estudo sobre sintomatologia percebida resultante de uma má QAI, por profissionais de saúde em ambiente hospitalar. No que se refere a outro tipo de serviços públicos, nomeadamente escritórios e escolas, a pesquisa foi omissa.

Deste modo, considerou-se importante desenvolver um estudo que permitisse caracterizar a QAI em edifícios de utilização pública, avaliar os respectivos efeitos na saúde, e por outro e verificar a influência da proximidade de grandes linhas de tráfego na QAI dos mesmos.

Para este estudo foram seleccionados edifícios escolares uma vez que, sendo a escola um local de permanência de crianças, professores e outros profissionais, é fundamental uma boa qualidade ambiental dos espaços interiores para que estes possam exercer as suas actividades nas melhores condições. Uma pobre QAI pode estar associada a um leque de efeitos na saúde, na aprendizagem e no desempenho, particularmente importantes nas crianças.

A Via de Cintura Interna (VCI) é uma auto-estrada que atravessa a cidade do Porto. As exigências impostas pelo desenvolvimento desta cidade e pelo aumento do tráfego automóvel fizeram com que toda a organização do tecido rodoviário da cidade tivesse como principal objectivo a interligação à VCI. Esta passou a ser a grande articuladora do tráfego da cidade, sendo ponto de passagem, não só do trânsito urbano, mas também de todos os veículos que se deslocam entre as principais cidades do Nordeste Peninsular. Desta forma, por estar inserida no tecido viário urbano, encontra-se próxima de zonas escolares, habitacionais e de lazer, podendo ter um impacte ambiental e sócio-económico considerável pelo que se enquadra perfeitamente no objecto deste estudo.

Este trabalho teve como objectivo proceder a uma caracterização da QAI de escolas da cidade do Porto, verificar se a proximidade de uma grande linha de tráfego é determinante para a QAI dessas escolas, bem como analisar a prevalência da sintomatologia percebida pelos professores e avaliar a associação desses sintomas com parâmetros ambientais.

II. METODOLOGIA

2.1 AMOSTRA

O presente estudo foi realizado na cidade do Porto, onde as emissões dos veículos automóveis representam um factor importante de poluição do ar, com prováveis efeitos na saúde da população.

Para este estudo foi escolhida a VCI que atravessa a cidade do Porto como “grande linha de tráfego urbano”, em particular o troço compreendido entre a zona da Boavista e do Amial.

2.1.1 ESCOLAS

Numa primeira fase foi efectuado um levantamento das escolas que se encontravam localizadas no referido troço e de escolas afastadas daquela linha de tráfego que, embora dentro da cidade do Porto, não se encontravam próximas de ruas de tráfego intenso.

Numa segunda fase foram estabelecidos contactos com os responsáveis do Conselho Executivo das escolas de modo a apresentar o estudo e obter a sua concordância em participar no mesmo. Desta forma, o grupo de escolas que se encontravam sob a influência das emissões causadas pelo tráfego que circula na VCI constituiu o grupo “exposto” (N=4) e o conjunto de escolas afastadas desta via constituiu o grupo “não-exposto” (N=7).

De forma a salvaguardar a confidencialidade dos dados, o conjunto das escolas pertencentes ao grupo “exposto” foi codificado de A a D, e as escolas pertencentes ao grupo “não-exposto” de E a K.

Na Figura 3 é apresentada a localização dos onze estabelecimentos de ensino avaliados relativamente à VCI.

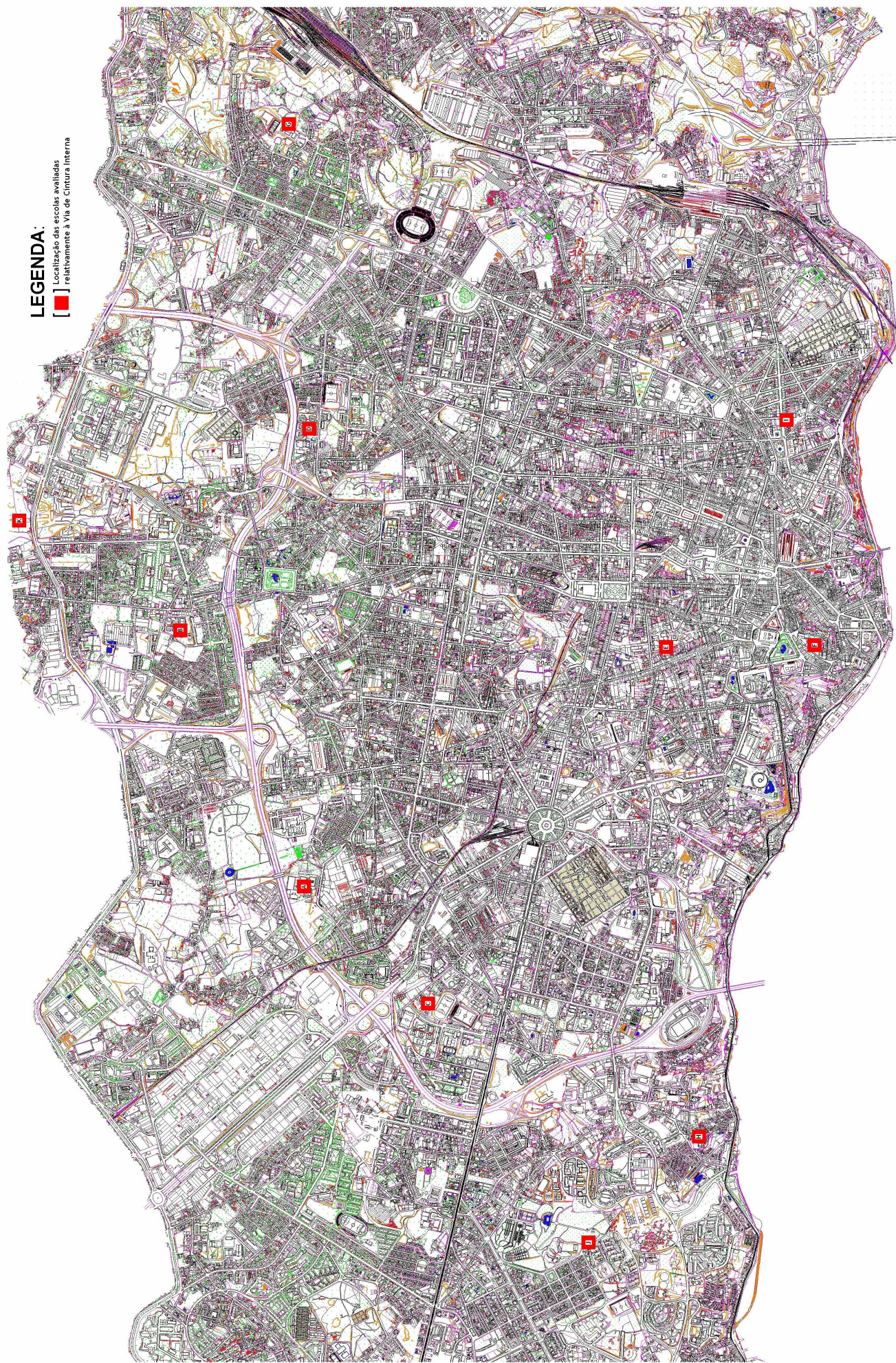


Figura 3 - Localização dos estabelecimentos de ensino estudados, relativamente à Via de Cintura Interna

Em todos os estabelecimentos de ensino (N=11), foi necessário escolher de forma criteriosa os espaços interiores a estudar. Para tal teve-se em consideração:

- Escolas “expostas”:
 - salas de aula que se apresentavam mais expostas;
 - espaços interiores de maior permanência dos ocupantes.
- Escolas “não-expostas”:
 - salas de aula na fachada não exposta a vias de trânsito;
 - espaços interiores de maior permanência dos ocupantes.

Dependendo da dimensão de cada estabelecimento de ensino, foram avaliadas, em regra, cerca de um terço das salas de aula existentes (5 a 8 salas de aula).

A componente experimental decorreu durante os meses de Maio de 2004 a Março de 2005.

2.1.2 POPULAÇÃO ESTUDADA

A amostra sobre a qual recaiu a avaliação da exposição foi constituída do seguinte modo:

- Grupo “exposto”: todos os docentes das escolas consideradas “expostas”, excluindo os que trabalhavam há menos de dois anos na escola, e os que se encontravam em regime de horário incompleto. Foram ainda excluídos os professores com doenças crónicas das vias respiratórias.
- Grupo “não-exposto”: todos os docentes pertencentes às escolas “não expostas”, aplicando os mesmos critérios de exclusão do grupo “exposto”.

Os critérios de exclusão aplicados na selecção da população tinham como objectivo reduzir/eliminar factores de enviesamento, nomeadamente instabilidade de emprego, permanência noutros locais e história clínica.

2.2 MÉTODOS

2.2.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EDIFÍCIOS E ESPAÇOS INTERIORES AVALIADOS

A metodologia utilizada para avaliar a QAI teve por base a análise de informação recolhida através de inquéritos, a observação local e a medição de parâmetros ambientais.

Assim, foi necessário recolher informação sobre o edifício, a envolvente exterior e os espaços interiores, bem como informação acerca da utilização dos espaços e dos ocupantes que permaneciam no local.

A informação recolhida teve por objectivo não só conhecer as capacidades existentes para se processar a renovação do ar no interior do edifício escolar, mas também, identificar potenciais fontes de poluição nos diferentes locais.

Desta forma, e para análise do edifício foi administrado um inquérito validado, utilizado no Centro de Saúde Ambiental e Ocupacional do Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge - Porto apresentado no Anexo A. Este inquérito contém questões relativas a condições estruturais, implantação e orientação, sistemas de ventilação e distribuição dos espaços interiores.

Para além da informação recolhida sobre o edifício no seu conjunto, procedeu-se a uma observação dos espaços interiores (áreas a avaliar), nomeadamente das condições de renovação do ar locais (entradas e saídas de ar), materiais de acabamento e isolamentos, mobiliário, materiais de decoração e localização dos ocupantes. Toda esta informação foi registada no Inquérito das áreas a avaliar que se mostra no Anexo B, também utilizado no Centro de Saúde Ambiental e Ocupacional do Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge - Porto.

2.2.2 ANÁLISE DA QUALIDADE DO AR INTERIOR

Paralelamente à recolha da informação atrás referida, procedeu-se à análise dos parâmetros ambientais que caracterizam a QAI em cada espaço e a avaliações no exterior para os parâmetros TVOC e O₃ em cada uma das escolas. Tendo em consideração as recomendações da OMS foram estudados os seguintes factores do ambiente interno:

- Partículas respiráveis (PM₅);
- Compostos orgânicos voláteis totais (TVOC);
- Dióxido de carbono (CO₂);
- Contaminação microbiológica;
- Ambiente térmico.

Foi ainda efectuada uma análise complementar através da avaliação dos níveis de O₃ e CO.

As medições e as colheitas de ar interior foram efectuadas no centro de cada uma das áreas ocupadas, a uma distância do pavimento entre 75 a 120 cm.

Para a quantificação destes factores no ar interior, recorreu-se a duas metodologias:

- métodos de leitura directa, através de equipamentos que de imediato dão resposta sobre a concentração do contaminante no ar do local em estudo;
- métodos selectivos, com recolha de amostras de ar representativas das áreas a estudar e posterior análise laboratorial.

Neste último caso foram recolhidas, em média e dependendo da dimensão de cada espaço, 3 a 5 amostras de ar por espaço a avaliar.

Toda a componente laboratorial deste estudo foi realizada no Centro de Saúde Ambiental e Ocupacional do Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge - Porto. O laboratório está integrado em programas interlaboratoriais de controlo de qualidade e possui um programa de garantia de qualidade interno que inclui a:

- duplicação das determinações para garantia de precisão;

- calibração periódica de equipamentos e a utilização de material de laboratório certificado de modo a assegurar a exactidão;
- repetição contínua de padrões para garantir a qualidade dos resultados.

2.2.2.1 Equipamentos e métodos de análise utilizados

Todas as medições e colheitas de ar foram efectuadas durante o período normal de funcionamento das aulas de forma a que os resultados das medições fornecessem uma imagem representativa das condições habituais de utilização dos espaços.

Na Tabela 8 é apresentado o equipamento e o método de análise utilizado para cada poluente avaliado. Os métodos de análise são baseados em métodos propostos pelo *National Institut of Occupational Safety and Health* (NIOSH, 1994).

Tabela 8 - Parâmetros avaliados, equipamentos e métodos de análise utilizados

<i>Parâmetro</i>	<i>Equipamento</i>	<i>Tempo de amostragem</i>	<i>Técnica Analítica / Método de Análise</i>
PM ₅ **	Sartorius, M5P	90 min	Gravimetria
TVOC**	Cromatografo Perkin Elmer, Auto System	45 min	Cromatografia em fase gasosa com desadsorção térmica e detector FID
CO*	GasData, PAQ	30 min	Sensor electroquímico
CO ₂ *			Sensor de infravermelho não dispersivo
O ₃ **	Amostrador passivo Passam	8 h	Espectrofotometria de IV
Microorganismos viáveis**	Millipore, MAir-T	1 - 4 min	Contagem total de unidades formadoras de colónias
Ambiente térmico* (temperatura, humidade relativa e velocidade do ar)	GasData, PAQ e termoanemómetro AIRFLOW, TA35	30 min	Termopar em platina, detector capacitivo e sonda telescópica

* Método de leitura directa

** Método selectivo

O princípio da medição de PM₅ baseou-se na retenção de partículas através de ciclones (Higgins-Dewell - HD) constituídos por um filtro de membrana de cloreto de polivinilo

(25 mm de diâmetro, 5 µm de porosidade Millipore) colocado horizontalmente no porta-filtros acoplado ao ciclone. Usou-se uma bomba de amostragem pessoal operando a um caudal de 1,7 L min⁻¹ durante cerca de 90 minutos. Na determinação da massa gravimétrica usou-se uma microbalança electrónica (Sartorius M5P, com sensibilidade 0,0001g)). As bombas utilizadas para este tipo de colheita dispõem de bateria CASSELA AFC-124 e SKC-Air check 224-51. Cada filtro foi mantido numa placa de petri sob condições controladas de temperatura e humidade relativa (20 ± 1 °C e 50 ± 5%) antes e após amostragem. Para obter uma boa precisão é eliminada a electricidade estática usando um neutralizador estático (Quincomer, modelo Osmonics). A concentração de partículas foi calculada dividindo a massa das partículas retidas no filtro pelo volume de ar aspirado.

