



UNIVERSIDADE DE COIMBRA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

Departamento de Ciências da Terra

POLUIÇÃO POR PARTÍCULAS EM CENTROS URBANOS

UM ESTUDO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Jorge Manuel da Costa Feijão Pacheco

MESTRADO EM CIÊNCIAS DA TERRA

Setembro 2012





UNIVERSIDADE DE COIMBRA
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
Departamento de Ciências da Terra

**POLUIÇÃO POR PARTÍCULAS EM CENTROS
URBANOS**

UM ESTUDO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Jorge Manuel da Costa Feijão Pacheco

MESTRADO DE CIÊNCIAS DA TERRA

Orientadores

Prof. Doutora Celeste Romualdo Gomes, Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade de Coimbra

Prof. Doutora Olga Borges, Faculdade de Farmácia da Universidade de Coimbra

Setembro 2012

RESUMO

As folhas de muitas plantas, como por exemplo o *Nerium oleander L.*, funcionam como biocolectores, ou seja, são como recipientes que acumulam o material poluente. O estudo das características magnéticas dos materiais poluentes é uma fonte de conhecimento importante para caracterizar os níveis de poluição por partículas. Para desenvolver este estudo, foram colhidas folhas de loendro (*Nerium oleander L.*) em períodos diferentes e em áreas com diferente intensidade de tráfego automóvel, nas cidades de Coimbra e Aveiro. Fez-se a análise dos valores de MRI das partículas no laboratório do Departamento de Ciências da Terra, da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, procedeu-se igualmente à medição da magnetização remanescente isotérmica, (MRI), após aplicação de campos magnéticos a 1T (tesla), -25 mT, -100 mT e -300 mT, para as folhas da colheita de 2009 e para 1T, 300 mT e -300 mT, para as folhas colhidas em Janeiro e Fevereiro de 2011. Os valores de S_{-300} obtidos para as partículas são próximos da unidade, o que nos indica que a remanescência é dominada por minerais ferrimagnéticos “soft”, com a estrutura da magnetite ou da maghemite, como ocorreu nas folhas colhidas em 2011. Nas colheitas efectuadas em 2009, os valores de MRI_{1T} foram máximos em Coimbra (352,91 mA/m e 194,54 mA/m) e os valores mais baixos ocorreram em Aveiro (15,19 e 16,29 mA/m).

Nas colheitas efectuadas em 2011, os valores máximos obtidos de MRI_{1T} foram de 59,59 mA/m em Coimbra, e os valores mínimos foram de 5,67 mA/m em Aveiro.

No estudo sobre a citotoxicidade das partículas poluentes, mostrou-se que apenas as concentrações de partículas superiores a 1000 $\mu\text{g/l}$ produzem um efeito de decréscimo na viabilidade celular das células do baço, provenientes de três murgaranhos. Se as concentrações dessas partículas baixarem, parece haver uma estimulação na proliferação das células. Foi planificada, implementada e avaliada uma unidade pedagógica sobre a poluição por partículas, direccionada aos alunos de Biologia do 12^o ano. Neste último estudo concluiu-se que os alunos da turma, com a ajuda do docente, depois da realização do teste diagnóstico e do teste de avaliação formativa, acabaram por superar muitas das dúvidas que possuíam sobre os diferentes conteúdos explorados na unidade didáctica.

Palavras-Chave: citotoxicidade, Educação ambiental, magnetismo ambiental, MRI, *Nerium oleander L.*, poluição por partículas, S-ratios.

ABSTRACT

The leaves of many plants, such as *Nerium oleander* L., function as biocolectores, or as containers because they accumulate polluting material. The study of the magnetic characteristics of polluting materials is an important source of knowledge to characterize the levels of particles pollution. In order to develop this study, leaves of oleander (*Nerium oleander* L.) were harvested in the cities of Coimbra and Aveiro, at different times and in areas with different car traffic intensity.

There was made an analysis of IRMI values of particles in the laboratory of the Department of Earth Sciences, Faculty of Science and Technology, University of Coimbra, also proceeded to measurements of isothermal remnant magnetization (IRM) after application of magnetic fields 1T (tesla), -25 mT, -100 mT and -300 mT, for the leaves of the crop for 2009 and 1T, 300 mT and -300 mT, for leaves collected in January and February 2011. The values obtained for S_{-300} particles are close to unity, which indicates that the remanence is dominated by mineral ferrimagnetic "soft" with the structure of magnetite or maghemite, as occurred in leaves harvested in 2011. In samples collected in 2009, the maximum values were IRM_{1T} in Coimbra (352,91 mA/m and 194,54 mA/m) and the lowest values occurred in Aveiro (15,19 and 16,29 mA/m). In samples obtained in 2011, the highest values were obtained from IRM_{1T} of 59,59 mA/m in Coimbra, and values were the lowest of 5,67 mA/m in Aveiro. In the study of the cytotoxicity of particulate pollutants, it was shown that the concentrations of particles larger than 1000 $\mu\text{g/l}$ had an effect on decreasing in cellular viability of the spleen cells from three mice. If the concentration of these particles goes down, there appears to be stimulation in cell proliferation. It was planned, implemented and evaluated on teaching a unit particle pollution, targeted of 12th grade Biology students. In the latest study, we concluded that students in the class, with the help of the teacher, after diagnostic testing and formative assessment test, eventually overcome many of the questions one about the different content explored in the didactic unit.

Keywords: cytotoxicity, environmental education, environmental magnetism, IRM, *Nerium oleander* L., particle pollution, S-ratios.

AGRADECIMENTOS

Às minhas orientadoras Professoras Doutoradas Olga Borges e Celeste Gomes, por toda a ajuda e pela disponibilidade manifestada na orientação da dissertação.

À Professora Dourora Isabel Abrantes pelas sugestões apresentadas no sentido do melhoramento do trabalho.

Ao mestre Armando Rocha pelas amostras de Coimbra. À Engenheira Helena Lameiras, pela disponibilização dos dados referentes à qualidade do ar, nas cidades de Aveiro e de Coimbra.

À Mestre Ana Lourenço, aluna de doutoramento da FCTUC, pela ajuda na medição da magnetização remanescente isotérmica referente às folhas de loendro colhidas em 2011.

À Mestre Sandra Jesus, aluna de doutoramento da FFUC da Universidade de Coimbra pela análise granulométrica das partículas e estudos de citotoxicidade das mesmas partículas.

À Direcção/Comissão Administrativa Provisória do Agrupamento de Escolas de Vila Nova de Paiva, na pessoa do seu presidentedr.. Luís Taveira, e à Comissão de Elaboração dos Horários, na pessoa do dr. José Carlos Costa, por toda a ajuda na execução do meu horário, permitindo que frequentasse toda a parte curricular do mestrado.

À minha colega e amiga Paula Guerra, companheira desta aventura, um tesouro de pessoa, sempre disposta a ajudar no possível e no impossível, fonte de ânimo de esperança nos dias menos conseguidos.

Ao meu primo Pedro, por toda a ajuda na parte informática da dissertação.

Aos meus queridos pais e madrinha por toda a ajuda, compreensão e carinho que me deram durante o tempo desta empreitada.

À minha querida irmã Luísa, por toda a ajuda na realização deste trabalho.

ÍNDICE

	PÁGINAS
Resumo	iii
Abstract	iv
Agradecimentos	v
Abreviaturas	viii
1 – Introdução	1
1.1 – Introdução Geral	1
1.2 – Poluição urbana e fontes de poluição	3
1.2.1 – Poluição atmosférica	4
1.2.1.1 – Caracterização das partículas poluentes	5
1.2.1.2 – O Índice da qualidade do ar	12
1.2.2 – Efeitos da poluição atmosférica na saúde das populações	14
1.2.2.1 – Sistema respiratório	14
1.2.2.2 – Sistema cardiovascular	16
1.2.2.3 – Gestação	17
1.3 – Legislação	19
2 – Poluição por partículas	21
2.1 – Magnetismo ambiental	21
2.1.1 – Caracterização da área em estudo (Aveiro e Coimbra)	24
2.1.2 – Metodologia na recolha de amostras	26
2.1.3 – Caracterização das amostras (magnetização das partículas)	27
3 – Citotoxicidade das partículas: Estudo preliminar com células de baço de murganhos	38
3.1 – Introdução	38
3.2 – Métodos	42
3.2.1 – Obtenção das partículas	42
3.2.2 – Determinação do tamanho das partículas	42
3.2.3 – Estudos <i>in vitro</i> com células do baço de murganhos	43
3.3 – Resultados e Discussão	43
3.4 – Conclusões	45
4 – Planificação de uma Unidade Pedagógica	46
4.1 – Introdução	46
4.1.1 – Educação Ambiental	47
4.1.2 – Fases de trabalho em Educação Ambiental	47

4.1.3 – A Educação Ambiental e a cidadania – Desafios da escola actual	48
4.2 – Planificação das actividades lectivas	50
4.3– Caracterização dos participantes	64
5 – Considerações finais e perspectiva do trabalho futuro	66
6 – Referências Bibliográficas	68

ABREVIATURAS:

- A549 – linha artificial de células provenientes de células cancerosas de pulmão.
- ADMS – Atmospheric Dispersion Modelling System
- Ba – Bário
- Cd – Cádmio
- CIUR – Crescimento intrauterino restrito
- CNT – Nanotubos de carbono
- CO – Monóxido de carbono
- Co – Cobalto
- Cr – Crómio
- Cu – Cobre
- DEP – Diesel electric propulsion
- Fe – Ferro
- HC – hidrocarbonetos
- IRM/MRI – magnetização remanescente isotérmica
- MTT – O princípio deste método consiste na absorção do sal MTT {brometo de [3-(4,5-dimetiltiazol-2-il)-2,5-difeniltetrazólio]} (Sigma®) pelas células, sendo reduzido no interior da mitocôndria a um produto chamado formazana.
- Mn – Manganésio
- mT – militesla
- Nm – Nanómetro
- NO_x – Óxidos de azoto
- NO – Monóxido de azoto
- NO₂ – Dióxido de azoto
- O₃ – Ozono
- PAH – Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
- Pb – Chumbo
- PM – Matéria particulada
- PM₁₀ - partículas atmosféricas de diâmetro inferior a 10 µm
- PM_{2,5} - partículas atmosféricas de diâmetro inferior a 5 µm
- ppb – partes por bilião
- ppm – partes por milhão
- RPM/rpm – Rotação por minuto
- S₋₃₀₀ – S-ratios calculados a -300 mT
- S₃₀₀ – S-ratios calculados a 300 mT

Sb – Antimónio

MRIS/SIRM – magnetização remanescente isotérmica de saturação

s.l. – sensu lato

SO₂ – Dióxido de enxofre

T - Tesla

TEM – Microscopia electrónica de transmissão

TiO₂ – Dióxido de titânio

TSP – Massa total de partículas em suspensão

VOC – compostos orgânicos voláteis

VSPM – propriedades supermagnéticas viscosas

X_{LF} – susceptibilidade magnética de baixa frequência

X_{FD} – susceptibilidade magnética de alta frequência

1 - Introdução

1.1 – Introdução Geral

Desde os anos 20 do século passado, o uso dos automóveis generalizou-se a todas as classes sociais. Nas grandes metrópoles e nas cidades de grandes dimensões, muitos dos habitantes trabalham longe do sítio onde habitam. O seu quotidiano implica a passagem de algum tempo dentro das viaturas, o que faz aumentar a poluição ambiental, influenciando a saúde das populações nessas áreas.

Uma vez que estes temas fazem parte dos currículos dos diferentes anos de escolaridade do 3º ciclo do Ensino Básico e no Ensino Secundário, este trabalho inclui estudos sobre níveis de poluição por partículas, caracterização das partículas através de propriedades magnéticas, citotoxicidade das partículas, através da utilização de células de baço de murganhos, e de educação ambiental.

Inicialmente, foram seleccionados os locais e colhidas folhas de loendro (*Nerium oleander L.*) em períodos temporais diferentes nas cidades de Coimbra e Aveiro. Fez-se esta selecção e recolha, uma vez que as folhas desta espécie funcionam como bio colectores de partículas, podendo estas apresentar origens diversas.

O material biológico foi colhido em diferentes locais das cidades referidas, com diferente intensidade de trânsito (alguns locais tinham pouco ou nenhum tráfego automóvel, enquanto outros apresentavam tráfego intenso).

Na parte teórica desta dissertação é apresentada uma síntese, com base na literatura científica, sobre as propriedades magnéticas dos minerais, a poluição ambiental, os tipos de materiais que fazem parte desse tipo de poluição, a génese desses materiais, assim como os efeitos da poluição atmosférica sobre a saúde humana.

No laboratório do Departamento de Ciências da Terra, da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, procedeu-se à medição da magnetização remanescente isotérmica, (MRI), após aplicação de campos magnéticos a 1 T (tesla), -25 mT, -100 mT e -300 mT, para as folhas da colheita de 2009 e para 1 T, 300 mT e -300 mT, para as folhas colhidas em Janeiro e Fevereiro de 2011.

Apresenta-se, ainda, a planificação de quatro aulas de 90 minutos sobre a unidade de ensino sobre a poluição e as partículas da disciplina de Biologia do 12º ano. Antes da leccionação da unidade, o grupo/turma (N =13) resolveu um teste

diagnóstico e depois da leccionação, da unidade, os alunos realizaram igualmente um teste de avaliação formativo. A análise dos resultados obtidos pelos alunos é considerada neste trabalho.

Os objectivos a atingir com esta dissertação foram os seguintes:

- Caracterizar as partículas poluentes, acumuladas nas folhas de *Nerium oleander*, em especial, os óxidos de ferro;
- Comparar a concentração em partículas em amostras recolhidas em Aveiro e amostras de locais seleccionados na cidade de Coimbra;
- Relacionar, em cada cidade, tanto quanto possível, a poluição por partículas com problemas de saúde e qualidade de vida;
- Efectuar ensaios de citotoxicidade usando uma amostra, previamente caracterizada, de partículas acumuladas em folhas de *Nerium oleander* de um local com tráfego automóvel elevado, na cidade de Coimbra;
- Planificar e avaliar uma unidade de ensino.

Para a obtenção dos objectivos atrás descritos, seguiu-se a seguinte metodologia:

- Síntese de bibliografia, sobre poluição e partículas;
- Construção da amostra e amostragem;
- Caracterização, através das suas propriedades magnéticas das partículas poluentes, em especial dos óxidos de ferro que se incluem nas PM₁₀ (propriedades magnéticas);
- Planificação e construção de uma unidade de ensino e dos respectivos materiais didácticos sobre poluição por partículas;
- Elaboração de exercícios e fichas de trabalho para o ensino, no âmbito da Educação Ambiental;
- Análise dos resultados.

1.2 - Poluição urbana e fontes de poluição

Nas cidades do mundo desenvolvido, o ar é cada vez mais poluído devido à presença de poluentes, com diversas origens. Os poluentes podem-se classificar em primários, quando directamente emitidos pela fonte, ou secundários, quando resultam de reacções de poluentes primários, na atmosfera (Oliveira, 2009).

De acordo com (Boubel *et al.*, 1973), os poluentes atmosféricos mais comuns são os seguintes: CO – resulta da combustão, sendo as principais fontes a queima de madeira e de carvão, as emissões industriais e os incêndios florestais; SO₂ – resulta principalmente de emissões da indústria química, refinarias e caldeiras que utilizam combustíveis com alto teor de enxofre (fuelóleo); O₃ – resultante da reacção entre (HC) e NO_x, na atmosfera, na presença da luz solar, em que os HC provêm de combustíveis fósseis, como o petróleo, o gás natural e o carvão, e os NO_x são constituídos pelo NO e pelo NO₂, provenientes das emissões dos veículos automóveis, da produção de energia eléctrica e da combustão industrial; PM (de particulate matter), ou seja, matéria particulada é uma mistura complexa de pequenas gotas líquidas ou partículas sólidas.

As partículas referidas anteriormente, são, resultantes de emissões de processos industriais (indústrias químicas, cimenteiras, refinarias, siderurgias e de pasta de papel) e de actividades de construção civil, do tráfego automóvel e dos incêndios florestais. As actividades agrícolas também são fontes destas partículas assim como os poléns provenientes das espécies características de uma determinada zona. No entanto, as maiores fontes de poluição são as indústrias e o tráfego rodoviário (D'Amato, 2002).

A poluição não afecta apenas a área próxima da fonte, uma vez que a concentração de poluentes no ar é influenciada por ventos, chuvas, temperatura e humidade. Por exemplo, a chuva pode diminuir a concentração de poluentes no ar, enquanto os ventos poderão arrastar as partículas até grandes distâncias, que poderão atingir centenas de quilómetros. A temperatura e a humidade podem levar a uma retenção dos poluentes na atmosfera, por vários dias (Oliveira, 2009). Em algumas zonas, as concentrações de poluentes no ar, podem atingir níveis excessivamente elevados durante horas e dias, originando os chamados episódios de poluição. Na tabela 1 são apresentados alguns exemplos destes episódios.

A partir da primeira metade do século XX, a preocupação com as consequências da poluição atmosférica, nos grandes centros urbanos, aumentou, no que respeita à saúde pública.

Tabela 1 – Locais, data, poluentes e efeitos de episódios de elevada poluição atmosférica (Oliveira, 2009).

LOCALIZAÇÃO	DATA	POLUENTES	SINTOMAS E EFEITOS
Meuse Valley , Bélgica	1 a 5 de Dezembro de 1930	SO ₂ (9,6 a 38,4 ppm)	Dores no peito, tosse, irritação dos olhos e nariz (afectados indivíduos de todas as idades). Causou 63 mortes.
Donora , USA	26 a 31 de Outubro de 1948	SO ₂ , PM (0,5 a 2 ppm)	Dores no peito, tosse, irritação dos olhos e nariz (maioritariamente afectados os idosos)
Londres, UK	5 a 9 de Dezembro de 1952	SO ₂ , PM	4000 mortes (5 a 9 de Dezembro) e 8000 mortes nas semanas seguintes.
Nova Iorque, USA	24 a 30 de Novembro de 1966	SO ₂ , PM	168 mortes

1.2.1 – Poluição atmosférica

A crescente industrialização intensificou a emissão de vários poluentes para a atmosfera, incluindo elementos traço, e introduziu substâncias prejudiciais no ambiente (Seinfeld & Pandis, 1998; Pacyna *et al.*, 2007). A poluição por partículas é um assunto de grande preocupação devido aos efeitos nefastos em todos os seres vivos (Šučur, K. *et al.*, 2010).

Nas áreas urbanas, o tráfego automóvel contribui significativamente para a poluição atmosférica, gerando matéria particulada, aerossóis e elementos vestigiais (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Sb e Zn) (Bargagli, 1998; Rajšić *et al.*, 2008).

As plantas são muito eficientes na captação das partículas atmosféricas e, conseqüentemente, apresentam um papel importante na redução do nível de partículas finas respiráveis, e de alto risco, que causam sérios problemas de saúde (Beckett *et al.*, 2000). Por isso, as folhas das plantas têm sido usadas para biomonitorizar as partículas poluentes, muitas vezes em quantidades vestigiais, nos estudos da qualidade do ar (Markert, 1992; Bargagli, 1998). As partículas poluentes

estão fortemente associadas com efeitos adversos na saúde respiratória das populações (Schwartz, 1996; Pope *et al.*, 2002; Knox, 2006). O perigo provem da sua deposição nos pulmões e os seus efeitos nos tecidos biológicos são determinados pela sua composição, tamanho, forma e densidade.

As partículas finas ($< 2,5 \mu\text{m}$; $\text{PM}_{2,5}$) podem-se depositar profundamente nos pulmões, sendo o seu potencial biológico maximizado pelo grande número e área superficial destas partículas. Se as partículas atingirem os alvéolos pulmonares, pode ocorrer uma inflamação e uma diminuição da função pulmonar. Para além disso, foram estabelecidas ligações entre a existência de partículas poluentes muito finas e os elevados riscos de mortalidade por doenças cardiovasculares e pelo cancro do pulmão (Beeson *et al.*, 1998; Pope *et al.*, 2002) bem como o aumento das taxas de mortalidade cardiovascular (Pope *et al.*, 1995; Schwartz, 1996).

Sabe-se que uma grande quantidade destas partículas finas é emitida pelos automóveis (Maricq, 1999) e que os veículos com motor a diesel produzem muito mais partículas $\text{PM}_{2,5}$ do que os veículos com motor a gasolina (Maricq, 1999; Rudell *et al.*, 1999; Wang *et al.*, 2003).

Em termos da composição, a análise das partículas urbanas, com origem antropogénica, mostrou que estas partículas estavam enriquecidas com uma gama de metais potencialmente tóxicos, como o Ba, o Cd, o Cr, o Fe, o Mn, o Pb e o Zn (Harrison & Jones, 1995; Huhn *et al.*, 1995).

Keyser *et al.* (1978), assinalaram que o chumbo e o crómio, libertados pelos escapes dos veículos, estão associados preferencialmente com a superfície das partículas produzidas, possivelmente como resultado da condensação da fase de vapor ou de processos de adsorção.

1.2.1.1 – Caracterização das partículas poluentes

A matéria particulada antropogénica invariavelmente contém partículas ferrimagnéticas s.l. (Hunt *et al.*, 1984; Flanders, 1994; Morris *et al.*, 1995; Matzka & Maher, 1999; Petrovsky & Ellwood, 1999).

A toxicidade e as consequências para a saúde da exposição às partículas libertadas pelo escape de automóveis com motores a diesel (DEP) têm sido estudadas com grande detalhe (Takano *et al.*, 1997). Pelo contrário, apenas alguns estudos foram realizados sobre os efeitos na saúde das PM produzidas pelo desgaste dos travões. Riediker *et al.*, 2004 mostraram que este tipo de partículas causava mais efeitos na saúde do que outras com origem em diferentes fontes. Descobriram que as

PM_{2,5}, originadas pela mudança de velocidade do tráfego automóvel, regulam o controlo autónomo do ritmo cardíaco, aumentam a frequência dos batimentos supraventriculares prematuros e facilitam as respostas pró-inflamatórias e pró-trombóticas em jovens saudáveis. Estes efeitos na saúde poderão estar associados com os níveis de metais, os quais são um componente importante do desgaste dos travões. Por exemplo, foi demonstrado que ocorrem elevadas concentrações de metais no interior dos automóveis (Riediker *et al.*, 2003). A quantidade de cobre está relacionada com a abrasão dos travões. Muitas das partículas, geradas pela abrasão dos travões, medem menos de 100 nm e são responsáveis pelos efeitos nefastos na saúde (Erikson *et al.*, 2000; Garg, 2000; Oberdorster, 2001). A composição química e a maior ou menor toxicidade das nanopartículas dependem de outras propriedades (Oberdorster *et al.*, 2005; Nel *et al.*, 2006) tais como os materiais disponíveis e a carga à superfície (Foged *et al.*, 2005).

Os objectivos destes estudos foram a avaliação dos potenciais efeitos tóxicos de partículas originadas pelo desgaste dos travões nas células dos pulmões para, posteriormente, investigarem a influência do tamanho e da composição das partículas. Foi estabelecido um mecanismo que permitiu expor as células directamente a partículas originadas pelo desgaste dos travões (Riediker *et al.*, 2008). Neste estudo foram expostas as células epiteliais A549, obtidas numa interface ar-líquido, às partículas originadas pelo desgaste dos travões em diferentes condições: a desaceleração normal e a paragem completa. Os componentes analisados eram metais (cobre, ferro e manganésio) e carbono elementar e orgânico.

Em microscopia electrónica de transmissão (TEM) foram determinadas as partículas que tinham sido depositadas na superfície celular. Incluíram-se os carbonos, uma vez que os travões modernos contêm uma grande quantidade de componentes carbonáceos, como polímeros ligantes (Gasser *et al.*, 2009). Na tabela 2, podemos observar o resultado de diferentes tipos de utilização do motor de um automóvel ligeiro.

Tabela 2 – Os comportamentos de travagem usados neste estudo (Gasser *et al.*, 2009).

Modo de utilização do motor	Resultados
Desaceleração normal	Aceleração em terceira velocidade para mais do que 2000 RPM (rotações por minuto). Dois minutos com 2000 RPM foram seguidas por uma fase de desaceleração de dez segundos para 1750 RPM. A posição do pedal do acelerador não se alterou durante esta fase de desaceleração para simular a inércia do carro. Foram realizadas oito repetições em dezasseis minutos.
Paragem completa	Aceleração em terceira velocidade até às 3000 RPM. Depois de dois minutos com 3000 RPM, uma paragem completa foi realizada com a posição do pedal do acelerador inalterada até que o motor parasse. O motor teria de ser reiniciado para o próximo ciclo. Foram realizadas quatro repetições em oito minutos e oito repetições em dezasseis minutos.
Aceleração sem paragem	Aceleração em terceira velocidade para 2000 RPM com a velocidade a estabilizar durante todo o ciclo de medida de dezasseis minutos.

