

# **A Sustentabilidade dos Materiais de Construção**

A black and white photograph of a globe resting on a textured surface, symbolizing sustainability and construction materials. The globe is positioned in the lower-left quadrant of the image, showing the continents of North and South America. The surface it rests on appears to be a rough, possibly metallic or stone, material with visible grain and texture. The background is a blurred, light-colored surface, possibly a wall or ceiling, with some faint, indistinct shapes.

**F. Pacheco Torgal  
Said Jalali**

## **Ficha Técnica**

### **Título**

A sustentabilidade dos materiais de construção

### **Edição**

TecMinho

### **Capa**

Adriana Infante Torgal

### **Revisão de texto**

Adriana Infante Torgal

### **ISBN**

978-972- 8600-22-8

### **Depósito Legal**

314209/10

### **Tiragem**

1ª Edição: 1500 exemplares

2ª Edição: 1500 exemplares

### **Impressão**

Gráfica Vilaverdense - Artes Gráficas, Lda

<http://www.graficavilaverdense.com/>

Rua de Coimbra, 2, Barbudo

4370-062 Vila Verde

Tel.: (+351) 253 311 085

Fax.: (+351) 253 232 997

Novembro de 2010

## Prefácio da 2ª Edição

Desde a publicação da 1ª edição em Julho do corrente ano, passaram apenas quatro meses, pelo que a presente edição apresenta poucas mas ainda assim relevantes diferenças relativamente à edição original, as quais se consubstanciam em 60 novas páginas e aproximadamente 160 novas referências bibliográficas, elevando-se agora a um total de mais de um milhar. O breve período de tempo que decorreu desde a publicação da 1ª edição, foi fértil em acontecimentos que reforçam a insustentabilidade do comportamento da acção humana e os quais confirmam a oportunidade da presente obra. Durante o mês de Agosto, a Revista Foreign Policy apresentou previsões para a taxa de urbanização da China e da Índia, referindo que nos próximos 20 anos, a China urbanizará uma área equivalente à de 10 cidades de Nova York, o equivalente à área da Suíça, enquanto que por sua vez a Índia urbanizará uma área equivalente à de 4 cidades de Nova York, o que corresponde à área do Koweit. Não se negando o direito destes países a poderem usufruir dos padrões de urbanização do Ocidente, é contudo legítimo temer as gravosas consequências que daí advirão em termos do consumo de recursos não renováveis, da poluição em geral e da geração de resíduos em particular. Já durante o mês de Outubro, a localidade de Kolontar na Hungria foi inundada por uma torrente de lamas proveniente de um depósito de uma exploração para produção de alumínio. Mais um desastre ambiental a juntar aqueles que são objecto de descrição no capítulo 1 do presente livro. Contudo se atentarmos no teor das palavras de um dos Directores da Magyar Aluminium, empresa responsável pelo referido desastre, *“Quando cai um avião, a aviação não pára”*, é caso para recearmos o pior, pois pelos vistos há quem não pare para pensar um pouco, mesmo em circunstâncias de especial gravidade. Um tal *“modus operandi”* de comportamento negligente e quiçá de elevado dolo, também bem patente no desastre ambiental provocado pela BP no Golfo do México no início de 2010, suscita sérias preocupações quanto ao futuro que a todos nos espera. Não faço por isso futurologia quando digo que é apenas uma questão de tempo, até que ocorra outro desastre ambiental. E aqui chegado socorro-me de uma interessante e pertinente citação do investigador Norte-Americano Jonas E. Saulk (1914-1995): *“If all the insects were to disappear from the EARTH, within 50 years all life on Earth would end. If all human beings disappeared from the face of the Earth, in 50 years all forms all life would flourish”*. Existem 1.750.000 Espécies já referenciadas no Planeta Terra, mas este valor é apenas uma parte da totalidade das existentes, pelo que são por isso legítimas as seguintes interrogações: Que Direito Divino concedeu à Espécie humana, a possibilidade de tratar cada uma das restantes Espécies que habitam neste Planeta como se fossem apenas coisas inanimadas? Quanto tempo mais precisaremos para percebermos a relatividade da nossa importância enquanto Espécie? Não deveria o facto de sermos a única Espécie verdadeiramente *“nociva”* do Planeta Terra, ser suficiente para repensarmos o nosso modelo de *“desenvolvimento”*? Peter Albert David Singer, nascido na Austrália em 1946, Professor Catedrático de Bioética na Universidade de Princeton desde 1999, sugere três formas de actuação individual para que este se possa tornar um Mundo melhor: Fazer algo pelas pessoas mais pobres do Planeta Terra; fazer algo pelos animais e fazer algo pelo ambiente. Este livro foi escrito tendo em vista esse contexto particular, pelo que me resta fazer votos para que de alguma forma o consiga.

**Fernando Pacheco Torgal**



# Prefácio da 1ª Edição

A gravidade dos desafios ambientais com que o Planeta Terra se confronta, os quais não há como escamotear são da inteira e exclusiva responsabilidade da espécie humana, já não permitem abordagens paliativas de natureza incremental do género a que estávamos habituados até aqui. O tempo é pois para rupturas com as ineficazes e insustentáveis práticas do presente antecipando um futuro no qual o respeito pelo Planeta e pelas restantes espécies que nele connosco habitam será a regra e não a excepção.