As amostras de ar recolhidas para determinação dos níveis de TVOC foram obtidas usando tubos de adsorção (Tenax GR). Estas recolhas de ar foram efectuadas a um caudal igual a 0,05 L min⁻¹ através de uma bomba de aspiração de ar (SKC -222). O período de amostragem foi cerca de 45 minutos. Após as colheitas, os tubos foram identificados e analisados em laboratório através de cromatografia em fase gasosa (*Gas Chromatography* - GC) com desadsorção térmica e detector de ionização de chama (*Flame Ionisation Detector* - FID).

A colheita dos óxidos de carbono foi efectuada através de um equipamento de leitura directa: Monitor Portátil de Qualidade do Ar Interior (GasData, modelo PAQ), durante cerca de 20 minutos. As leituras foram registadas após a estabilização do equipamento na área a avaliar, sendo transferidas para o sistema informático através do software PCLogger.

A medição dos níveis de ozono foi efectuada num período de amostragem de cerca de 8 horas, por recurso a amostradores passivos de curto-prazo (Passam). O amostrador é baseado na difusão de ozono ao longo de um tubo para o meio absorvente. A absorção química de ozono ocorre por reacção com 1,2-di (4-“pyridyl”) - etileno (DPE); o composto formado transforma-se num aldeído, cuja concentração é finalmente determinada por espectrofotometria de Infra-Vermelho (IV).

A recolha dos microorganismos viáveis ambientais foi efectuada por impacto do ar num meio de cultura adequado *Tryptic Soy Agar*. O equipamento utilizado foi o Analisador Microbiológico do Ar (Millipore, modelo MAir-T). Após cada colheita, as placas foram incubadas a uma temperatura de 25 °C durante 7 dias. Posteriormente, são contadas e registado o número de colónias.

A medição de factores térmicos (temperatura do ar e humidade relativa) foi efectuada através de um equipamento de leitura directa: Monitor Portátil de Qualidade do Ar Interior (GasData, modelo PAQ). Na medição da velocidade média do ar foi utilizado um termoanemómetro (AIRFLOW, modelo TA35).

O caudal das bombas de colheita de ar foi regulado com uma precisão de $\pm 5\%$ antes das colheitas com recurso ao calibrador primário de bombas Gilian Standard Flow Cell (Gilian, modelo Gilibrator 2).

2.2.2.2 Critérios de avaliação

Várias entidades têm vindo a recomendar valores de referência para os níveis dos diferentes poluentes no ar interior, valores para os quais a maior parte dos indivíduos não refere efeitos na saúde. Estes valores apenas devem ser utilizados como valores recomendados e não como valores correspondentes a níveis de poluentes isentos de qualquer tipo de risco para a saúde e conforto de todos os indivíduos.

Entre as entidades que têm vindo a estabelecer critérios para a avaliação de problemas de QAI, destacam-se:

- American Society of Heating Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (ASHRAE)
- United States Environmental Protection Agency (US-EPA);
- Indoor Air Quality Association (IAQA);
- Organização Mundial de Saúde (OMS);
- Health and Welfare.

Assim, e na ausência de legislação portuguesa ou normativo específico, para a análise dos resultados foram utilizados os valores de referência adoptados pelo Centro de Saúde Ambiental e Ocupacional do Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge - Porto que se baseiam nos valores recomendados nas referências expressas na Tabela 9.

Os resultados obtidos foram expressos nas unidades em que são apresentados os valores recomendados (por isso, não necessariamente no mesmo tipo de unidades) de forma a verificar se os locais estudados reúnem condições de conforto necessárias para o exercício das actividades lectivas.

Tabela 9 - Valores recomendados para factores avaliados do ambiente interior

<i>Factores do ambiente</i>	<i>Valor recomendado</i>	<i>Referência</i>
Partículas respiráveis (PM ₅)	< 150 µg m ⁻³	(IEE, 1996)
Compostos orgânicos voláteis totais (TVOC)	< 0,20 mg m ⁻³	(ECA, 1997)
Dióxido de carbono (CO ₂)	< 600 ppm	(Burton, 1995)
Monóxido de carbono (CO)	<10 mg m ⁻³	(IEE, 1996)
Ozono (O ₃)	< 0,05 ppm	(IEE, 1996)
Contagem total de microorganismos viáveis	< 1000 UFC m ⁻³	(USEPA, 1990)
Temperatura do ar (<i>Actividade leve, essencialmente sedentária</i>)	Verão: 22,8 - 26,1°C Inverno: 20,0 - 23,6°C	(IAQA, 2000)
Velocidade média do ar	< 0,25 m s ⁻¹ (não devendo ser inferior a 0,05 m s ⁻¹)	(IAQA, 2000)
Humidade relativa	30 < HR < 65 %	(IAQA, 2000)

2.3 SINTOMATOLOGIA PERCEBIDA

Para análise da sintomatologia percebida foi utilizado o questionário padronizado (MM040 EA) desenvolvido no *Medical Center Hospital*, Örebro, Suécia, que foram entregues ao Conselho Executivo da escola no dia da avaliação, tendo este promovido a sua distribuição pelos professores.

Os questionários foram recolhidos e codificados três semanas após a sua entrega.

Este questionário, de que em anexo se inclui a versão portuguesa (Anexo C) cobre questões gerais sobre factores perturbadores do ambiente (temperatura, qualidade do ar, cheiros desagradáveis, fumadores passivos, ruído e luminosidade), sintomas e sua presumível relação com o ambiente de trabalho e outros factores tais como a idade, género, ocupação, hábitos tabágicos e história clínica.

As questões sobre os sintomas e queixas têm três categorias de resposta:

- “Sim, com frequência”;
- “Sim, por vezes”;
- “Não, nunca”.

Na prática, a primeira alternativa foi definida como uma resposta positiva. Um estudo metodológico comparando diferentes escalas de frequência referiu que “sim por vezes” neste contexto era equivalente (Mendes *et al.*, 1995). Cada pergunta de sintomas era seguida de uma outra inquirindo se o participante atribuía o sintoma ao seu ambiente específico de trabalho.

2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

O procedimento para a análise de dados envolveu a estatística descritiva simples com a respectiva análise de frequências, medida de tendência central e dispersão, média aritmética e desvio padrão.

A homogeneidade dos grupos foi testada por aplicação do teste Qui Quadrado. A distribuição das variáveis estudadas para avaliar a QAI foi comparada com a distribuição normal através do teste Kolmogorov-Smirnov. Uma vez que todas as variáveis seguem uma distribuição normal foi utilizado o teste *t*-Student para comparar o grupo “exposto” com o grupo “não-exposto”.

Para análise da influência de factores psicossociais e ambientais na sintomatologia percebida utilizou-se a análise multivariada a um factor (ANOVA).

Para o tratamento e análise dos dados obtidos foi utilizado o programa informático Microsoft Excel e o programa informático de estatística Statistic for Windows.

Considerou-se um nível de significância de 5% ($P \leq 0,05$) para todas as hipóteses testadas.

III. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS ESPAÇOS INTERIORES AVALIADOS

Os espaços interiores avaliados foram seleccionados de acordo com critérios previamente estabelecidos (ponto 2.1.1).

Como também já foi referido, as escolas pertencentes ao grupo “exposto” foram codificadas de A a D, e as escolas pertencentes ao grupo “não-exposto” de E a K.

Na Tabela 10 são apresentadas as principais características dos espaços interiores avaliados.

Tabela 10 - Principais características dos espaços interiores avaliados por estabelecimento de ensino

	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i>	<i>F</i>	<i>G</i>	<i>H</i>	<i>I</i>	<i>J</i>	<i>K</i>
N.º de espaços avaliados	9	9	7	8	3	2	6	3	3	6	7
Área/sala (m ²) ^a	62	43	77	67	46	36	50	42	72	56	61
N.º ocupantes/sala ^a	22	21	17	14	16	15	19	12	20	16	20
Tecto cortiça	100% (9/9)	0%	0%	25% (2/8)	0%	0%	17% (1/6)	0%	0%	100% (6/6)	86% (6/7)
Pavimento alcatifa	0%	0%	0%	13% (1/8)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
N.º janelas ^b	22	35	28	69	7	4	15	15	12	36	47
N.º janelas abertas	8	19	5	0	7	2	12	11	0	6	9
N.º salas com sinais de humidade ^c	7	9	1	0	2	0	0	0	0	2	3

^a Média

^b Número de janelas passíveis de serem abertas ou fechadas

^c Manchas ou bolores no tecto e/ou paredes

No sentido de verificar a homogeneidade das condições estruturais e de utilização dos espaços apresentam-se, na Tabela 11, os resultados médios para os grupos “exposto” e “não-exposto”.

Tabela 11 - Principais características dos espaços avaliados nos grupos “exposto” e “não-exposto”

	Grupo “exposto” (N=4)	Grupo “não-exposto” (N=7)
Nº. espaços avaliados	33	30
Área/sala (m ²) ^a	62 ± 14	52 ± 12
Nº. ocupantes/sala ^b	19 ± 3 (14-22)	17 ± 3 (12-20)
Tecto cortiça	33,3 % (11/33)	43,3 % (13/30)
Pavimento alcatifa	3,0 % (1/33)	0 %
N.º janelas ^c	154	136
N.º janelas abertas	32 (20,8 %)	47 (34,6 %)
N.º salas com sinais de humidade ^d	17 (51,5 %)	7 (23,3 %)

^a Média ± desvio padrão

^b Média ± desvio padrão (mínimo - máximo)

^c Número de janelas passíveis de serem abertas ou fechadas

^d Manchas ou bolores no tecto e/ou paredes

Verifica-se que a dimensão média das salas de aula avaliadas no grupo “exposto” era de 62 m², enquanto que as salas de aula do grupo “não-exposto” apresentavam uma dimensão média inferior (52 m²).

As turmas eram constituídas em média por 19 e 17 ocupantes nos grupos “exposto” e “não-exposto” e variavam de 14 a 22 e de 12 a 20 ocupantes, respectivamente. Desta forma, constata-se que o número de alunos por turma, que é estipulado pelo Despacho n.º 13 765/2004 (2ª série) (turmas do 1º ciclo constituídas por 24 alunos e turmas do 2º e 3º ciclo constituídas por um número máximo de 28 alunos) não foi ultrapassado em nenhuma das escolas avaliadas.

É também indicado na Tabela 11 que menos de metade dos espaços avaliados em cada grupo possuíam tecto de cortiça (grupo “exposto” 33,3% e grupo “não-exposto”

43,3%). No que diz respeito ao pavimento, apenas uma das salas de aula das escolas “expostas” apresentava alcatifa, sendo os restantes pavimentos em tijoleira/linóleo.

Durante o estudo verificou-se que a ventilação dos diversos espaços estudados era efectuada através da abertura de janelas e portas - ventilação natural. Apenas 20,8% e 34,6% das janelas se encontravam abertas, nos dias da avaliação no grupo “exposto” e “não-exposto”, respectivamente.

Foram ainda observados sinais de humidade (manchas ou bolores no tecto e/ou paredes) em 51,5% das salas de aula avaliadas do grupo “exposto” e em 22,6% das salas do grupo “não-exposto”.

Por outro lado, verificou-se que a maioria das escolas ainda utilizavam os tradicionais quadros pretos a giz, com excepção de uma escola “não-exposta” que utilizava quadros com marcadores.

Foi ainda possível verificar que apenas as escolas E, F, H e I, pertencentes ao grupo “não-exposto” possuíam nas suas instalações sistemas de aquecimento.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DA POPULAÇÃO ESTUDADA

O número total de docentes das escolas era de 340 no grupo “exposto” e de 277 no grupo “não-exposto”. No entanto, aplicando os critérios de exclusão (referidos no ponto 2.1.2), o número de professores ficou reduzido a 141 e 124, respectivamente (Tabela 12). No grupo “exposto”, destes 141 indivíduos 40 faltaram e 29 não responderam e no grupo “não-exposto” faltaram 11 e não responderam 8. Verificou-se assim, que a taxa de resposta foi de, respectivamente, 51,1% e 84,7% para o grupo “exposto” e “não-exposto”.

Tabela 12 - Composição da amostra de acordo com os critérios de exclusão estabelecidos

<i>N.º professores</i>	<i>Grupo “exposto”</i>	<i>Grupo “não-exposto”</i>
Total	340	277
Excluídos	199	153
Nº inquéritos distribuídos	141	124
Faltaram	40	11
Não responderam	29	8
Responderam	72	105

É importante referir que durante a administração dos questionários foram encontradas algumas dificuldades na participação de alguns professores, entre as quais se destacam:

- desinteresse devido à ocupação na preparação de exames finais e encerramento do ano escolar;
- alguma resistência mostrando falta de informação acerca da problemática da QAI;
- imposição de um período de 3 semanas para responder ao questionário de sintomatologia percebida.

Esta resistência foi também notada aquando da monitorização ambiental das salas de aula.

Na Tabela 13 são apresentadas as principais características da população estudada.

Tabela 13 - Principais características da população estudada

		<i>Grupo “exposto” (N=4)</i>	<i>Grupo “não-exposto” (N=7)</i>
N.º de professores		72	105
Idade ^a		48 ± 10	46 ± 9
Género	Feminino	59 (81,9 %)	86 (81,9 %)
	Masculino	13 (18,1 %)	19 (18,1 %)
Hábitos tabágicos	Fumadores	15 (20,8 %)	25 (23,8 %)
	Não-fumadores	57 (79,2 %)	80 (76,2 %)
N.º anos de trabalho na escola ^a		12 ± 9	9 ± 8

^a Média ± Desvio padrão

Por observação da Tabela 13 pode analisar-se a caracterização da população estudada. Os professores do grupo “exposto” possuíam uma idade média superior (48 anos) aos professores do grupo “não-exposto” (46 anos), não sendo esta diferença estatisticamente significativa ($P=0,186$).

Em termos de género, as duas populações estudadas também não diferiram significativamente ($P=0,995$). O número de mulheres e de homens distribuíam-se pelos dois grupos conforme se apresenta na Tabela 13.

Relativamente aos hábitos tabágicos, verificou-se que 20,8% dos professores “expostos” e 23,8% dos docentes pertencentes ao grupo “não-exposto” são fumadores, não existindo diferenças significativas entre os dois grupos ($P=0,618$).

No que diz respeito ao número de anos de trabalho na escola, os professores do grupo “exposto” apresentavam um valor médio superior aos do grupo “não-exposto”, ainda que esta diferença não fosse significativa ($P=0,06$).