No estudo de (Gasser *et al.*, 2009), foram realizados 14 testes experimentais, incluindo a aceleração sem paragem, tendo-se considerado 4 a 6 testes experimentais válidos para cada um dos comportamentos de travagem (Tabela 2). Durante todas as experiências, a temperatura e a humidade permaneceram constantes dentro dos limites exigidos para experiências com cultura de células.

Durante ambos os testes de travagem, foram produzidas grandes quantidades de nanopartículas (< 100 nm) e partículas finas (100 nm – 2,5 µm) . A distribuição típica das partículas mostrou um pico aos 100 nm e outro aos 300/400 nm.

O número total de partículas, a massa e a superfície das partículas foram medidos em tempo real durante as exposições nas caixas de exposição. Os valores representam a média da soma de todas as concentrações medidas durante cada teste. O número de partículas foi significativamente maior nos testes de “paragem completa” do que em todos os outros tipos de testes de travagem.

As concentrações de partículas atmosféricas (metais e carbonos), provenientes do sistema de travagem, aumentaram com o número de travagens com a paragem total, realizada de modo mais vigoroso. O ferro foi encontrado em maiores concentrações (valores médios entre 1020 e 3770 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), seguido pelo cobre (33 a 163 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) e o manganésio (9 a 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

As concentrações de carbono orgânico foram mais elevadas do que as de carbono elementar, tendo os valores médios para o carbono elementar variado entre 12 e 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e os valores médios para o carbono orgânico entre 120 e 258 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Os riscos, para a saúde das populações, com origem nas partículas de metal urbanas são pouco compreendidos devido a uma elevada combinação de factores e da baixa resolução dos dados sobre a exposição aos poluentes disponíveis.

O Pb é uma neurotoxina significativa, causando alguns riscos para a saúde, especialmente relacionados com lesões no cérebro e nos rins, diminuição da audição e do desenvolvimento cognitivo nas crianças (Lanphear *et al.*, 2000; Koller *et al.*, 2004; Needleman & Landrigan, 2004). A remoção do Pb de fontes ambientais, especialmente da gasolina e de tintas, resultou em maiores reduções no “envenenamento” de crianças por Pb. Contudo, muitas áreas urbanas continuam a ter níveis altos e perigosos de Pb em especial para as crianças. (Lanphear *et al.*, 2000; Mathee *et al.*, 2002; Koller *et al.*, 2004; Rabito *et al.*, 2004).

Uma grande quantidade de outros metais está relacionada com doenças pulmonares e desordens no sistema nervoso central (Colls, 2002), graves dificuldades na aprendizagem, demência e, possivelmente, a doença de Alzheimer (Calderón-Garciduenas *et al.*, 2004).

A biomonitorização através das propriedades magnéticas dos materiais (Matzka & Maher, 1999), pode encontrar ligações entre as fontes de poluição e a falta de saúde das populações e indicar o caminho para a resolução dos problemas de poluição.

A deposição e acumulação das partículas poluentes, na superfície das folhas de plantas, foi demonstrada com a análise de propriedades magnéticas, facilmente mensuráveis, incluindo a magnetização remanescente, ou seja, a magnetização que permanece depois de uma amostra ter sido colocada à acção de um campo magnético estático e depois removida e à susceptibilidade magnética (capacidade de uma amostra ser magnetizada na presença de um campo magnético de muito baixa intensidade ($M = XH$, onde M é a magnetização, X a susceptibilidade e H o campo magnético)). As folhas são receptores eficientes e biomonitores da poluição por partículas, pois algumas possuem uma grande superfície onde se podem acumular

materiais poluentes. Em contextos de poluição, as folhas, por si só, têm propriedades magnéticas insignificantes, pois são diamagnéticas. Para além disso, as folhas das plantas contornam problemas associados com o uso de colectores artificiais de partículas como sejam a necessidade de energia, o barulho que provocam e a vulnerabilidade ao vandalismo.

As áreas urbanas são poluídas por partículas derivadas principalmente pelo tráfego: emissões pelos veículos a motor, desgaste dos pneus, travagens bruscas, assim como o movimento de poeiras em suspensão, devido ao movimento dos veículos (Petrovsky & Ellwood, 1999; Gautam *et al.*, 2004).

Depois da sua libertação inicial para a atmosfera, as partículas podem ficar retidas no ar durante algum tempo, mas muitas depositam-se ao longo das estradas, formando parte integral da poeira superficial, da vegetação circundante e dos sistemas de drenagem. Por isso, qualquer material existente junto às estradas, funciona como arquivo das concentrações elevadas de partículas poluentes e dos seus compostos, incluindo elementos traço.

Os conhecimentos sobre a origem das partículas metálicas, a concentração e distribuição do tamanho, definidas pela natureza das emissões, as taxas de deposição via seco e húmida, a natureza e a intensidade de fenómenos atmosféricos, bem como as transformações químicas são muito importantes (Fang *et al.*, 2004).

O conteúdo de partículas aerotransportadas pode ser expresso em termos da TSP, contudo, a massa das partículas com diâmetros abaixo dos 10 μm (PM_{10}) por unidade de volume tem sido usada desde que a sua monitorização se iniciou nos Estados Unidos, em 1987 (Samet *et al.*, 2000).

A alta taxa de incidência de problemas de saúde com o decréscimo no tamanho das partículas, a associação dos níveis de partículas finas no ar com o reforço das taxas de morbilidade e de mortalidade e a redução da visibilidade, conduziram à classificação das partículas em grupos com tamanhos ainda mais pequenos, tais como o $\text{PM}_{2,5}$ e o PM_1 (Samet *et al.*, 2000; Palmgren *et al.*, 2003).

A sociedade tornou-se progressivamente mais consciente sobre a necessidade de conservar e proteger os recursos naturais e o solo é um recurso fundamental para a vida na Terra. Além do ar e da água, o solo tem a qualidade única de acolher e armazenar substâncias nele inseridas há muitos anos. Muitas destas substâncias, especialmente os metais pesados, podem prejudicar as plantas, os animais com destaque para os seres humanos. Para avaliar o grau de poluição do solo, as concentrações de metais pesados são analisadas através de estudos geoquímicos. São muito importantes os conhecimentos sobre estas análises químicas, contudo

demoram tempo, têm custos económicos elevados, não podem ser repetidas com regularidade e há possibilidades limitadas de se ter uma amostra significativa. Assim, durante os últimos anos, a determinação de susceptibilidade magnética desenvolveu-se como uma técnica relativamente rápida e económica para analisar os solos e para monitorizar as alterações com o tempo (Petrovský & Ellwood, 1999). A susceptibilidade magnética pode ser usada como indicador da acumulação de metais pesados, pois as partículas magnéticas e os poluentes inorgânicos são produzidos conjuntamente durante os processos industriais. A sua correlação foi provada com análises de dados químicos e magnéticos (Heller *et al.*, 1998; Bityukova *et al.*, 1999). Consequentemente, os dados de susceptibilidade magnética têm sido usados para avaliar a poluição ambiental, à escala regional, por exemplo, junto de estradas e autoestradas (Hoffmann *et al.*, 1999; Moreno *et al.*, 2003), fábricas (Kapička *et al.*, 1999), fundições de aço (Hanesch *et al.*, 2007) e cidades (Lourenço *et al.*, 2012).

Os dados de susceptibilidade magnética são também úteis para marcar a influência antropogénica numa grande escala (Hay *et al.*, 1997; Hanesch & Scholger, 2002; Magiera *et al.*, 2002). Contudo, dois problemas, entre outros, surgiram na avaliação das grandes bases de dados sobre a susceptibilidade magnética. Antes de mais, o solo é um sistema complexo que exige uma avaliação cuidadosa dos factores que controlam as propriedades magnéticas das amostras. Uma grande base de dados pode contribuir para um melhor conhecimento deste sistema, contudo, as bases raramente têm dados, disponíveis de magnetismo. Em segundo lugar, no mapeamento da susceptibilidade magnética são utilizadas técnicas de detecção mais ou menos subjectivas. Nos últimos anos, novas abordagens promissoras foram propostas para identificar valores de fundo e valores anómalos dos indicadores ambientais (Matschullat *et al.*, 2000; Reimann *et al.*, 2005). Contudo, a sua utilidade no mapeamento da poluição magnética ainda não foi avaliada.

Como já foi referido a presença de partículas poluentes abaixo dos 10 μm (PM_{10}), particularmente aquelas abaixo de 0,1 μm ($\text{PM}_{0,1}$), causa preocupação devido aos problemas de saúde causados pela sua inalação (Morris *et al.*, 1995; Calderón-Garcidueñas *et al.*, 2004; Pope *et al.*, 2004). De facto, pensa-se que a matéria particulada constitua o mais prejudicial componente da poluição ambiental (Donaldson, 1998).

Na Europa Ocidental, o aumento da implementação das técnicas de mitigação conduziu a um declínio das emissões de PM que provinham da actividade industrial. Vários parâmetros, tais como o NO_2 , os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH), e os VOC, têm sido utilizados, além de medições de massa e de reflectância das PM,

para identificar e caracterizar os níveis e as fontes de poluição ambiental (Xie *et al.*, 2003). Porém, muitas destas análises demoram tempo, são caras e podem não fornecer dados fiáveis sobre a poluição a que os peões ou os condutores estão sujeitos (Urbat *et al.*, 2004).

A dispersão das partículas poluentes é afectada pela geometria dos espaços e pelas condições meteorológicas, especialmente a velocidade e a direcção do vento (Micallef & Colls, 1999; Xie *et al.*, 2003). Os modelos com sistemas de dispersão atmosférica, como o ADMS – urban, utilizam a quantidade de tráfego, a velocidade e a estrutura desse tráfego, além da emissão de factores pré-definidos, para calcular a emissão de partículas provenientes dos veículos e estimar a sua dispersão. É possível, ainda, usar medições de PM₁₀ para calibrar/validar modelos de grande resolução espacial, que os métodos de medida não são capazes de fornecer. Contudo, o conhecimento detalhado dos efeitos da variação do terreno na dispersão das PM e na sua deposição é limitado, resultando numa incerteza nos resultados obtidos através dos modelos (Parker & Kinnersley, 2004). Para reduzir esta incerteza nos resultados são necessárias técnicas capazes de medir os poluentes urbanos com uma grande resolução espacial.

Foi demonstrada uma relação entre a magnetização remanescente isotérmica de saturação nas folhas (SIRM), os valores de susceptibilidade e a presença de partículas ferromagnéticas (s.l.) de origem antropogénica produzidas pelas actividades industriais, pela combustão nos veículos e pela abrasão metálica (Flanders, 1994; Hoffmann *et al.*, 1999; Matzka & Maher, 1999; Knab *et al.*, 2001; Gautam *et al.*, 2004; Halsall *et al.*, 2008; Maher *et al.*, 2008).

As técnicas magnéticas, que são sensíveis, rápidas e relativamente baratas de executar, podem fornecer dados de alta densidade espacial sobre os níveis de poluição (Matzka & Maher, 1999; Muxworthy *et al.*, 2003; Gautam *et al.*, 2005; Maher *et al.*, 2008; Szönyi *et al.*, 2008).

Devido ao facto de ser ter observado que a concentração e a composição das PM₁₀ se alterarem significativamente com a altura a que são colhidas as amostras, (Tuch *et al.*, 2003; Maher *et al.*, 2008), os exemplares obtidos a uma altura do solo equivalente à altura média da população podem ter maior importância no estudo da exposição a que os seres humanos estão sujeitos.

Em áreas urbanas, quantidades significativas de partículas antropogénicas são libertadas da combustão dos combustíveis fósseis nos sistemas de aquecimento doméstico, nas indústrias e nos veículos (Flanders, 1994; Glikson *et al.*, 1995; Matzka & Maher, 1999; Muxworthy *et al.*, 2001; Shilton *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2008; Maher *et*

al., 2008). Entre as partículas antropogénicas, as mais representativas são as partículas com ferro (potencialmente magnéticas) que representam entre 5 % a 15 % do total (Weber *et al.*, 2000). Estas partículas, estão relacionadas muitas vezes com a concentração em metais pesados (Beckwith *et al.*, 1986; Charlesworth & Lees, 1999; Robertson *et al.*, 2003; Spassov *et al.*, 2004; Kim *et al.*, 2008). Especificamente, as partículas em suspensão com diâmetro inferior a 10 µm (PM₁₀) são facilmente absorvidas pelo corpo humano, através da inalação. Ao microscópio, as partículas magnéticas antropogénicas são agrupadas em formas esféricas e em agregados, cujas propriedades magnéticas são dominadas pela magnetite (Fe₃O₄) (Muxworthy *et al.*, 2001; Kapička *et al.*, 2003).

Em ligação com fontes antropogénicas, a combustão produz partículas esféricas magnéticas e agregados (Moreno *et al.*, 2003; Shilton *et al.*, 2005; Maher *et al.*, 2008), enquanto por abrasão/corrosão são emitidos agregados magnéticos (Kim *et al.*, 2007; Maher *et al.*, 2008). A caracterização magnética da poeira da estrada pode ser um indicador de primeira ordem sobre os padrões de poluição das áreas urbanas densamente povoadas (Charlesworth & Lees, 1999; Robertson *et al.*, 2003; Shilton *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2009). Simultaneamente, a investigação magnética dos filtros de ar (Muxworthy *et al.*, 2001; Spassov *et al.*, 2004; Maher *et al.*, 2008) ou das folhas de árvores (Hanesch *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 2003; Davila *et al.*, 2006) clarificou a contribuição e a distribuição das PM₁₀ na atmosfera de muitas cidades europeias. Apesar destes esforços, são difíceis de traçar os padrões de poluição espacial através das folhas, uma vez que estas não existem na maioria das árvores, durante o Inverno. Nos estudos ambientais, o uso da poeira das estradas pode apresentar vantagens relativamente ao estudo através de outros métodos, pelo facto de se obterem indicadores relevantes de PM₁₀.

Assim sendo, a utilização dos métodos magnéticos para estudar a poeira das estradas é mais adequada para um efectivo controlo espacial e temporal da poluição em grandes áreas urbanas (Kim *et al.*, 2009).

1.2.1.2 – O índice da qualidade do ar

O índice da qualidade do ar (IQAR), de uma determinada área, é calculado a partir da média aritmética para cada um dos poluentes medidos em todas as estações da rede dessa área. Estes valores são depois comparados com as gamas de concentrações associadas a uma escala de cores. O grau de qualidade do ar é

determinado com base na pior classificação obtida entre os diferentes poluentes. Na figura 1 apresenta-se a localização das estações de monitorização da Região Centro.



Figura 1 – Representação das zonas e aglomerações da Região Centro e localização das estações de monitorização. (Relatório da Qualidade do Ar na Região Centro – 2006, www.qualar.org).

1.2.2 – Efeitos da poluição atmosférica na saúde

1.2.2.1 - Sistema Respiratório

As vias aéreas superiores, que conduzem o ar e libertam as impurezas nele contidas, constituem a primeira parte do corpo a entrar em contacto com os poluentes atmosféricos, sofrendo assim os seus efeitos (Fernandes *et al.*, 2009). As pessoas com doenças respiratórias, as crianças e os idosos são os principais alvos dos efeitos nefastos da poluição atmosférica, provocando um aumento do número de consultas nos serviços de urgência, de internamentos hospitalares e mesmo de mortes, devido a várias doenças respiratórias (Fernandes *et al.*, 2009).

No estudo feito por Calderón-Garcidueñas *et al.*, 2006, na cidade do México, foram bem documentadas alterações pulmonares provocadas pelo efeito directo da poluição. Este estudo comparou as alterações no sistema respiratório de crianças saudáveis da Cidade do México expostas a taxas de ozono e de $PM_{2,5}$ acima do recomendado, com as crianças que viviam em Tlaxcala, onde os níveis desses poluentes se situavam dentro de valores aceitáveis.

As crianças da Cidade do México apresentavam nas radiografias ao tórax, uma taxa mais elevada de hiperinsuflação pulmonar e de cicatrizes parenquimatosas. Estudos realizados com tomografia axial computadorizada, em 25 das crianças que mostravam as alterações fisiológicas anteriormente referenciadas, revelaram que 10 crianças apresentavam espessamento da parede brônquica, 4, as vias centrais inflamadas, 8 dificuldades respiratórias e 2 nódulos pulmonares (Calderón-Garcidueñas *et al.*, 2006). Estas observações mostraram consistência com o diagnóstico da inflamação nas vias respiratórias ter sido causado por esses poluentes.

Outro estudo, realizado na capital da Baviera, (Morgenstern *et al.*, 2007), avaliou a relação entre a exposição ao tráfego de automóveis e o aparecimento de sintomas de doenças respiratórias em crianças durante o primeiro ano de vida. Notou-se uma correlação entre a disfunção das vias aéreas superiores (espirros, congestão nasal) e a exposição às $PM_{2,5}$, verificando-se ainda o aumento do número de bebés com tosse seca e crises asmáticas associadas à exposição ao NO_2 .

Numa cidade do norte do País de Gales, muitas pessoas viviam expostas a concentrações elevadas de PM_{10} e de $PM_{2,5}$, uma vez que certas zonas da cidade iriam sofrer obras e o tráfego automóvel iria sofrer condicionamento. Duas ruas foram

monitorizadas durante seis meses, antes e depois de ocorrerem as obras. Uma dessas ruas apresentava tráfego intenso e a outra, situada a 20 metros da primeira, era pouco movimentada. Depois do desvio do tráfego, os níveis de $PM_{2,5}$ baixaram em 23 e 29 %, respectivamente, nas duas vias (Burr *et al.*, 2004)..

Através da resposta a questionários, por parte de 448 participantes, constatou-se que as manifestações clínicas, relativas às vias respiratórias aéreas, foram bastante reduzidas após o desvio, principalmente próximo da rua com tráfego intenso (Burr *et al.*, 2004).

O impacto da concentração de $PM_{2,5}$ na taxa de bronquiolites em lactentes foi avaliado em crianças com um diagnóstico hospitalar de bronquiolite, com idades compreendidas entre três meses e um ano de vida, e em crianças recém-nascidas sem bronquiolite (controlo).

Os grupos foram comparados quanto à exposição crónica às $PM_{2,5}$ (média de exposição durante a vida) e subcrónica (exposição no mês anterior à hospitalização). Observou-se uma correlação entre a exposição crónica ou subcrónica às $PM_{2,5}$ e o aumento do risco de hospitalização por bronquiolite, tendo-se verificado que com o aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $PM_{2,5}$, o risco de hospitalização por bronquiolite aumentou 9% (Karr *et al.*, 2007).

Foi avaliada a associação entre a exposição por curto período a concentrações elevadas de $PM_{2,5}$ e a fracção exalada de óxido nítrico em crianças asmáticas. Sabe-se que a taxa de óxido nítrico no ar expirado (facilmente mensurável usando um método não-invasivo) é um bom marcador da agressão e da resposta inflamatória. Observou-se uma elevação significativa dos valores da fracção exalada de óxido nítrico até 11 horas após a exposição à concentração elevada de $PM_{2,5}$, tendo sido constatado um aumento médio de 4 ppb na taxa da fracção exalada de óxido nítrico para cada aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $PM_{2,5}$ (Mar *et al.*, 2005).

A exposição prolongada às $PM_{2,5}$ aumenta o risco de cancro no pulmão. Pope e colaboradores (Pope *et al.*, 2004) mostraram que o aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado, sobretudo $PM_{2,5}$, aumenta em 8% o risco de morte devido a cancro do pulmão. Noutro estudo mais recente (Beelen *et al.*, 2008) demonstrou-se que a exposição de não fumadores ao material particulado, originado do tráfego automóvel, aumenta o risco de desenvolver cancro nos pulmões.

1.2.2.2 - Sistema cardiovascular

O aumento na taxa das admissões hospitalares, assim como da mortalidade diária por doença cardiovascular tem também sido relacionado com a concentração dos poluentes atmosféricos. Nos portadores de doença crónica pulmonar e cardíaca, essas taxas são ainda mais elevadas (Pope *et al.*, 2004).

Existem diversas evidências científicas que associam a exposição ao material particulado com o aparecimento de alterações no coração, vasos sanguíneos e na circulação sanguínea. A partir dos pulmões, a fracção mais fina do PM_{2,5} é capaz de penetrar na circulação sanguínea e atingir vários órgãos do organismo. A inflamação induzida nos pulmões pode, através de mediadores circulantes, provocar efeitos cardiovasculares sistémicos.

Os principais efeitos cardiovasculares são agudos e manifestam-se em alterações do ritmo cardíaco, isquémia miocárdica, alterações no sistema de coagulação sanguínea, aumento do stress oxidativo, indução da inflamação e mesmo a morte súbita.

Um estudo realizado em 1993, nos Estados Unidos, relacionou a poluição urbana com o aumento de doenças cardiovasculares, comparando os índices de morte por doenças cardiopulmonares associados à exposição a PM₁₀ em seis grandes cidades americanas. O estudo indicou que o risco de morte por doenças cardiovasculares é mais alto nas cidades mais poluídas (Dockery *et al.*, 1993).

Na Holanda, um estudo que envolveu, durante oito anos, cinco mil pessoas, avaliou a associação da mortalidade cardiopulmonar ao grau de exposição ao tráfego de veículos. Neste estudo, verificou-se que o facto de se viver próximo de vias de grande tráfego parece estar associado a um aumento de 95 % no risco de mortalidade por doenças cardiopulmonares. Este mesmo estudo avaliou ainda a exposição ao carvão, que corresponde à fracção de PM_{2,5} oriunda da queima de combustíveis fósseis nos veículos, principalmente, nos movidos a motores diesel. Para aumentos de 10 µg/m³ acima dos níveis basais de carvão, verificou-se um aumento de 71 % no risco (Hoek *et al.*, 2002).

Numa outra pesquisa sobre este mesmo assunto foi observada uma coorte, durante 16 anos, envolvendo no início 500 000 e no final da investigação 319 000 indivíduos de áreas urbanas dos Estados Unidos. Para aumentos de 10 µg/m³ de

PM_{2,5}, verificou-se existir um aumento de 8 a 18 % na mortalidade associada a isquémia miocárdica, arritmias, falência do coração e paragens cardíacas.

Sun *et al.*, 2008 realizaram um estudo experimental sobre a progressão de ateromas em ratos com dieta normo e hiperlipídica. Neste estudo foi avaliada a acção *in vitro* da exposição às PM_{2,5} sobre a expressão do RNA mensageiro do factor tecidual, tendo-se verificado um aumento desse factor em ratinhos sob o efeito das PM_{2,5}. Nos animais com uma dieta hiperlipídica, a diferença foi significativa .

Numa cultura de células humanas, a exposição às PM_{2,5} aumentou a síntese de moléculas de adesão, que são marcadores de resposta inflamatória que contribuem para a progressão de lesões ateromatosas (Montiel-Dávalos *et al.*, 2007)

1.2.2.3 - Gestação

Apesar de existirem poucos estudos em grávidas, pensa-se que a exposição às PM_{2,5} terá efeitos no sistema reprodutor. Os efeitos mais comuns da acção das PM_{2,5} são o crescimento intrauterino restrito, o aparecimento de prematuros e o baixo peso dos bebés ao nascer (inferior a 2500 g). O parto prematuro é o que ocorre antes das 37 semanas de gestação e o feto com crescimento intrauterino restrito é aquele com peso, ao nascer inferior ao percentil 10 para a idade gestacional (Fernandes *et al.*, 2009).

É importante destacar que, mais do que nos sistemas respiratório e circulatório, em que a associação entre a exposição às PM_{2,5} e os eventos encontrados pode ser estabelecida com razoável grau de segurança, os efeitos da poluição atmosférica no desenvolvimento fetal são mais difíceis de interpretar. Sublinhe-se que é necessário considerar parâmetros que sabemos poderem interferir nos resultados, especialmente alguns componentes maternos como a idade, a escolaridade, o tabagismo na gestação (activo ou passivo), a ingestão de bebidas alcoólicas, as condições climáticas, etc (Fernandes *et al.*, 2009).

A maior dificuldade na investigação refere-se à ligação entre a poluição atmosférica e o crescimento fetal. O baixo peso ao nascer pode ser devido a um conjunto de factores com diferentes mecanismos patogénicos. Alguns recém-nascidos apresentam baixo peso ao nascer devido ao parto prematuro; outros resultam do CIUR; e certos recém-nascidos com baixo peso, além de prematuros, apresentam um crescimento restrito para a sua idade gestacional. Por outro lado, muitos determinantes maternos pré-natais podem estar associados a risco aumentado de baixo peso no nascimento, devido a razões unicamente relacionadas com a duração

da gravidez, com alterações no crescimento fetal in utero e a partos prematuros e, ainda, a CIUR, devido a tabagismo materno e a malformações (Fernandes *et al.*, 2009).