O sector da construção pauta a sua actividade por elevados impactos ambientais ao nível da extracção de elevadas quantidades de matérias-primas não renováveis, de elevados consumos energéticos e das conseqüentes e elevadas emissões de gases responsáveis por efeito de estufa. O presente livro aborda nesse contexto possíveis contributos dos materiais de construção com vista a uma maior sustentabilidade do referido sector de actividade. Para esse efeito baseia o seu conteúdo quer na regulamentação técnica vigente sobre a área em apreço, mas fundamentalmente numa revisão da literatura científica ao longo de aproximadamente oitocentas e cinquenta referências bibliográficas, na sua grande maioria de artigos em revistas científicas internacionais. Os mesmos espelham bem o dinamismo da comunidade científica em torno do tema da construção sustentável, tema relativamente ao qual a produção de artigos científicos tem crescido a um ritmo quase exponencial. Para que o leitor tenha uma pequena ideia desse facto é preciso ter presente que a expressão “construção sustentável” começou a ser difundida a partir de 1994, ainda nesse ano foram publicados 17 artigos em revistas científicas directamente relacionados com essa área, referenciados na base de dados Scopus/Elsevier, dois anos depois esse número subiu para 172 artigos, no ano de 2009 já foram publicados quase 2400 artigos relacionados com a construção sustentável e em Junho de 2010 esse número já tinha sido ultrapassado. Este facto é também elucidativo de uma outra realidade que o leitor poderá desde logo intuir, da inovação científica como factor competitivo diferenciador para o sucesso empresarial. E a esse título é pertinente avançar aqui com um exemplo muito elucidativo. O Grupo Japonês TOTO Ltd que possui uma facturação anual de quase 3.000 milhões de euros submeteu 1200 pedidos de patentes na área da fotocatalise (tema que será abordado no capítulo 10), tendo já 500 patentes internacionais aprovadas nessa área, o que mostra bem qual é afinal a receita para o sucesso das empresas de materiais e produtos de construção (e outras) que aspiram a uma liderança no mercado internacional. Consequentemente, entendem os autores que enquanto membros da comunidade científica não poderiam deixar de aproveitar esta oportunidade para sensibilizar os leitores para a importância vital da actualização técnica e científica permanente dos seus conhecimentos, objectivo para o qual o presente livro pretende contribuir.

Dirigido aqueles que já actuam ou irão actuar no sector da construção, actuais e futuros Técnicos Superiores em cuja actividade se insere a presente temática (Engenheiros Civis, Engenheiros Técnicos Civis e Arquitectos), o presente livro pretende contribuir para lhes dar um pequeno vislumbre do futuro papel dos materiais de construção num contexto de uma construção mais sustentável.

**F.Pacheco Torgal & Said Jalali**



# ÍNDICE

<b>Prefácio</b>	
<b>1 Introdução</b>	<b>9</b>
1.1 Enquadramento	10
1.2 Desenvolvimento Sustentável	18
1.3 Construção Sustentável	23
1.4 O Papel dos Materiais de Construção	29
1.5 Conclusões Gerais	36
1.6 Referências	37
<b>2 Toxicidade dos Materiais de Construção</b>	<b>41</b>
2.1 Enquadramento	42
2.2 Tintas, Vernizes e Materiais para Preservação de Madeiras	44
2.2.1 Tintas e Vernizes	44
2.2.2 Materiais para Protecção de Madeiras	46
2.3 Materiais Plásticos e Colas Sintéticas	46
2.3.1 Materiais Plásticos	46
2.3.2 Colas Sintéticas	48
2.4 Materiais Tóxicos em Caso de Incêndio	48
2.5 Materiais com Substâncias Radioactivas	50
2.6 Materiais contendo Amianto	54
2.7 Chumbo em Redes de Abastecimento de Água	57
2.8 Importância dos Ensaios de Lexiviação	59
2.9 Conclusões Gerais	62
2.10 Referências	62
<b>3 Materiais e Energia</b>	<b>67</b>
3.1 Enquadramento	68
3.2 Energia Incorporada nos Materiais	72
3.3 Energia	78
3.4 Materiais que Contribuem para a Redução do Consumo	80
3.4.1 Isolamentos Térmicos Correntes	80
3.4.2 Isolamentos Térmicos à Base de Materiais Naturais e Resíduos	82
3.4.3 Isolamentos Térmicos de Elevado Desempenho	83
3.4.4 Materiais de Mudança de Fase	87
3.5 Conclusões Gerais	90
3.6 Referências	91
<b>4 Resíduos de Construção e Demolição</b>	<b>93</b>
4.1 Enquadramento	94
4.2 Regulamentação	95
4.3 Plano de Prevenção e Gestão - PPG	100
4.4 Quantificação de RCD	102

4.5 Demolição, Desconstrução, Triagem, e Reciclagem	107
4.5.1 Demolição versus Desconstrução	107
4.5.2 Triagem e Reciclagem	110
4.5.2.1 Reciclagem de Materiais Contendo Gesso	111
4.5.2.2 Reciclagem de Materiais Contendo Amianto	114
4.5.2.3 Reciclagem de Resíduos de Betão com Processos Térmicos	116
4.6 Conclusões Gerais	117
4.7 Referências	118
<b>5 Agregados, Ligantes e Betões</b>	<b>121</b>
5.1 Enquadramento	122
5.2 Betões Contendo Resíduos Pozolânicos ou Hidráulicos	128
5.3 Betões com Agregados Recicladados e outros Resíduos	136
5.3.1 Betões de Ligantes Hidráulicos com Agregados Recicladados	136
5.3.2 Betões de Ligantes Hidráulicos com outros Resíduos	145
5.3.2.1- Betões com resíduos de borracha de pneus	146
5.3.2.2- Betões com resíduos de poli teraftalato de etileno-PET	158
5.3.3 Betões Betuminosos	169
5.4 Betões com Capacidade Sensora	172
5.5 Gessos Sintéticos	176
5.5.1 Gesso FGD	177
5.5.2 Fosfogesso	179
5.5.3 Outros Gessos Sintéticos	180
5.6 Ligantes Obtidos por Activação Alcalina	181
5.6.1 Emissões de Dióxido de Carbono	181
5.6.2 Retrospectiva Histórica	184
5.6.3 Matérias-Primas	187
5.6.3.1 Superfície Específica	188
5.6.3.2 Composição	189
5.6.3.3 Activadores Alcalinos	190
5.6.3.4 Aditivos	192
5.6.4 Mistura dos Componentes	194
5.6.5 Cura	195
5.6.6 Resistência Mecânica	196
5.6.7 Durabilidade	197
5.6.7.1 Resistência aos Ácidos	197
5.6.7.2 Resistência a Altas Temperaturas	199
5.6.7.3 Resistência ao Fogo	200
5.6.7.4 Resistência ao Gelo-Degelo	201
5.6.7.5 Resistência à Abrasão	201
5.6.8 Reaproveitamento de Resíduos de Minas e Pedreiras	202
5.6.9 Imobilização de Resíduos Tóxicos e Radioactivos	207
5.7 Conclusões Gerais	210
5.8 Referências	211