3.3 QUALIDADE DO AR INTERIOR

De acordo com Daisey *et al.* (2003), Ramachandran *et al.* (2002), Bayer *et al.* (2000) e Norbäck *et al.* (2000) os poluentes habitualmente avaliados nas escolas são o HCOH, os TVOC, o CO₂ e o CO, a temperatura e a humidade relativa. A contaminação microbiológica assume particular importância uma vez que alguns estudos indicam que estes agentes podem potenciar reacções asmáticas, sintomas característicos da SBS e outros sintomas respiratórios.

Contudo, neste estudo, procedeu-se à análise de parâmetros ambientais que, de acordo com a OMS caracterizam a QAI (referidos no ponto 2.2.2) e à avaliação complementar dos níveis de CO e O₃.

A monitorização dos factores do ambiente interior foi efectuada durante o principal período de actividades lectivas (entre as 8:15h e as 15:30h). Na Tabela 14 são

apresentados os valores obtidos em termos médios e respectivo desvio padrão. São também apresentados os valores mínimo e máximo.

Assim, e como base orientadora são também apresentados na Tabela 14 os valores de referência adoptados como critérios de avaliação no Centro de Saúde Ambiental e Ocupacional do Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge - Porto.

Tabela 14 - Concentrações obtidas para os diversos parâmetros avaliados e respectivos valores recomendados

<i>Parâmetro</i>	<i>Grupo “exposto”</i>	<i>Grupo “não-exposto”</i>	<i>Valor recomendado</i>
PM ₅ (µg m ⁻³)	129 ± 59 (56 - 198)	105 ± 25 (70 - 138)	< 150
TVOC (mg m ⁻³)	0,20 ± 0,09 (0,12 - 0,33)	0,14 ± 0,03 (0,08 - 0,18)	< 0,20
CO ₂ (ppm)	925 ± 322 (513 - 1300)	1286 ± 319 (747 - 1713)	< 600
CO (mg m ⁻³)	< 1	< 1	< 10
O ₃ (ppm)	0,028 ± 0,022 (0,014 - 0,053)	0,036 ± 0,026 (0,011 - 0,085)	< 0,05
Microorganismos viáveis (UFC m ⁻³)	1194 ± 347 (809 - 1572)	1647 ± 1012 (294 - 2968)	< 1000
Temperatura ar (°C)	21,3 ± 3,7 (15,9 - 23,9)	21,9 ± 2,0 (19,2 - 25,1)	Verão: 22,8 - 26,1 Inverno: 20,0 - 23,6
Velocidade média do ar (m s ⁻¹)	0,05 ± 0,04 (0,02 - 0,09)	0,06 ± 0,03 (0,02 - 0,11)	< 0,25
Humidade relativa (%)	58 ± 3 (54 - 62)	59 ± 13 (47 - 83)	30 - 65

3.3.1 PARTÍCULAS RESPIRÁVEIS

Através da Tabela 14 é possível verificar que as concentrações obtidas de partículas respiráveis se encontram numa gama bastante alargada de valores, quer para o grupo “exposto” quer para o grupo “não-exposto” (56-198 µg m⁻³ e 70-138 µg m⁻³, respectivamente).

Por outro lado, embora a concentração média de PM₅ no conjunto de escolas mais próximas da VCI fosse superior, não foi verificada uma diferença estatisticamente significativa ($P=0,412$) relativamente ao outro grupo estudado. Porém, considerando o valor recomendado para situações de conforto ($150 \mu\text{g m}^{-3}$) verificou-se que, em termos médios, nenhum dos grupos considerados ultrapassava este nível.

De referir que as escolas com níveis mais elevados de partículas apresentavam degradação dos materiais da estrutura do edifício (em particular do tecto), existência de pavimento em alcatifa e a zona envolvente com árvores em época de floração.

O giz utilizado nos tradicionais quadros pretos, encontrado na grande maioria dos espaços avaliados, também contribuiu para as concentrações de partículas.

A ressuspensão de partículas devido às actividades desenvolvidas no interior da sala de aula e a forma de arejamento (ventilação natural), também podem estar na origem do aumento da concentração de partículas de pequena dimensão nos espaços ocupados. Porém, seriam necessárias mais monitorizações para confirmar esta hipótese. De forma a reduzir a concentração interna de partículas, poderiam ser utilizados sistemas de ventilação mecânica que filtram o “ar novo” antes de este ser distribuído pelos diversos espaços (Lee *et al.*, 2002b).

Outra potencial fonte de partículas é o processo de limpeza das salas de aula. Segundo informação recolhida junto das auxiliares de acção educativa, os pavimentos das salas de aula são diariamente varridos e na limpeza dos quadros e secretárias são utilizados métodos de limpeza “húmidos”. Tendo em conta que estas tarefas são efectuadas no início da desocupação completa de cada uma das salas, este factor não pareceu ser determinante, neste caso, para a concentração interna de partículas, dado que as monitorizações foram realizadas num período de ocupação das salas. Foi também possível constatar que não existe qualquer rotina de limpeza de estores/persianas e vidros, sendo estas tarefas efectuadas no final de cada ano lectivo.

De acordo com Smedje e Norbäck (1999), as rotinas de limpeza têm um papel fundamental nos resultados das monitorizações. Inicialmente, na Suécia, foi recomendada a limpeza “húmida” por ser o melhor método para pessoas alérgicas, mas

nos últimos anos tem-se verificado algumas mudanças, no sentido de recomendar os métodos “secos”. Estas alterações devem-se à proliferação de microorganismos com o uso de técnicas de limpeza “húmidas”. Alguns estudos referem que algumas técnicas “secas” são também efectivas na remoção de pó. No entanto, existem resultados de estudos contraditórios, uma vez que, de acordo com Andersen (1994) é encontrado mais pó e alergénios em salas limpas por técnicas “secas”. Desta forma, é necessário efectuarem-se mais estudos sobre o efeito das rotinas de limpeza na QAI e, consequentemente na saúde (Smedje e Norbäck, 1999).

3.3.2 COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS TOTAIS

Na Tabela 14 são apresentados os valores médios obtidos para a concentração de TVOC. Comparando estes valores com o valor recomendado ($0,20 \text{ mg m}^{-3}$) verificou-se que, no grupo “exposto”, o valor médio obtido ($0,20 \text{ mg m}^{-3}$) é igual ao valor recomendado. Foi também possível verificar que estes valores variam amplamente de $0,12$ a $0,33 \text{ mg m}^{-3}$ para o grupo “exposto” e de $0,08$ a $0,18 \text{ mg m}^{-3}$ para o grupo “não-exposto”. Porém, da comparação entre grupos, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas ($P=0,124$). Este facto pode ser explicado por uma importante contribuição de fontes internas idênticas nos dois grupos (emissão de alguns materiais de construção/estrutura do edifício, presença de pavimento em alcatifa e ocupação humana). A ventilação inadequada face ao número de ocupantes dos diversos espaços e a estagnação do ar foram os principais responsáveis pelos níveis destes compostos.

Outra observação que sugere que os TVOC eram poluentes predominantemente de origem interna é o facto dos valores encontrados para os níveis de TVOC no ar interior terem sido claramente superiores (~ 3 vezes) aos correspondentes para o ar exterior. Outras pesquisas também mostraram que os níveis de TVOC no ambiente interior são cerca de 5 vezes superiores às concentrações no ar exterior (Lee *et al.*, 2002a; Spaeth, 2000; Johansson, 1999; Jones, 1999; Brown *et al.*, 1994; US-EPA, 1994).

Diversos estudos demonstraram que as emissões provenientes dos automóveis têm impacte nas concentrações TVOC no exterior (Park e Jo, 2004; Zabiegala *et al.*, 2002;

Baek e Kim, 1997). Nos resultados obtidos neste estudo não foi encontrada diferença estatisticamente significativa para este parâmetro, no exterior, entre os dois grupos estudados. No entanto, pode observar-se que as escolas situadas na proximidade da VCI apresentavam níveis ligeiramente superiores ($0,06 \text{ mg m}^{-3}$ em comparação com $0,04 \text{ mg m}^{-3}$).

Os resultados obtidos neste estudo para o grupo “não-exposto” são semelhantes aos obtidos por Norbäck (1995) que refere que os níveis de TVOC no interior de 36 salas de aula de 6 escolas primárias variam entre $0,07$ e $0,18 \text{ mg m}^{-3}$.

Além de na maioria das avaliações os níveis de TVOC serem inferiores ao valor recomendado, pesquisas recentes sugerem que até mesmo níveis baixos podem conduzir a um aumento de sensibilização a alergénios. Além disso, alguns VOC são considerados prováveis carcinógenos humanos; daí que os níveis devam ser mantidos o mais baixo possível (Daisey *et al.*, 2003).

3.3.3 DIÓXIDO DE CARBONO

Os valores da concentração de CO_2 encontrados nos dois grupos são superiores ao valor recomendado, 600 ppm, podendo concluir-se que nas escolas estudadas as condições de arejamento eram deficientes. Por outro lado, verificou-se também que a concentração média de CO_2 no grupo “não-exposto” (1286 ppm) era superior à do grupo “exposto” (925 ppm). No entanto, esta diferença não é estatisticamente significativa ($P=0,089$).

De acordo com Ribéron *et al.* (2002) em escolas com ventilação inadequada as concentrações de CO_2 podem alcançar níveis próximos de 2600 ppm. Por sua vez, Bayer *et al.* (2000) referem que a ventilação inadequada é uma das três principais causas de problemas de QAI. Embora, regra geral, a ventilação inadequada seja a principal responsável pelas queixas dos ocupantes de um edifício, em espaços escolares raramente se avalia a taxa de ventilação. Assim a concentração de CO_2 é muitas vezes utilizada como um indicador da eficiência da ventilação (Shendell *et al.*, 2004; Daisey *et al.*, 2003; Ribéron *et al.*, 2002; Torres, 2000).

Outro factor preponderante para as concentrações elevadas de CO₂ é a ocupação das salas de aula. Contudo, neste estudo tendo em consideração a área das salas de aula e o número de ocupantes, este factor pode ter contribuído para os níveis de CO₂ encontrados, mas não foi um factor determinante. Para além da razão número de ocupantes/área contribuir para concentrações elevadas de CO₂, de acordo com Reuther (2002) existe uma clara relação entre o número de ocupantes de uma sala de aula e doenças transmissíveis. Uma potencial explicação para esta relação é o facto de concentrações elevadas de CO₂ (baixas taxas de ventilação) causarem o aumento de concentração de partículas infecciosas no ar libertadas ao tossir ou espirrar (Shendell *et al.*, 2004; Kinshella *et al.*, 2001).

3.3.4 MONÓXIDO DE CARBONO

De acordo com Chaloulakou e Mavroidis (2002) e Alm *et al.* (2000) as emissões provenientes do tráfego automóvel são uma das principais fontes de CO no ar ambiente. Neste estudo, verificou-se que, nos edifícios escolares pertencentes ao grupo de escolas circundantes à VCI e ao grupo “não-exposto” as concentrações obtidas ($< 1 \text{ mg m}^{-3}$) foram inferiores ao valor recomendado (10 mg m^{-3}). Para estes resultados contribuiu o facto de não existirem fontes de combustão no interior dos espaços avaliados. Tendo em consideração as concentrações obtidas para este parâmetro, poder-se-á dizer que os níveis de CO não são susceptíveis de causar alterações na saúde.

No entanto, os níveis de CO a que os indivíduos estão potencialmente expostos são de extrema importância, visto que este gás é considerado um asfixiante químico, uma vez que actua no processo de absorção do oxigénio no sangue e tecidos (Cabral e Veiga, 2001) e que os efeitos da sua exposição são mais agudos para grupos sensíveis da população (Chaloulakou e Mavroidis, 2002; WHO, 2000; Jones, 1999; US-EPA, 1991).

3.3.5 OZONO

Neste estudo, os níveis de O₃ no ambiente interior variaram entre 0,014 e 0,053 ppm com um valor médio de 0,028 ppm para o grupo “exposto”, e entre 0,011 e 0,085 ppm

com um valor médio de 0,036 ppm para o grupo “não-exposto”, não tendo sido verificadas diferenças estatisticamente significativas ($P=0,606$). Por outro lado, verificou-se que em nenhum dos grupos, o valor recomendado para uma QAI aceitável (0,05 ppm) foi ultrapassado.

Os níveis de O_3 obtidos no ar interior são inferiores aos correspondentes no ar exterior (grupo “exposto”: 0,117 ppm e grupo “não-exposto” 0,082 ppm (sem diferenças estatisticamente significativas - $P=0,570$)), o que significa que os níveis internos reflectem a situação do ar exterior, tal como refere Yontz (2003), Weschler e Shields (1999) e Romieu *et al.* (1998).

Este gás, essencialmente produto de reacções fotoquímicas, pode ter sido introduzido no ambiente interior através da abertura de janelas e portas (ventilação natural), uma vez que não existem no interior dos espaços avaliados, equipamentos como fotocopiadoras, impressoras ou computadores.

3.3.6 MICROORGANISMOS VIÁVEIS

Neste trabalho foi apenas efectuada a análise de microorganismos viáveis - contagem de Unidades Formadoras de Colónias (UFC), sem a identificação das espécies presentes.

Na Tabela 14 são apresentados os resultados obtidos para a contaminação microbiológica. Verificou-se que para o conjunto de edifícios escolares próximos da VCI os valores são inferiores aos obtidos nas zonas mais afastadas desta via de tráfego intenso (Tabela 14). Porém, considerando o valor recomendado de 1000 UFC m^{-3} verificou-se que, em termos médios, ambos os grupos considerados ultrapassaram este limite. No caso do grupo “exposto” as concentrações de microorganismos viáveis variaram entre 809 e 1572 com um valor médio de 1194 UFC m^{-3} , enquanto que no grupo “não-exposto” os níveis de microorganismos encontravam-se entre 294 e 2968 UFC m^{-3} com uma média de 1647 UFC m^{-3} . De referir que neste último caso, o valor mínimo corresponde a uma amostragem efectuada logo após as secretárias das salas de aula de uma escola terem sido limpas com lixívia. Estes resultados não dão origem a

diferenças estatisticamente significativas ($P=0,571$), o que seria de esperar pois as emissões do tráfego automóvel não contribuem para este tipo de contaminação.

Pela análise dos resultados, é possível verificar que os níveis de microorganismos estão acompanhados por um arejamento deficiente (efeito de ventilação). Além disso, alguns factores incluindo a idade e a manutenção do edifício escolar, a existência de tectos de cortiça, a ocupação humana e as condições higiénicas do mesmo e dos ocupantes podem também contribuir para valores superiores aos recomendados.