O estudo de Dejmek *et al.*(1999) mostrou uma associação entre PM_{2,5} e a gravidez. Numa região da Boémia, República Checa, no distrito de Teplice, os autores acompanharam 1943 partos a termo (parto ocorrido entre a 37^a e a 41^a semana de gestação). Em cada mês da gestação, para cada mãe, foi estimada a concentração média de poluentes às quais estavam a ser expostas, a partir de dados de estações de monitorização, tendo sido definidos três níveis de concentração para cada poluente. Para as PM_{2,5}, os pontos de corte foram: baixo < 27 µg/m³; médio = 27 µg/m³ a 37 µg/m³; alto > 37 µg/m³. O aumento de indivíduos com CIUR foi associado a altos níveis de exposição às PM_{2,5} durante o primeiro mês de gestação.

Outro estudo importante sobre este tema foi descrito por Srám e colaboradores (Srám *et al.*, 2005) que destacaram o estudo de um grupo de investigadores liderado por Loomis (Loomis *et al.*, 1999) sobre a mortalidade infantil na região sudeste da cidade do México, tendo-se observado um aumento de 6,9 % de mortes em crianças no período pós-neonatal por causas respiratórias, relacionadas com o aumento de 10 µg/m³ ao nível médio de PM_{2,5}, nos três dias anteriores ao acontecimento.

Em Vancouver, na Colúmbia Britânica, Canadá, uma investigação envolvendo 70 249 recém-nascidos, entre 1999 a 2002, mostrou uma relação entre a exposição a PM_{2,5} e o número de partos prematuros (Brauer *et al.*, 2008).

Da análise de diferentes estudos de base populacional, chega-se à conclusão que o primeiro trimestre de gestação é o período crítico da associação entre a matéria particulada e o crescimento fetal. Os mecanismos envolvidos na relação entre a poluição e o baixo peso no nascimento ainda são pouco conhecidos. Admite-se que a inalação de partículas pela gestante aumente a sua viscosidade sanguínea, o que pode ter um efeito adverso na função da placenta, podendo mesmo reduzir o crescimento do feto (Dejmek *et al.*,1999; Liu *et al.*, 2007).

1.3 – Legislação

A qualidade do ar é indissociável do conceito de qualidade de vida em meio urbano. Assim, surgiu no final do século XX a necessidade de encontrar parâmetros que permitissem a sua avaliação e foi necessário proceder à identificação, por um lado, das fontes poluidoras e, por outro, das medidas de mitigação a adoptar nos locais com qualidade de ar diminuída.

Assim, a nível nacional e europeu, foi aprovada legislação, a fim de evitar, prevenir ou limitar os efeitos nocivos sobre a saúde humana e o ambiente. Sempre que os níveis de poluentes atmosféricos excedam os valores vertidos na legislação, devem ser tomadas medidas para melhorar a qualidade do ar.

Relativamente à qualidade do ar, na tabela 3 é apresentada a principal legislação nacional enquanto, na tabela 4 é descrita a principal legislação europeia.

Tabela 3 – Legislação nacional referente à qualidade do ar (www.qualar.org).

Diploma	Âmbito
Decreto-Lei nº 276/96	Define as linhas de orientação da política da gestão da qualidade do ar.
Decreto-Lei nº111/2002	Estabelece os valores limite no ar ambiente do SO ₂ , NO ₂ e NO, partículas em suspensão PM ₁₀ , Pb, benzeno e CO, bem como as regras de gestão da qualidade do ar aplicáveis a esses poluentes.
Decreto-Lei nº 320/2003	Estabelece limites e objectivos a longo prazo para as concentrações do ozono (O ₃) no ar ambiente.
Decreto-Lei nº 351/2007	Transpõe a Directiva n.º 2004/107/CE, relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente.

Tabela 4 – Principal Legislação Europeia referente à qualidade do ar.

Diploma	Âmbito
Regulamento 99/30/EG	Apresenta os limites contidos na legislação europeia para a qualidade do ar, no que diz respeito às PM ₁₀ .
DIRECTIVA 2002/3/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 12 de Fevereiro de 2002, relativa ao ozono no ar ambiente, publicada a 9/3/2002	Estabelece objectivos a longo prazo, valores-alvo, um limiar de alerta e um limiar de informação aplicáveis aos teores de ozono no ar ambiente na União Europeia, com o objectivo de evitar, prevenir ou reduzir os efeitos nocivos na saúde humana e no ambiente em geral; assegurar o recurso a métodos e critérios comuns para determinar as concentrações de ozono e, se adequado, de substâncias precursoras de ozono (óxidos de azoto e compostos orgânicos voláteis) no ar ambiente, nos Estados-Membros; asseguram-se a recolha de dados adequados sobre os teores de ozono no ar ambiente e a sua acessibilidade pelo público; assim como a manutenção da qualidade do ar ambiente, no que respeita ao ozono, nos casos em que seja adequada, e melhorá-la, nos restantes casos;
DECISÃO DA COMISSÃO de 20 de Fevereiro de 2004	Estabelece o regime a aplicar na apresentação de informações sobre os planos ou programas exigidos pela Directiva 96/62/CE do Conselho no que respeita aos valores-limite para determinados poluentes no ar ambiente, publicada a 6/3/2004.
DECISÃO DA COMISSÃO de 19 de Março de 2004	Relativa às directrizes de aplicação da Directiva 2002/3/CE do Parlamento Europeu e do Conselho relativa ao ozono no ar ambiente, publicada a 25/3/2004.
DECISÃO DA COMISSÃO de 29 de Abril de 2004	Estabelece um questionário a utilizar para a comunicação anual de informações sobre a avaliação da qualidade do ar ambiente ao abrigo das Directivas 96/62/CE e 1999/30/CE do Conselho e 2000/69/CE e 2002/3/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, publicada a 30/4/2004.
DIRECTIVA 2008/50/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO, de 21 de Maio de 2008, publicada a 11/6/2008, relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa	São definidos os objectivos de qualidade dos dados na avaliação da qualidade do ar ambiente, referentes ao dióxido de enxofre, dióxido de azoto, óxidos de azoto, monóxido de carbono, benzeno, partículas em suspensão (PM ₁₀ e PM _{2,5}), chumbo, ozono e NO/NO ₂ conexos. São apresentados os requisitos para a avaliação das concentrações dos compostos referidos anteriormente, assim como os limiares de avaliação superiores e inferiores, e os critérios para a determinação do número mínimo de pontos de amostragem para medições fixas de concentrações dos compostos anteriores, no ar ambiente. São também apresentados os valores-alvo e os objectivos a longo prazo para os valores de ozono na União Europeia.

2 - POLUIÇÃO POR PARTÍCULAS

2.1 –Magnetismo ambiental

Desde a industrialização, as partículas ferromagnéticas s.l. aerotransportadas têm sido dominadas por fontes antropogénicas, como a queima de combustíveis fósseis e as indústrias do ferro e do aço (Blundell *et al.*, 2009). A queima dos combustíveis fósseis pode produzir entre 500 e 10 000 ppm de magnetite (Fe_3O_4) e o carvão mais de 160 000 ppm em cinzas (Flanders, 1994).

Outras fontes incluem restos de poeiras originadas pelos travões dos veículos e dos comboios. A hematite pode também estar presente, mas o sinal magnético das partículas é dominado por compostos associados a partículas do tipo magnetite e maghemite (Hansen *et al.*, 1981). O solo, nas áreas urbanas e industriais e em locais situados na direcção preferencial do vento pode incluir estas partículas ferromagnéticas em quantidades variáveis (Flanders, 1999).

Estudos em solos, na Europa central (Bityukova *et al.*, 1999; Boyko *et al.*, 2004; Fialova *et al.*, 2006; Magiera *et al.*, 2006; Hanesch & Scholger, 2002, 2007), na Índia (Gautam *et al.*, 2004, 2005) e no Canada (Shi & Cioppa, 2006) usaram parâmetros magnéticos para fornecer um caminho economicamente aceitável na pesquisa de sinais de poluição atmosférica causada por partículas industriais. Muitos destes estudos concentraram-se na identificação da contaminação em áreas próximas das fontes emissoras, tais como áreas industriais (Durza, 1999; Hoffmann *et al.*, 1999; Kapicka *et al.*, 1999; Xie *et al.*, 1999; Petrovsky *et al.*, 2000; Leocanet *et al.*, 2001; Li *et al.*, 2001; Goddu *et al.*, 2004; Schmidt *et al.*, 2005; Lu & Bai, 2006; Shi & Cioppa, 2006; Wang & Qin, 2006; Hu *et al.*, 2007; Sharma & Tripathi, 2008) e na análise desses dados a grande escala (Bityukova *et al.*, 1999; Boyko *et al.*, 2004; Fialova *et al.*, 2006; Magiera *et al.*, 2006; Hanesch *et al.*, 2007).

Também nestes estudos, foi encontrada uma relação entre a origem antropogénica das partículas ferromagnéticas s.l. e a contaminação por metais (Heller *et al.*, 1998; Hanesch *et al.*, 2002; Fialova *et al.*, 2006). Muitos estudos mostram a distribuição vertical da susceptibilidade magnética, distinguindo a origem humana, da origem natural das partículas (Kapicka *et al.*, 2003, 2008; Blaha *et al.*, 2008).

As relações entre os sinais magnéticos e a concentração de metais resultam da fracção ferromagnética das poeiras, sendo reforçadas pelos metais de transição

(Hansen *et al.*, 1981) e pelos metais pesados adsorvidos pelas cinzas (Xie *et al.*, 2001).

A queima dos combustíveis fósseis é um meio de entrada das partículas na atmosfera, as quais, devido ao seu tamanho diminuto (menos de 1 μm), se podem dispersar através de longas distâncias (Manahan, 2000).

As fontes antropogênicas primárias de “metais urbanos” (De Miguel *et al.*, 1997) como o cobre, o chumbo e o zinco podem também estar associadas com exploração mineira ou com a posterior fundição dos minérios que requerem calor proveniente da queima de combustíveis fósseis, fornecendo uma posterior ligação aos sinais magnéticos.

As partículas ferrimagnéticas provenientes dos veículos estão associadas a concentrações elevadas de metais, especialmente cobre, chumbo e zinco (Beckwith *et al.*, 1986), provenientes das tintas, dos aditivos aos combustíveis, dos pneus e das peças de desgaste dos veículos, como por exemplo os discos dos travões.

A susceptibilidade magnética de baixa frequência e a MRI_{1T} são geralmente equivalentes à concentração de minerais ferrimagnéticos como a magnetite e a maghemite que podem provir de um grande número de fontes. O solo apresenta processos que podem produzir grãos numa nanoescala com VSPM, que aumentam os parâmetros magnéticos (Mullins, 1977). As VSPM são identificadas pela dependência da susceptibilidade magnética relativamente à susceptibilidade.

Por vezes, as partículas poluentes apresentam um grão mais grosseiro do que os minerais magnéticos de origem pedogénica e não apresentam uma dependência com a frequência, mas contribuem para uma susceptibilidade magnética geral (X_{LF}).

Os valores das PM_{10} derivadas do tráfego diminuem, não só com o aumento da distância às estradas, mas também com o aumento da altura (Maher *et al.*, 2008; Mitchell & Maher, 2009). Assim, os dados de PM_{10} das estações convencionais de monitorização podem ser um indicador fraco da exposição a que estão sujeitas as populações.

Um grande número de estudos científicos usaram as propriedades magnéticas das partículas como uma prova dos níveis de poluição das partículas (Matzka & Maher, 1999; Hanesch *et al.*, 2007; Maher *et al.*, 2008; Szönyi *et al.*, 2008).

Demonstrou-se uma relação forte entre a magnetização remanescente de saturação e/ou os valores de susceptibilidade magnética e a presença de partículas poluentes, produzidas por processos de combustão e/ou abrasão (Gautam *et al.*, 2004; Halsall *et al.*, 2008, Maher *et al.*, 2008) e os metais tóxicos, tais como o chumbo e o ferro (Maher *et al.*, 2008). Uma forte relação entre a SIRM de uma folha de planta

situada próximo da estrada e as concentrações de PM_{10} (a partir de amostras de colectores artificiais) sugere que a biomonitorização magnética, usando folhas de árvores como colectores de poluição passivos, pode ser uma técnica importante para quantificar as concentrações ambientais de PM_{10} , (Mitchell & Maher, 2009).

Até agora, o ritmo e a variabilidade temporal da deposição das partículas ferrimagnéticas nas folhas de plantas pertencentes a diferentes espécies ainda não foi provado. As plantas constituem um local para depósito das partículas atmosféricas e uma rota através da qual os poluentes podem entrar na biosfera. Em tempo seco de partículas poluentes (Pryor *et al.*, 2007) é considerada mais importante do que a deposição em tempo chuvoso, particularmente próximo das fontes de poluição (Businger, 1986; Pryor *et al.*, 2007). Existem alguns dados sobre as taxas de deposição, em tempo seco, das partículas na folhagem ambas sob controle, em condições laboratoriais, em túnel de vento (Caffrey *et al.*, 1998; Dai *et al.*, 2001; Parker & Kinnersley, 2004) e no campo (Petroff *et al.*, 2008; Pryor *et al.*, 2008). Contudo, a variação dos valores da taxa de deposição é grande, o que reflecte a diferença entre os métodos de medida e a dependência das velocidades de deposição (V_d) relativamente a variáveis como o tamanho das partículas e a sua densidade, o terreno, a vegetação, as condições meteorológicas e as espécies químicas (Zhang *et al.*, 2001).

As medições feitas em condições naturais são difíceis de obter (Kinnersley *et al.*, 1994) e os colectores artificiais disponíveis são incapazes de reproduzir com precisão os efeitos da morfologia da superfície dum receptor real, da estrutura e da textura (Wesely & Hicks, 2000), não permitindo, assim, obter dados realistas quanto à deposição.

2.1.1 – Caracterização da área em estudo (Aveiro e Coimbra)

Coimbra

O quadro tectónico e estrutural da região de Coimbra insere-se no limite entre a Zona Centro Ibérica (ZCI) e a Zona de Ossa Morena (ZOM) e na estruturação da Bacia Lusitânica. A Zona de Cisalhamento Porto-Tomar – Ferreira do Alentejo, representa uma descontinuidade de 1ª ordem à escala litosférica (Burg *et al.*, 1981), activa em todas as fases de desenvolvimento da orogenia varisca com movimento transcorrente dextro (Dias & Ribeiro, 1993; Ribeiro *et al.*, 1995). Esta descontinuidade tem sido interpretada como uma falha transformante que, durante o Ciclo Varisco, conecta a sutura SW – Ibérica com a sutura NW-Ibérica, respectivamente. Entre o Porto e Tomar, separa o Terreno Ibérico, na parte correspondente à ZCI, de uma microplaca situada a W, designada por Finisterra (Ribeiro *et al.*, 1995), que mostra afinidade estratigráfica e tectónica com a ZOM (Soares *et al.*, 2007). As unidades litológicas que afloram na região de Coimbra enquadram-se no Maciço Hespérico, a oeste, e na Orla Mesocenozóica Ocidental, a oeste. O Maciço Hespérico, nesta região, caracteriza-se pela ocorrência de rochas metassedimentares, atribuídas ao pré-Câmbrico e Paleozóico. O Pré-Câmbrico está representado pelo complexo Cristalofílico que constitui, nesta região, uma faixa estreita, com uma orientação aproximada norte-sul, limitada a oeste pelas unidades infra-liásicas do Grupo de Silves, aos quais serve de substrato, e a este, pela zona de cisalhamento Porto-Coimbra-Tomar, que marca o contacto entre a faixa metamórfica de Coimbra (ZOM) e o Complexo Xisto-Grauváquico (CXG) ante-Ordovícico (ZCI) (Soares *et al.*, 2007).

Do ponto de vista litostratigráfico, o sector Coimbra-Lousã integra-se no conjunto da sequência metassedimentar do tipo série Negra. Reconhece-se uma alternância de filitos negros ou cinzentos escuros e metagrauvaques ou metaquartzograuvaques em bancos de espessura variável, desde poucos centímetros até vários decímetros. A Orla Mesocenozóica Ocidental é constituída por rochas sedimentares relacionadas com a abertura da Bacia Lusitânica. Inicia-se por uma sucessão siliciclástica, do Triásico a Jurássico Inferior, com conglomerados, arenitos e lutitos (Grupo de Silves), que assenta em discordância sobre o Complexo Cristalofílico. Algumas das unidades pertencentes ao Grupo de Silves apresentam uma cor

marcadamente vermelha que traduz a presença de hematite pigmento (óxido de ferro com importância para a magnetização remanescente).

Seguem-se as rochas carbonatadas do Jurássico (séries margo-calcárias), normalmente com um carácter dolomítico próximo da base. Em especial nas regiões mais a oeste, aflora uma sucessão constituída por rochas siliciclásticas pouco consolidadas, com níveis carbonatados (margos lutíticos e/ou areno-margosos), do Cretácico, que assentam em descontinuidade sobre o Jurássico. Sedimentos não consolidados do Neogénico assentam, também em discordância, sobre as unidades anteriores (Soares *et al.*, 2007).

Aveiro

A região de Aveiro é baixa e aplanada, sobressaindo como elementos da paisagem os inúmeros braços da “ria” dispostos numa intrincada rede. Os pontos mais altos pouco excedem a centena de metros de altitude. Na zona litoral, acumulam-se as areias de duna, que ocupam extensões consideráveis, como por exemplo as dunas da Costa Nova (Teixeira & Zbyszewski, 1976).

A formação da “ria” está ligada ao estabelecimento de um cordão litoral extenso que dificultou a saída das águas do Vouga para o mar, originando-se uma laguna que foi, pouco a pouco, enchendo-se com os produtos carregados pelas águas fluviais e pelo vento.

A região baixa, dominada pelas salinas e pelos montículos de sal, é guarnecida, do interior, por uma arriba fósil bem marcada, pela qual se passa para uma extensa plataforma regular que se desenvolve para leste de Aveiro, formada por superfícies de praias de idade quaternária.

Na região de Aveiro estão representadas diversas unidades geológicas que vão do Paleozóico à actualidade:

- 1) Depósitos modernos (aluviões actuais, areias de praia, areias de duna, etc.).
- 2) Plistocénio, representado pelos depósitos de praias antigas e depósitos de terraços fluviais e blocos residuais.
- 3) Cretácico – Arenitos e argilas de Aveiro - calcário e argilas cinzentas do Carrajão (Turoniano) e arenitos de Requeixo (Cenomaniano, Albiano, Apciano).
- 4) Complexo xisto-grauváquico ante-ordovícico e xistos argilosos (xistos de Arada).

2.1.2 – Metodologia na recolha das amostras

Para a recolha das folhas, foram escolhidas plantas (*Nerium oleander L.*) em diferentes locais das cidades de Aveiro e de Coimbra. Procuraram-se zonas com diferentes intensidades de tráfego, junto a habitações, escolas, hospitais, paragens de autocarro e vias com média ou pequena intensidade de tráfego rodoviário.

Cada amostra foi colocada dentro de um saco de plástico fechado, tendo sido devidamente catalogada. A primeira fase da colheita de amostras decorreu em Abril e Julho de 2009 e a segunda fase, nos dias 28 de Janeiro e 5 de Fevereiro de 2011.

Foram recolhidas folhas de loendro, em diferentes locais das cidades de Aveiro e de Coimbra. As folhas seleccionadas apresentavam tamanho e idade, tanto quanto possível, equivalentes, distando cerca de 1,5 metros de altura do chão. Foi descrito o local de amostragem, assinalando as suas coordenadas geográficas com o auxílio de um GPS.

Fazendo parte da família Apocynaceae, o biocollector usado é conhecido em Portugal por loendro, oleandro, cevadilha ou espirradeira. O nome científico binominal *Nerium oleander* foi dado por Lineu no seu livro *Species Plantarum*. O epíteto *oleander*, deriva do Latim “olea”, o que significa oliveira e do Grego “dendron” : “árvore” ou “arbusto” (Pagen, 1988).

É um arbusto que pode alcançar até 4 metros de altura, de folhas persistentes permanentes. Estas são duras, como se fossem constituídas por couro, nascendo uma em frente da outra, ou de três em três em cada nó (Quer, 1962). As flores são grandes, com 5 centímetros de diâmetro, pelo menos, apresentam geralmente, uma cor rosa, podendo também, mais raramente, apresentar uma cor branca e vermelha.

Os loendros são comuns em zonas urbanas, onde são utilizados como arbustos ornamentais, para formar vedações e como corta-luz nos separadores das estradas. Na figura 2 observa-se um exemplar de um loendro.



Figura 2 – Exemplar de *Nerium oleander* L. , situados junto ao bar do DCT.

As principais toxinas presentes no loendro são a oleandrina e a nerina, que são glicosídeos cardíacos. Estão presentes em todas as partes da planta, mas estão mais concentradas na seiva. A casca dos loendros contém rosagenina, que é conhecida pelos efeitos semelhantes à estriquinina. Toda a planta, incluindo o néctar, é tóxica e pode causar uma reacção adversa. É uma planta conhecida por manter a sua toxicidade, mesmo depois de seca (Pagen, 1988). Assim sendo, deve ter-se o máximo de cuidado na recolha e na manipulação das amostras.

2.1.3 – Caracterização das amostras (magnetização das partículas)

Cada uma das amostras, recolhidas em 2011, foi medida antes de se aplicar qualquer campo magnético num magnetómetro rotativo Molspin (Figura 3). Após efectuada a leitura e o registo do valor de magnetização remanescente, submeteu-se a amostra a um campo de 300 mT e, de novo, a um campo de 300 mT, mas em sentido contrário ao anteriormente aplicado (-300 mT). As amostras recolhidas em 2009 foram sujeitas a campos magnéticos de 1 T, -25 mT, -100 mT e -300 mT.

As amostras recolhidas em 2009 foram sujeitas a campos magnéticos de 1 T, -25 mT, -100mT e -300 mT. Após a aplicação de cada um dos campos magnéticos, com um magnetizador Molspin (figura 4), a magnetização remanescente isotérmica

das amostras foi medida num magnetómetro rotativo Molspin (figura 3). Para as amostras de 2011, procedeu-se de forma idêntica, tendo as amostras sido sujeitas a campos de 1 T, -25 mT, -100 mT e -300 mT.



Figura 3 – Magnetómetro rotativo Molspin . (Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra).



Figura 4 – Magnetizador Molspin (Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra).

O funcionamento do magnetómetro baseia-se na variação do fluxo magnético, por rotação da amostra, no interior do sistema fluxgate, que se traduz numa corrente alterna. Esta é proporcional à componente do momento magnético da amostra, que é paralela ao eixo principal do fluxgate. Antes de cada utilização, procedeu-se à calibração do aparelho, através do uso da amostra de calibração (íman de pequenas dimensões, colocado no interior de um cilindro de madeira), cujos valores de declinação e de intensidade de magnetização são conhecidos.

A intensidade das amostras a medir é determinada por comparação com os valores das amostras de calibração (valores-padrão). Ao rodar, a amostra gera uma sucessão de ondas sinusoidais, de acordo com a frequência utilizada. Essas ondas são integradas em vários ciclos e sujeitas a análise de Fourier, no microprocessador (figura 5).

A amplitude do sinal e a diferença de fase, para os eixos de rotação da amostra, são combinados para determinar o vector momento magnético total.



Figura 5 – Magnetómetro rotativo Molspin (sensibilidade $2,5 \text{ E-}0,5 \text{ A/m}$) (Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra).

Na tabela 5, são mostrados os valores de IRM_{1T} , S_{25} e S_{300} medidos nas folhas de loendro, obtidos nas amostras colhidas em Abril e em Julho de 2009.

Tabela 5 - valores de IRM_{1T} , S_{25} e S_{300} medidos nas folhas de loendro, obtidos nas amostras colhidas em Abril e em Julho de 2009.

Local	Data	IRM_{1T} (mA)	S_{25}	S_{300}
Aveiro 1	2009	15,20	0,25	1,02
Aveiro 2	2009	10,68	0,36	1
Aveiro 3	2009	11,28	0,34	0,98
Aveiro 4	2009	20,51	0,36	1
Aveiro 5	2009	19,59	0,34	0,99
Aveiro 6	2009	16,29	0,18	1,02
Aveiro 7	2009	6,58	0,19	0,99
Aveiro 8	2009	35,80	0,23	1,06
Aveiro 9	2009	17,47	0,28	1
Aveiro 10	2009	13,35	0,21	1,02
Aveiro 11	2009	4,70	0,12	1,02
Aveiro 12	2009	5,41	0,16	0,99
Coimbra 1	2009	58,49	0,29	0,99
Coimbra 2	2009	60,05	0,27	0,96
Coimbra 3	2009	352,91	0,21	0,96
Coimbra 4	2009	108,82	0,21	0,94
Coimbra 5	2009	194,54	0,21	1
Coimbra 6	2009	52,64	0,33	1
Coimbra 7	2009	57,34	0,34	1
Coimbra 8	2009	28,90	0,39	1
Coimbra 9	2009	46,83	0,28	0,98
Coimbra 10	2009	112,21	0,31	0,98
Coimbra 11	2009	39,05	0,31	0,98
Coimbra 12	2009	52,02	0,23	0,98

Os valores de S_{300} , próximos da unidade indicam que as partículas poluentes incluem materiais do tipo magnetite/maghemite.