<b>6</b>	<b>Unidades para Alvenarias</b>	<b>225</b>
6.1	Enquadramento	226
6.1.1	Introdução	226
6.1.2	Considerações Prospectivas sobre a Construção em Alvenaria	229
6.1.3	Desempenho Ambiental das Indústrias do Sector	232
6.1.3.1	Consumo de Recursos não Renováveis	234
6.1.3.2	Consumo de Energia	235
6.1.3.3	Consumo de Água	235
6.1.3.4	Emissões de Gases Poluentes	235
6.1.3.5	Produção de Resíduos	235
6.2	Tijolos Cerâmicos com Incorporação de Resíduos	235
6.3	Blocos não Cozidos	247
6.4	Unidades com Novos Formatos	253
6.5	Conclusões Gerais	258
6.6	Referências	259
<b>7</b>	<b>Materiais Compósitos com Fibras Vegetais</b>	<b>263</b>
7.1	Enquadramento	264
7.2	Características e Propriedades das Fibras	268
7.3	Betões e Pré-Fabricados com Fibras	271
7.3.1	Matriz Cimentícia	271
7.3.2	Propriedades dos Compósitos Cimentícios	273
7.3.2.1	Fibras Dispersas na Matriz	273
7.3.2.2	Varões de Bambu	276
7.3.3	Durabilidade de Compósitos Reforçados com Fibras	279
7.4	Conclusões Gerais	282
7.5	Referências	283
<b>8</b>	<b>A Sustentabilidade da Construção em Terra</b>	<b>287</b>
8.1	Enquadramento	288
8.1.1	Panorama Actual	291
8.1.2	Técnicas Construtivas	293
8.1.2.1	Monolítica	293
8.1.2.2	Por Unidades	295
8.1.2.3	Por Enchimento e Revestimento	295
8.1.2.4	Taipa	295
8.1.2.5	Adobe	299
8.1.2.6	BTC	301
8.1.3	Caracterização e Estabilização	304
8.1.4	Durabilidade	319
8.2	Vantagens Ambientais	322
8.3	Conclusões Gerais	329
8.4	Referências	329

<b>9 Durabilidade de Materiais Ligantes</b>	<b>333</b>
9.1 Enquadramento	334
9.2 Patologia e Durabilidade	334
9.2.1 Betão	334
9.2.1.1 Fissuração e Durabilidade	335
9.2.1.2 Causas de Degradação	335
9.2.1.2 Metodologias de Abordagem da Durabilidade e Regulamentação	345
9.2.2 Revestimentos de Edifícios Antigos	351
9.3 Prevenção e Reabilitação	357
9.3.1 Betão	357
9.3.1.1 Medidas para Minimizar a Ocorrência de Reacções Álcalis-Silica (RAS)	357
9.3.1.2 Tratamento da Superfície do Betão	358
9.3.1.3 Protecção e ou Reparação Electroquímica	360
9.3.1.4 Utilização de Argamassas de Reabilitação	361
9.3.2 Revestimentos de Edifícios Antigos	367
9.3.2.1 Considerações Prévias	367
9.3.2.2 Identificação da Composição das Argamassas Originais e Ensaios <i>in-situ</i>	367
9.3.2.3 Fase de Restauro	375
9.3.2.4 Relação entre os Materiais de Revestimento e a Formação dos Quadros	391
9.4 Conclusões Gerais	395
9.5 Referências	396
<b>10 Nanotecnologia e Sustentabilidade dos Materiais</b>	<b>401</b>
10.1 Enquadramento	402
10.1.1 Introdução	402
10.1.2 Compreensão dos Compostos Gerados Durante a Hidratação do Cimento Portland	407
10.1.3 Utilização de Nanopartículas para Aumentar a Resistência e a Durabilidade de Argamassas e Betões	409
10.1.4 Riscos de Toxicidade Associados à Utilização de Nanopartículas	411
10.1.5 Reacção Fototacalítica de Nanomateriais	413
10.2 Materiais Auto-Limpantes	416
10.3 Materiais que Reduzem a Poluição do Ar	419
10.4 Materiais com Propriedades Bactericidas	428
10.5 Conclusões Gerais	433
10.6 Referências	434
<b>11 Selecção de Materiais de Construção Eco-eficientes</b>	
11.1 Enquadramento	442
11.2 Análises do Ciclo de Vida dos Materiais	443
11.3 Rotulagem Ecológica e EPD's	445
11.4 Alguns Casos Práticos	451
11.5 Conclusões Gerais	458
11.6 Referências	459

# 1

## Introdução

- 1.1 Enquadramento
- 1.2 Desenvolvimento Sustentável
- 1.3 Construção Sustentável
- 1.4 O Papel dos Materiais de Construção
- 1.5 Conclusões Gerais
- 1.6 Referências