De acordo com Ribéron *et al.* (2002), em ambientes internos, a principal fonte de bactérias é a ocupação humana, sendo muitas vezes determinadas, concentrações superiores a 3000 UFC m^{-3} devido apenas à ocupação por crianças, com excepção para as escolas equipadas com sistema de ventilação mecânico onde as concentrações são geralmente inferiores ao valor limite (1000 UFC m^{-3}). Daisey *et al.* (2003) documentaram concentrações médias e máximas de microorganismos viáveis em 96 salas de aula de 38 escolas suecas, iguais a 500 e 4500 UFC m^{-3} , respectivamente.

Foi efectuada uma análise de regressão múltipla entre a contaminação microbiológica (variável dependente) e os níveis de CO_2 (variável independente) determinados no ar interior. Verificou-se que existe uma associação estatisticamente significativa entre estas duas variáveis ($P=0,016$), ou seja, que a contaminação microbiológica se encontrava associada à ventilação inadequada dos espaços.

É de referir que, ao não se efectuar a identificação das espécies presentes no ar interior, limita-se um pouco as conclusões relativas à relação causa-efeito na saúde. Sabe-se, no entanto, que de acordo com Daisey *et al.* (2003) os microorganismos podem potenciar dores de garganta, doenças respiratórias, letargia, irritação nos olhos e nariz.

3.3.7 AMBIENTE TÉRMICO

Neste estudo, em termos médios a temperatura do ar interior, no caso do grupo “exposto” variou de $15,9$ a $23,9 \text{ }^\circ\text{C}$, com um valor médio de $21,3 \text{ }^\circ\text{C}$, enquanto que, no caso do grupo “não-exposto” o valor médio foi de $21,9 \text{ }^\circ\text{C}$, variando entre $19,2$ e $25,1$

°C. Também para este parâmetro não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas ($P=0,850$).

Os valores alargados da gama de temperatura em cada um dos grupos reflectem, de certa forma, as condições meteorológicas externas, uma vez que o ar introduzido nas salas de aula não sofre qualquer correcção de temperatura.

Por condicionalismos do tempo disponível para o estudo, as escolas foram avaliadas entre os meses de Maio de 2004 e Março do ano seguinte. Este intervalo de tempo incluiu meses considerados como pertencendo ao período de Verão e de Inverno. Como as condições climatéricas não corresponderam ao perfil habitual não se considerou correcto seguir estritamente os critérios de conforto Verão/Inverno. Assim, optou-se por considerar como temperatura de conforto a gama entre 22 e 23 °C (gama comum aos períodos definidos de Verão e Inverno). Os valores encontrados nos dois grupos estudados não se afastam dessa gama, enquadrando-se na zona de conforto.

No que diz respeito aos níveis de humidade relativa no ar interior, também não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas ($P=0,859$), uma vez que os resultados são análogos. Considerando a gama de valores recomendada para este parâmetro (30-60%) verifica-se que, para ambos os grupos, o valor médio obtido se encontra próximo do limite superior, não o ultrapassando.

De todos os edifícios avaliados apenas uma escola do grupo “não-exposto” apresentou um valor afastado do valor médio (humidade relativa igual a 83%). Este valor está directamente relacionado com as condições climatéricas que se verificaram no dia em que foi realizada a avaliação (chuva intensa).

Ao contrário do que foi documentado num estudo efectuado no Japão por Takahashi (1997), em que foi estabelecida uma relação entre as concentrações de microorganismos viáveis com os níveis de humidade relativa e temperatura interior (Jones, 1999), neste estudo, não foi observada nenhuma associação significativa entre estas variáveis.

Relativamente à velocidade média do ar, na Tabela 14 são apresentados os valores médios obtidos para cada um dos grupos estudados (velocidade média de 0,05 m s⁻¹

(0,02-0,09 m s⁻¹) e 0,06 m s⁻¹ (0,02-0,11 m s⁻¹) para o grupo “exposto” e “não-exposto”, respectivamente), não tendo sido verificadas diferenças estatisticamente significativas ($P=0,618$). Comparando os valores de velocidade média obtidos com o valor recomendado ($< 0,25$ m s⁻¹, mas não devendo ser inferior a 0,05 m s⁻¹), verifica-se que estes se encontravam no limiar da zona de conforto, indiciando a existência de uma constante estagnação do ar, resultado do deficiente arejamento dos diversos espaços.

3.4 SINTOMATOLOGIA PERCEBIDA

Na problemática da QAI assume particular relevância a sintomatologia percebida pelos ocupantes dos espaços.

A maioria dos poluentes do ar interior pode afectar os aparelhos respiratório e cardiovascular, sendo a sintomatologia associada tanto mais intensa quanto maior for a intensidade da exposição (concentração e duração da exposição) e o estado de saúde e susceptibilidade dos ocupantes do edifício.

Para análise da sintomatologia percebida foi utilizado, tal como já foi referido, o questionário padronizado MM040 EA, a partir do qual foram coligidos dados sobre os sintomas experimentados pelos professores no período dos três meses anteriores à data da monitorização ambiental de cada escola. Para as questões de sintomatologia, existiam três tipos possíveis de resposta: “Sim, frequente”, “Sim, às vezes” e “Não, nunca” tendo sido considerado, para efeito de tratamento estatístico, que os dois primeiros tipos de resposta são equivalentes.

Neste estudo seria interessante proceder também a uma comparação das respostas do questionário com resultados de avaliações mais objectivas sobre os sintomas, nomeadamente a partir de testes médicos, no sentido de confirmar uma potencial correlação. Essas avaliações poderiam ajudar a determinar a sensibilidade e especificidade do sintoma, uma vez que de acordo com um estudo realizado em Junho de 1998 pelo Centro Clínico de Higiene Ocupacional de Nova Iorque, intitulado “Saúde e Segurança nas escolas”, os professores são o quinto maior grupo de risco e em mais de 80% dos indivíduos que trabalham em ambientes escolares foram diagnosticadas

doenças respiratórias (Reuth, 2002). Isto também poderia levar a alterações no questionário de forma a melhorar a sua fiabilidade e o modo de administração. Para além disto, seria importante a repetição do mesmo questionário aos mesmos docentes de forma a garantir a fiabilidade das respostas.

3.4.1 ANÁLISE DA SINTOMATOLOGIA PERCEBIDA POR GRUPO

De acordo com Daisey e Angell (1998), e considerando o tipo de instrumento de recolha de informação utilizado, os sintomas geralmente referidos pelos professores enquadram-se nos definidos na SBS.

A todas as respostas “Não, nunca”, foi atribuído o valor 0, enquanto que as respostas consideradas positivas (“Sim, frequente”, “Sim, às vezes”) foram codificadas de 1. As perguntas de sintomatologia sem resposta foram consideradas negativas.

Na Tabela 15 é apresentado, em percentagem, o número de respostas positivas para cada sintoma experimentado pelos professores do grupo “exposto” e do grupo “não-exposto” de acordo com o questionário utilizado.

Tabela 15 - Percentagem de respostas positivas para cada um dos sintomas mais comuns em ambientes escolares para o grupo “exposto” e grupo “não-exposto”

<i>Sintomas</i>	<i>Grupo “exposto” (n=72)</i>	<i>Grupo “não-exposto” (n=105)</i>
Prurido, sensação de ardor ou irritação dos olhos	54,2	47,6
Garganta seca e áspera	50,0	52,4
Tosse	54,2	67,6
Irritação, corrimento ou bloqueio nariz	43,1	61,0
Fadiga	83,3	83,8
Sensação de sonolência	55,6	57,1
Dor cabeça	69,4	69,5
Naúsea/tonturas	26,4	36,2
Dificuldade de concentração	51,4	61,0
Pele seca ou vermelhidão da face	33,3	29,5
Prurido e descamação na cabeça ou nas orelhas	13,9	10,5
Mãos secas, com ardor ou vermelhidão	37,5	43,8

De forma a visualizar melhor os dados da Tabela 15, apresentam-se os resultados na forma gráfica (Figura 4).

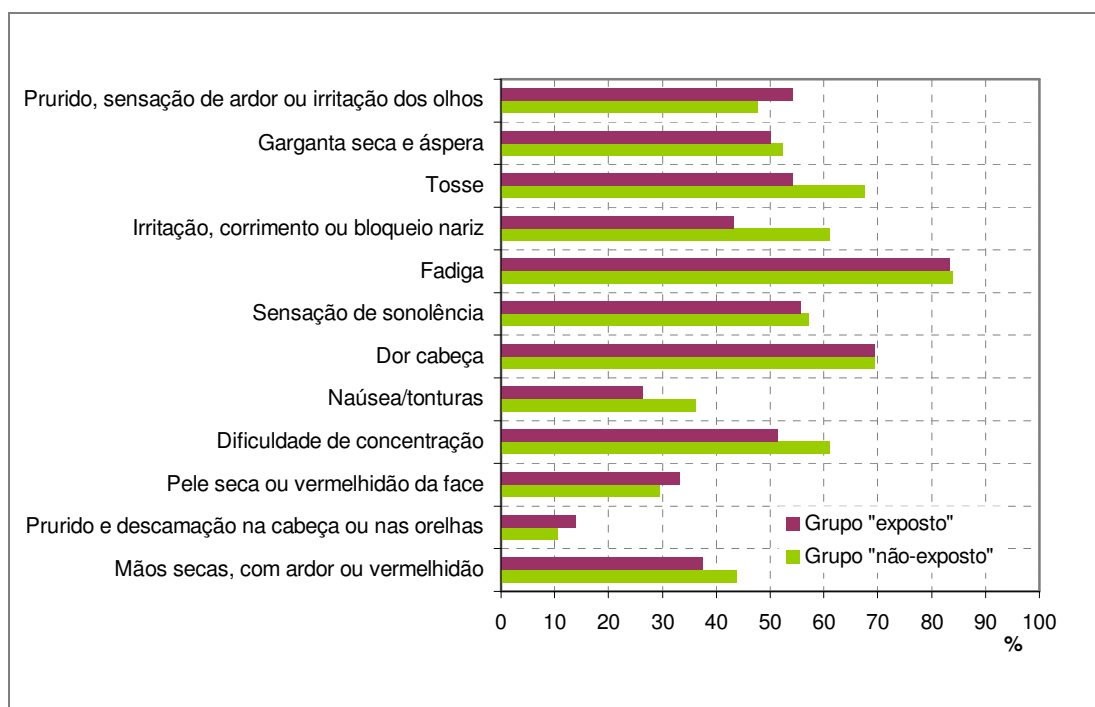


Figura 4 - Percentagem de respostas positivas para alguns sintomas mais comuns em ambientes escolares para o grupo “exposto” e grupo “não-exposto” (100% significaria que todos os professores tinham respondido sim a cada uma das questões)

Pela Tabela 15 e pela Figura 4, é possível verificar que os resultados para o grupo “exposto” mostram um padrão de sintomas semelhante para os diversos sintomas relativamente ao grupo “não-exposto”, ou seja a percentagem de professores que referiram um determinado sintoma, de um modo geral, é independente do grupo a que pertencem. Estes resultados mostram que a proximidade da VCI não foi um factor determinante para a sintomatologia percebida pelos professores, o que está de acordo com o facto da QAI nas escolas não ser significativamente diferente.

É ainda possível verificar que os sintomas mais referidos pelos professores do grupo “exposto” e “não-exposto” são a “fadiga” (83,3 % e 83,8%) e a “dor de cabeça” (69,4% e 69,5%). Por outro lado, apenas cerca de 14% e 11% dos participantes do grupo “exposto” e “não-exposto” respectivamente, referiram “prurido e descamação na cabeça ou nas orelhas”, sendo este sintoma menos referido.

Com exceção para os sintomas “prurido, sensação de ardor ou irritação dos olhos”, “pele seca ou vermelhidão da face” e “prurido e descamação na cabeça ou nas orelhas”, verificou-se um ligeiro aumento no número de respostas positivas no conjunto de professores pertencentes ao grupo “não-exposto”, o que mais uma vez confirma, que a proximidade da VCI não foi determinante para a sintomatologia referida pelos professores participantes.

No caso de responder positivamente a cada questão de sintomas cada participante foi inquirido sobre se atribuía o sintoma ao seu ambiente específico de trabalho (ver questionário em Anexo C).

Na Tabela 16 é apresentado o número de professores que responderam de forma positiva a cada sintoma, bem como a respectiva percentagem relativa aos que associaram a sintomatologia ao ambiente de trabalho.

Tabela 16 - Número de professores que responderam positivamente a cada sintoma e percentagem relativa aos que associaram a sintomatologia ao ambiente de trabalho

<i>Sintomas</i>	<i>Grupo “exposto”</i>		<i>Grupo “não-exposto”</i>	
	N.º de casos	%	N.º de casos	%
Prurido, sensação de ardor ou irritação dos olhos	39	41,0	50	42,0
Garganta seca e áspera	36	47,2	71	42,0
Tosse	39	33,3	64	39,1
Irritação, corrimento ou bloqueio nariz	31	32,2	55	30,9
Fadiga	24	40,0	33	37,5
Sensação de sonolência	40	27,5	60	10,0
Dor cabeça	50	42,0	73	28,8
Naúsea/tonturas	19	21,1	38	15,8
Dificuldade de concentração	37	45,9	64	32,8
Pele seca ou vermelhidão da face	24	25,0	31	45,2
Prurido e descamação na cabeça ou nas orelhas	10	30,0	11	63,6
Mãos secas, com ardor ou vermelhidão	27	37,0	46	56,5

Dos professores que responderam positivamente a cada sintoma, a Figura 5 apresenta a respectiva percentagem dos que estabeleceram associação com o ambiente de trabalho para cada um dos grupos estudados.