Nas figuras 6 a 9 apresentam-se os locais das colheitas efectuadas em Aveiro e em Coimbra em 2011.

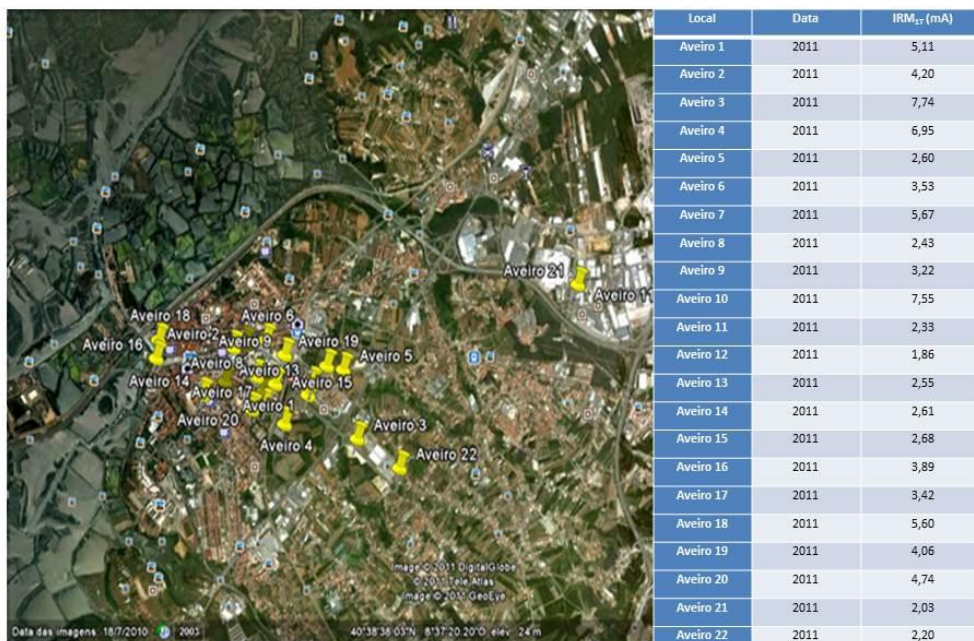


Figura 6 - Locais das colheitas efectuadas em Aveiro , durante o dia 28 de Janeiro de 2011, com os valores de IRM_{1T}.

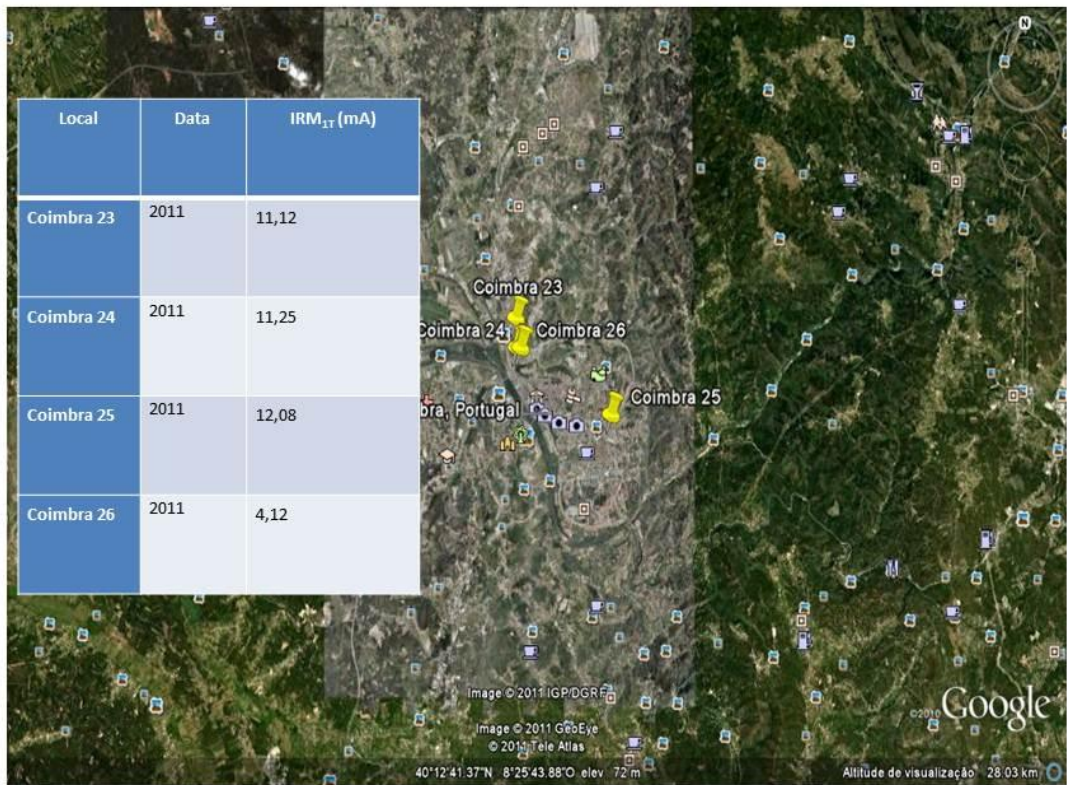


Figura 7 – Locais das colheitas efectuadas em Coimbra, durante o dia 28 de Janeiro de 2011, com os valores de IRM_{1T}.

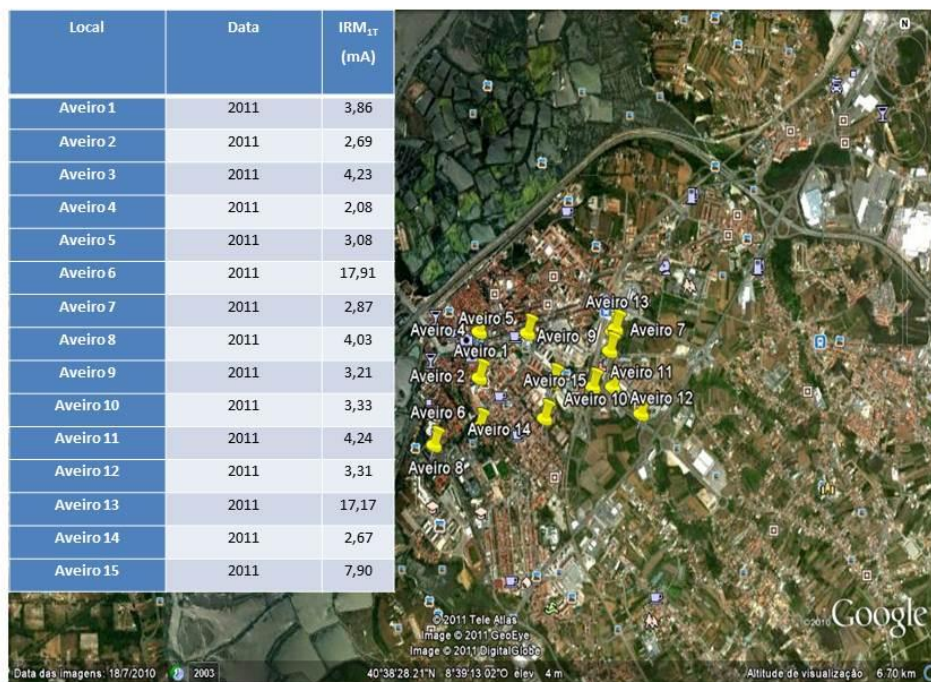
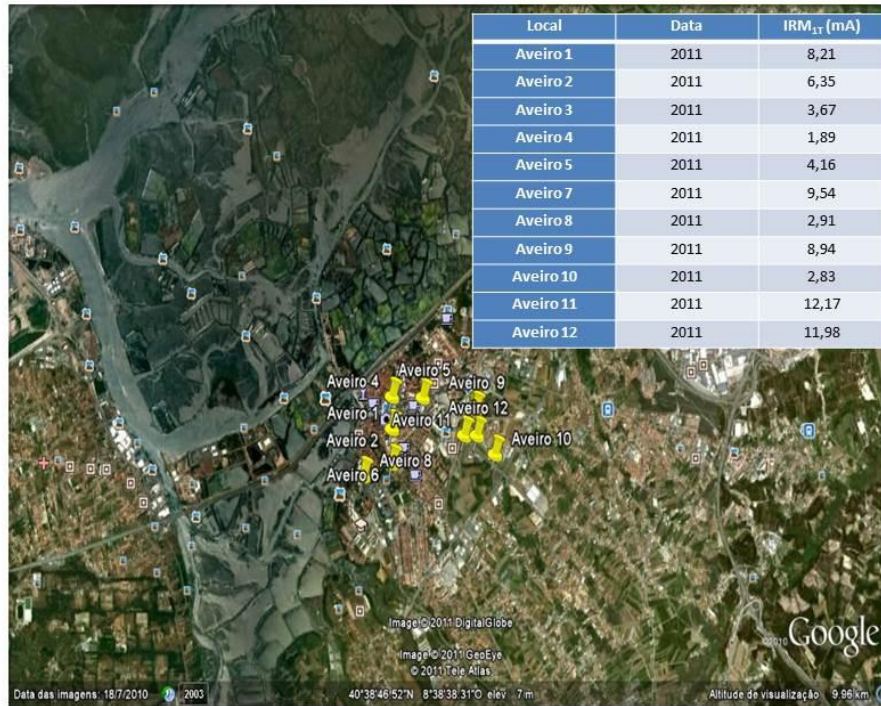


Figura 8 - Locais das colheitas efectuadas em Aveiro, durante o dia 5 de Fevereiro de 2011, com os valores de IRM_{1T}(duas imagens).

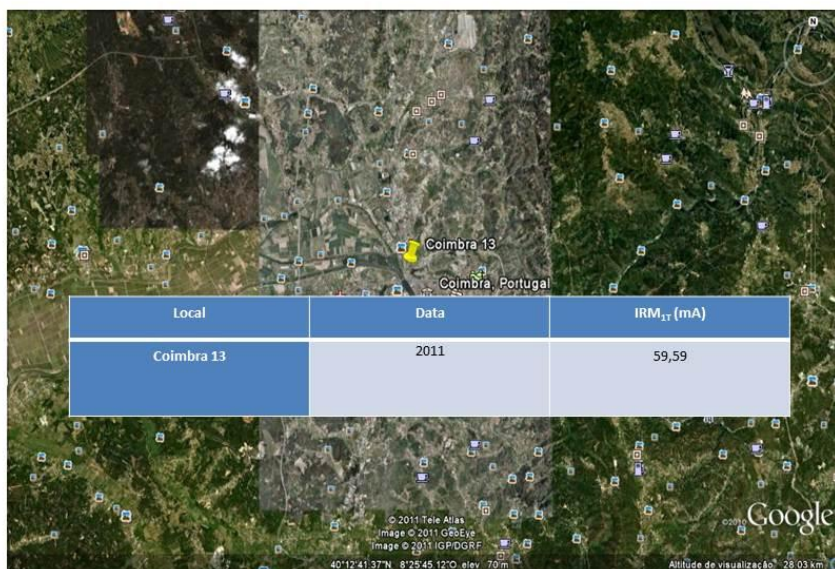


Figura 9 - Locais das colheitas efectuadas em Coimbra, durante o dia 5 de Fevereiro de 2011, com os valores de IRM_{1T}.

Como foi referido anteriormente estão representados os valores de IRM_{1T}, medidos nas folhas de loendro. A disparidade de valores máximos de IRM_{1T} obtidos, deve-se essencialmente ao facto de no dia 28 de Janeiro ter ocorrido precipitação, o que fez com que a acumulação das diferentes moléculas poluentes nas folhas de loendro diminuisse. Cerca de oito dias depois, aquando da segunda colheita, ocorrida depois de uma semana sem precipitação, os valores máximos de IRM_{1T} aumentaram nas duas cidades. Estas causas também justificam a grande diferença entre os valores de IRM_{1T} obtidos nas colheitas de 2009 e os obtidos nas colheitas de 2011.

Também foram calculados os valores dos S-ratios, nomeadamente o S₃₀₀ e o S₃₀₀. O valor de S₃₀₀ é utilizado como uma medida das quantidades relativas de materiais soft e hard (Davilla *et al.*, 2006). Os valores próximos da unidade indicam que a remanescência é dominada por minerais ferrimagnéticos soft, por exemplo, minerais do tipo magnetite (como se verifica nas colheitas efectuadas em 2011), sendo o tráfego a principal fonte de partículas. Quando os valores são afastados da unidade, a remanescência é dominada por materiais ferrimagnéticos do tipo hematite. Na tabela 6 está representada a relação entre a MRIS (MRI_{1T}) e a área e a massa de cada folha colhida.

Tabela 6 – Relação a magnetização remanescente isotérmica de saturação (MRI_{IT}) e a área ea massa de cada folha de loendro colhida.

Amostra	MRI _{IT} (mAm ⁻¹)	MRI _{IT} (Am ⁻¹)	MRI _{IT} (Am ²)	Massa (g)	Massa (kg)	MRI _{IT} /área (A)	MRI _{IT} /massa (Am ² /kg)
Aveiro 1	5,11	5,11 x 10 ⁻³	5,11 x 10 ⁻⁸	0,19	1,90 x 10 ⁻⁴	2,13 x 10 ⁻⁵	2,69 x 10 ⁻⁴
Aveiro 2	4,2	4,20 x 10 ⁻³	4,20 x 10 ⁻⁸	0,43	4,30 x 10 ⁻⁴	1,75 x 10 ⁻⁵	9,77 x 10 ⁻⁵
Aveiro 3	7,74	7,74 x 10 ⁻³	7,74 x 10 ⁻⁸	0,28	2,80 x 10 ⁻⁴	3,23 x 10 ⁻⁵	2,76 x 10 ⁻⁴
Aveiro 4	6,95	6,95 x 10 ⁻³	6,95 x 10 ⁻⁸	0,28	2,80 x 10 ⁻⁴	2,90 x 10 ⁻⁵	2,48 x 10 ⁻⁴
Aveiro 5	2,61	2,61 x 10 ⁻³	2,61 x 10 ⁻⁸	0,17	1,70 x 10 ⁻⁴	1,09 x 10 ⁻⁵	1,54 x 10 ⁻⁴
Aveiro 6	3,54	3,54 x 10 ⁻³	3,54 x 10 ⁻⁸	0,11	1,10 x 10 ⁻⁴	1,48 x 10 ⁻⁵	3,22 x 10 ⁻⁴
Aveiro 7	5,67	5,67 x 10 ⁻³	5,67 x 10 ⁻⁸	0,31	3,10 x 10 ⁻⁴	2,36 x 10 ⁻⁵	1,83 x 10 ⁻⁴
Aveiro 8	2,43	2,43 x 10 ⁻³	2,43 x 10 ⁻⁸	0,27	2,70 x 10 ⁻⁴	1,01 x 10 ⁻⁵	9,00 x 10 ⁻⁵
Aveiro 9	3,22	3,22 x 10 ⁻³	3,22 x 10 ⁻⁸	0,14	1,40 x 10 ⁻⁴	1,34 x 10 ⁻⁵	2,30 x 10 ⁻⁴
Aveiro 10	7,55	7,55 x 10 ⁻³	7,55 x 10 ⁻⁸	0,36	3,60 x 10 ⁻⁴	3,15 x 10 ⁻⁵	2,10 x 10 ⁻⁴
Aveiro 11	2,33	2,33 x 10 ⁻³	2,33 x 10 ⁻⁸	0,39	3,90 x 10 ⁻⁴	9,71 x 10 ⁻⁶	5,97 x 10 ⁻⁵
Aveiro 12	1,86	1,86 x 10 ⁻³	1,86 x 10 ⁻⁸	0,39	3,90 x 10 ⁻⁴	7,75 x 10 ⁻⁶	4,77 x 10 ⁻⁵
Aveiro 13	2,55	2,55 x 10 ⁻³	2,55 x 10 ⁻⁸	0,7	7,00 x 10 ⁻⁴	1,06 x 10 ⁻⁵	3,64 x 10 ⁻⁵
Aveiro 14	2,61	2,61 x 10 ⁻³	2,61 x 10 ⁻⁸	0,78	7,80 x 10 ⁻⁴	1,09 x 10 ⁻⁵	3,35 x 10 ⁻⁵
Aveiro 15	2,68	2,68 x 10 ⁻³	2,68 x 10 ⁻⁸	0,38	3,80 x 10 ⁻⁴	1,12 x 10 ⁻⁵	7,05 x 10 ⁻⁵
Aveiro 16	3,89	3,89 x 10 ⁻³	3,89 x 10 ⁻⁸	0,35	3,50 x 10 ⁻⁴	1,62 x 10 ⁻⁵	1,11 x 10 ⁻⁴
Aveiro 17	3,42	3,42 x 10 ⁻³	3,42 x 10 ⁻⁸	0,21	2,10 x 10 ⁻⁴	1,43 x 10 ⁻⁵	1,63 x 10 ⁻⁴
Aveiro 18	5,6	5,60 x 10 ⁻³	5,60 x 10 ⁻⁸	0,04	4,00 x 10 ⁻⁵	2,33 x 10 ⁻⁵	1,40 x 10 ⁻³
Aveiro 19	4,06	4,06 x 10 ⁻³	4,06 x 10 ⁻⁸	0,21	2,10 x 10 ⁻⁴	1,69 x 10 ⁻⁵	1,93 x 10 ⁻⁴
Aveiro 20	4,74	4,74 x 10 ⁻³	4,74 x 10 ⁻⁸	0,21	2,10 x 10 ⁻⁴	1,98 x 10 ⁻⁵	2,26 x 10 ⁻⁴
Aveiro 21	2,03	2,03 x 10 ⁻³	2,03 x 10 ⁻⁸	0,24	2,40 x 10 ⁻⁴	8,46 x 10 ⁻⁶	8,46 x 10 ⁻⁵
Aveiro 22	2,2	2,20 x 10 ⁻³	2,20 x 10 ⁻⁸	0,6	6,00 x 10 ⁻⁴	9,17 x 10 ⁻⁶	3,67 x 10 ⁻⁵
Coimbra 23	11,12	1,11 x 10 ⁻²	1,11 x 10 ⁻⁷	0,43	4,30 x 10 ⁻⁴	4,63 x 10 ⁻⁵	2,59 x 10 ⁻⁴
Coimbra 24	11,25	1,13 x 10 ⁻²	1,13 x 10 ⁻⁷	0,45	4,50 x 10 ⁻⁴	4,69 x 10 ⁻⁵	2,50 x 10 ⁻⁴
Coimbra 25	12,08	1,21 x 10 ⁻²	1,21 x 10 ⁻⁷	0,04	4,00 x 10 ⁻⁵	5,03 x 10 ⁻⁵	3,02 x 10 ⁻³
Coimbra 26	4,12	4,12 x 10 ⁻³	4,12 x 10 ⁻⁸	0,28	2,80 x 10 ⁻⁴	1,72 x 10 ⁻⁵	1,47 x 10 ⁻⁴

No ano de 2011, os locais de colheita em Coimbra das folhas de loendro, apresentam uma maior quantidade de partículas poluentes por área, relativamente aos resultados obtidos em Aveiro. Em Coimbra, as amostras foram colhidas numa zona de tráfego intenso, daí a relação $MRI_{1T}/Área$ ter atingido valores de 4,6 a $5,0 \times 10^{-5}$ A, enquanto em Aveiro, o valor máximo que se obteve foi de 10^{-5} A.

A localização das duas cidades poderá ser uma explicação para os resultados obtidos, uma vez que Aveiro, sendo uma cidade do litoral sofre a influência do mar, o que não acontece em Coimbra.

Quanto à razão $MRI_{1T}/massa$, os resultados obtidos são sensivelmente da mesma ordem de razão, com excepção de um dos locais de colheita em Coimbra. Verifica-se assim que os valores máximos da distribuição do MRI_{1T} pela área correspondem ao valor da magnetização, uma vez que a área das folhas foi standardizada para todas as amostras. De notar que no cálculo da área, teremos de contar com a existência de duas páginas foliares.

Na colheita de amostras feita em Janeiro de 2011, os valores da magnetização por massa variam entre 3,3 e $22,6 \times 10^{-5}$ A m^2 kg^{-1} , enquanto que em Coimbra esses valores variaram entre 14,7 e 302×10^{-5} m^2 kg^{-1} .

A maioria ou mesmo todo o material existente na face da folha é propenso a ser parcialmente removido pela precipitação, assim sendo, o sinal magnético é o resultado líquido da acumulação e da perda de partículas (McIntosh, G. *et al.*, 2007). Os valores da concentração magnética baixam muito, quando ocorre uma elevada precipitação.

Os valores de concentração magnética baixos ocorrem em locais onde o tráfego automóvel é muito baixo e os maiores valores de concentração magnética ocorrem em locais onde o tráfego automóvel é elevado (McIntosh, G. *et al.*, 2007).

Os valores de MRI elevados ocorrem em zonas onde o tráfego automóvel permanece estacionário por grandes períodos de tempo, especialmente nos cruzamentos entre estradas e nos semáforos (Mitchell & Maher, 2009). Outros estudos revelam que a concentração de partículas magnéticas é muito maior junto das fábricas e nos locais com tráfego automóvel intenso (Kim *et al.*, 2009).

Num estudo de (Matzka & Maher, 1999) demonstrou-se que o valor de magnetização se altera com o tempo e com as condições climáticas. Em quatro dias com muito sol, a magnetização aumentou 20%, relativamente ao valor médio, enquanto que nos dias posteriores, tendo havido chuva forte, houve um decréscimo da magnetização de 28 %, o que mostra a remoção de muitas das partículas com propriedades magnéticas com a chuva forte.

O gotejamento através das folhas e o fluxo de material através do caule, também são importantes na remoção das partículas captadas pelas folhas nas zonas junto às estradas com muito tráfego automóvel. Em folhas de árvores, os valores de magnetização são elevados nas zonas próximo da estrada e menores na face distal (Matza & Maher, 1999).

A deposição de partículas na superfície das folhas, pode ser afectada por uma grande variedade de factores, tais como o tamanho e a massa da folha, a velocidade do vento, a orientação da folha, velocidade, o nível de humidade e as características da folha (Bache *et al.*, 1991). O grau de retenção das partículas é influenciado pelas condições atmosféricas, natureza da partícula poluente, características da superfície da planta e tamanho da partícula poluente (Harrison & Chirgawi, 1989).

3 – Citotoxicidade das partículas: estudo preliminar com células do baço de murganhos

3.1 – Introdução

Diversos estudos de toxicidade em animais de laboratório ou de citotoxicidade em diversas linhas celulares envolvendo partículas ambientais têm sido descritos na literatura científica. Na grande maioria dos estudos apresentados é feita a avaliação do efeito das partículas ambientais ou simplesmente a presença destas, no tecido pulmonar.

Os mecanismos de defesa presentes no tecido pulmonar incluem a barreira mucociliar e o mecanismo de fagocitose executado essencialmente por macrófagos alveolares. Alguns estudos em roedores demonstraram que as nanopartículas depositadas nos pulmões podem sofrer translocação para o interstício pulmonar (Oberdörster *et al.*, 1992; Oberdörster *et al.*, 2000) e que este fenómeno é dependente da dose de partículas inalada (Oberdörster *et al.*, 1992). Assim, a internalização de nanopartículas nas células do epitélio pulmonar, observada fundamentalmente com doses elevadas, poderá não ser um bom indicador do que acontece em condições de exposição normal onde as doses são mais baixas. Contudo, é expectável que comparando com os roedores, os humanos tenderão a internalizar uma grande proporção da dose de nanopartículas inaladas, num cenário equivalente de exposição (Nikula *et al.*, 1997).

Este movimento das partículas, desde os pulmões para a circulação sanguínea e para órgãos secundários é motivo de preocupação, pois parecem ter um efeito directo no surgimento de doenças sistémicas, como as doenças cardiovasculares. Por exemplo, demonstrou-se que os nanotubos de carbono (CNTs) induziam a agregação de plaquetas *in vitro* e favoreciam a trombose *in vivo* (Radomski *et al.*, 2005).

Os resultados dos estudos onde se examina a translocação das nanopartículas dos pulmões para os órgãos secundários são diversos, sendo que apenas alguns estudos demonstram a translocação. Por exemplo, Kreyling *et al.*, 2002 demonstraram que menos de 1 % da dose administrada de partículas de iridium a ratos, com tamanhos entre 15 nm e 80 nm, era translocada dos pulmões para o fígado, baço, coração e cérebro, e que a extensão da translocação era maior para partículas de menores dimensões. Neste estudo, em que as partículas foram administradas por instilação traqueal foi possível demonstrar que a absorção das partículas para o

sistema circulatório não se efectuou através do sistema gastrointestinal. Um outro estudo de inalação de partículas em ratos examinou a translocação destas com carbono 13 (20 nm a 29 nm). Do mesmo modo foi igualmente observada a translocação e a distribuição hepática (Oberdörster *et al.*, 2002). Contudo, neste estudo, foi difícil controlar a possível ingestão e absorção gastrointestinal de nanopartículas, tendo os autores concluído que grande parte da absorção e distribuição das nanopartículas ocorria a partir desta via.