## 1.1 Enquadramento

*“No fundo da China existe um mandarim mais rico que todos os reis...Dele nada conheces, nem o nome, nem o semblante, nem a seda de que se veste. Para que tu herdés os seus cabedais infindáveis, basta que toques essa campainha... Ele soltará apenas um suspiro...Será então um cadáver: e tu verás a teus pés mais ouro do que pode sonhar a ambição de um avaro. Tu, que me lêes e és um homem mortal, tocarás tu a campainha?”*

Eça de Queirós in “O Mandarim”

Corria o ano de 1880 quando foi publicado o livro “O Mandarim”, da autoria de Eça de Queirós. Nele o escritor fala do dilema de um indivíduo que poderá ficar imensamente rico se aceitar viver com o facto de que essa opção implicará a morte de alguém; alguém que ele não conhece e que nunca viu residindo nos confins da China. Enunciado pela primeira vez em 1802 pelo escritor François-René de Chateaubriand o “paradoxo do mandarim” como ficou conhecido, coloca em evidência as implicações morais relacionadas com as consequências que as nossas acções podem trazer a terceiros. A versão moderna deste dilema é nos trazida por Singer (1997), já que de acordo com este autor, um condutor de um jipe num país Ocidental pode ser responsável pela morte de um camponês no Bangladesh, ao contribuir com um elevado nível de emissões de CO<sub>2</sub> para as alterações climáticas, que provocam o aumento do nível das águas naquele país, causando a ruína das suas colheitas e a disseminação de doenças tropicais.

Entendem os autores que a este respeito também teriam algum nível de culpa se por omissão nada fizessem, sabendo como sabem que o sector da construção é responsável por elevados impactos ambientais, não só em termos de emissões de carbono como também de consumo de recursos não renováveis e da produção de resíduos banais e perigosos. O presente livro constitui por isso um pequeno contributo na consciencialização dos leitores, relativamente ao facto do Planeta Terra enfrentar hoje um desafio ambiental cuja falta de resolução ou adiamento, poderá vir a ditar o fim da civilização humana tal como a conhecemos. É assim imperativo no que aos materiais de construção diz respeito que se desenvolvam novas práticas e se tomem novas atitudes, pois que o passado e mesmo o presente já comprovaram a ineficácia das actuais.

O problema mais premente com que se depara o Planeta Terra está relacionado com o aumento da temperatura média do ar (IPCC, 2007; Schellnhuber, 2008), o que por sua vez está directamente relacionado com a concentração de CO<sub>2</sub> presente na atmosfera (Figura 1.1).

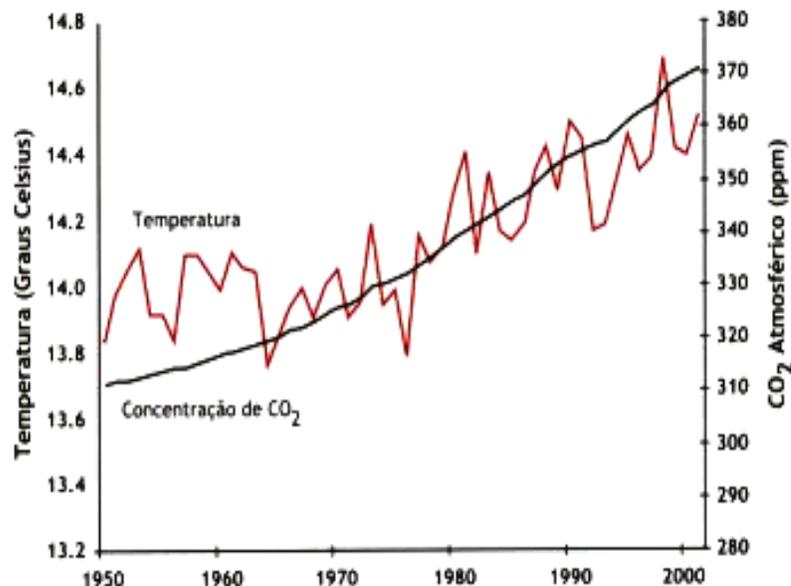


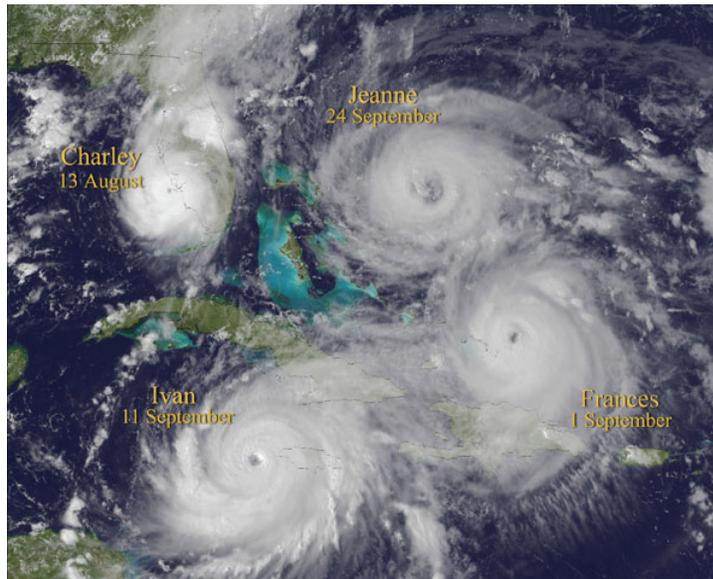
Figura 1.1: Evolução do aumento de temperatura global média com o nível de concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico (Fernandes et al., 2004)

No início do Século XVIII, o nível de concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera era de 280 ppm., actualmente já é de 430 ppm crescendo a um ritmo superior a 2ppm/ano, pelo que mantendo o nível de emissões actual (o que não é provável, atendendo ao crescimento económico dos países menos desenvolvidos como a China ou a Índia, com os consequentes aumentos de taxas de emissões) isso implicará um nível de concentração de CO<sub>2</sub> de 550 ppm no ano 2050 (Stern, 2006).