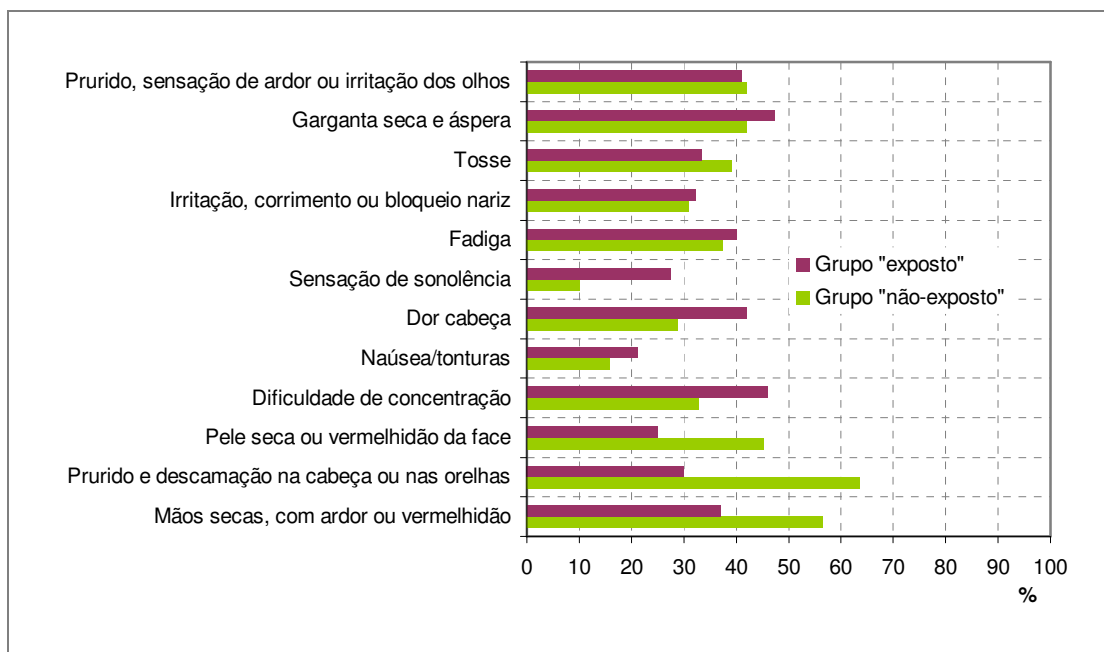


Figura 5 - Percentagem de professores que associaram a sua sintomatologia ao ambiente de trabalho

Desta forma é possível verificar que, de um modo geral, menos de metade dos professores participantes relacionaram os sintomas com o respectivo ambiente de trabalho (Figura 5). Por outro lado, foram os professores do grupo “exposto” os docentes que mais relacionaram os sintomas ao ambiente de trabalho, com excepção para os sintomas cutâneos.

3.4.2 ANÁLISE DA SINTOMATOLOGIA DE ACORDO COM A SISTEMATIZAÇÃO DE SINTOMAS EFECTUADA PELA ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE

De forma a sistematizar os sintomas referidos pelos professores das diversas escolas estudadas, foi utilizada a classificação efectuada pela OMS (1983) e que os divide em cinco categorias.

1. *Sensação de irritação nos olhos, nariz e garganta* - dor, sensação de secura e ardor, irritação, rouquidão e problemas de voz;

2. *Sintomas neurológicos e de saúde em geral* - cefaleias, fadiga mental, preguiça, diminuição da capacidade de concentração, letargia, perda de memória, vertigens, intoxicação, náuseas e vômitos e cansaço;
3. *Irritação cutânea* - dor, sensação de prurido, vermelhidão e secura da pele;
4. *Reacções de hipersensibilidade não específicas* - corrimento nasal e lacrimejamento, sintomas de asma em pessoas previamente não asmáticas e ruídos respiratórios;
5. *Sintomas do olfacto e do gosto* - alterações sensitivas desses dois sentidos e percepções desagradáveis olfactivas ou gustativas.

Neste estudo, e face à informação recolhida no questionário, apenas foram consideradas três categorias de sintomas, tal como se apresenta de seguida:

1. *Sensação de irritação nos olhos, nariz e garganta (OMS1)*

- prurido, sensação de ardor ou irritação dos olhos
- garganta seca e áspera
- tosse
- irritação, corrimento nasal ou bloqueio do nariz.

2. *Sintomas neurológicos e de saúde em geral (OMS2)*

- fadiga
- sensação de sonolência
- dor de cabeça
- náusea/tonturas
- dificuldade de concentração.

3. *Irritação cutânea (OMS3)*

- pele seca, vermelhidão da face
- prurido e descamação na cabeça ou nas orelhas
- mãos secas, com ardor e vermelhidão

Para cada grupo considerado foi calculado o índice de prevalência. Este índice foi definido como o número total de professores de um determinado grupo que referiram um conjunto de sintomas (categoria de sintomas) a dividir pelo número da população de professores participante desse grupo.

Na Tabela 17 é apresentado o índice de prevalência de sintomas nos últimos três meses, para o grupo “exposto” e “não-exposto”.

Tabela 17 - Índice de prevalência de sintomas (%) no grupo “exposto” e no grupo “não-exposto”

	<i>Grupo “exposto” (n=72)</i>	<i>Grupo “não-exposto” (n=105)</i>
OMS 1	16,6	18,9
OMS 2	24,0	25,8
OMS 3	7,1	7,0

A representação dos resultados na forma gráfica permite com rapidez e simplicidade mostrar o tipo e a dimensão da sintomatologia referida pelos docentes.

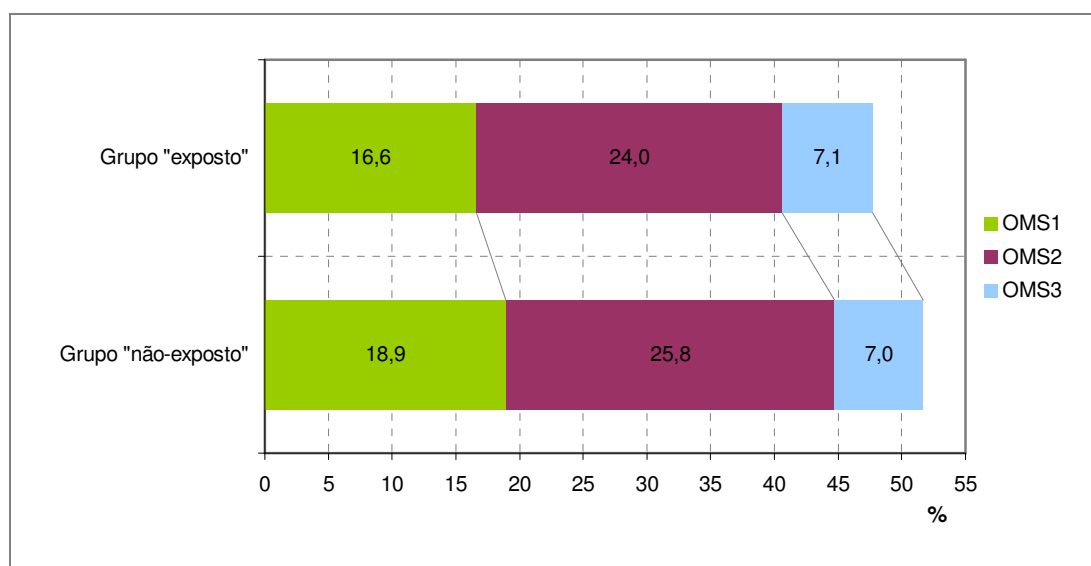


Figura 6 - Índice de prevalência (%) de sintomas referidos pelos professores do grupo “exposto” e “não-exposto”.

Note-se que o comprimento total de cada barra corresponde à soma das contribuições relativas das perguntas consideradas em cada categoria. Um índice de prevalência igual a 0% (melhor situação) significaria que todos os professores tinham respondido “não” a todas as perguntas. Por outro lado, um índice de prevalência igual a 100% (pior situação) significaria que todos os docentes tinham respondido “sim” a cada uma das questões. A contribuição relativa de cada conjunto de sintomas é indicada com cores diferentes ao longo de cada barra.

Assim, verifica-se que, de um modo geral, os resultados entre os dois grupos de escolas, em termos de categorias de sintomas, são muito semelhantes, tal como acontecia na análise individual dos sintomas. O índice de prevalência de sintomas nos dois grupos estudados, Tabela 17, indica que os sintomas neurológicos e de saúde em geral (OMS2) foram os sintomas mais prevalentes (grupo “exposto” 24,0% e grupo “não-exposto” 25,8%) seguidos dos sintomas de “irritação dos olhos, nariz e garganta” - OMS1 (grupo “exposto” 16,6% e grupo “não-exposto” 18,9%).

Estes resultados são coerentes com os de outros estudos, onde é referido que os sintomas mais relevantes são a irritação das mucosas oculares, do nariz e da garganta, ao contrário do que sucede com os sintomas das vias respiratórias inferiores ou de outros órgão internos, como o tracto gastro-intestinal (Brightman e Nanette, 2002; Filipe, 2001). No entanto, deve ter-se muita precaução quando se tenta comparar resultados de diferentes estudos, uma vez que não existe um sistema padronizado para identificar e diagnosticar sintomas, sendo frequentemente utilizados questionários diferentes.

Tal como já foi referido, no caso do participante responder de forma positiva a um determinado sintoma, era ainda inquirido se atribuía esse sintoma ao respectivo ambiente de trabalho. Na Tabela 18 é apresentado o número de indivíduos que referem positivamente cada uma das categorias de sintomas consideradas, e a respectiva percentagem de professores que associaram a sintomatologia ao ambiente específico de trabalho.

Tabela 18 - Número de professores que referiram uma determinada categoria de sintomas e respectiva associação com o ambiente de trabalho (%)

	Grupo “exposto”		Grupo “não-exposto”	
	N.º casos	%	N.º casos	%
OMS 1	56	12,7	93	12,8
OMS 2	77	15,7	87	11,3
OMS 3	19	4,8	47	13,4

Representando os dados da Tabela 18 em termos gráficos obtém-se a Figura 7.

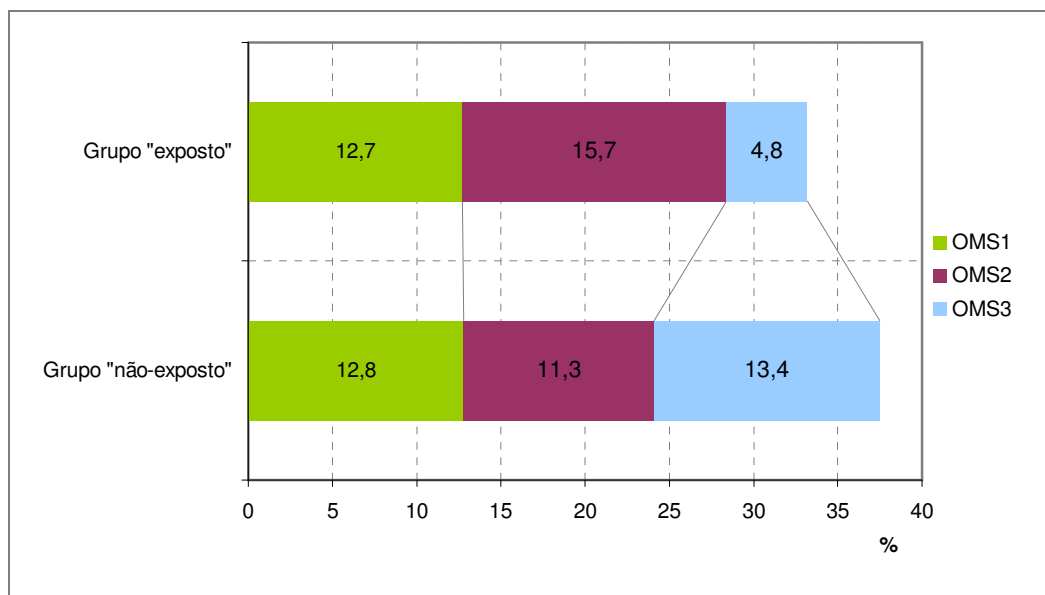


Figura 7 - Percentagem de indivíduos que associaram a sintomatologia percebida ao ambiente de trabalho

Os dados apresentados na Tabela 18 mostram, mais uma vez que, de um modo geral os sintomas experimentados pelos professores não são associados ao ambiente de trabalho.

Da análise global da Tabela 18 e da Figura 7, verifica-se que, de um conjunto de 152 professores do grupo “exposto” que referiram sintomatologia, apenas cerca de 33% de professores a relacionaram com o ambiente de trabalho, enquanto que, de 227

professores das escolas “não-expostas” cerca de 38% associaram os sintomas ao ambiente de trabalho.

É ainda possível verificar que no grupo “não-exposto” uma percentagem semelhante de professores associaram sintomas de irritação dos olhos, nariz e garganta e sintomas neurológicos e de saúde em geral ao ambiente de trabalho. Porém, apenas 4,8% dos professores do grupo “exposto” que responderam positivamente ao conjunto de sintomas cutâneos associaram esses sintomas ao ambiente de trabalho.

Assim, e de um modo geral, pode referir-se que a proximidade da VCI não interferiu na sintomatologia percebida pelos diversos professores. Para além disto, os resultados da análise da QAI indiciam a influência de outras variáveis no estado de saúde dos professores, designadamente variáveis psicossociais.

3.4.3 ANÁLISE DA ASSOCIAÇÃO DA SINTOMATOLOGIA PERCEBIDA COM DIFERENTES FACTORES

No sentido de determinar quais os factores relacionados com o desenvolvimento dos sintomas acima referidos foi efectuada uma análise multivariável.

3.4.3.1 Irritação dos olhos, nariz e garganta (OMS1) versus factores psicossociais e ambientais

Verificou-se que não existe uma associação entre a categoria OMS1 (irritação dos olhos, nariz e garganta) e o género ($P=0,821$), o grupo de estudo ($P=0,200$), os hábitos tabágicos ($P=0,754$) e o número de anos de trabalho ($P=0,540$). Contudo, existe uma associação entre a OMS1 e a idade dos professores ($P=0,015$). De referir que, de certa forma é inesperado que os hábitos tabágicos não se encontrem associados aos sintomas respiratórios, contrariamente ao que é documentado em diversos estudos, entre os quais os efectuados por Nelson *et al.* (1995).

Por outro lado, estudos nos quais foi investigada a associação entre a exposição a poluentes do ar interior e a sintomatologia percebida sugerem que a exposição a alguns

factores do ambiente, nomeadamente partículas respiráveis, TVOC, humidade relativa e microorganismos viáveis, esteja relacionada com sintomas de irritação nos olhos, nariz e garganta (Daisey *et al.*, 2003). Porém, neste estudo não se encontrou qualquer associação entre a categoria de sintomas OMS1 e a concentração de PM₅ ($P=0,750$), TVOC ($P=0,735$), humidade relativa ($P=0,216$) e contaminação microbiológica ($P=0,780$).

De referir, que de acordo com estudos efectuados em edifícios equipados com sistema de ventilação, estes apresentam uma maior prevalência de sintomas de irritação e sintomas gerais comparativamente a edifícios com ventilação natural. Neste caso, a prevalência de sintomas encontra-se relacionada com a má manutenção dos sistemas de ventilação do edifício (Brightman e Nanette, 2002).