Em contraste com os estudos que suportam a absorção sistémica das nanopartículas depositadas no trato respiratório, um outro estudo (Brown *et al.*, 2002) que examinou a translocação de nanopartículas com 60 nm em humanos, não conseguiu demonstrar a distribuição destas para órgãos secundários. Assim, de uma forma geral, alguns dados disponíveis sugerem que o trato respiratório constitui uma barreira à exposição sistémica de algumas nanopartículas.

Relativamente à toxicidade das partículas que potencialmente são inaladas pelas populações, a sua avaliação pode ser feita por técnicas diversas. Os testes de toxicidade podem ser realizados em culturas de células (*in vitro*) ou com organismos vivos (*in vivo*) como peixes, ratos e até seres humanos. A maioria dos testes de toxicidade de nanomateriais é realizada *in vitro*, usando culturas de células de mamíferos extraídas de diferentes zonas do corpo (cérebro, pulmões, coração, pele e fígado) (Nemmar *et al.*, 2008; Long *et al.*, 2006; Vileno *et al.*, 2007). Muitos dos materiais utilizados (dióxido de titânio, nanotubos de carbono, nanoprata e nanóxido de ferro) foram testados para avaliar principalmente alterações na taxa de crescimento (Auffan *et al.*, 2006; Yehia *et al.*, 2007; Long *et al.*, 2006; Jin *et al.*, 2007). A tabela 7 apresenta algumas condições experimentais de ensaios *in vitro* com nanopartículas.

Tabela 7 – Tipos de células e condições experimentais usadas em alguns testes *in vitro*, adaptada de Paschoalino *et al.*, 2010.

Nanomaterial	Diâmetro médio das partículas (nm)	Concentração (g L ⁻¹)	Tipo de célula
Nano- γ Fe ₂ O ₃	6	0 - 0,1	Fibroblastos (pele)
TiO ₂ P-25	30	5 – 120	Micróglia (cérebro)
Poliestireno	46	25	Células pulmonares
Sílica	50	0,5	Células pulmonares
Nanotubo de carbono	5-20	50	Células de pele humana

O uso frequente de técnicas *in vitro* deve-se ao facto de serem mais baratas do que os estudos que envolvem experimentação animal, e ainda ao facto de serem estudos em que se obtêm resultados mais rápidos, apesar de ser mais difícil transpor os resultados e tirar conclusões sobre os riscos ou os efeitos da exposição das populações às partículas poluentes. A correlação dos estudos de toxicidade *in vivo* e *in vitro* ainda não foi demonstrada (Sayes *et al.*, 2007). Podemos assim dizer que os estudos *in vivo* são mais fidedignos na previsão dos efeitos toxicológicos reais num dado organismo, apesar de os estudos *in vitro* serem fundamentais na inicialização de um estudo sobre toxicidade. Nos testes *in vivo* podem ser utilizadas bactérias (*Vibrio Fischeri*), peixes (peixe-zebra), crustáceos (*Daphnia*), organismos modelo e algas (Oberdörster *et al.*, 2006; Hund-Rinke & Simon, 2006; Isaacson *et al.*, 2007) ou mais frequentemente murganhos ou ratos. *Daphnia magna* Straus é um organismo zooplancónico filtrador, muito usado em testes de toxicidade. Este organismo possui respostas biológicas fundamentais muito semelhantes às humanas; e dado ser perfeitamente transparente, os seus órgãos internos são visíveis ao microscópio, podendo observar-se, por exemplo, o batimento do seu coração, a fecundidade ou o funcionamento do seu olho. Variando a concentração do nanomaterial em contacto com os animais, o teste permite calcular estatisticamente os indicadores que irão possibilitar a comparação de toxicidade entre diferentes nanomateriais e/ou entre nanomateriais e substâncias químicas tradicionais.

Para a avaliação da toxicidade das nanopartículas em seres terrestres, além dos ensaios *in vitro*, a exposição directa de animais às nanopartículas, (administração endovenosa e inalação de nanopartículas), tem sido usada com frequência.

Uma vez que a preocupação principal quanto à nanotecnologia é o provável acesso das nanopartículas ao sistema circulatório, alguns estudos simulam tal situação ao injectar suspensões de nanopartículas directamente na corrente sanguínea de ratos (Chen *et al.*, 2008; Nemmar & Inuwa, 2008).

Com estes testes, procura-se obter respostas mais concretas sobre um risco agudo da exposição a cada tipo de nanopartícula. Nestes testes, grupos de ratos saudáveis e com massa semelhante recebem doses conhecidas de suspensões de uma dada nanopartícula suspensa num líquido inócuo. Cerca de 48 horas após a administração das partículas, é retirado sangue aos animais da experiência para contar os diferentes tipos de células sanguíneas (Sayes *et al.*, 2007). Também se pode avaliar a distribuição e/ou bioacumulação de nanopartículas no organismo em geral ou mais concretamente em determinados órgãos vitais. A maioria dos estudos que estuda os efeitos da inalação de nanopartículas foi realizado *in vitro*, com o uso de linhas celulares representativas das células presentes no tecido pulmonar, brônquios e de alvéolos, ou *in vivo*, através da administração de uma suspensão de nanopartículas directamente na traqueia dos ratos, observando posteriormente as alterações relevantes que ocorrem no sistema respiratório (Geys *et al.*, 2006).

Nos testes *in vivo* tem-se simulado atmosferas contaminadas, tal como descrito por Bermudez *et al.*(2004) e Takenaka *et al.*(2001), que colocaram ratos e hamsters sob o efeito de um aerossol de TiO₂ dentro de um recipiente selado, em condições de oxigenação normal, tendo os autores observado inflamação dos alvéolos nos animais em estudo.

Estudos recentes sugerem que as propriedades de superfície das partículas são mais importantes na determinação da biocompatibilidade da partícula do que o tamanho da partícula ou a sua área superficial (Warheit *et al.*, 2006, 2007). Um estudo publicado recentemente (Warheit *et al.*, 2006) examinou o potencial inflamatório em ratos, de quatro partículas diferentes, com tamanhos que variaram entre 12 e 500 nm. A inflamação do tecido pulmonar foi determinada pela observação ao microscópio de células inflamadas, pelos perfis das enzimas presentes no fluido broncoalveolar de lavagem, pelo grau de proliferação das células presentes no tecido pulmonar, pela massa do pulmão e pela histopatologia pulmonar. O potencial inflamatório foi relacionado com a área de superfície do tecido inflamado e foi quantificado pelo potencial hemolítico. Neste estudo, as partículas de quartzo mais pequenas, com 12

nm causaram menor grau de inflamação do que as partículas maiores, com 500 nm. Num outro estudo em ratos, em que os autores examinaram o potencial inflamatório das micropartículas de quartzo, foi igualmente observada uma boa relação entre o potencial hemolítico e a inflamação (Clouter *et al.*, 2001).

No estudo desenvolvido no âmbito deste trabalho foram recolhidas partículas num local com tráfego automóvel elevado na cidade de Coimbra. As amostras foram caracterizadas e submetidas a ensaios de citotoxicidade. O ensaio de citotoxicidade foi efectuado recorrendo a uma cultura primária de células de baço provenientes de três murganhos. Este sistema tem a vantagem de ser constituído por diferentes tipos de células do sistema imunitário, nomeadamente linfócitos B e T (CD4+ e CD8+), macrófagos e células dendríticas. Este aspecto é particularmente relevante e importante se considerarmos que a revestir a mucosa pulmonar residem muitas células do sistema imunitário (tecido linfóide associado aos brônquios). Por esta razão será importante não só ver o efeito citotóxico das partículas nas células que revestem o epitélio pulmonar mas também nas células do sistema imunitário aí residentes. Este aspecto têm sido pouco investigado pela comunidade científica, constituindo por isso um aspecto inovador no estudo que aqui se apresenta.

3.2 – Métodos

3.2.1 – Obtenção das partículas

Para tratamento da amostra, foram colocadas 15,1 g de folhas de loendro num copo com 470 ml de água desionizada, durante cerca de 18 horas, sob agitação magnética. A amostra foi colocada no banho de ultrasons durante 1 hora, sem aquecimento. Seguidamente, procedeu-se à filtração da amostra e à recolha do filtrado. O filtrado foi centrifugado durante 50 minutos, a 5500 rpm para concentração da amostra. Os sedimentos resultantes do processo de centrifugação foram posteriormente secos, recorrendo ao processo de liofilização.

3.2.2 – Determinação do tamanho das partículas

O tamanho das partículas foi medido na suspensão de partículas após a filtração e antes do processo de secagem no Beckman Coulter – Delsa™ Nano C, Particle size Analyzer.

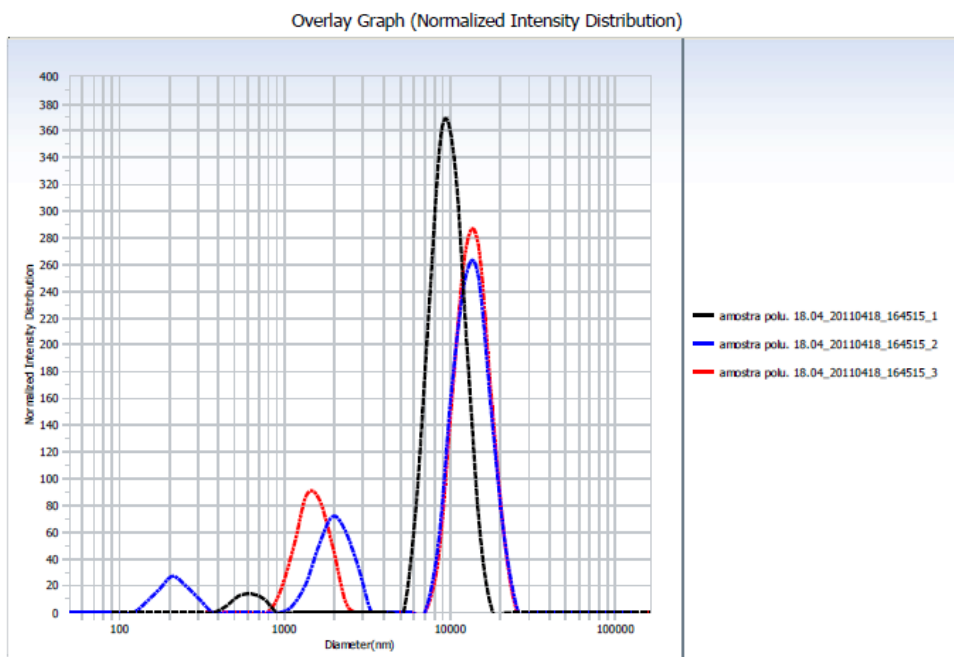
3.2.3 – Estudos *in vitro* com células do baço de murganhos

O ensaio de citotoxicidade foi feito em células de baço provenientes de três murganhos (C57BL/6). Numa placa de 96 poços foram colocadas concentrações crescentes de partículas previamente esterilizadas em contacto com as células do baço de ratinhos previamente isoladas (10^6 células/poço). A incubação das células com as partículas foi feita em estufa a 37 °C, com 95 % de humidade e 5 % de CO₂ durante 24 horas.

A citotoxicidade foi avaliada através da medida da redução do MTT pela desidrogenase mitocondrial das células, como indicador de células metabolicamente activas (viabilidade celular).

3.3 – Resultados e Discussão

Através dos estudos de granulometria verificou-se que a amostra submetida aos ensaios *in vitro* de citotoxicidade é uma amostra heterógenea, com uma elevada dispersão de tamanhos de partículas que a constituem. No gráfico da figura 10 é possível observar três subpopulações de tamanhos (3 picos) com diâmetros médios de cerca de 15 µm; 10 µm e um pico com partículas inferiores a 1 µm.



No	Data	Repet. No	pH	Ave. Diameter(nm)	Polvdispersiv Index	D (10%) (nm)	D (50%) (nm)	D (90%) (nm)
1	amostra polu. 18.04_20110418_164515_1	1	NA	7043.7	0.729	6321.9	8694.4	11953.1
2	amostra polu. 18.04_20110418_164515_2	2	NA	3835.0	0.965	1419.6	10834.9	16277.8
3	amostra polu. 18.04_20110418_164515_3	3	NA	4739.7	0.879	1279.9	11225.3	16372.9

Média 5205,9 3007,1 10251,5 14867,9

Figura 10– Determinação de tamanhos de três amostras de partículas recolhidas em folhas de loendro na cidade de Coimbra, numa zona de tráfego intenso.

Os resultados dos estudos de viabilidade celular apresentados na figura 11, mostram que a viabilidade celular diminuiu apenas para valores de concentração das partículas superiores a 1000 µg/mL. A concentração de 1000 µg/mL de partículas é considerada elevada e de difícil correlacção com o que hipoteticamente se poderia ter *in vivo* no decurso de uma exposiçao normal. Em estudos futuros será interessante estudar se as partículas têm um efeito estimulante e que tipo de compostos podem ser estimulados em consequência da exposiçao a estas partículas.

Ensaio de citotoxicidade

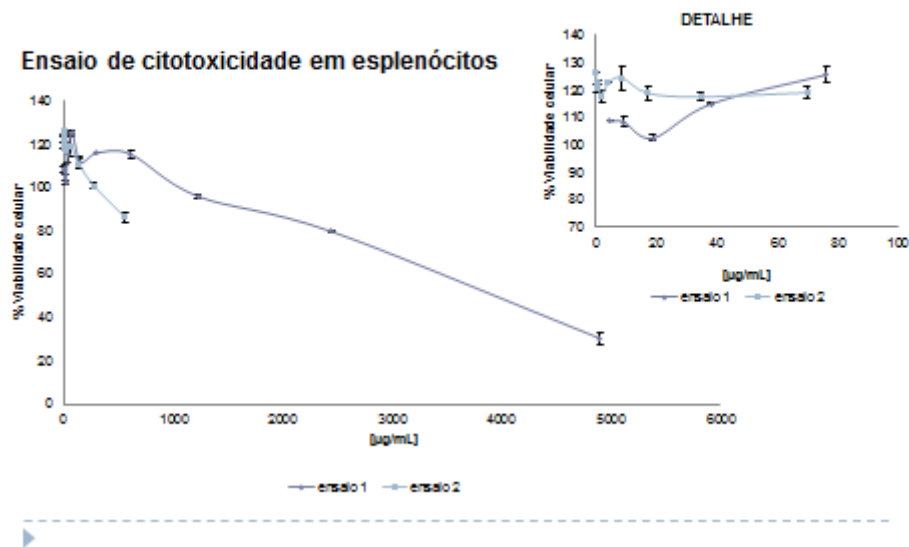


Figura 11– Ensaio de viabilidade celular, obtidos com diferentes concentrações de partículas.

3.4 – Conclusões

No estudo preliminar *in vitro* da toxicidade das partículas, obtiveram-se dois tipos de resultados:

1º As amostras de partículas eram bastante heterogêneas, com diâmetros médios de cerca de 15 µm, 10 µm e menores que 1 µm.

2º Para uma concentração das partículas inferiores a 1000 µg/mL, a viabilidade celular avaliada durante 24 horas não parece ser perturbada.

No futuro, poderiam colher-se folhas de loendro, em diferentes zonas da cidade de Coimbra, para determinar a possível existência de outro tipo de partículas, além das encontradas no estudo atrás descrito. Também se poderia procurar descobrir se as diferentes partículas poderiam ter um efeito estimulante e em caso afirmativo, o tipo de compostos que são estimulados.

4 – PLANIFICAÇÃO DE UMA PARTE DE UMA UNIDADE PEDAGÓGICA DO PROGRAMA DE BIOLOGIA DO 12º ano

4.1 – Introdução

A forma como o Homem tem utilizado os conhecimentos de Biologia ao longo dos tempos determinou o modo como se relacionou com a sua própria espécie e com o meio ambiente. Actualmente, os recursos naturais que suportam a vida no nosso planeta estão a ser continuamente afectados pelos sistemas sócio-económicos. O crescimento acentuado da população humana e os seus engenhos tecnológicos têm-se traduzido numa capacidade crescente de condicionar, senão mesmo alterar de modo irreversível, aspectos tão diversos como a circulação biogeoquímica de elementos tão essenciais à vida como o carbono e o azoto, a composição de solos, ar e recursos hídricos, bem como a própria biodiversidade (Mendes *et al.*, 2004).

Também, no presente, as sociedades vêem-se cada vez mais confrontadas com questões sócio-científicas com impacte imediato na integridade física, ética e moral dos cidadãos. São disso exemplo as polémicas que rodeiam a selecção de processos de tratamento de resíduos (Mendes *et al.*, 2004).

Neste quadro geral de expectativas e apreensões, considera-se que os propósitos da educação em Biologia devem ser dirigidos para a educação científica dos cidadãos. Importa que os jovens fiquem preparados para enfrentar com confiança as questões científico-tecnológicas que a sociedade lhes coloca, que sejam capazes de ponderar criticamente os argumentos em jogo, de modo a formularem juízos responsáveis e, assim, participarem nos processos de tomada de decisão. A disciplina de Biologia do 12º ano pretende ter em conta estes desafios e dar um contributo válido para a formação científica dos alunos (Mendes *et al.*, 2004).

Assim, o programa desta disciplina estabelece as seguintes finalidades para a formação dos alunos (Mendes *et al.*, 2004).

- A construção e o aprofundamento de conhecimentos de Biologia úteis para o desenvolvimento de competências que permitam o exercício de uma cidadania responsável e a aprendizagem ao longo da vida. e a decisão sobre o prosseguimento de estudos relacionados com esta área do saber.

Espera-se que no final do 12º ano os alunos tenham atingido os seguintes objectivos gerais.

- Conhecer, compreender e ser capaz de utilizar conceitos da Biologia para interpretar cientificamente aspectos de funcionamento do corpo humano, fenómenos naturais e situações resultantes da interacção do Homem com o Ambiente.
- Construir valores e atitudes conducentes à tomada de decisões fundamentadas relativas a problemas que envolvam interacções Ciência, Tecnologia, Sociedade e Ambiente.

4.1.1 – Educação Ambiental

Trata-se de um processo permanente através do qual os indivíduos e as comunidades adquirem consciência do seu meio e aprendem os conhecimentos, os valores, as competências, a experiência e a determinação que os capacitará para actuar, individual ou colectivamente, na resolução dos problemas ambientais presentes e futuros (Costa & Gonçalves, 2004).

Da definição de educação ambiental ressaltam o seu carácter holístico e a importância do desenvolvimento cumulativo e simultâneo de capacidades cognitivas e sócio-afectivas no estabelecimento de uma nova relação com o ambiente (Costa & Gonçalves, 2004).

A educação ambiental assenta numa participação activa e global, utilizando-se vários métodos de actividades interactivas, incluindo serviço comunitário, a educação para os valores e a resolução de problemas. Estas acções têm como objectivo o desenvolvimento de atitudes e sistemas de valores que levem a uma melhoria do ambiente total: pensar globalmente e agir localmente – educar a partir das condições ambientais locais para as condições do ambiente mundial (Costa & Gonçalves, 2004).

Os objectivos para a educação ambiental são definidos no sentido de se desenvolverem determinadas atitudes e competências que auxiliem os indivíduos na tomada de consciência, nos conhecimentos, na atitude, nas competências, na capacidade de avaliação e na participação (Alexandre & Diogo, 1990).

4.1.2 – Fases de trabalho em Educação Ambiental

Para que se concretizem todos os objectivos propostos, deverá ter-se em atenção a forma como são desencadeadas as diferentes fases de trabalho em educação ambiental: a sensibilização, a informação, o envolvimento e a acção.

A educação ambiental deve:

- ♦Adoptar uma abordagem interdisciplinar, global, pois, só assim, se compreende a profunda independência entre o meio natural e o meio artificial;
- ♦Considerar o Ambiente na sua totalidade, o que quer dizer, natural, criado pelo Homem, ecológico, político, económico, tecnológico, social e cultural;
- ♦Abordar as questões do ambiente sob uma perspectiva mundial, respeitando sempre as diferenças regionais;
- ♦Promover a participação activa dos cidadãos na preservação e na resolução dos problemas relativos ao ambiente, fomentando a iniciativa e o sentido de responsabilidade de cada cidadão, para um desenvolvimento sustentado (Fernandes, 1983).

4.1.3 – A Educação Ambiental e a Cidadania – Desafios da Escola Actual

Actualmente, ao antigo conceito de Escola que apenas deposita conhecimentos opõe-se o conceito de Escola que ensina o que fazer com tais conhecimentos. Este aspecto é extremamente importante no sentido de preparar os alunos para o seu futuro como cidadãos portadores de saber e de capacidade de agir, o que se vai traduzir num processo de ensinar a viver em comunidade.

Um cidadão capaz de viver em comunidade significa necessariamente que também tenha competências para pensar sobre a sociedade em que está inserido e intervir nela de forma a transformar os índices da sua qualidade de vida. Este processo de aprendizagem é aquele que se passou a designar por “educação para a cidadania”, na qual se integram conceitos essenciais para a sociabilização do ser humano, tais como a justiça, a igualdade, a solidariedade e a assimilação de valores fundamentais da vida em sociedade como o respeito pelos outros e pelos seus direitos, o aceitar das diferenças e o assumir das responsabilidades (Esteves, 1998).

Com a unidade 5 do programa de Biologia do 12^o ano – *Preservar e Recuperar o Meio Ambiente* – Que soluções para os efeitos da actividade humana sobre o ambiente?, pretende-se que os alunos tomem consciência, por um lado, da degradação ambiental em curso e, por outro, das soluções existentes para minimizar os efeitos da actividade humana sobre o ambiente (Mendes *et al.*, 2004). Dentro desta temática foram planificadas quatro aulas de noventa minutos sobre uma parte desta unidade: a poluição atmosférica, suas causas e os seus efeitos (Tabela 8).

No final destas aulas, os alunos deverão atingir as seguintes competências atitudinais:

- Reflexão e desenvolvimento de atitudes críticas, conducentes a tomadas de decisões fundamentadas, sobre problemas ambientais causados pela actividade humana;
- Consciencialização das vantagens da reciclagem e reutilização de materiais como modo de evitar a contaminação (ar, solo e água) e o esgotamento dos recursos naturais;
- Valorização dos avanços científicotecnológicos na preservação do meio ambiente;
- Desenvolvimento de posturas interventivas e responsáveis, visando contribuir para a alfabetização científica dos membros da comunidade educativa sobre questões de impacte social para a comunidade local e/ou nacional;
- Reconhecimento de que o crescimento demográfico, a degradação ambiental e os avanços científicos e tecnológicos condicionam a qualidade de vida do Homem.

Há alguns conceitos/palavras-chave essenciais para serem adquiridos pelos discentes: poluição/polvente, contaminação, chuvas ácidas, efeito de estufa, ozono atmosférico, toxicidade, biodegradável

4.2 – Planificação das actividades lectivas

Na tabela 8, é apresentado um plano de aula sobre a poluição atmosférica, a ser leccionada aos alunos de Biologia do 12º ano.

Tabela 8 – Plano de aula sobre as Perturbações no equilíbrio dos ecossistemas.

<i>Conteúdos</i>	<i>Objectivos</i>	<i>Actividades/Estratégias</i>	<i>Materiais</i>	<i>Avaliação</i>
Perturbações no equilíbrio dos ecossistemas	Relacionar a poluição com o desequilíbrio dos ecossistemas. Reconhecer causas e consequências da poluição.	Através do diálogo com os alunos e perante a análise detalhada de alguns diapositivos apresentados em powerpoint serão expostos aos alunos os seguintes conceitos/definições: ♦Poluição e seus efeitos; ♦Causas da poluição atmosférica; ♦Chuvas ácidas; ♦O aumento do efeito de estufa; ♦Consequências das chuvas ácidas.	Computador Projector multimédia Quadro branco Marcadores Ficha de trabalho	Teste diagnóstico formativo Teste de avaliação formativo

Na tabela 9, podemos observar uma planificação a longo prazo da unidade programática apresentada na tabela 8.

Tabela 9 – Planificação a longo prazo da unidade programática acima referida.