A referida subida da temperatura do ar, terá como causa imediata uma subida do nível do mar provocada pela dilatação térmica da água. Alguns estudos apontam para subidas do nível dos mares até ao ano 2100, entre 0,18 m a 0,59m (Meehl, 2007). Quando essa subida atingir 0,40m irá submergir 11% da superfície do Bangladesh e, em consequência, de tal facto irá provocar entre 7 a 10 milhões de desalojados (IPCC, 2007). Note-se que não se contabiliza nesta subida do nível do mar a provocada pelo degelo das calotes polares, cujos impactos ainda não estão quantificados com exactidão e podem ser muito substanciais, significando no mínimo uma subida do nível do mar de 7 metros (Kunzig & Broecker, 2008).

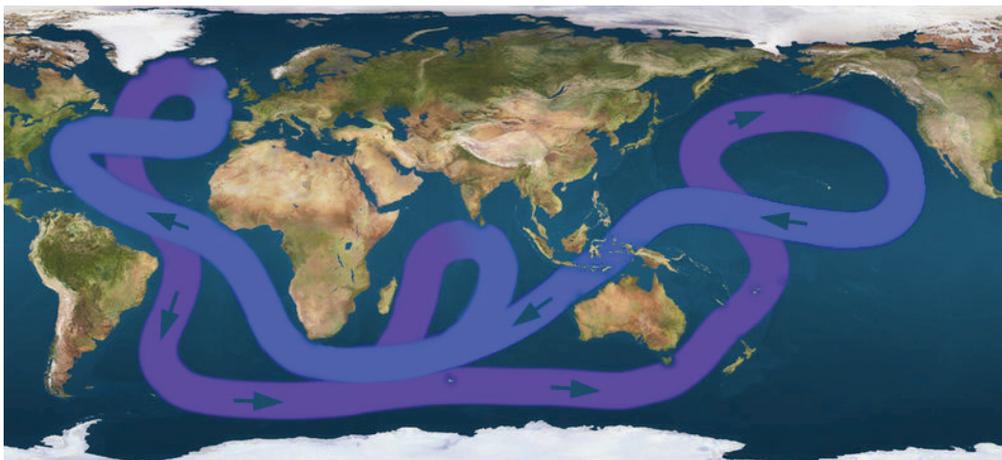
Uma outra consequência da subida da temperatura é a ocorrência de fenómenos atmosféricos cada vez mais extremos. Não só períodos de seca de longa duração, potenciando a acção dos incêndios, mas também de chuvas torrenciais e mesmo de furacões (Allan & Soden, 2008; Liu et al., 2009; Zolina et al., 2010). Saunders & Lea (2008) referem que entre 1996 e 2005 a

ocorrência de furacões (Figura 1.2), cresceu 40% devido a uma subida de apenas 0,5 °C na temperatura da água do mar.



*Figura 1.2: Imagem de satélite com sobreposição dos furacões que devastaram a Flórida entre Agosto e Setembro de 2004*

Também em Portugal o recente episódio que teve lugar na Ilha da Madeira, mostra que mesmo no nosso país há fundadas razões de preocupação quanto a estes fenómenos extremos. A subida da temperatura poderá muito provavelmente vir a interromper a circulação termohalina (Figura 1.3), a qual está relacionada com a deslocação de massa oceânicas por via da sua salinidade e temperatura (conjuntamente com a acção dos ventos) e, que é responsável por transportar calor dos trópicos para as zonas de latitudes mais elevadas.



*Figura 1.3: Circulação termohalina*

Nas zonas polares a água torna-se mais densa e afunda-se deslocando-se novamente para Sul. A circulação termohalina do Atlântico Norte é responsável pelo facto do clima na costa Oeste da Europa ser mais moderado do que noutras zonas localizadas na mesma latitude (Vellinga & Wood, 2002), ou ainda pelo aumento do nível de oxigénio no fundo do oceano. A interrupção da circulação termohalina não só provocará mudanças climáticas extremas, como terá também consequências ao nível da biodiversidade oceânica (Meehl *et al.*, 2007; Vellinga & Wood, 2008).

A subida da temperatura do ar poderá ainda levar ao degelo do *permafrost* (solo permanentemente gelado), onde estão retidas aprox.  $1 \times 10^6$  milhões de toneladas (1000 giga-toneladas) de  $\text{CO}_2$ . Para que se tenha uma ideia do que representa este valor, é necessário ter presente que na atmosfera já existem  $0,7 \times 10^6$  milhões de toneladas (750 giga-toneladas) de  $\text{CO}_2$  e que a actividade humana gera anualmente 6,5 giga-toneladas  $\text{CO}_2$  (Bourne, 2008). Segundo algumas projecções (UNEP, 2006) até 2100 a subida da temperatura do ar irá resultar num aumento significativo das áreas de deserto (Figura 1.4).