Da análise dos resultados deste estudo, poder-se-á concluir que a sintomatologia relacionada com a OMS1 poderá ser devida a factores não relacionados com a QAI das salas de aula que os professores ocupam, nomeadamente a susceptibilidade de cada professor. A título de exemplo, quando se perguntava no questionário “Tem muito trabalho para fazer?”, no universo de estudo apenas um docente referiu não ter excesso de trabalho.

Num estudo efectuado nos EUA, envolvendo 4900 empregados de escritório, Wallace *et al.* (1993) determinaram uma relação entre a carga de trabalho e a irritação ocular, nariz e garganta.

3.4.3.2 Sintomas neurológicos e de saúde em geral (OMS2) versus factores psicossociais e ambientais

De acordo com Bayer *et al.* (2000) os níveis de CO₂, temperatura do ar e TVOC podem desencadear sintomas neurológicos e de saúde em geral. Porém, neste estudo, verificou-se não existir qualquer associação entre estes parâmetros e os sintomas neurológicos e de saúde em geral (categoria de sintomas OMS2), ao contrário do documentado em Daisey *et al.* (2003) e Finnegan *et al.* (1984). Também Myhrvold *et al.* (1996)

determinaram uma associação entre os sintomas dores de cabeça, vertigens, dificuldades de concentração e fadiga e concentrações de CO₂ entre 1500-4000 ppm.

Neste estudo, encontrou-se uma associação entre a categoria de sintomas OMS2, a idade dos docentes ($P=0,050$) e o número de anos de trabalho ($P=0,005$). Estes resultados indicam que o factor maior prevalência de sintomas com maior tempo de exposição aponta para que, no aparecimento da sintomatologia, o nível de exposição a que estão sujeitos não seja um factor preponderante.

Por outro lado, não se verificou qualquer associação entre a prevalência de sintomas da categoria OMS2 e os hábitos tabágicos ($P=0,300$). O estudo também demonstrou que, relativamente ao género, o sexo feminino apresenta uma prevalência mais elevada da categoria de sintomas OMS2, uma vez que foi determinada uma associação estatisticamente significativa ($P=0,008$). Os resultados de um estudo de sintomatologia efectuado em escritórios britânicos indicam que as mulheres referem uma maior prevalência de sintomas (Soine 1995; Stenberg e Wall 1995). Estes resultados também são consistentes com estudos suecos efectuados em edifícios públicos, onde é referido que existe uma maior prevalência de sintomas gerais por parte de mulheres (35%) comparada com a prevalência de sintomas por parte dos homens (21%) (Brightman e Nanette, 2002).

No entanto, é de referir que existem factores não-ambientais importantes que podem justificar o aparecimento de sintomas OMS2 e que, aquando do estudo, estavam potencialmente presentes, nomeadamente o stresse associado ao encerramento do ano escolar, preparação do novo ano lectivo, processos de avaliação, satisfação com trabalho, excesso de trabalho e instabilidade associada à profissão de professor. Existe um reconhecimento crescente de que qualquer estímulo-resposta pode ser influenciado pelo ambiente complexo que rodeia a exposição, o qual pode incluir o contexto social ou o estado psíquico e mental (Jones, 1999; Skov *et al.*, 1990). Por exemplo, em relação ao stresse, há quem defenda que ele tem, na indução das queixas, um papel mais importante do que os problemas do próprio edifício (Filipe, 2001). Tal como referem Kosonen e Tan (2004) outras características associadas ao local de trabalho, como factores ergonómicos, também podem ser responsáveis pelas queixas referidas pelos professores, independentemente de qualquer problema real.

É de referir que resultados como os apresentados por Marmot *et al.* (1997) indicam que os aspectos psicossociais embora não sejam facilmente medidos, talvez sejam as variáveis mais importantes neste tipo de análise. Recentemente, investigadores britânicos avaliaram a relação entre sintomatologia e factores não-ambientais concluindo que as variáveis psicossociais têm uma influência significativa na referência de sintomas por parte dos ocupantes, ou seja, indivíduos que se sentem descontentes com o seu trabalho ou se encontram física ou emocionalmente cansados referem mais sintomas que os restantes indivíduos (Brightman e Nanette, 2002). De acordo com Cabral e Veiga (2001) a influência de factores psicológicos na referência de sintomas realça a importância da organização dos espaços, do trabalho e das actividades individuais e dos grupos, de forma a preservar as relações humanas.

3.4.3.3 Irritação cutânea (OMS3) versus factores psicossociais e ambientais

Uma análise semelhante foi efectuada entre os sintomas de irritação cutânea e potenciais factores preditivos dos mesmos. Desta forma, verificou-se, apenas, uma associação entre os sintomas de irritação cutânea e o género ($P=0,0004$).

IV. CONCLUSÕES

As boas condições ambientais são um factor que contribui para o rendimento do trabalho, pelo que as intervenções no sentido de melhorar a qualidade do ambiente interior são a actuação mais eficaz e com maior retorno económico que a sociedade moderna pode concretizar na área dos edifícios. Os efeitos da má qualidade do ambiente interior têm reflexos negativos não só na saúde e conforto das pessoas, mas também na sua produtividade e absentismo estimando-se que as despesas daí resultantes (sem contabilizar o custo associado ao tratamento de eventuais problemas de saúde) são 10 a 100 vezes superiores aos custos de eventuais acções correctoras para melhorar a qualidade do ar interior.

Apesar dos consideráveis avanços conseguidos nos conhecimentos sobre os poluentes do ar interior que ocorreram nas últimas décadas, há ainda uma enorme variedade de aspectos médicos e técnico-científicos a explorar, no que concerne às consequências para a saúde humana a curto, mas sobretudo, a médio e longo prazo.

Deste modo, múltiplas questões associadas à exposição a poluentes em espaços confinados ainda estão sem resposta, nomeadamente no que diz respeito ao mecanismo de actuação destes poluentes, à importância e distribuição relativas das fontes de poluição, às concentrações exactas a partir das quais constituem uma ameaça para a saúde humana e em particular à relação dose-resposta, às interacções entre os diversos poluentes, aos parâmetros a monitorizar para avaliar a exposição e às medidas a tomar para minimizar os seus efeitos adversos.

Neste estudo, foram avaliadas as concentrações de diversos poluentes do ar interior em escolas da cidade do Porto localizadas próximas da Via de Cintura Interna e comparadas com as concentrações obtidas em escolas afastadas desta linha de tráfego. Para além disto, foi analisada a sintomatologia percebida pelos professores que exercem a sua actividade nesses edifícios.

Os resultados deste estudo não mostraram uma associação entre os parâmetros ambientais avaliados (partículas respiráveis, compostos orgânicos voláteis totais, dióxido de carbono, monóxido de carbono, contaminação microbiológica, ozono, temperatura do ar e humidade relativa) e a proximidade da Via de Cintura Interna. Isto significa, que esta linha de tráfego não mostrou ser um factor preponderante para a

qualidade do ar interior, existindo fontes internas que contribuíam de forma mais significativa, tais como condições estruturais, deficiente manutenção do edifício, pavimento em alcatifa e ocupação humana.

Foi possível ainda verificar que o principal problema de qualidade do ar interior nas escolas estudadas era o deficiente arejamento das salas de aula. Este factor contribuiu para o aumento da concentração de poluentes do ar interior, nomeadamente dos níveis de compostos orgânicos voláteis, dióxido de carbono e contaminação microbiológica. Tendo em consideração estes resultados é aconselhável que as escolas revejam a forma de arejamento das suas salas de aula ou introduzam um extractor/insuflador de “ar novo”, de forma a evitar salas mal ventiladas, já que a instalação de um sistema de ventilação mecânica conduz frequentemente a um importante investimento.

Quanto à análise da sintomatologia, constatou-se que a proximidade da Via de Cintura Interna não mostrou ser um factor determinante para a sintomatologia percebida pelos professores, o que era de esperar, uma vez que não existiam diferenças na qualidade do ar interior dos espaços avaliados. Para além disso, mais de metade dos professores responderam negativamente, quando questionados acerca da relação entre o ambiente de trabalho e os sintomas percebidos. Os sintomas neurológicos e de saúde em geral, particularmente a fadiga e a dor de cabeça, foram os sintomas mais referidos. Para esta sintomatologia podem ter contribuído factores não ambientais, principalmente variáveis sociais, psíquicas e mentais (excesso de trabalho, instabilidade no exercício da actividade profissional, alteração curricular, indisciplina dos discentes, etc.). Por outro lado, o ruído e a iluminação também podem ter contribuído para o desconforto e consequentemente para a sintomatologia referida.

Considerando a estreita relação existente entre os valores para os diversos parâmetros que caracterizam a qualidade do ar interior e os efeitos na saúde humana torna-se evidente a importância de um rigoroso controlo dos níveis internos de poluentes, através do controlo/eliminação ou modificação da fonte emissora, ventilação, limpeza do ar e algumas alterações nos comportamentos (atitudes).

As dificuldades de implementação encontradas ao longo deste estudo nas escolas tornou evidente a necessidade de em Portugal se investir na sensibilização das populações para a problemática da qualidade do ar interior.

V.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbey DE, Burchette RJ, Knutsen SF, McDonnell WF, Lebowitz MD, Enright PL. (1998). Long-term particulate and other air pollutants and lung function in non-smokers. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, 158: 289-298.

Alm S, Mukala K, Jantunen MJ. (2000). Personal carbon monoxide exposures of preschool children in Helsinki, Finland: levels and determinants. *Atmospheric Environment*, 34: 277-285.

Alvim-Ferraz MCM, Sousa SIV, Pereira MC, Martins FG. (2005). Contribution of anthropogenic pollutants to the increase of tropospheric ozone levels in the Oporto metropolitan área since the nineteenth century. *Environmental Pollution*. Artigo Submetido.

Alvim-Ferraz MCM, Barros MARP, Mota MFG, Arieiro MEEC, Martins FG, Costa TEMS. (2002). Níveis de ozono na atmosfera portuense-comparação dos valores actuais com os medidos no século XIX. *Revista da Universidade Moderna do Porto*, 5: 45-60.

Alvim-Ferraz MCM. (1995). *Poluição Atmosférica*. Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto, Portugal.

Andersson K, Stridh G, Fagerlund I, Larsson B. (1993). The MM-questionnaires-a tool when solving indoor climate problems. Department of Occupational and Environmental Medicine. Örebro, Sweden.

Apte MG, Fisk WJ, Daisey JM. (2000). Associations between indoor CO₂ concentrations and sick building syndrome symptoms in U.S. office buildings: an analysis of the 1994-1996 BASE study data. *Indoor Air*, 10: 1-36.

Arashidani K, Yoshikawa M, Kawamoto T, Matsuno K, Kayama F, Kodama Y. (1996). Indoor pollution from heating. *Industrial Health*, 34: 205-215.

ATS, American Thoracic Society. (1997). Achieving Healthy Indoor Air. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, 156: 33-64.

Baek SO, Kim YS, Perry R. (1997). Indoor air quality in homes, offices and restaurants in Korean urban areas-indoor/outdoor relationships. *Atmospheric Environment*, 31: 529-544.

Basu R, Samet JM. (1999). A review of the epidemiological evidence on health effects of nitrogen dioxide exposure from gas stoves. *Journal of Environmental Medicine*, 1: 173-187.

Bayer CW, Crow SA, Fisher J. (2000). Causes of indoor air quality problems in schools: summary of scientific research (revised edition). Columbia, MO. SEMCO, Inc., for the Energy Division, Oak Ridge National Laboratory.

Berglund B, Johansson I, Lindvall TH, Lundin L. (1990). A longitudinal study of perceived air quality and comfort in a sick library building. *Proceedings of the Fifth International Conference on Indoor Air Quality and Climate*. Canada Mortgage and Housing Corporation. Ottawa, Canada.

Björnsson E, Norback D, Janson C. (1995). Asthmatic symptoms and indoor levels of micro-organisms and house dust mites. *Clinical and Experimental Allergy*, 25: 423-431.

Borrego C, Barros N, Fontes T, Carvalho AC, Miranda AI, Monteiro A, Martins H. (2003). Avaliação da qualidade do ar relativamente ao ozono troposférico em Portugal. *Ingenium*, 79: 61-67.

Bourbeau J, Brisson C, Allaire S. (1997). Prevalence of the sick building syndrome symptoms in office workers before and six months and three years after being exposed to a building with an improved ventilation system. *Occupational and Environmental Medicine*, 54: 49-53.

Brauer M e Brook JR. (1997). Ozone personal exposures and health effects for selected groups residing in the fraser valley. *Atmospheric Environment*, 31: 2113-2121.

Brickus LS e Neto AFR. (1999). A qualidade do ar de interiores e a química. *Química Nova*, 22: 1-12. S. Paulo, Brasil.

Brightman HS e Nanette M. (2002). Sick building syndrome studies and the compilation of normative and comparative values. Harvard School of Public Health Environmental Science and Engineering Program Boston, Massachusetts.

Brown SK, Sim MR, Abramson MJ, Gray CN. (1994). Concentrations of volatile organic compounds in indoor air-a review. *Indoor air*, 4: 123-143.

Burr ML. (1999). Indoor air pollution and the respiratory health of children. *Pediatric Pulmonology*, 18: 3-5.

Burton DJ. (1995). IAQ and HVAC Workbook, Library of Congress Cataloging in Publication Data, 2nd Edition. United States.

Cabral F e Veiga R. (2001). Higiene, Segurança, Saúde e Prevenção de Acidentes de trabalho. Verlag Dashöfer Edições Profissionais. Lisboa, Portugal.

Carmo AT e Prado RTA. (1999). Qualidade do ar interno. Departamento de Engenharia de Construção Civil. Escola Politécnica da USP. S. Paulo, Brasil.

Chaloulakou A e Mavroidis I. (2002). Comparison of indoor and outdoor concentrations of CO at a public school. Evaluation of an indoor air quality model. *Atmospheric Environment*, 36: 1769-1781.

Cohen BS. (1998). Deposition of charged particles on lung airways. *Health Physics*, 74: 554-560.

Chao CYH. (2001). Comparison between indoor and outdoor air contaminants levels in residential buildings from passive sampler study. *Building and Environment*, 36: 999-1007.

Custovic A, Fletcher A, Pickering CA. (1998). Domestic allergens in public places III: house dust mite, cat, dog and cockroach allergens in British hospitals. *Clinical and Experimental Allergy*, 28: 53-59.