Conteúdos Conceptuais	Conteúdos Procedimentais	Conteúdos Atitudinais	Conceitos/ Palavras-chave	Número de aulas previstas
<p>1 Poluição e degradação de recursos</p> <p>1.1 Contaminantes da atmosfera, solo e água e seus efeitos fisiológicos</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Recolha e organização de dados sobre sistemas utilizados para diminuir as emissões para a atmosfera e tratamento de resíduos. • Apreciação crítica de informação veiculada pelos <i>media</i> e aplicação de conhecimentos para interpretar problemáticas com impacte social. 	<ul style="list-style-type: none"> • Reflexão e desenvolvimento de atitudes críticas, conducentes a tomadas de decisões fundamentadas, sobre problemas ambientais causados pela actividade humana. • Consciencialização das vantagens da reciclagem e reutilização de materiais como modo de evitar a contaminação (ar, solo e água) e o esgotamento dos recursos naturais. • Valorização dos avanços científicotecnológicos na preservação do meio ambiente. • Desenvolvimento de posturas interventivas e responsáveis, visando contribuir para a alfabetização científica dos membros da comunidade educativa sobre questões de impacte social para a comunidade local e/ou nacional. 	<p>Poluição</p> <p>/Poluente</p> <p>Contaminação</p> <p>Chuvas ácidas</p> <p>Efeito de estufa</p> <p>Ozono atmosférico</p> <p>Toxicidade</p> <p>Dose letal</p>	<p>4</p>

BIOLOGIA – 12º ANO
TESTE DIAGNÓSTICO - POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Nome: _____ Nº: _____

Idade: _____ Sexo: _____

1 – Considere os seguintes factos (Matias *et al.*, 2009).

- A) Cada cidadão da União Europeia produz, anualmente, cerca de 2,5 toneladas de dióxido de carbono (CO₂). Cada cidadão dos Estados Unidos da América produz cerca de 5,5 toneladas no mesmo período.
- B) Durante o ano de 1989, o ar da cidade de Los Angeles foi considerado impróprio durante 148 dias consecutivos.
- C) Os casos de cancro da pele, sobretudo de melanoma, têm vindo a aumentar nas últimas décadas a um ritmo muito rápido.

1.1 – A que se poderá dever a diferença referida em A? **Assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) ___ O número de centrais hídricas nos Estados Unidos é maior.
- b) ___ A gasolina na União Europeia é mais barata.
- c) ___ O número de veículos movidos a combustíveis fósseis é mais elevado nos Estados Unidos do que na União Europeia.
- d) ___ Os Estados Unidos possuem um maior número de indústrias emissoras de CO₂ do que a União Europeia.

1.2 - Indique uma causa possível para a degradação do ar em cidades como Los Angeles. **Assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) ___ A existência de barcos à vela em Los Angeles.
- b) ___ Um número reduzido de veículos motorizados em circulação em Los Angeles.
- c) ___ Os motores dos carros eléctricos existentes nos Estados Unidos.
- d) ___ Um número elevado de veículos motorizados em circulação em Los Angeles.

1.3 - Qual a relação entre a poluição atmosférica e o aumento da incidência de cancro de pele. **Assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) Um aumento da poluição atmosférica pode provocar uma diminuição na incidência da doença.
- b) O aumento da incidência do cancro da pele é devido ao uso exagerado de exames médicos.
- c) Um aumento da poluição atmosférica pode provocar um aumento na incidência da doença.
- d) Não existe nenhuma relação entre a poluição atmosférica e o aumento da incidência do cancro de pele.

2 – Desde há vários anos que os cientistas determinam os níveis médios de CO₂ na troposfera, inserindo tubos de metal em profundidade na calote polar da Antártida. As amostras de gelo obtidas por este processo são formadas por várias camadas sobrepostas, que contêm bolhas de ar com vários milhares de anos. As camadas mais profundas, bem como as bolhas de ar que contém, são as mais antigas. Pela espessura das camadas, os cientistas estimam as temperaturas médias e os níveis de CO₂ atmosférico durante os últimos 150 mil anos (Figura 1).

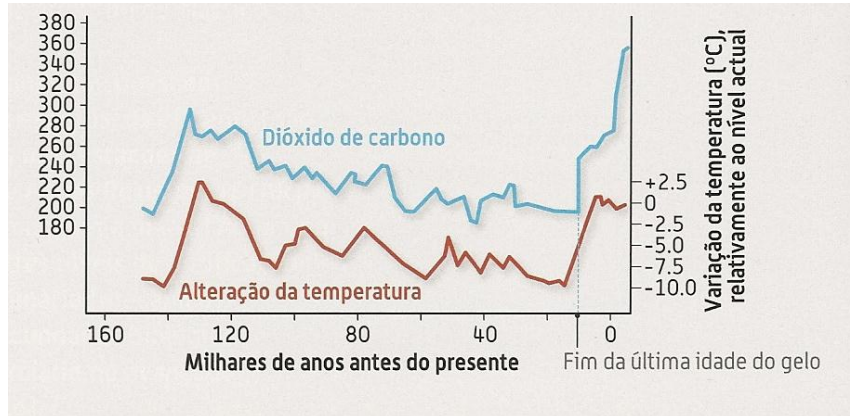


Figura 1 – Variação da temperatura e dos níveis de CO₂ no planeta Terra (retirado de Matias *et al.*, 2009).

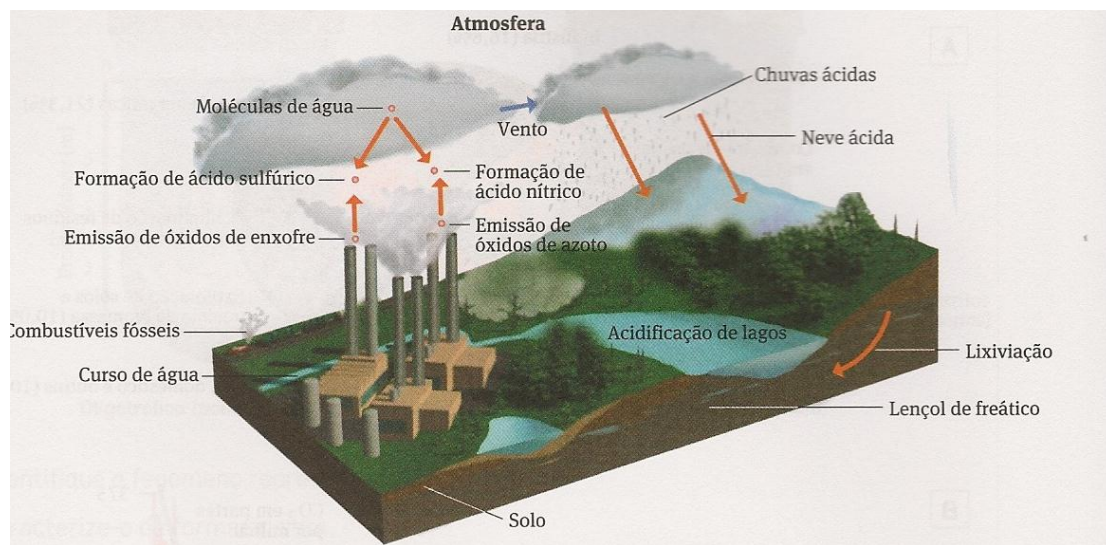
2.1 – Observe, atentamente a Figura 1 e **assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) A temperatura e os níveis de CO₂ apresentam variações cíclicas.
- b) A temperatura e os níveis de CO₂ não apresentam variações cíclicas.
- c) Existe uma relação directa entre a temperatura e os níveis de CO₂.
- d) Existe uma relação indirecta entre a temperatura e os níveis de CO₂.

2.2 - Indique as) causa(s) para o grande aumento da concentração de CO₂ nos últimos séculos. **Assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) ___ O aparecimento da agricultura.
- b) ___ O aparecimento da indústria.
- c) ___ O aparecimento do fogo.
- d) ___ O sedentarismo humano.

3 – Na figura 2, ilustram-se as principais fontes emissoras de gases que estão na base da formação das chuvas ácidas (Ribeiro *et al.*, 2009).



3.1– Refira quais as principais fontes de emissão de gases tóxicos para a atmosfera.

- a) Agricultura. ___
- b) Pecuária. ___
- c) Silvicultura. ___
- d) Indústrias. ___

(Assinale a opção correcta)

3.2 - Dos gases que constam na figura, indique os que estão na origem das chuvas ácidas.

- a) Água ___
- b) Óxidos de azoto ___
- c) Óxidos de enxofre ___
- d) Azoto ___

(Assinale as opções correctas)

3.3 - As afirmações seguintes são relativas a algumas etapas que estão na base da origem das chuvas ácidas. **Coloque-as por ordem cronológica de acontecimento.**

- A) – Diminuição do pH da água das chuvas.
- B) – Reacção dos compostos químicos emitidos com o vapor de água atmosférico.
- C) – Precipitação sob a forma de chuva ou neve, por exemplo.
- D) – Emissão para a atmosfera de gases como o NO₂ e o SO₂.
- E) – Formação de ácido nítrico e ácido sulfúrico.

3.4 – Refira dois impactes negativos das chuvas ácidas nos ecossistemas.

- a) Degradação de florestas ____
- b) Contaminação de lagos ____
- c) Maior precipitação. ____
- d) Alteração da Climatologia. ____

(Assinale as opções correctas)

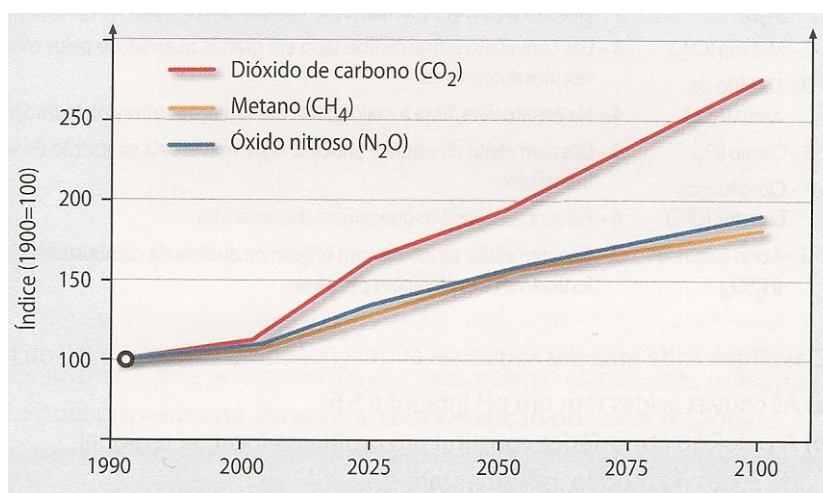
4 – Os poluentes atmosféricos, com origem em diversas fontes, exercem múltiplos efeitos sobre a saúde e os ecossistemas. Faça corresponder uma letra da coluna I a cada uma das afirmações da coluna II (Osório, 2009).

COLUNA I	COLUNA II
A – Monóxido de carbono (CO)	1 – hidrocarboneto com efeito de estufa, produzido em explorações pecuárias e plantações de arroz.
B – Óxido nitroso (N ₂ O)	2 – Poluente primário, com origem na queima de combustíveis fósseis, e que origina um poluente secundário por reacção com o vapor de água atmosférico.
C – Metano (CH ₄)	3 – Gás com efeito asfixiante, libertado em grande quantidade pelos escapes dos veículos automóveis.
D – Dióxido de azoto (NO ₂)	4 – Na estratosfera, filtra a maior parte das radiações ultravioleta do Sol.
E – Ozono (O ₃)	5 – Gás com efeito de estufa e principal responsável pela rarefacção do ozono estratosférico.
F – Clorofluorcarbonetos (CFC)	6 – Poluente secundário que origina chuvas ácidas.
G – Ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄)	7 – Gás com efeito de estufa, com origem na queima de combustíveis fósseis, em fertilizantes e explorações pecuárias.

5 - Classifique cada uma das seguintes afirmações como verdadeira (V) ou falsa (F) (Osório, 2009).

- a) As chuvas ácidas têm um pH inferior a 5,6. ____
- b) A poluição atmosférica constitui um problema local ou regional de zonas do mundo industrializadas. ____
- c) As chuvas ácidas afectam apenas os ecossistemas terrestres. ____
- d) O metano é um gás com efeito de estufa que resulta, essencialmente, da queima de combustíveis fósseis em centrais termoeléctricas. ____
- e) Os CFC são gases estáveis na troposfera, mas instáveis na estratosfera. ____
- f) A rarefacção do ozono estratosférico tem como principal consequência o aquecimento global do planeta por intensificação do efeito de estufa. ____
- g) O aumento da frequência de cancro de pele e de problemas oculares está relacionado com a rarefacção do ozono estratosférico. ____
- h) O N_2O é um poluente primário que origina chuvas ácidas. ____

6 - O gráfico que se segue ilustra uma estimativa de emissão de três gases produzidos por actividades humanas (Osório, 2009).



6.1 – Faça corresponder um dos gases do gráfico às seguintes fontes:

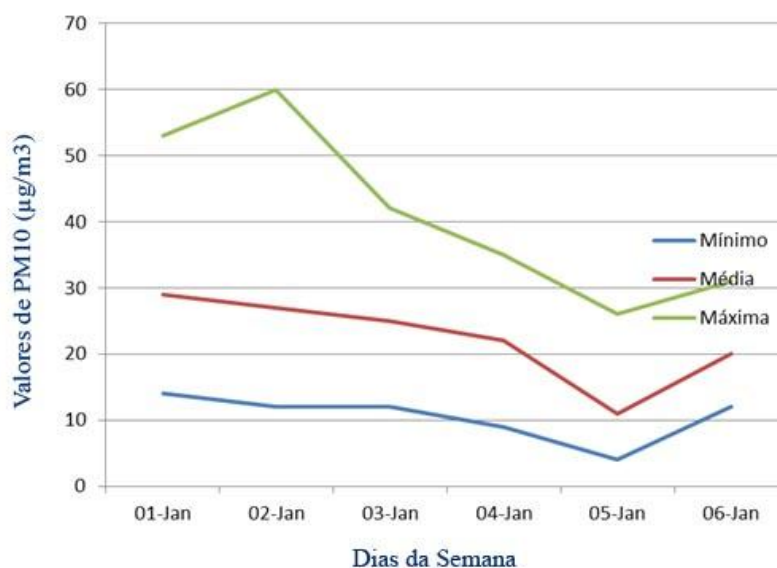
- A) Queima de combustíveis fósseis e produção/utilização de fertilizantes agrícolas.
- B) Queima de combustíveis fósseis e fogos florestais.
- C) Fugas de gasodutos, explorações pecuárias e plantações de arroz.

6.2 – Preveja quais as consequências ambientais da evolução da emissão de gases representada na figura.

- a) - Diminuição da temperatura global do planeta. ____
- b) - Aquecimento global do planeta. ____
- c) - Aumento do nível dos oceanos. ____
- d) - Alterações na estrutura dos ecossistemas. ____

(Assinale as respostas correctas)

7- Observe a figura seguinte, onde se registam os valores médios, máximos e mínimos de PM_{10} , libertados em Aveiro, entre 1 e 6 de Janeiro de 2011. Os valores de PM_{10} são registados em $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Os dados são provisórios e fornecidos pela CCRDC.



7.1 – Em que dia do mês de Janeiro, foi detectada a quantidade máxima de PM_{10} ?

7.2 – Procure uma explicação para o aumento do nível máximo das PM_{10} , entre 1 e 2 de Janeiro?

7.3 – Indique as principais fontes das PM_{10} .

BIOLOGIA – 12º ANO

TESTE DE AVALIAÇÃO FORMATIVA - POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Nome: _____ Nº: _____

Idade: _____ Sexo: _____

1 – Considere os seguintes factos (Matias *et al.*, 2009).

A - Cada cidadão da União Europeia produz, anualmente, cerca de 2,5 toneladas de dióxido de carbono (CO₂). Cada cidadão dos Estados Unidos da América produz cerca de 5,5 toneladas no mesmo período.

B - Durante o ano de 1989, o ar da cidade de Los Angeles foi considerado impróprio durante 148 dias consecutivos.

C - Os casos de cancro da pele, sobretudo de melanoma, têm vindo a aumentar nas últimas décadas a um ritmo muito rápido.

1.1 – A que se poderá dever a diferença referida em A? **Assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) O número de centrais hídricas nos Estados Unidos é maior.
- b) A gasolina na União Europeia é mais barata.
- c) O número de veículos movidos a combustíveis fósseis é mais elevado nos Estados Unidos do que na União Europeia.
- d) Os Estados Unidos possuem um maior número de indústrias emissoras de CO₂ do que a União Europeia.

1.2 - Indique uma causa possível para a degradação do ar em cidades como Los Angeles. **Assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) A existência de barcos à vela em Los Angeles.
- b) Um número reduzido de veículos motorizados em circulação em Los Angeles.
- c) Os motores dos carros eléctricos existentes nos Estados Unidos.
- d) Um número elevado de veículos motorizados em circulação em Los Angeles.

1.3 - Qual a relação entre a poluição atmosférica e o aumento da incidência de cancro de pele. **Assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) Um aumento da poluição atmosférica pode provocar uma diminuição na incidência da doença.
- b) O aumento da incidência do cancro da pele é devido ao uso exagerado de exames médicos.
- c) Um aumento da poluição atmosférica pode provocar um aumento na incidência da doença.
- d) Não existe nenhuma relação entre a poluição atmosférica e o aumento da incidência do cancro de pele.

2 – Desde há vários anos que os cientistas determinam os níveis médios de CO₂ na troposfera, inserindo tubos de metal em profundidade na calote polar da Antártida. As amostras de gelo obtidas por este processo são formadas por várias camadas sobrepostas, que contêm bolhas de ar com vários milhares de anos. As camadas mais profundas, bem como as bolhas de ar que contém, são as mais antigas. Pela espessura das camadas, os cientistas estimam as temperaturas médias e os níveis de CO₂ atmosférico durante os últimos 150 mil anos (Figura 1).

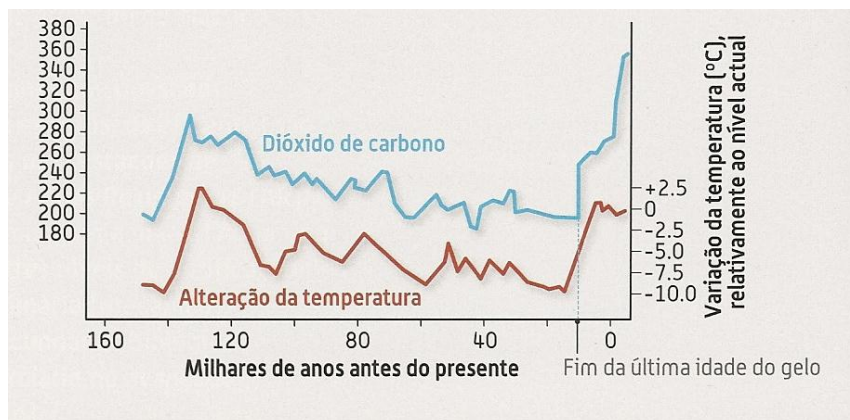


Figura 1 – Variação da temperatura e dos níveis de CO₂ no planeta Terra (retirado de Matias *et al.*, 2009).

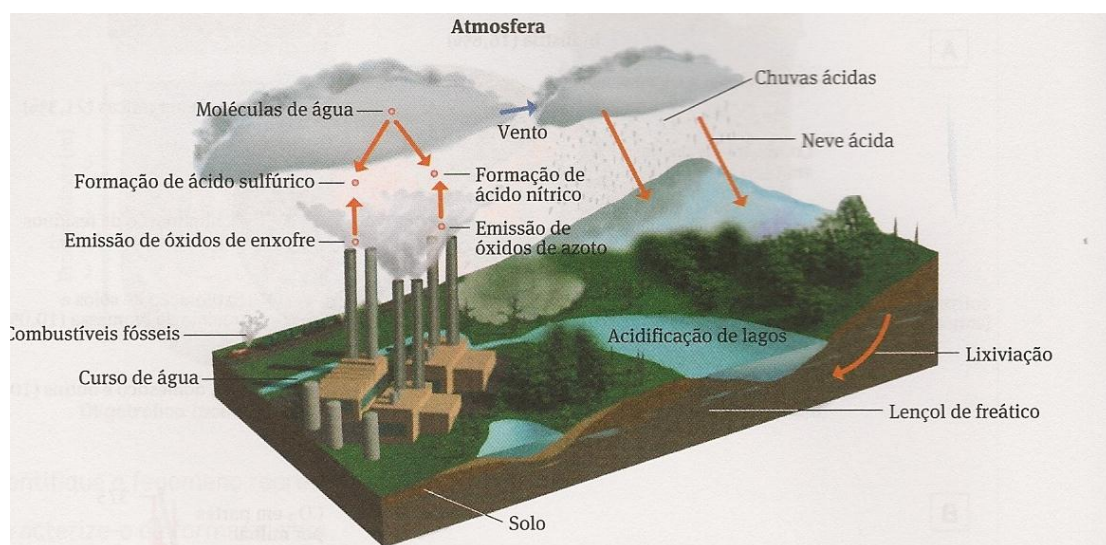
2.1 – Observe, atentamente a Figura 1 e **assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) A temperatura e os níveis de CO₂ apresentam variações cíclicas.
- b) A temperatura e os níveis de CO₂ não apresentam variações cíclicas.
- c) Existe uma relação directa entre a temperatura e os níveis de CO₂.
- d) Existe uma relação indirecta entre a temperatura e os níveis de CO₂.

2.2 - Indique as) causa(s) para o grande aumento da concentração de CO₂ nos últimos séculos. **Assinale com X a(s) opção(ões) correcta(s).**

- a) O aparecimento da agricultura.
- b) O aparecimento da indústria.
- c) O aparecimento do fogo.
- d) O sedentarismo humano.

3 – Na figura 2, ilustram-se as principais fontes emissoras de gases que estão na base da formação das chuvas ácidas (Ribeiro *et al.*, 2009).



3.1– Refira quais as principais fontes de emissão de gases tóxicos para a atmosfera.

- a) Agricultura. ____
- b) Pecuária. ____
- c) Silvicultura. ____
- d) Indústrias. ____

(Assinale a opção correcta)

3.2 - Dos gases que constam na figura, indique os que estão na origem das chuvas ácidas.

- a) Água ____
- b) Óxidos de azoto ____
- c) Óxidos de enxofre ____
- d) Azoto ____

(Assinale as opções correctas)

3.3 - As afirmações seguintes são relativas a algumas etapas que estão na base da origem das chuvas ácidas. **Coloque-as por ordem cronológica de acontecimento.**

- A) – Diminuição do pH da água das chuvas.
- B) – Reacção dos compostos químicos emitidos com o vapor de água atmosférico.
- C) – Precipitação sob a forma de chuva ou neve, por exemplo.
- D) – Emissão para a atmosfera de gases como o NO₂ e o SO₂.
- E) – Formação de ácido nítrico e ácido sulfúrico.

3.4 – Refira dois impactes negativos das chuvas ácidas nos ecossistemas.

- a) Degradação de florestas. ____
- b) Contaminação de lagos. ____
- c) Maior precipitação. ____
- d) Alteração da Climatologia. ____

(Assinale as opções correctas)

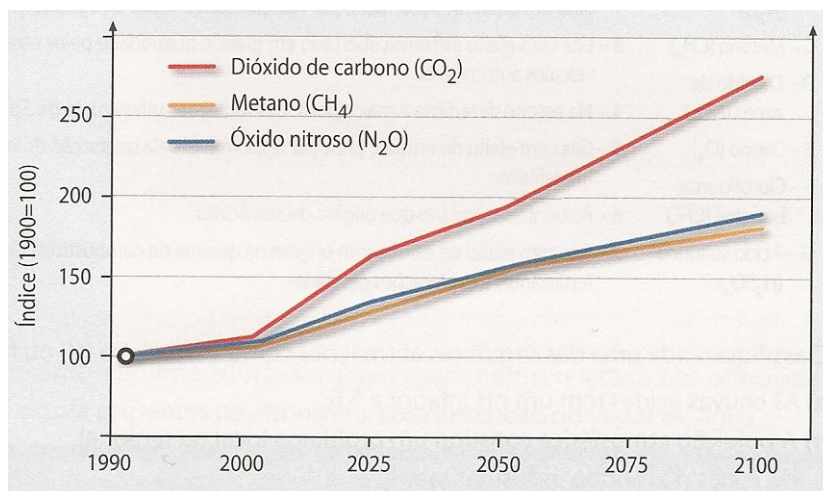
4 – Os poluentes atmosféricos, com origem em diversas fontes, exercem múltiplos efeitos sobre a saúde e os ecossistemas. Faça corresponder uma letra da coluna I a cada uma das afirmações da coluna II (Osório, 2009).

COLUNA I	COLUNA II
A – Monóxido de carbono (CO)	1 – hidrocarboneto com efeito de estufa, produzido em explorações pecuárias e plantações de arroz.
B – Óxido nitroso (N ₂ O)	2 – Poluente primário, com origem na queima de combustíveis fósseis, e que origina um poluente secundário por reacção com o vapor de água atmosférico.
C – Metano (CH ₄)	3 – Gás com efeito asfixiante, libertado em grande quantidade pelos escapes dos veículos automóveis.
D – Dióxido de azoto (NO ₂)	4 – Na estratosfera, filtra a maior parte das radiações ultravioleta do Sol.
E – Ozono (O ₃)	5 – Gás com efeito de estufa e principal responsável pela rarefacção do ozono estratosférico.
F – Clorofluorcarbonetos (CFC)	6 – Poluente secundário que origina chuvas ácidas.
G – Ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄)	7 – Gás com efeito de estufa, com origem na queima de combustíveis fósseis, em fertilizantes e explorações pecuárias.