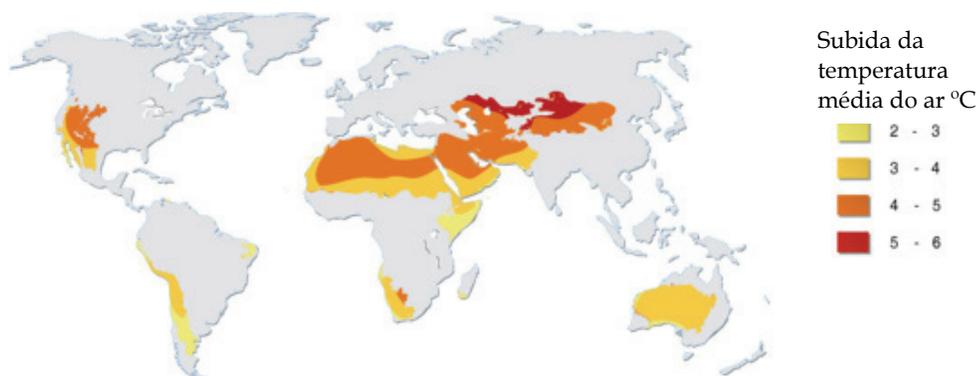


Figura 1.4: Aumento da área de deserto em função da subida da temperatura média do ar (UNEP, 2006)

Até mesmo Portugal Continental apresenta áreas substanciais do seu território em risco de desertificação. O SIDS (2007) refere que 35% do território nacional está nestas condições, com 28% já em situação grave.

Relativamente às emissões de  $\text{CO}_2$ , a maior parte é proveniente da queima de combustíveis fósseis para produção de energia. As centrais a carvão são responsáveis por 20% das emissões de  $\text{CO}_2$  a nível mundial e, sabe-se que a China, como maior produtor mundial de carvão, coloca em funcionamento uma nova central a carvão a cada duas semanas. Centrais essas que representam 80% da produção eléctrica Chinesa (Shealy & Dorian, 2010). Uma das consequências mais evidentes e imediatas da queima de carvão, está bem patente no facto de 16 das 20 cidades mais poluídas do Planeta Terra estarem localizadas na China; além disso, o Banco Mundial estima que

todos os anos morram 400.000 pessoas naquele país, devido à má qualidade do ar (Wang & Watson, 2010).

Em termos globais, a China ultrapassou recentemente os Estados em volumes brutos de emissões de CO<sub>2</sub>, contudo é preciso ter presente que este cenário, já de si grave terá tendência a piorar, pois em termos de emissões *per capita* este e outros países ainda apresentam valores bastante baixos, quando comparados com os valores das emissões unitárias dos países desenvolvidos (Figura 1.5)

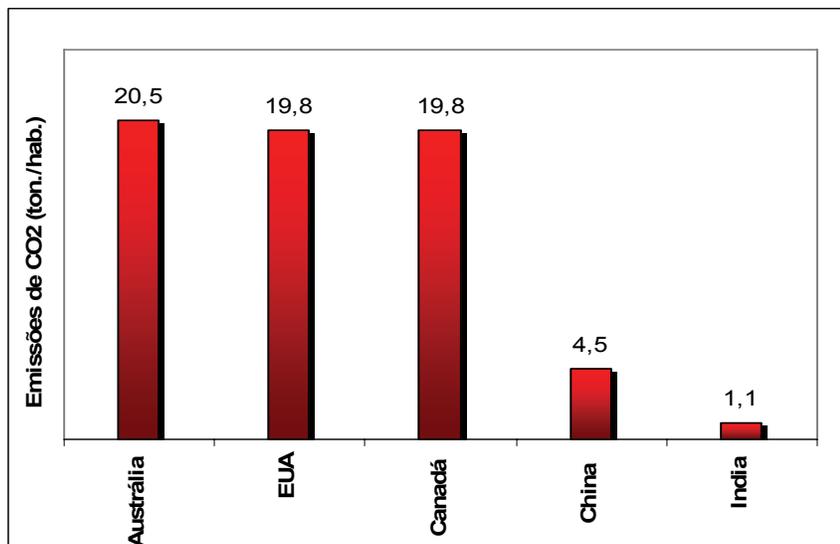


Figura 1.5: Emissões de CO<sub>2</sub> per capita

O aumento da população mundial, que ocorrerá na sua maioria nos países com baixos níveis de desenvolvimento económico, que crescerão dos actuais 5.600 milhões habitantes para 7.900 milhões em 2050 (ONU, 2008), precisamente aqueles onde se espera que ocorra a maior subida de emissões de CO<sub>2</sub> *per capita*, não permite traçar um cenário optimista em termos de acordos para a redução de emissões (Figura 1.6).

Percebe-se por isso porque não foi possível chegar-se a um acordo alargado, vinculativo e ambicioso na recente Cimeira de Copenhaga em 2009 (Goldenber & Prado, 2010), porquanto os países desenvolvidos pretendiam que os países em desenvolvimento como a China (o país com o maior volume de emissões de CO<sub>2</sub>), aceitasse reduzir de forma significativa as suas emissões, enquanto que esta defende o seu direito a fazer depender as mesmas, do seu nível de desenvolvimento económico, invocando para o efeito o seu baixo nível de emissões *per capita*. Certo é, que a médio prazo por uma óbvia questão de sobrevivência da espécie humana, todos terão que baixar as suas emissões de dióxido de carbono e os primeiros que deverão

faze-lo de forma mais significativa, serão por óbvias razões os países desenvolvidos, nos quais se inclui Portugal.