Daisey JM, Angell WJ, Apte MG. (2003) Indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools: an analysis of existing information. *Indoor Air*, 13: 53-64.

Daisey JM e Angell WJ. (1998). A survey and critical review of the literature on indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools. Report LBNL-45517. Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA.

Dimitroulopoulou C, Ashmore MR, Byrne MA, Kinnersley RP. (2001). Modelling of indoor exposure to nitrogen dioxide in the UK. *Atmospheric Environment*, 35: 269-279.

Elkilani A e Bouhamra W. (2001). Estimation of optimum requirements for indoor air quality and energy consumption in some residences in Kuwait. *Environment International*, 27: 443-447.

ECA, European Collaborative Action. (1997). Total Volatile Organic Compounds (TVOC). Indoor Air Quality Investigations EUR 17675 EN, Report N. ° 19, Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

Fanger PO. (2001). Human requirements in future air-conditioned environments. *International Journal of Refrigeration*, 24: 148-153.

Filipe CK. (2001). Os edifícios e a saúde humana: breves notas sobre os problemas de saúde relacionados com edifícios. *Revista Portuguesa de Saúde Pública*, 19: 29-40.

Finnegan MJ, Pickering CAC, Burge PS. (1984). The Sick Building Syndrome: Prevalence Studies. *British Medical Journal*, 289: 1573-1576.

Fisk WJ. (2000). Health and productivity gains from better indoor environments and their relationship with building energy efficiency. *Ann. Rev. Energy Environ.*, 25: 537-566.

Gomes MJM. (2002). Ambiente e pulmão. *Journal of Pneumology*, 28: 261-269.

Guo H, Murray F, Lee SC. (2003). The development of low volatile organic compound emission house - a case study. *Building and Environment*, 38: 1413-1422.

HAC, Health and Aged Care. (2000). Indoor air quality a report on health impacts and management options. Department of Health and Aged Care. Australia.

He C, Morawska L, Hitchins J, Gilbert D. (2004). Contribution from indoor sources to particle number and mass concentrations in residential houses. *Atmospheric Environment*, 38: 3405-3415.

Heath GA e Mendell MJ. (2002) Do indoor environments in schools influence student performance? A review of the literature. *Indoor Air*, 1: 802-807.

Hodgson MJ, Frohlinger J, Permar E, Tidwell C, Traven ND, Olenchock SA, Karpf M. (1991). Symptoms and microenvironmental measures in non-problem buildings. *Journal of Occupational Medicine*, 33: 527-533.

IAQA, Indoor Air Quality Association. (2000). Recommended Guidelines for Indoor Environments.

IEE, Institute of Environmental Epidemiology. (1996). Guidelines for Good Indoor Air Quality in Office Premises. Ministry of the Environment, Singapore.

Janssen NA, Hoek G, Brunekreef B, Harssema H. (1999). Mass concentration and elemental composition of PM₁₀ in classrooms. *Occupational Environment Medicine*, 56: 482-487.

Joaquim VSP. (2004). Determinação de alcalóides no fumo ambiental do tabaco por cromatografia gás-líquido. Universidade Técnica de Lisboa-Instituto Superior de Agronomia. Lisboa, Portugal.

Johansson I. (1999). The role of volatile organic compounds in the assessment of indoor air quality. Department of Chemistry, Division of Analytical Chemistry Royal Institute of Technology - Institute of Environmental Medicine, Sweden.

Jones AP. (1999). Indoor air quality and health. *Atmospheric Environment*, 33: 4535-4564.

Kinshella MR, Dyke MV, Douglas KE, Martyny JW. (2001). Perceptions of indoor air quality associated with ventilation system types in elementary schools. *Applied Occupational and Environmental Hygiene*, 16: 952-960.

Koeck M, Pichler-Semmelrock FP, Schlacher R. (1997). Formaldehyde-study of indoor air pollution in Austria. *Central European Journal of Public Health*, 5: 127-130.

Koenig JQ, Larson TV, Hamley QS, Rebolledo V, Dumler K, Checkoway H, Wang SZ, Lin D, Pierson WE. (1993). Pulmonary lung function in children associated with fine particulate matter. *Environmental Research*, 63: 26-38.

Kosonen R e Tanb F. (2004). The effect of perceived indoor air quality on productivity loss. *Energy and Buildings*. Artigo submetido.

Kousa A. (2002). PM_{2,5} and NO₂ exposure assessment of urban population in the Helsinki metropolitan area and other European urban areas. Academic dissertation. Department of Physical Sciences Faculty of Science University of Helsinki, Finland.

Kutintara B. (2002) .Home Environments and Allergen Avoidance Practices in a Hot, Humid Climate. Dissertation submitted to the Faculty of the Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg. Virginia.

Leaderer BP, Stowe M, Li R, Sullivan J, Koutrakis P, Wolfson M, Wilson W. (1993). Residential levels of particle and vapor phase acid associated with combustion sources. In: Jantunen M, Kalliokoski P, Kukkonen E, Saarela K, Seppanen A, Vuorelma H. (Eds.), *Proceedings of the Sixth International Conference on Indoor Air Quality and Climate*. Helsinki, Finland.

Leaderer BP, Zagraniski RT, Berwick M, Stolwijk JAJ. (1986). Assessment of exposure to indoor air contaminants from combustion sources: methodology and application. *American Journal of Epidemiology*, 124: 275-289.

Lee SC, Guo H, Li WM, Chan LY. (2002a). Inter-comparison of air pollutant concentrations in different indoor environments in Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 36: 1929-1940.

Lee SC, Li WM, Chio-Hang. (2002b). Investigation of indoor air quality at residential homes in Hong Kong-case study. *Atmospheric Environment*, 36: 225-237.

Lee SC, Lam S, Fai HK. (2001). Characterization of VOCs, ozone, and PM₁₀ emissions from office equipment in an environmental chamber. *Building and Environment*, 36: 837-842.

Lévesque B, Gauvin D, McGregor R, Martel R, Gingras S, Dontigny A, Walker WB, Lajoie P, Le HE. (1997). Radon in residences: influences of geological and housing characteristics. *Health Physics*, 72: 907-914.

Marmot AF, Eley J, Nguyen M, Warwick E, Marmot MG. (1997). Building health in White Hall: an epidemiological study of SBS in 6831 civil servants. *Healthy Buildings/IAQ '97*. Bethesda: Healthy Buildings/IAQ '97.

Mendell MJ e Heath GA. (2004). Do indoor pollutants and thermal conditions in schools influence student performance? A critical review of the literature. *Indoor Air*, 1: 1-26.

Mendes JJA, Andersson K, Lopes O, Teles I. (1995). O clima interior dos hospitais da Universidade de Coimbra-resultados do “questionário Örebro”. *Arquivos do Instituto Nacional de Saúde*, 20: 81-101.

Myhrvold AN, Olsen E, Lauridsen O. (1996). Indoor environment in schools: Pupils' health and performance in regard to CO₂ concentrations. *Indoor Air*, 4: 369-374.

Modic J. (2003). Carbon monoxide and COHb concentration in blood in various circumstances. *Energy and Buildings*, 35: 903-907.

Moeller DW. (1998). Environmental Health. *Indoor air*, 33: 128-133.

Møhlave L. (1991). Volatile organic compounds, indoor air quality and health. *Indoor Air*, 1: 357-376.

Morawska L, He C, Hitchins J, Gilbert D, Parappukkaran S. (2001). The relationship between indoor and outdoor airborne particles in the residential environment. *Atmospheric Environment*, 35: 3463-3473.

Mukala K. (1999). Personal exposure to nitrogen dioxide and health effects among preschool children. Academic dissertation. National Public Health Institute Division of Environmental Health. Kuopio, Finland

Nagda NL, Koontz MD, Albrecht RJ. (1991). Effect of ventilation rate in a healthy building. IAQ 91 "Healthy Building". Atlanta, USA.

Neves LJPF, Avelans SCC, Pereira AJSC. (2003). Variação Sazonal do Gás Radão em Habitações da Área Urbana da Guarda (Portugal Central), IV Congresso Ibérico de Geoquímica e XIII Semana da Geoquímica. Coimbra, Portugal.

NIOSH, National Institute of Occupational Safety and Health. NMAM-Manual of Analytical Methods (1994). Cincinnati, Ohio.

Norbäck D, Walinder R, Wieslander G, Smedje G. (2000). Indoor air pollutants in schools: nasal patency and biomarkers in nasal lavage. *Allergy*, 55: 163-170.

Norbäck D, Torgén M, Edling C. (1990) Volatile organic compounds, respirable dust, and personal factors related to prevalence and incidence of sick building syndrome in primary schools. *Br. J. Ind. Med.*, 47: 733-741.

NRC, National Research Council. (1981). Indoor pollutants. National Academy Press, Washington, DC.

Ooi PL, Goh KT, Phoon MH, Foo SC, Yap HM. (1998). Epidemiology of sick building syndrome and its associated risk factors in Singapore. *Occupational Environment Medicine*, 55: 188-193.

Otto DA, Hundnell HK, House DE. (1992). Exposure of humans to a volatile organic mixture. I. Behavioural assessment. Arch Environ Health, 47: 23-30.

Park K e Jo W. (2004). Personal volatile organic compound (VOC) exposure of children attending elementary schools adjacent to industrial complex. Atmospheric Environment, 38: 1303-1312.

Peavy HS, Rowe DR, Tchobanoglous G. (1992). Environment Engineering. McGraw Hill International Editions - Civil Engineering Series.

Pereira MC, Ferraz MCMA, Santos RC. (2005). Relevant aspects of air quality in Oporto (Portugal): PM₁₀ and O₃. Environmental Monitoring and Assessment, 101: 203-221.

Ramachandran G, Adgate JL, Church TR, Jones D, Fischer G, Fredrickson A, Sexton K. (2002). Indoor air quality in two urban elementary schools: comfort parameters and microbial concentrations in air and carpets. Indoor Air, 1: 1-4.

Raw GJ. (1995). A questionnaire for studies of sick building syndrome: a report to the Royal Society of Health Advisory Group on sick building syndrome. Building research Established Report, Watford.

Reinikainen LM e Jaakkola JJ. (2003). Significance of humidity and temperature on skin and upper airway symptoms. Indoor Air, 13: 344-352.

Repace J. (2003). An air quality survey of respirable particles and particulate carcinogens in Delaware hospitality venues before and after a smoking ban. Repace Associates, Inc.

Reuther CG. (2002). Learning the hard way. Environmental Health Perspectives, 110: 298-305.

Ribéron J, Kelly PO, Maupetit F, Robine E. (2002). Indoor air quality in schools: the impact of ventilation conditions and indoor activities. Indoor Air, 1: 109-114

Rodrigues S e Mayan O. (2004). A qualidade do ar em edifícios-um problema de saúde pública. *Revista de Segurança* nº 160, pp 1-2.

Rohr AC, Weschler CJ, Koutrakis P, Spengler JD. (2003). Generation and quantification of ultrafine particles through terpene/ozone reaction in a chamber setting. *Aerosol Science and Technology*, 37: 65-78.

Romieu I, Lugo MC, Colome S, Ávila MH, Garcia AM, Geyh A. (1998). Evaluation of indoor ozone concentration and predictors of indoor-outdoor ratio in México city. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 48: 327-335.

Ryan PB, Hemphill CP, Billick IH, Nagda NL, Koontz MD, Fortmann RC. (1989). Estimation of nitrogen dioxide concentrations in homes equipped with unvented gas space heaters. *Environment International*, 15: 551-556.

Schneider T, Skov P, Valbjorn O. (1999). Challenges for indoor environment research in the new office. *Scand J Work Environ Health*, 25: 574-579.

Schneider T. (1999). Measuring strategies and monitoring of the indoor environment. *J. Environ. Monit.*, 1: 427-434.

Shendell DG, Prill R, Fisk WJ, Apte MG, Blake D, Faulkner D. (2004). Associations between classroom CO₂ concentrations and student attendance in Washington and Idaho. *Indoor Air*, 14: 333-341.

Skov P, Valbjorn O, Pedersen BV. (1990) Influence of indoor climate on the sick building syndrome in an office environment. *Scand. J. Work. Environ. Health*, 16: 363-371.

Smedje G e Norbäck D. (1999) Factors affecting the concentration of pollutants in school buildings. *Indoor Air*, 1: 267-272.

Smedje G, Norbäck D, Edling C. (1997). Subjective indoor air quality in schools in relation to exposure. *Indoor Air*, 7: 143-150.

Soine L. (1995). Sick building syndrome and Gender Bias: imperiling women's health. *Social Work in Health Care*, 20: 51-65.

Spaeth KR. (2000). Don't hold your breath: personal exposures to volatile organic compounds and other toxins in indoor air and what's (not) being done about it. *Preventive Medicine*, 31: 631-637.

Spinaci S, Arossa W, Bugiani M, Natale P, Buca C, Candussio G. (1985). The effects of air pollution on the respiratory health of children: a cross-sectional study. *Pediatr. Pulmonol.*, 1: 262-266.

Stenberg B e Wall S. (1995). Why Do Women Report "Sick Building Symptoms" More Often than Men? *Social Science & Medicine*, 40: 491-502.

Stetzenbach LD e Buttner M. (2000). Airborne Microorganisms and Indoor Air Quality. *Encyclopedia of Microbiology*. Vol. 1, Second Edition, pp.116-125.

Stolwijk JAJ. (1991). Sick-building syndrome. *Environmental Health Perspectives*, 95: 99-100.

Thörn A. (1998). The sick building syndrome: a diagnostic dilemma. *Social Science & Medicine*, 47: 1307-1312.

Torres VM. (2000). Indoor Air Quality in Schools. Institute for the Indoor Environment. University of Texas at Austin. Texas.

US-EPA, US Environmental Protection Agency. (2000). IAQ tools for schools: indoor air quality and student performance. Government Printing Office, Washington, D.C.

US-EPA, US Environmental Protection Agency. (1995). The inside story: a guide to indoor air quality. .S. Government Printing Office, Washington, D.C.

US-EPA, US Environmental Protection Agency. (1991). A guide for building owners and facility managers. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.

US-EPA, US Environmental Protection Agency. (1994). Indoor air pollution. An introduction For health professionals. U.S. Government Printing Office Publication n° 523-217/81322.

Venners SA, Wang BNJ, Jin Y, Yang J. (2001). Indoor air pollution and respiratory health in urban and rural China. *Int J Occup Environ Health*, 7: 173-181.