5 - Classifique cada uma das seguintes afirmações como verdadeira (V) ou falsa (F) (Osório, 2009).

- a) As chuvas ácidas têm um pH inferior a 5,6. ____
- b) A poluição atmosférica constitui um problema local ou regional de zonas do mundo industrializadas. ____
- c) As chuvas ácidas afectam apenas os ecossistemas terrestres. ____
- d) O metano é um gás com efeito de estufa que resulta, essencialmente, da queima de combustíveis fósseis em centrais termoelétricas. ____
- e) Os CFC são gases estáveis na troposfera, mas instáveis na estratosfera. ____
- f) A rarefacção do ozono estratosférico tem como principal consequência o aquecimento global do planeta por intensificação do efeito de estufa. ____
- g) O aumento da frequência de cancros de pele e de problemas oculares está relacionado com a rarefacção do ozono estratosférico. ____
- h) O N_2O é um poluente primário que origina chuvas ácidas. ____

6 - O gráfico que se segue ilustra uma estimativa de emissão de três gases produzidos por actividades humanas (Osório, 2009).



6.1 – Faça corresponder um dos gases do gráfico às seguintes fontes:

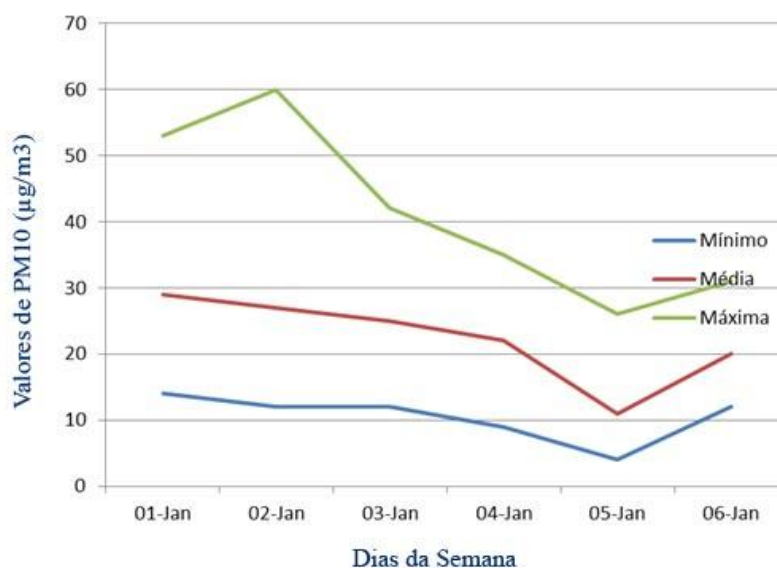
- a) Queima de combustíveis fósseis e produção/utilização de fertilizantes agrícolas.
- b) Queima de combustíveis fósseis e fogos florestais.
- c) Fugas de gasodutos, explorações pecuárias e plantações de arroz.

6.2 – Preveja quais as consequências ambientais da evolução da emissão de gases representada na figura.

- a) - Diminuição da temperatura global do planeta. ____
- b) - Aquecimento global do planeta. ____
- c) - Aumento do nível dos oceanos. ____
- d) - Alterações na estrutura dos ecossistemas. ____

(Assinale as respostas correctas)

7- Observe a figura seguinte, onde se registam os valores médios, máximos e mínimos de PM_{10} , libertados em Aveiro, entre 1 e 6 de Janeiro de 2011. Os valores de PM_{10} são registados em $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Os dados são provisórios e fornecidos pela CCRDC.



7.1 – Em que dia do mês de Janeiro, foi detectada a quantidade máxima de PM_{10} ?

7.2 – Procure uma explicação para o aumento do nível máximo das PM_{10} , entre 1 e 2 de Janeiro?

7.3 – Indique as principais fontes das PM_{10} .

4.3 – Caracterização dos participantes

Trata-se de uma turma do 12º ano, com 14 alunos inscritos na disciplina de Biologia. São discentes que revelam poucos hábitos de trabalho, apresentando algumas disciplinas em atraso, especialmente Matemática e Física e Química A. Os discentes, na sua maioria, não sabem o que querem fazer pós 12º ano, nem que áreas do saber querem seguir. São alunos com um fraco rendimento escolar que mostram alguma infantilidade, quer no comportamento, quer nas atitudes que evidenciam nas aulas.

Da análise da Figura 12, dos resultados obtidos pelos alunos no teste diagnóstico/teste de avaliação formativa, podemos concluir que:

Os alunos apresentam grandes dificuldades na compreensão e interpretação de textos escritos, não conseguindo extrair as ideias primordiais, nem utilizá-las em novas situações. Assim se explica a variação dos resultados relativamente às questões 1.1/1.2/1.3. Apesar de serem questões abertas, só houve uma melhoria dos resultados após terem sido explicadas ao pormenor as afirmações adjacentes às questões.

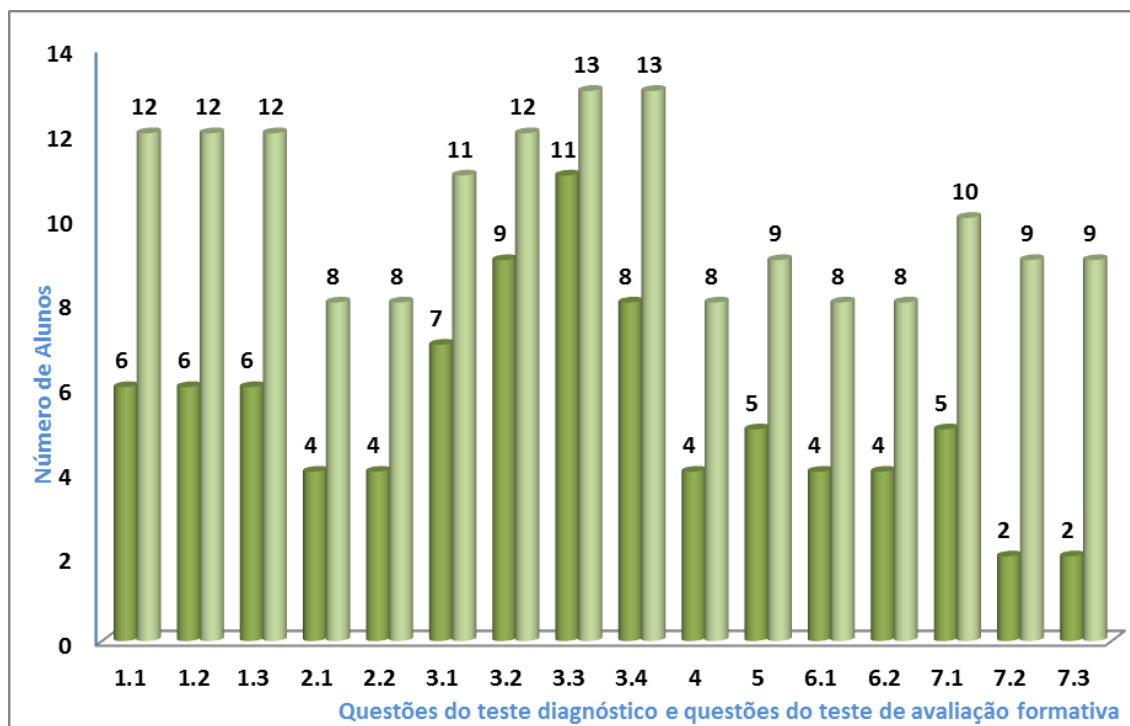


Figura 12 - Análise dos resultados do Teste Diagnóstico versus Teste de Avaliação Formativo.

Quanto às questões 2.1 e 2.2, os discentes , tal como foi dito anteriormente evidenciam dificuldades na interpretação e compreensão de gráficos, não conseguindo retirar as informações fundamentais dos mesmos.

Tal como na questão anterior, somente com a explicação do docente houve alguma melhoria dos resultados, no entanto, apenas houve cerca de 50% de respostas correctas no Teste de Avaliação Formativo.

Relativamente às questões 3.1/3.2/3.3/3.4, os resultados obtidos foram mais satisfatórios. Uma vez que estes alunos são pouco trabalhadores, raramente fazendo um estudo diário das várias disciplinas, estes resultados podem ser justificados pelo facto de na altura da apresentação do Teste Diagnóstico/Teste de Avaliação Formativo, já terem sido leccionados estes temas nas aulas de Química.

Na questão 4, o facto dos alunos apresentarem uma falta de pré-requisitos básicos de Química, explica os resultados obtidos.

Na questão 5, a falta de bases em Química conjugada com a dificuldade de interpretação de textos é a justificação para o baixo número de alunos que acertaram a questão.

Nas questões 6.1/6.2 e 7.1/7.2/7.3, a dificuldade na interpretação de gráficos por parte dos discentes justifica o número reduzido de respostas correctas no Teste Diagnóstico. Depois de explicados e interpretados os gráficos, houve uma melhoria acentuada de resultados no Teste de Avaliação Formativo.

Podemos, em resumo, dizer que apesar de todos os problemas manifestados pelos elementos desta turma, houve uma melhoria dos resultados obtidos no teste de avaliação formativo, relativamente aos resultados obtidos no teste diagnóstico.

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVA DE TRABALHO FUTURO

Este trabalho permitiu analisar a quantidade de partículas poluentes existentes em locais seleccionados das cidades de Aveiro e de Coimbra. Esses dados foram obtidos através da recolha de amostras de folhas de *Nerium oleander L.*, vulgarmente conhecido por loendro, que acumulam na superfície das suas folhas quantidades variáveis de partículas poluentes. Estas apresentam diversas origens, desde naturais, provenientes, por exemplo, dos solos e das rochas, a antropogénicas, com origem na combustão dos motores, desgaste dos pneus, uso dos travões dos veículos automóveis e a actividade fabril.

Aquelas partículas são prejudiciais ao ambiente e à saúde e qualidade de vida dos seres vivos. Relativamente à saúde humana, podem causar problemas de saúde de diversa índole, por exemplo, no sistema circulatório e no sistema respiratório.

No laboratório do Departamento de Ciências da Terra, da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, procedeu-se à medição da magnetização remanescente isotérmica, (MRI), após aplicação de campos magnéticos a 1 T, -25 mT, -100 mT e -300 mT, para as folhas da colheita de 2009 e para 1 T, 300 mT e -300 mT, para as folhas colhidas em Janeiro e Fevereiro deste ano.

Os valores de S_{-300} permitiram concluir que, nas colheitas efectuadas em 2009 e em 2011, os valores de S_{-300} são próximos da unidade, o que indica que a magnetização remanescente é dominada por minerais ferrimagnéticos “soft”, do tipo da magnetite ou da maghemite..

Neste trabalho, através da análise dos valores de magnetização remanescente isotérmica a 1 tesla (MRI_{1T}), podemos concluir que, em média, os valores de IRM_{1T} são mais elevados, em locais onde o tráfego automóvel é mais intenso e contínuo.

Quanto ao estudo da citotoxicidade das partículas poluentes, apenas concentrações de partículas superiores a 1000 $\mu\text{g/l}$ produziram um efeito de decréscimo na viabilidade celular das células do baço provenientes de três murgaranhos. Se as concentrações dessas partículas baixarem, parece haver uma estimulação na proliferação das células. Esta hipótese está a ser investigada recorrendo a outros testes, que possam complementar estes resultados.

Na componente pedagógica concluiu-se que os discentes descobriram por si próprios as dúvidas sobre as diferentes matérias apresentadas e procuraram autonomamente superar essas dificuldades.

No futuro, seria interessante um trabalho de campo de maior duração, com recolha nas duas cidades de amostras de loendro numa maior área, feitas trimestralmente, estabelecendo uma relação entre os diversos tipos de partículas aprisionados nas amostras de loendro, com a morbilidade apresentada pelos habitantes das duas cidades, especialmente tendo em atenção as doenças do sistema cárdio-respiratório.

Quanto à parte pedagógica, seria uma mais-valia fazer uma análise dos conhecimentos apresentados pelos alunos em mais turmas e em diferentes anos, para se obter uma informação mais detalhada sobre a evolução dos seus conhecimentos relativos à poluição.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alexandre, F., Diogo, J. (1990) – Didáctica da Geografia – Contributos para uma educação no ambiente, Coleção Educação Hoje, Texto Editora, Lisboa.

Auffan, M., Decome, L., Rose, J., Orsiere, T., Meo, M., Briosis, V., Chaneac, C., Olivi, L., Berge-Lefranc, J., Botta, A., Wiesner, M., Bottero, J. (2006). In Vitro Interactions between DMSA-Coated Maghemite Nanoparticles and Human Fibroblasts: A Physicochemical and Cytotoxicity Study. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 4367-4373.

Bache, C.A., Gutenmann, W.H., Rutzke, M., Chu, G., Elfving, D.C., Lisk, D.J. (1991). Concentrations of metals in grasses in the vicinity of a municipal refuse incinerator. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 20, 4, 538-542.

Bargagli, R. (1998). Trace Elements in Terrestrial Plants: an Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery, Springer-Verlag, Berlin.

Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H., Taylor, G. (2000). Effective tree species for local air quality management. *Journal of Arboriculture*, 26, 13-19.

Beckwith, P.R., Ellis, J.B., Revitt, D.M., Oldfield, F. (1986). Heavy-metal and magnetic relationships for urban source sediments. *Physics of the Earth and Planetary Interiors*, 42, 67-75.

Beelen, R., Hoek, G., Van den Brandt, P.A., Goldbohm, R.A., Fischer, P., Schouten, L. (2008). Long-term exposure to traffic-related air pollution and lung cancer risk. *Epidemiology*, 19, 702-710.

Beeson, W.L., Abbey, D.E., Knutsen, S.F. (1998). Long term concentrations of ambient air pollutants and incident lung cancer in Californian adults: results from AHSMOG study. *Environmental Health Perspectives*, 106, 12, 813-822.

Bermudez, E., Mangum, J.B., Wong, B.A., Asgharian, B., Hext, P.M., Warheit, D.B., Everitt, J.I. (2004). Pulmonary Responses of Mice, Rats, and Hamsters to Subchronic Inhalation of Ultrafine Titanium Dioxide Particles. *Toxicol. Sci.*, 77, 347-357.

Bityukova, L., Scholger, R., Birke, M. (1999). Magnetic susceptibility as indicator of environmental pollution of soils in Tallin. *Physics and Chemistry of the Earth Part A – Solid Earth and Geodesy*, 24, 829-835.

Blaha, U., Appel, E., Stanjek, H. (2008). Determination of anthropogenic boundary depth in industrially polluted soil and semi-quantification of heavy metal loads using magnetic susceptibility. *Environmental Pollution*, 156, 278-289.

Blundell, A., Hannam, J.A., Dearing, J.A., Boyle, J.F. (2009). Detecting atmospheric pollution in surface soils using magnetic measurements: A reappraisal using England and Wales database. *Environmental Pollution*, 157, 2878-2890.

Boubel, R., Fox, D. (1973). *Fundamentals of Air Pollution*, Third Edition, Academic Press, United States of America.

Boyko, T., Scholger, R., Stanjek, H. (2004). Topsoil magnetic susceptibility mapping as a tool for pollution monitoring: repeatability of in situ measurements. *Journal of Applied Geophysics*, 55, 249-259.

- Brauer, M., Lencar, C., Tamburic, L., Koehoorn, M., Demers, P., Karr, C. (2008). A Cohort study of traffic-related air pollution impacts on birth outcomes. *Environ. Health Perspect.*, 116, 680–686.
- Brown, J.S., Zeman, K. L., Bennett, W.D. (2002). Ultrafine particle deposition and clearance in the healthy and obstructed lung. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 166, 1240-1247.
- Burg, J.P.; Iglesias, M.; Laurent, P.; Matte, P., Ribeiro, A. (1981). Variscan intracontinental deformation: the Coimbra – Córdoba Shear Zone (SW Iberian Peninsula). *Tectonophysics*, 78, 15–42.
- Burr, M.L., Karani, G., Davies, B., Holmes, B., Williams, K.(2004). Effects on respiratory health of a reduction in air pollution from vehicle exhaust emissions. *Occup. Environ. Med.*, 61, 212-218.
- Businger, J.A. (1986). Evaluation of the accuracy with which dry deposition can be measured with current micrometeorological techniques. *Journal of Applied Meteorology*, 25, 1100-1124.
- Caffrey, P.F., Ondov, J.M., Zufall, M.J., Davidson, C.L. (1998). Determination of size-dependent dry particle deposition velocities with multiple intrinsic elemental tracers. *Environmental Science and Technology*, 32 (11), 1615-1622.
- Calderón-Garcidueñas, L., Reed, W., Maronpot, R.R., Henríquez-Roldán, C., Delgado-Chavez, R., Calderón-Garcidueñas, A., Dragustinovis, I., Franco-Lira, M., Aragón-Flores, M., Solt, A.C., Altenburg, M., Torres-Jardón, R., Swenberg, J.A. (2004). Brain inflammation and Alzheimer's-like pathology in individuals exposed to severe air pollution. *Toxicologic Pathology*, 32 (6), 650-658.
- Calderón-Garciadueñas, L., Mora – Tiscareño, A., Fordham, L.A., Chung, C.J., Valencia, G., Flores-Gómez S. (2006). Lung radiology and pulmonary function of children chronically exposed to air pollution. *Environ. Health Perspect*, 114, 1432-1437.
- Charlesworth, S.M., Lees, J.A. (1999). Particulate-associated heavy metals in the urban environment: their transport from source to deposit, Coventry, UK. *Chemosphere*, 39, 833-848.
- Colls, J. (2002) – Air pollution. Spon Press, London.
- Chen, X., Schluesener, H.J. (2008). Nanosilver: a nanoparticle in medical application. *Toxicol. Lett.*, 176 (1), 1-12.
- Clouter, A., Brown, D., Hohr, D., Borm, P., Donaldson, K. (2001). Inflammatory effects of respirable quartz collected in workplaces versus standard DQ12 quartz: particle surface correlates. *Toxicol. Sci.*, 63, 90-98.
- Costa, F.S., Gonçalves, A.B. (2004). Educação ambiental e cidadania: Os desafios da escola de hoje. *Actas dos ateliers do V Congresso Português de Sociologia*, Braga, 33-40.
- Dai, W., Davidson, C.L., Etyemezian, V., Zufall, M. (2001). Wind tunnel studies of particle transport and deposition in turbulent boundary flows. *Aerosol Science and Technology*, 35 (5), 887-898.
- D'Amato, G. (2002). Environmental urban factors (air pollution and allergens) and the rising trends in allergic respiratory diseases. *Allergy* 57 (Suppl.72), 30-33.
- Davila, A.F., Rey, D., Mohamed, K., Rubio, B., Guerra, A.P. (2006). Mapping the sources of urban dust in a coastal environment by measuring magnetic parameters of *Platanus hispanica* leaves. *Environmental Science and Technology*, 40, 3922-3930.

- Dejmek, J., Sekevan, S.G., Benes, I., Solanský, I., Srám, R.J. (1999). Fetal growth and maternal exposure to particulate matter during pregnancy. *Environ. Health Perspect*, 113, 375-82.
- De Miguel, Llamas, J.F., Chacon, E., Berg, T., Larssen, S., Røyset, O., Vadset, M. (1997). Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmospheric Environment*, 31 (17), 2733–2740.
- DeNicola, F., Maisto, G., Prati, M.V., Alfani, A. (2008). Leaf accumulation of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in *Quercus ilex L.* *Environ. Pollut.*, 153, 376-383.
- Dockery, D.W., Pope, C.A. III, Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E. (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New Engl. J. Med.* , 329, 1753–1759.
- Donaldson, K., Li, X.Y., MacNee, W. (1998). Ultrafine (nanometre) particle mediated lung injury. *Journal of Aerosol Science*, 29, 553-560.
- Durza, O. (1999). Heavy metals contamination and magnetic susceptibility in soils around metallurgical plant. *Physics and Chemistry of the Earth Part A – Solid Earth and Geodesy*, 24, 541-543.
- Eriksson, M., Jacobson, S. (2000). Tribological surfaces of organic brake pads. *Tribology International*, 33, 817-827.
- Esteves, L.M. (1998) – *Da Teoria à Prática: Educação Ambiental com as Crianças Pequenas – O Fio da História*. Porto Editora, Porto.
- Fang, G.-C., Chang, C.-N., Wu, Y.-S., Chen, M.-H., Ho, T.-T., Huang, S.-H. (2004). A study of metallic elements at suburban and industrial regions in Central Taiwan during 2002-2003. *Atmospheric Research*, 70, 131-142.
- Fernandes, J.A. (1983) – *Manual de Educação Ambiental, Col. O Ambiente e o Homem*, Secretaria de Estado do Ambiente, Comissão Nacional do Ambiente – GEP, Lisboa.
- Fialova, H., Maier, G., Petrovskykapicka, A., Boyko, T., Scholger, R., MAGPROX Team (2006). Magnetic Properties of soils from sites with different geological and environmental settings. *Journal of Applied Geophysics*, 59, 273-283.
- Fernandes, J.S., Carvalho, A., Campos, J., Costa, L., Filho, G. (2009). Poluição atmosférica e efeitos respiratórios, cardiovasculares e reprodutivos na saúde humana – *Revista Medicina Minas Gerais*, 20 (1), 92–101.
- Flanders, P.J. (1994). Collection, measurement, and analysis of airborne magnetic particulates from pollution in the environment (invited). *Journal of Applied Physics*, 75, 5931-5936.
- Flanders, P.J. (1999). Identifying fly ash at a distance from fossil fuel power stations. *Environmental Science and Technology*, 33, 528-532.
- Foged, C., Brodin, B., Frokjaer, S., Sundblad, A. (2005). Particle size and surface charge affect particle uptake by human dendritic cells in an in vitro model. *Int. J. Pharm.*, 298, 315–322.
- Garg, B. D., Cadle, S. H., Mulawa, P.A.;Groblicki, P. J., Laroo, C., Parr, G. A. (2000). Brake wearparticulate emissions. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 21, 4463-4469.
- Gasser, M., Riediker, M., Mueller, L., Perrenoud, A., Blank, F., Gehr, P., Rothen-Rutishauser, B. (2009). Toxic effects of brake wear particles on epithelial lung cells in vitro. *Particle and Fibre Toxicology*, 6, 30.

- Gautam, P., Blaha, U., Appel, E., Neupane, G. (2004). Environmental magnetic approach towards the quantification of pollution in Kathmandu urban area, Nepal. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 29 (13-14). 973-984.
- Gautam, P., Blaha, H., Appel, E. (2005). Integration of magnetism and heavy metal chemistry of soils to quantify the environmental pollution in Kathmandu, Nepal. *The Island arc*, 14, 424-435.
- Geys, J., Coenegrachts, L., Vercammen, J., Engelborghs, Y., Nemmar, A., Nemery, B., Hoet, P.H.M. (2006). In vitro study of the pulmonary translocation of nanoparticles: a preliminary study. *Toxicol. Lett.*, 160, 218-226.
- Glikson, M., Rutherford, S., Simpson, R.W., Mitchell, C.A., Yago, A. (1995). Microscopic and submicron components of atmospheric particulate matter during high asthma periods in Brisbane, Queensland, Australia. *Atmospheric Environment*, 29, 549-562.
- Goddu, S.R., Appel, E., Jordanova, D., Wehland, F. (2004). Magnetic properties of road dust from Visakhapatnam (India) – relationship to industrial pollution and road traffic. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29, 985-995.
- Halsall, C.J., Maher, B.A., Karloukovski, V.V., Shah, P., Watkins, S.J. (2008). A novel approach to investigating indoor/outdoor pollution links: combined magnetic and PAH measurements. *Atmospheric Environment*, 42, 8902-8909.
- Hanesch, M., Scholger, R. (2002). Mapping of heavy metal loadings in soils by means of magnetic susceptibility measurements. *Environmental Geology*, 42, 857-870.
- Hansen, L.D., Silberman, D., Fisher, G.L. (1981). Crystalline components of stackcollected, size-fractionated coal fly ash. *Environmental Science and Technology*, 15, 1057-1062.
- Hay, K.L., Dearing, J.A., Baban, S.M.J., Loveland, P.J. (1997). A preliminary attempt to identify atmospherically-derived pollution particles in English topsoils from magnetic susceptibility measurements. *Phys Chem Earth*, 22, 207-210.
- Harrison, R.M., Chirgawi, M.B. (1989). The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants. I. Use of a filtered air growth cabinet. *Science of the Total Environment*, 83, 1-2, 13-34.
- Harrison, R.M., Jones, M. (1995). The chemical composition of airborne particles in the UK atmosphere. *Science of the Total Environment*, 168, 195-214.
- Heller, F., Strzyszczyk, Z., Magiera, T. (1998). Magnetic record of industrial pollution in forest soils of Upper Silesia Poland. *Journal of Geophysical Research*, 103, 17767-17774.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., Van den Brandt, P.A. (2002). Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*. 2002, 360, 1203-1209.
- Hoffmann, V., Knab, M., Appel, E. (1999). Magnetic susceptibility mapping of roadside pollution. *Journal of Geochemical Exploration*, 66, 313-326.
- Hu, X.F., Su, Y., Ye, R., Li, X.Q., Zhang, G.L. (2007). Magnetic properties of the urban soils in Shanghai and their environmental implications. *CATENA*, 70, 428-436.
- Huhn, G., Schulz, H., Staerk, H.J., Toelle, R., Scheuermann, G. (1995). Evaluation of regional heavy metal deposition by multivariate analysis of element contents in pine tree barks. *Water, Air, and Soil Pollution*, 84, 367-383.