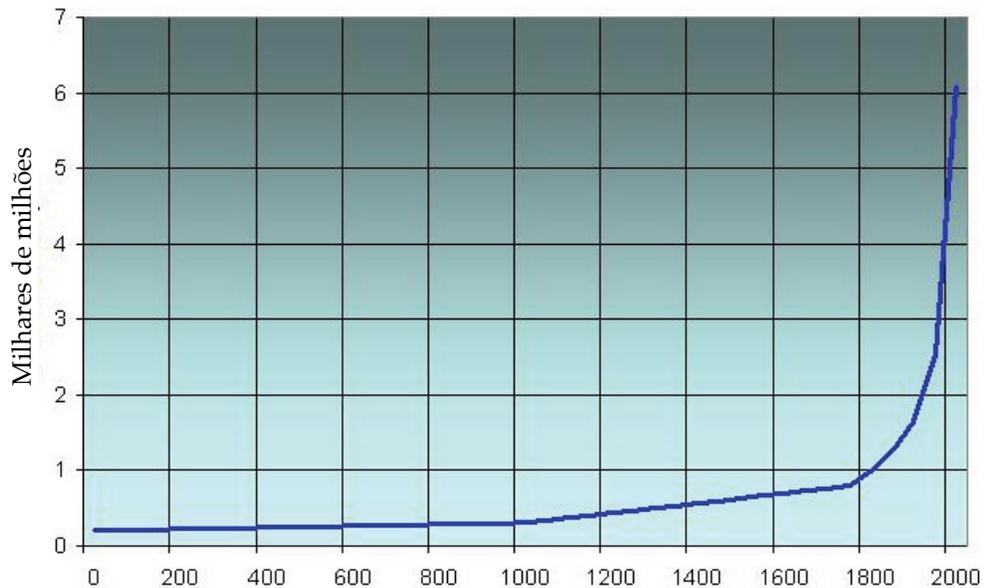


Figura 1.6: Evolução da população mundial

Um outro problema de elevada gravidade em termos ambientais, prende-se com a perda de biodiversidade provocada pela acção humana. A convenção para a diversidade biológica (Convention on Biologic Diversity), organização criada em 1993, visando a sua conservação e a sua utilização sustentável, define biodiversidade como *"a diversidade entre organismos vivos seja qual for a sua origem, incluindo, os ecossistemas terrestres, marinhos, e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos dos quais fazem parte, o que inclui a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas"*.

Não se sabe ao certo quantas espécies existem no mundo, tendo já sido identificados cerca de 1,75 milhões de espécies segundo o relatório " *Global Biodiversity Outlook* ", da Convenção da Biodiversidade Biológica, contudo estima-se que este número seja muito superior, aproximando-se de 15 milhões. O actual ritmo de extinção no Planeta Terra varia entre 1000 a 10.000 vezes superior à média da extinção paleontológica. Só na Europa 42% dos mamíferos, 15% das aves e 45% das borboletas e répteis, encontram-se em risco de extinção.

As alterações climáticas, os elevados índices de urbanização (vide prefácio da 2ª edição), a exagerada exploração de recursos e a consequente produção de resíduos, constituem factores de risco elevado para a preservação da biodiversidade:

- Actualmente a humanidade já utiliza quase 50% das reservas de água doce e os cenários relativos ao aumento da população mundial que irá ocorrer nos próximos 50 anos, permitem antever problemas no que respeita ao abastecimento de água a toda a população mundial;
- A agricultura e a pecuária consomem 70% da água doce utilizada pelo homem;
- A utilização de água para irrigação a partir da década de 60 levou a uma diminuição de 74% da área do mar Aral, que no passado teria sido o 4º maior lago do mundo (Micklin, 2007);
- O uso de fertilizantes aumentou 300% entre 1960 e 1990 (Millenium, 2005);
- Grande parte dos fertilizantes utilizados nos processos agrícolas são arrastados para lagos, rios e para o mar, contribuindo para a sua eutrofização (Spiertz, 2010);
- Actualmente só 12% dos solos e 0,5% dos mares são objecto de medidas de conservação;
- Nos últimos 300 anos houve uma redução de 40% da área florestal (Ring *et al.*, 2010);
- Em cada ano são desbastados 13,7 milhões de hectares de floresta. A diferença relativamente às espécies plantadas resulta num saldo líquido negativo de 7,3 milhões de hectares/ano (Gore, 2009);
- Aproximadamente 24% da superfície terrestre já é cultivada com alguma espécie vegetal (Millenium, 2005);
- Quase 20% dos corais foram destruídos e outros 20% estão em risco de o ser (Millenium, 2005);
- Os transportes são responsáveis por 26% das emissões de carbono e, as projecções existentes apontam para um aumento das emissões neste sector, aumento esse que é superior às pontuais e paliativas medidas de mitigação (Chapman, 2007);
- Entre 1960 e 2000 a produção de resinas plásticas aumentou 25 vezes, enquanto que o material plástico reutilizado apenas cresceu 5% (Derraik, 2002);
- Só nos EUA são depositadas em aterro 50.000 milhões de garrafas de plástico (Gore, 2009);
- Utilizam-se anualmente entre 500.000 milhões a um bilião de sacos plástico, que em parte acabam como resíduos nos oceanos.

Moore *et al.* (2001) referem-se a um depósito de resíduos plásticos flutuantes no Oceano Pacífico com um diâmetro de aproximadamente 1000km, representando 3 milhões de toneladas “*The Great Pacific garbage patch*”. Segundo Moore (2008) grande parte dos referidos plásticos, entre outros, é ingerida por tartarugas, peixes e aves marinhas (Figura 1.7).



Figura 1.7: Cadáver de albatroz com o estômago cheio de resíduos plásticos

Para lá dos argumentos éticos ligados à importância do valor intrínseco de todas as espécies, independentemente dos benefícios imediatos que delas a espécie humana possa retirar, a biodiversidade é uma garantia da purificação da água e do ar, da produção de recursos alimentares e de outros produtos, como vacinas, antibióticos ou outros medicamentos. A título de exemplo, cerca de 80% das principais culturas beneficiam da acção de polinizadores naturais como as abelhas. E nos últimos anos tornaram-se frequentes os casos da morte de elevadas quantidades de enxames (Genersch, 2010). Parte da explicação para esse fenómeno prende-se com a elevada quantidade de pesticidas utilizados na produção agrícola (Brittain *et al.*, 2010)

O aumento das emissões de CO<sub>2</sub> levará à acidificação da água do mar, com consequências negativas nas formações coralíferas que albergam habitats de elevado valor económico (Anthony *et al.*, 2008). Segundo Bourne (2008), os recifes de coral são habitats cujos recursos de pesca alimentam mais de 1000 milhões de pessoas e possuem um valor económico estimado em 20.000 milhões de euros, o que permite perceber a grandeza daquilo que está em risco.