Wallace LA, Nelson CJ, Highsmith R, Duntelman G. (1993). Association of personal and workplace characteristics with health, comfort, and odor: a survey of 3948 office workers in three buildings. *Indoor Air*, 3: 193-205.

Wargocki P. (2001). Measurements of the effects of air quality on sensory perception. *Chemical Senses*, 26: 345-348.

Welch LS. (1991) severity of health effects associated with Building-Related Illness. *Environmental Health Perspectives*, 95: 67-69.

Weschler CJ e Shields HC. (1999). Indoor ozone/terpene reactions as a source of indoor particles. *Atmospheric Environment*, 33: 2301-2312.

WHO, World Health Organization. (2004). Health aspects of air pollution results from the WHO project “Systematic review of health aspects of air pollution in Europe”. Regional Office for Europe Copenhagen, Denmark.

WHO, Word Organization Health. (2000). Air Quality Guidelines - Second Edition. Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.

WHO, Word Organization Health. (1997). Assessment of exposure to indoor air pollutants. Regional Publications, European Series.

WHO, Word Organization Health. (1989). Indoor air quality: organic pollutants. Euro Reports and Studies. Copenhagen: Regional Office for Europe.

Wolkoff P e Nielsen GD. (2001). Organic compounds in indoor air-their relevance for perceived indoor air quality?. *Atmospheric Environment*, 35: 4407-4417.

Wong NH e Huang B. (2004). Comparative study of the indoor air quality of naturally ventilated and air-conditioned bedrooms of residential buildings in Singapore. *Building and Environment*, 39: 1115-1123.

Wood RA. (2003). Improving the indoor environment for health, well-being and productivity. Department of Environmental Sciences, Faculty of Science, University of Technology. Sydney, Australia.

Woods JE. (1991). An engineering approach to controlling indoor air quality. *Environmental Health Perspectives*, 95: 15-21.

Yamane E e Saito H. (2000). *Tecnologia do Condicionamento de Ar*. S. Paulo, Brasil.

Yang X, Srebric J, Li X, He G. (2004). Performance of three air distribution systems in VOC removal from an area source. *Building and Environment*, 39: 1289-1299.

Yip FY, Keeler GJ, Dvonch JT, Robins TG, Parker EA, Israel BA, Caldwell WB. (2004). Personal exposures to particulate matter among children with asthma in Detroit, Michigan. *Atmospheric Environment*, 38: 5227-5236.

Yontz RR. (2003). An overview of indoor air quality. Thesis for the degree of master of science in the department of mechanical engineering. Mississippi.

Zabiegała B, Górecki T, Przyk E, Namiésnik J. (2002). Permeation passive sampling as a tool for the evaluation of indoor air quality. *Atmospheric Environment*, 36: 2907-2916.

Zamboni M. (2002). Epidemiologia do câncer do pulmão. *Journal of Pneumology*, 28: 41-47.

VI. ANEXOS

ANEXO A - Inquérito do Edifício



Centro de Saúde Ambiental e Ocupacional

Praça do Coronel Pacheco, nº 15, 4050-453 - Porto - Portugal

Tel: (351) 22 204 64 00 / 01 / Fax: (351) 22 204 64 09

e.mail: caso.porto@insa.min-saude.pt // www.insrj.pt

Nº de Entrada _____

INQUÉRITO DO EDIFÍCIO

EMPRESA: _____

MORADA: _____

EDIFÍCIO: _____

1) Zona de implantação

Urbana ☐

Rural ☐

Industrial ☐

Potenciais fontes de poluição na vizinhança: Não ☐

Sim ☐

Se sim, quais _____

2) Tipo de instalações:

Edifício 1 piso ☐

Edifício 2 ou > pisos ☐

Pré-fabricado ☐

Número de salas: _____

Ano de construção: _____

Obras de remodelação: Não ☐

Sim ☐

Há quanto tempo: _____ meses/anos

Onde? _____

Tipo:

Exterior ☐

Interior ☐

Tipo de produtos usados (tintas, colas, diluentes, vernizes, tapa-poros): _____

3) Paredes exteriores:

Número : _____

Orientação:

	Norte	Sul	Este	Oeste	Janelas
Parede (.....)	☐	☐	☐	☐	☐
Parede (.....)	☐	☐	☐	☐	☐
Parede (.....)	☐	☐	☐	☐	☐
Parede (.....)	☐	☐	☐	☐	☐

Confinam com vias de tráfego:

	Não	Sim
Parede (.....)	☐	☐
Parede (.....)	☐	☐
Parede (.....)	☐	☐
Parede (.....)	☐	☐

4) Ventilação:

a) Natural ☐

b) Mecânica: Exaustão ☐

Insuflação ☐

c) Ar condicionado ☐

Captação de ar exterior: Não ☐ Sim ☐

Telhado ☐ Parede ☐ Solo ☐

Desobstruídas, Ar "limpo" ?

Percentagem de ar exterior : _____

Com filtro: Não ☐ Sim ☐

Tipo de filtro _____

Substituição do filtro (periodicidade) _____ Última substituição: _____

Nº de Entrada _____

Relativamente às obras de remodelação ou aumento de ocupação: o projecto do sistema de ventilação acompanhou a mudança? Não ☐
Sim ☐

Central mecânica

	Sim	Não
Fonte de odores		
Infestação		
Perdas de água		
Musgos/Fungos/Bolores		

Condutas isoladas internamente: Sim ☐ Não ☐

Programa de manutenção do sistema AC Sim ☐ Não ☐

Última manutenção: _____

DEPARTAMENTOS/ÁREAS/SALAS (LEVANTAMENTO)

Identificação: _____

ANEXO B - Inquérito das Áreas a avaliar

Nº de Entrada _____



INSTITUTO NACIONAL DE SAÚDE
Dr. Ricardo Jorge
Delegação do Porto

Centro de Saúde Ambiental e Ocupacional
Praça do Coronel Pacheco, nº 15, 4050-453 - Porto - Portugal
Tel: (351) 22 204 64 00 / 01 / Fax: (351) 22 204 64 09
e.mail: caso.porto@insa.min-saude.pt // www.insrj.pt

INQUÉRITO DAS ÁREAS A AVALIAR

EMPRESA: _____

SALA: _____ Área: ____ x ____ metros

Piso: _____

Porta para: Exterior ☐ Corredor ☐ Outra sala ☐

1) Ocupação

Número de funcionários: _____

Horário: _____

2) Revestimentos

Pavimento: _____ Conservação: _____

Tecto: _____ Conservação: _____

Paredes: _____ Conservação: _____

Cortinados / Biombos: Não ☐ Sim ☐ Material: _____

3) Iluminação

a) Iluminação natural: Não ☐ Sim ☐

Número de janelas: _____ Área total envidraçada: _____

Localização: 1 parede ☐ Mais que 1 parede ☐

Orientação: Norte ☐ Sul ☐ Este ☐ Oeste ☐

Abertura: Nunca ☐ Ocasionalmente ☐ Frequentemente ☐

No dia da avaliação: Abertas ☐ Fechadas ☐

Nº de Entrada _____

Dispositivos de protecção solar: Não ☐ Sim ☐

Tipo: _____ Em utilização: Não ☐ Sim ☐

b) Iluminação artificial: Geral ☐ Localizada ☐

Tipo de luminárias e colocação: _____

Nº de armaduras: _____ Difusor: Não ☐ Sim ☐

4) Ventilação

a) Sistema de aquecimento: Não ☐ Sim ☐

Aquecimento central ☐ Regulação: _____

Aquecedor a óleo ☐ _____

Aquecedor a gás ☐ _____

Aquecedor de resistência ☐ _____

No dia da avaliação: Ligado ☐ Desligado ☐

b) Ventilação: Natural ☐ Mecânica ☐

Ventoinhas ☐ Exaustão ☐ Insuflação ☐

Grelhas entrada de ar: Não ☐ Número: _____ Localização: _____
Sim ☐ Nº de grelhas em funcionamento: _____

Existem grelhas obstruídas? _____ Número: _____ Localização: _____

Grelhas saída de ar: Não ☐ Número: _____ Localização: _____
Sim ☐ Nº de grelhas em funcionamento: _____

Existem grelhas obstruídas? _____ Número: _____ Localização: _____

Modo de funcionamento: _____

Nº de Entrada _____

Toma de ar: _____ Localização (próxima de fontes poluentes?) _____

Última manutenção: _____

5) Factores térmicos

a) Ar condicionado: Central ☐ Local ☐ Ligado: Não ☐
Sim ☐

Se local: Nº aparelhos: _____

Última manutenção: _____

b) Outros equipamentos

Esterilizador Não ☐ Sim ☐

Desumidificador Não ☐ Sim ☐

Humidificador Não ☐ Sim ☐

Manutenção: _____

6) Fontes de contaminação dentro da sala

Sinais de infiltrações: Não ☐ Sim ☐ Onde: _____

Fungos / bolores: Não ☐ Sim ☐

Presença de fumadores? Não ☐
Sim ☐ Número: _____

7) Fontes de contaminação fora da sala

Vizinhança de

Fonte	Não	Sim
Quarto de banho		
Cozinha / Bar		
Área de fumadores		
Armazéns de manutenção		
Armazém de produtos químicos		

8) Limpeza

Nº de Entrada _____

a) Frequência

Diária ☐ Uma vez/semana ☐ Mais de uma/semana ☐ Outra: _____

b) Horário

Durante o expediente ☐

Fora do expediente ☐ Antes ☐ Após ☐

c) Produtos utilizados: _____

Computadores, fotocopiadores, Não ☐ Sim ☐

Animais estimação Não ☐ Sim ☐ Qual: _____

Plantas Não ☐ Sim ☐ Nº: _____

Utilização de ambientadores Não ☐ Sim ☐

Utilização de insecticidas Não ☐ Sim ☐

Manipulação de químicos Nunca ☐ Ocasional ☐ Frequente ☐

9) Condições meteorológicas

Céu limpo ☐ Céu pouco nublado ☐ Céu muito nublado ☐ Aguaceiros ☐

Dia da semana: _____

DATA: / /
Dia Mês Ano

TÉCNICO: _____

ANEXO C- Questionário Örebro MM040

1-6	CLIMA INTERIOR Ambiente de Trabalho VERSÃO PORTUGUESA		MM 040 EA Data Ano Mês Dia 	Nome Instituição/Hospital/Companhia
	Número		Ocupação	Departamento/Serviço
7-11	Utilizador		Grupo	
12-24	A preencher pelo inquiridor			

Este Questionário ocupa-se do clima interior do seu ambiente de trabalho e dos possíveis sintomas que possam estar a afectá-lo.

FACTORES BÁSICOS		
22-	Ano de Nascimento 19	Ocupação
23	Sexo M ☐ 1 F ☐ 2	Há quantos anos se encontra no presente lugar
24	Fuma? Sim ☐ 1 Não ☐ 2	de trabalho? Anos
25		

AMBIENTE DE TRABALHO				
	Foi afectado os últimos três meses por alguns dos seguintes factores no local de trabalho?	Sim, com frequência (cada semana)	Sim, algumas vezes	Nunca
		(1)	(2)	(3)
28	Correntes de ar	☐	☐	☐
29	Temperatura ambiente demasiado elevada	☐	☐	☐
30	Variações da temperatura ambiente	☐	☐	☐
31	Temperatura ambiente demasiado baixa	☐	☐	☐
32	Air bafiento e desagradável	☐	☐	☐
33	Air seco	☐	☐	☐
34	Cheiros desagradáveis	☐	☐	☐
35	Electricidade estática, por vezes causando choques	☐	☐	☐
36	Exposição a fumo de tabaco (fumador passivo)	☐	☐	☐
37	Ruído	☐	☐	☐
38	Luz insuficiente ou provocando encandeamento ou reflexos	☐	☐	☐
39	Poeiras e sujidade	☐	☐	☐

CONDIÇÕES DE TRABALHO		Sim, com frequência (1)	Sim, por vezes (2)	Não, raramente (3)	Não, nunca (4)
40	Considera o seu trabalho interessante e estimulante?	☐	☐	☐	☐
41	Tem muito trabalho para fazer?	☐	☐	☐	☐
42	Tem alguma hipótese de influenciar as suas condições de trabalho?	☐	☐	☐	☐
43	Os seus colegas ajudam-no nos problemas que encontra no seu trabalho?	☐	☐	☐	☐

Environment med, Dept. Occ. Med,
Örebro, test version 8910/KA/BY ©

Andersson K and Stridh G, The use of Standardized questionnaires in building-related illness (BRI) and sick building syndrome (SBS) surveys. NATO/CCMS Pilot Study on indoor Air Quality, eds. F. Levy and M Maroni, National Institute of Occupational Health, Oslo, Norway, 1992.

Tradutor: J.J. Amaral-Mendes

DOENÇAS E SINTOMAS/PASSADOS E ACTUAIS

		Sim, (1)	Não (2)
1	Teve algumas vezes problemas asmáticos?	☐	☐
2	Sofreu, alguma vez de febre dos fenos?	☐	☐
3	Sofreu alguma vez de eczema?	☐	☐
4	Alguém na sua família sofre de alergias? (p. e. asma, febre dos fenos, eczema)	☐	☐

SINTOMAS ACTUAIS

Nos últimos 3 meses teve algum destes sintomas?		Sim, frequentemente	Sim, às vezes	Não, nunca	Se SIM: Está convencido que estes sintomas são devidos ao ambiente de trabalho?	
		(1)	(2)	(3)	Sim, (1)	Não, (2)
5-6	Fadiga	☐	☐	☐	☐	☐
7-8	Sensação de sonolência	☐	☐	☐	☐	☐
9-10	Dor de cabeça	☐	☐	☐	☐	☐
11-12	Náusea/Tonturas	☐	☐	☐	☐	☐
13-14	Dificuldade de concentração	☐	☐	☐	☐	☐
15-16	Prurido, sensação de ardor ou irritação nos olhos	☐	☐	☐	☐	☐
17-18	Irritação, corrimento ou bloqueio nariz	☐	☐	☐	☐	☐
19-20	Garganta seca e áspera	☐	☐	☐	☐	☐
21-22	Tosse	☐	☐	☐	☐	☐
23-24	Pele seca ou vermelhidão da face	☐	☐	☐	☐	☐
25-26	Prurido e descamação na cabeça ou nas orelhas	☐	☐	☐	☐	☐
27-28	Mãos secas, com ardor ou vermelhidão	☐	☐	☐	☐	☐
29-30	Outros sintomas	☐	☐	☐	☐	☐

COMENTÁRIOS ADICIONAIS

[illegible]

MUITO OBRIGADO!