- Hund-Rinke, K., Simon, M. (2006). Ecotoxic effect of photocatalytic active nanoparticles (TiO₂) on algae and daphnids. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 13(4), 225-232.
- Hunt, A., Jones, J., Oldfield, F. (1984). Magnetic measurements and heavy metals in atmospheric particulates of anthropogenic origin. *Science of the Total Environment*, 33, 129-139.
- Isaacson, C.W., Usenko, C.Y., Tanguay, R.L., Field, J.A. (2007). Quantification of Fullerenes by LC/ESI-MS and Its Application to in Vivo Toxicity Assays. *Anal. Chem.*, 79, 9091-9097.
- Jin, Y., Kannan, S., Wu, M., Zhao, J.X. (2007). Toxicity of luminescent silica nanoparticles to living cells. *Chem. Res. Toxicol.*, 20, 1126-1133.
- Kapicka, A., Petrovsky, E., Ustjak, S., Machackova, K. (1999). Proxy mapping of fly-ash pollution of soils around a coal-burning power plant: a case study in the Czech Republic. *Journal of Geochemical Exploration*, 66, 291-297.
- Kapicka, A., Jordanova, N., Petrovsky, E., Podrazsky, X. (2003). Magnetic study of weakly contaminated forest soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 148, 31-44.
- Kapicka, A., Petrovsky, E., Fialova, H., Podrazsky, X., Dvorak, I. (2008). High resolution mapping of antropogenic pollution in the Giant Mountains National park using soil magnetometry. *Studia Geophysica et Geodaetica*, 52, 271-284.
- Karr, C., Lumley, T., Schreuder, A., Davis, R., Larson, T., Ritz, B. (2007). Effects of subchronic and chronic exposure to ambient air pollutants on infant bronchiolitis. *Am. J. Epidemiol.*, 165, 553 – 560.
- Keyser, T.R., Natusch, D.F.S., Evans, C.A., Linton, R.W. (1978). Characterizing the surfaces of environmental particles. *Environmental Science and Technology*, 12 (7), 768-773.
- Kim, W., Doh, S.J., Yu, Y., Lee, M. (2008). Role of Chinese wind-blown dust in enhancing environmental pollution in Metropolitan Seoul. *Environmental Pollution*, 153, 333-341.
- Kim, W, Seong-Jae, D., Yongjae, Y. (2009). Anthropogenic contribution of magnetic particulates in urban roadside dust. *Atmospheric Environment*, 43, 3137-3144.
- Kinnersley, R.P., Farrington-Smith, J.G., Shaw, G., Minski, M.J. (1994). Aerodynamic characterization of model tree canopies in a wind tunnel. *Science of the Total Environment*, 157 (1-3), 29-33.
- Knab, M., Appel, E., Hoffmann, V. (2001). Separation of the anthropogenic portion of heavy metal contents along a highway by means of magnetic susceptibility and fuzzy c-means cluster analysis. *European Journal of environmental Engineering and Geophysics*, 6, 125-140.
- Knox, E.G. (2006). Roads, railways and childhood cancers. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 60, 136-141.
- Koller, K., Brown, T., Spurgeon, A., Levy, L. (2004). Recent developments in low-level lead exposure and intellectual impairment in children. *Environmental Health Perspectives*, 112, 987-994.
- Kreyling, W.G., Semmler, M., Erbe, F., Mayer, P., Takenaka, S., Schulz, H., Oberdörster, G., Ziesenis, A. (2002). Translocation of ultrafine insoluble iridium particles from lung epithelium to extrapulmonary organs is size dependent but very low. *J. Toxicol. Environ. Health Part A*, 65, 1513–1530.

- Lanphear, B.P., Dietrich, K., Auinger, P., Cox, C. (2000). Deficits in cognitive and academic skills associated with lead exposure occur at blood lead concentrations lower than 5 microg/dL. *Public Health Report*, 115, 530-531.
- Leocanet, H., Leveque, F., Arnbroisi, J.P. (2001). Magnetic properties of salt-marsh soils contaminated by iron industry emissions (southeast France). *Journal of Applied Geophysics*, 48, 67-81.
- Li, X.D., Poon, C.S., Liu, P.S.(2001). Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16, 1361-1368.
- Liu, S., Krewski, D., Shi, Y., Chen, Y., Burnett, R.T. (2007). Association between maternal exposure to ambient air pollutants during pregnancy and fetal growth restriction. *J. Expo. Sci. Epidemiol.*, 17, 426-432.
- Long, T. C., Saleh, N., Tilton, R. D., Lowry, G. V., Veronesi, B. (2006). Non-Photoactivated Titanium Dioxide Nanoparticles Produce Reactive Oxygen Species in Immortalized Mouse Microglia (BV2). *Environ. Sci. Technol.*, 40, 4346-4352.
- Loomis, D., Castillejos, M., Gold, D.R., McDonnell, W., Borja-Aburto, V.H. (1999). Air pollution and infant mortality in Mexico City. *Epidemiology*, 10, 118-123.
- Lourenço, A.M., Rocha, F., Gomes, C.R. (2012). Relationships between magnetic parameters, chemical composition and clay minerals of topsoils near Coimbra, central Portugal. *Nat. Haz. Earth Syst. Sci.*, 12, 1-11.
- Lu, S.G, Bai, S.Q.(2006). Study on the correlation of magnetic properties and heavy metals content in urban soils of Hangzhou City, China. *Journal of Applied Geophysics*, 60, 1-12.
- Magiera, T., Stryszcz, Z., Kapicka, A., Petrovsky, E. (2006). Discrimination of lithogenic and anthropogenic influences on topsoil magnetic susceptibility in Central Europe. *Geoderma*, 130, 299-311.
- Magiera, T., Lis, J., Nawrocki, J., Strzyszcz, Z., (2002). Podatność Magnetyczna Gleb Polski (Magnetic susceptibility of soils in Poland). IPIŚ PAN, Zabrze – Warszawa.
- Maher, B.A., Moore, C., Matzka, J. (2008). Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves. *Atmospheric Environment*, 42, 364-373.
- Manahan, S.E. (2000). *Environmental Chemistry*. Lewis Publisher, Boca Raton, Florida.
- Maricq, M. (1999). Examination of the size-resolved and transient nature of motor vehicle particle emissions. *Environmental Science and Technology*, 33, 1618-1626.
- Market, B.A. (1992). Establishing of "Reference Plant" for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting. *Water, Air, & Soil Pollut.*, 64, 533-538.
- Mar, T.F., Jansen, K., Shepherd, K., Lumley, T., Larson, T.V., Koenig, J.Q. (2005). Exhaled nitric oxide in children with asthma and short-term PM_{2.5} exposure in Seattle. *Environ. Health Perspect*, 113, 1791–1794.
- Mathee, A., Schirnding, Y.E.R., Levin, J., Ismail, A., Huntley, R., Cantrell, A.A. (2002). A survey of blood lead levels among young Johannesburg school children. *Environmental Research*, 90, 181-184.
- Matias, O., Martins, P. (2009). *Biologia 12 – Areal Editores, Porto*.

- Matscullat, J., Ottenstein, R., Reimann, C. (2000). Geochemical background – can we calculate it? *Environmental Geology*, 9, 990–1000.
- Matzka, J., Maher, B.A. (1999). Magnetic biomonitoring of roadside tree leaves: identification of spatial and temporal variations in vehicle-derived particulates. *Atmospheric Environment*, 33, 4565-4569.
- McIntosh, G., Paccard-Gómez, M., Osete, M.L. (2007). The magnetic properties of particles deposited on *Platanus hispanica* leaves in Madrid, Spain, and their temporal and spatial variations. *Science of the Total Environment*, 382, 135-146.
- Mendes, A., Pinheiro, E.; Rebelo, D. (2004) – Programa de Biologia do 12º ano, Direcção Geral de Inovação e de Desenvolvimento Curricular – Ministério da Educação, Lisboa.
- Micallef, A., Colls, J.J. (1999). Measuring and modeling the airborne particulate matter mass concentration in the street environment: model overview and evaluation. *Science of the Total Environment*, 235, 199-210.
- Mitchell, R., Maher, B.A. (2009). Evaluation and application of biomagnetic monitoring of traffic-derived particulate pollution. *Atmospheric Environment*, 43, 2095-2103.
- Montiel-Dávalos, A., Alfaro-Moreno, E., López-Marure, R. (2007). PM_{2,5} and PM₁₀ induce the expression of adhesion molecules and the adhesion of monocytic cells to human umbilical vein endothelial cells. *Inhal. Toxicol.*, 19 (1), 91–98.
- Moreno, E., Sagnotti, L., Dinarès-Turell, J., Winkler, A., Cascella, A. (2003). Biomonitoring of traffic air pollution in Rome using magnetic properties of tree leaves. *Atmospheric Environment*, 37, 2967-2977.
- Morgenstern, V., Zutavern, A., Cyrus, C., Brockow, I., Koletzko, S. (2007). Respiratory health and individual estimated exposure to traffic – related air pollutants in a cohort of young children. *Occup. Environ. Med.*, 64, 8–16.
- Morris, W.A., Morris, J.K., Versteeg, D.W., Bryant, A.E., Legzdins, B.E., McCarry, S., Marvin, C.H. (1995). Preliminary comparison between mutagenicity and magnetic susceptibility of respirable airborne particulates. *Atmospheric Environment*, 29, 3441–3450.
- Mullins, C.E. (1977). Magnetic susceptibility of the soil and its significance in soil science: a review. *Journal of Soil Science*, 28, 223-246.
- Muxworthy, A.R., Matzka, J., Petersen, N. (2001). Comparison of magnetic parameters of urban atmospheric particulate matter with pollution and meteorological data. *Atmospheric Environment*, 35, 4379-4386.
- Muxworthy, A.R., Matzka, J., Davila, A.F., Petersen, N. (2003). Magnetic signature of daily sampled urban atmospheric particles. *Atmospheric Environment*, 37, 4163-4169.
- Needleman, H.L., Landrigan, P. (2004). What level of lead in blood is toxic for a child? (Letter). *American Journal of Public Health*, 94, 8.
- Nel, A., Xia, T., Madler, L. Li, N. (2006). Toxic potential of materials at the nanolevel. *Science*, 311, 622-627.
- Nemmar, A., Inuwa, I.M. (2008). Diesel exhaust particles in blood trigger systemic and pulmonary morphological alterations. *Toxicol. Lett.* 176, 20-30.
- Nikula, K.J., Avila, K.J., Griffith, W.C., Mauderly, J.L. (1997). Lung tissue responses and sites of particle retention differ between rats and cynomolgus monkeys exposed chronically to diesel exhaust and coal dust. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 37, 37-53.

Oberdörster, G., Ferin, J., Gelein, R., Soderholm, S. C., Finkelstein, J. (1992). Role of the alveolar macrophage in lung injury: Studies with ultrafine particles. *Environ. Health Perspect.*, 97, 193-199.

Oberdörster, G. (2000). Toxicology of ultrafine particles: In vivo studies. *Philos. Trans. R. Soc. Land. A*, 358, 2719 – 2740.

Oberdorster, G. (2001). Pulmonary effects of inhaled ultrafine particles. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 74, 1 – 8.

Oberdorster, G., Oberdorster, E., Oberdorster J. (2005). Nanotoxicology: An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ. Health Perspec.*, 113, 823 – 839.

Oberdörster, G., Sharp, Z., Atudorei, V., Elder, A., Gelein, R., Lunts, A., Kreyling, W., Cox, C. (2002). Extrapulmonary translocation of ultrafine carbon particles following whole-body inhalation exposure of rats. *J. Toxicol. Environ. Health, part A* 65, 1531–1543.

Oberdörster, E., Zhu, S., Blickley, T.M., Mcclellan-Green, P., Haasch, M. L. (2006). Ecotoxicology of carbon-based engineered nanoparticles: Effects of fullerene (C60) on aquatic organisms. *Carbon*, 44, 1112-1120.

Oliveira, A. (2009). Sistema de Alerta na Avaliação do Risco de Poluição Causada por PM₁₀, na cidade de Lisboa – Dissertação de Mestrado não Publicada. Instituto Superior Técnico da Universidade Técnica de Lisboa.

Osório, L. (2009). Planeta com vida – Biologia 12º ano – Santillana Editores. Lisboa

Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Fudala, J., Strzelecka-Jastrzab, E., Hlawiczka, S., Panasiuk, D. (2007). Current and future emissions of selected heavy metals to the atmosphere from antropogenic sources in Europe. *Atmospheric Environment*, 41, 8557-8566.

Pagen, F.J.J. (1988). Oleanders – *Nerium oleander L.* and the oleander cultivars. Wageningen Agricultural University.

Parker, S.T., Kinnersley, R.P. (2004). A computational and wind tunnel study of particle dry deposition in complex topography. *Atmospheric Environment*, 38, 3867–3878.

Paschoalino, M.P., Marcone, G.P.S., Jardim, W.F. (2010). Química Nova. Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, S. Paulo, Brasil.

Palmgren, R., Wåhlin, P., Afshari, A., Fogh, C.L. (2003). Characterization of particle emissions from the driving car fleet and the contribution to ambient and indoor particle concentrations. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28, 327-334.

Petroff, A., Mailliat, A., Amielh, M., Anselmet, F. (2008). Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: review of present knowledge. *Atmospheric Environment*, 42 (16), 3625-3653.

Petrovsky, E., Ellwood, B.B. (1999). Magnetic monitoring of pollution of air, land and waters. In: Maher, B.A., Thompson, R. Eds.), *Quaternary Climates, Environments and magnetism*. Cambridge University Press, Cambridge, 279-322.

Petrovsky, E., Kapicka, A., Jordanova, N., Knab, M., Hoffmann, V. (2000). Low-field magnetic susceptibility: a proxy method of estimating increased pollution of different environmental systems. *Environmental Geology*, 39, 312-318.

Pope III, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E., Health, C.W. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151, 669-674.

- Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Kazuhiko, I., Thurston, G.D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of American Medical Association*, 287, 1132-1141.
- Pope, C.A. III, Burnett, R.T., Thurston, G.D., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D. (2004). Cardiovascular mortality and long term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation*, 109, 71-77.
- Pryor, S.C., Gallagher, M., Sievering, H., Larsen, S.E., Barthelmie, R.J., Birsan, F., Nemitz, E., Rinne, J., Kulmala, M., Grönholm, T., Taipale, R., Vesala, T. (2007). A review of measurement and modeling results of particle atmosphere-surface exchange. *Tellus*, 60B, 42-75.
- Pryor, S.C., Larsen, S.E., Sørensen, L.L., Barthelmie, R.J. (2008). Particle fluxes above forests: observations, methodological considerations and method comparisons. *Environmental Pollution*, 152 (3), 667-678.
- Quer, P.F. (1962). *Plantas Medicinales*. Editorial Labor S.A., Barcelona.
- Rabito, F.A., Shorter, C., White, L.E. (2004). Lead levels among children who live in public housing. *Epidemiology*, 216, 263-268.
- Radomski, A., Jurasz, P., Alonso-Escolano, D., Drews, M., Morandi, M., Malinski, T., Radomski, M.W. (2005). Nanoparticle-induced platelet aggregation and vascular thrombosis. *Br. J. Pharmacol.*, 146, 882–893.
- Rajšić, S., Mijić, Z., Tasić, M., Radenković, M., Joksić, J. (2008). Evaluation of the levels and sources of trace elements in urban particulate matter. *Environ. Chem. Lett.*, 6, 95-100.
- Reimann C., Filzmoser, P., Garrett, R.G. (2005). Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *Sci. Total Environ.*, 346, 1–16.
- Ribeiro, A., Pereira, E.; Chaminé, H.; Rodrigues, J. (1995). Tectónica do Megadomínio de cisalhamento entre a Zona de Ossa-Morena e a Zona Centro-Ibérica na região de Porto-Lousã. 4º Congresso Nacional de Geologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Abstracts, 299–303.
- Riediker, M., Williams, R., Devlin, R., Griggs, T., Bromberg, P. (2003). Exposure to particulate matter, volatile organic compounds, and other air pollutants inside patrol cars. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 2084–2093.
- Riediker, M., Devlin, R.B., Griggs, T.R., Herbst, M.C., Bromberg, P.A., Williams, R.W., Cascio, W.E. (2004). Cardiovascular effects in patrol officers are associated with fine particulate matter from brake wear and engine emissions. *Part. Fibre Toxicol.*, 1 (1), 2.
- Riediker, M., Gasser, M., Perrenoud, A, Gehr, P., Rothen-Rutishauser, B. (2008). A system to test the toxicity of brake wear particle. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 177.
- Robertson, D.J., Taylor, K.G., Hoon, S.R. (2003). Geochemical and mineral magnetic characterization of urban sediment particulates, Manchester, UK. *Applied Geochemistry*, 18, 269-282.
- Rudell, B., Blomberg, A., Helleday, R., Ledin, M.C., Lundback, B., Stjernberg, N., Horstedt, P., Sandstrom, T. (1999). Bronchoalveolar inflammation after exposure to diesel exhaust: comparison between unfiltered and particle trap filtered exhaust. *Occupational and Environmental Medicine*, 56, 527-534.
- Samet, J.M., Dominici, F., Curriero, F.C., Coursac, I., Zeger, S.L. (2000). Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987–1994. *N Engl J Med*, 343, 1742–1749.

- Sayes, C. M., Reed, K. L., Warheit, D. B. (2007). Assessing toxicity of fine and nanoparticles: comparing in vitro measurements to in vivo pulmonary toxicity profiles. *Toxicol. Sci.*, 97(1), 163-180.
- Schmidt, A., Yarnold, R., Hill, M., Ashmore, M. (2005). Magnetic susceptibility as a proxy for heavy metal pollution: a site study. *Journal of Geochemical Exploration*, 85, 109-117.
- Schwartz, J. (1996). Air pollution and hospital admissions for respiratory disease. *Epidemiology* 7, 20-28.
- Seinfeld J. H. and Pandis S. N. (1998). *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*, J. Wiley, New York.
- Shi, R., Cioppa, M.T. (2006). Magnetic survey of topsoils in Windsor – Essex County. Canada. *Journal of applied Geophysics*, 60, 201-212.
- Shilton, V.F., Booth, C.A., Smith, J.P., Giess, P., Mitchell, D.J., Williams, C.D. (2005). Magnetic properties of urban street dust and their relationship with organic matter content in the West Midlands, UK. *Atmospheric Environment*, 39, 3651–3659.
- Sharma, A.P., Tripathi, B.D. (2008). Magnetic mapping of fly-ash pollution and heavy metals from soil samples around a point source in a dry tropical environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138, 31-39.
- Soares, A.F., Marques, J.F., Sequeira, A.J.D. (2007). Notícia explicativa da folha 19 – D Coimbra – Lousã. Departamento de Geologia – Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação. Lisboa.
- Spassov, S., Egli, R., Heller, F., Nourgaliev, D.K., Hannam, J. (2004). Magnetic quantification of urban pollution sources in atmospheric particulate matter. *Geophysical Journal International*, 159, 555-564.
- Srám, R.J., Binková, B., Dejmek, M. (2005). Ambient air pollution and pregnancy outcomes: A Review of the Literature. *Environ. Health Perspect.*, 113, 375–82.
- Šučur, K.M., Aničić, M.P., Tomašević, M.N., Antanasijević, D.Z., Perić-Grujić, A.A., Ristić, M.D.J. (2010). Urban deciduous tree leaves as biomonitors of trace element (As, V and Cd) atmospheric pollution in Belgrade, Serbia. *J. Serb. Chem. Soc.*, 75 (10), 1453-1461.
- Szönyi, M., Sagnotti, L., Hirt, A.M. (2008). A refined biomonitoring study of airborne particulate matter pollution in Rome, with magnetic measurements of *Quercus ilex* tree leaves. *Geophysical Journal International*, 173 (1), 127-141.
- Takano, H., Yoshikawa, T., Ichinose, T., Miyabara, Y., Imaoka, K., Sagai, M. (1997). Diesel exhaust particles enhance antigen-induced airway inflammation and local cytokine expression in mice. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 156, 36-42.
- Takenaka, S., Karg, E., Roth, C., Schulz, H., Ziesenis, A., Heinzmann, U., Schramel, P., Heyder, J. (2001). Pulmonary and systemic distribution of inhaled ultrafine silver particles in rats. *Environmental. Health Perspect.*, 4, 547-551.
- Teixeira, C., Zbyszewski, G. (1976). Notícia explicativa da folha 16 – A – Aveiro. Serviços Geológicos de Portugal. Lisboa.
- Tuch, Th.M., Wehner, B., Pitz, M., Cyrus, J., Heinrich, J., Kreyling, W.G., Wichmann, H.E., Wiedensohler, A. (2003). Long-term measurement of size-segregated ambient aerosol in two German cities located 100 km apart. *Atmospheric Environment*, 37, 4687-4700.

- Urbat, M., Lehndorff, E., Schwark, L. (2004). Biomonitoring of air quality in the Cologne conurbation using pine needles as a passive sampler – part I: magnetic properties. *Atmospheric Environment*, 38, 3781-3792.
- Vileno, B., Lekka, M., Sienkiewicz, A., Jeney, S., Stoessel, G., Lekki, J., Forró, L., Stachura, Z. (2007). Stiffness alterations of single cells induced by UV in the presence of NanoTiO₂. *Environmental Science & Technology*, 41, 5149-5153.
- Wang, Y.F., Huang, K.L., Li, C.T., Mi, H.H., Luo, J.H., Tsai, P.J. (2003). Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. *Atmospheric Environment*, 37, 4637-4643.
- Wang, X.S., Qin, Y. (2006). Magnetic properties of urban topsoils and correlation with heavy metals: a case study from the city of Xuzhou, China. *Environmental Geology*, 49, 897-904.
- Warheit, D. B., Webb, T. R., Colvin, V. L., Reed, K. L., Sayes, C. M. (2006). Pulmonary bioassay studies with nanoscale and fine quartz particles in rats: Toxicity is not dependent upon particle size but on surface characteristics. *Toxicol. Sci.*, 95, 270–280.
- Warheit, D. B., Webb, T. R., Reed, K. L., Frerichs, S., Sayes, C. M. (2007). Pulmonary toxicity study in rats with three forms of ultrafine-TiO₂ particles: Differential responses related to surface properties. *Toxicology*, 230, 90-104.
- Weber, S., Hoffman, P., Enslin, J., Dedik, A.N., Weinbruch, S., Miehe, G., Gütlich, P., Ortner, H.M. (2000). Characterization of iron compounds from urban and rural aerosol sources. *Journal of Aerosol Science*, 31, 987-997.
- Wesely, M.L., Hicks, B.B. (2000). A review of the current status of knowledge on dry deposition. *Atmospheric Environment*, 34 (12-14), 2261–2282.
- Xie, S., Dearing, J.A., Boyle, J.F., Bloemendal, J., Boyle, J.F. (1999). Association between the organic matter content and magnetic properties in street dust, Liverpool, UK. *Science of the Total Environment*, 241, 205-214.
- Xie, S., Dearing, J.A., Boyle, J.F., Bloemendal, J., Morse, A.P. (2001). Association between magnetic properties and element concentrations of Liverpool street dust and its implications. *Journal of applied Geophysics*, 48, 83-92.
- Xie, S., Zhang, Y., Qi, L., Tang, X. (2003). Spatial distribution of traffic-related pollutant concentrations in street canyons. *Atmospheric Environment*, 37, 3213-3224.
- Yehia, H.N., Draper, R. K., Mikoryak, C., Walker, E. K., Bajaj, P., Musselman, I. H., Daigrepont, M. C., Dieckmann, G. R., Pantano, P. (2007). Single-walled carbon nanotube interactions with HeLa cells. *J. Nanobiotechnology* 5:8.
- Zhang, L., Gong, S., Padro, J., and Barrie, L.(2001). A size-segregated particle dry deposition