Também Constanza *et al.* (1998), contabilizaram em termos monetários os serviços que são fornecidos a título gratuito pela natureza, tendo chegado a um valor médio de 33 biliões (10<sup>12</sup>) de dólares/ano. Na mesma data o PIB a nível mundial era de 18 biliões (10<sup>12</sup>) de dólares/ano, aproximadamente metade do valor dos serviços e produtos fornecidos pela Natureza.

Balmford *et al.* (2002) estudaram os benefícios económicos relativos à protecção das áreas objecto de medidas de conservação, apontando para um benefício de 1 para 100. Mais recentemente Ring *et al.* (2010) apresentaram

resultados de um estudo iniciado em 2007 no âmbito do G8 e de cinco economias emergentes (Brasil, China, Índia e México e África do Sul), o qual comprova que os investimentos na protecção de ecossistemas, poderão ter um retorno entre 25 a 100 vezes superior ao valor investido. A título de exemplo a expansão das zonas marítimas protegidas dos actuais 0,5% para 30%, custaria 40.000 a 50.000 milhões de dólares/ano, mas traria um benefício entre 4 a 5 biliões de dólares.

## 1.2 Desenvolvimento Sustentável

O relatório *Our common future*, mais mediatizado como relatório Brundland (1987), é onde pela primeira vez aparece consignada a expressão do desenvolvimento sustentável, como aquele que "permite satisfazer as necessidades do presente sem comprometer as possibilidades das gerações futuras satisfazerem as suas". Um indicio comprovativo disso mesmo, é que é a partir dessa altura que a expressão "desenvolvimento sustentável", tem um crescimento invulgar em termos científicos, como se pode constatar na Figura 1.8, que corresponde a uma pesquisa dos referidos termos no título, no resumo e nas palavras-chave de artigos publicados em revistas científicas internacionais referenciadas na base de dados Scopus-Elsevier.

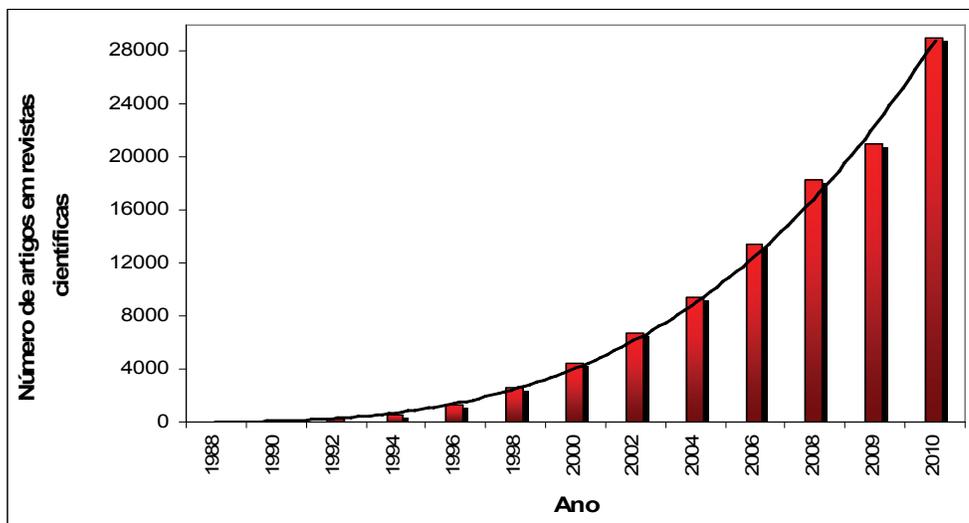


Figura 1.8: Evolução do número de artigos em revistas internacionais contendo as palavras "desenvolvimento sustentável" no título, no resumo ou nas palavras-chave.

Como em 1 de Junho de 2010, o número de artigos nessas condições já excedia os de 2009, é previsível que até ao fim de 2010 se atinjam aproximadamente 29.000 artigos, o que mostra bem da dedicação da

comunidade científica ao tema em apreço. Não se pretendendo desmerecer a definição popularizada pelo Relatório Bruntland, importa no entanto ter presente que existem muitas definições acerca do conceito de sustentabilidade, as quais não são tão simplistas (Robinson, 2004; Destatte, 2010). Pearce & Walrath (2008) apresentam a esse propósito uma lista com mais de 160 definições. Já Dietz et al. (2009) insistem na importância do conceito da sustentabilidade e sugerem que o mesmo deve centrar-se no equilíbrio entre o bem-estar da espécie humana e os impactos ambientais dela decorrentes.

Além disso, outros autores (Clayton, 2001; Choi & Patten, 2001), são da opinião que a expressão “desenvolvimento sustentável” é um paradoxo, porque não é possível pretender ter desenvolvimento/crescimento para toda a população mundial e, esperar ao mesmo tempo que esse desenvolvimento possa ser compatibilizado com a sustentabilidade ambiental. Trata-se de um ponto de vista eminentemente teórico, mas muito realista e, não totalmente destituído de mérito, pois que tem pelo menos a dimensão positiva de levar os habitantes dos países com elevados padrões de consumo (nos quais Portugal se inclui), a ponderar se os mesmos podem ou não ser estendidos a toda a população mundial. E pelo que se viu da secção anterior, conjugado com o panorama da “pegada ecológica” desagregada por região, que se apresenta na Figura 1.9, conceito desenvolvido por Rees & Wackernagel (1966) e que mede a superfície do Planeta Terra, necessária para gerar recursos e absorver os resíduos de uma unidade (indivíduo ou outro), a resposta dificilmente poderá ser positiva.

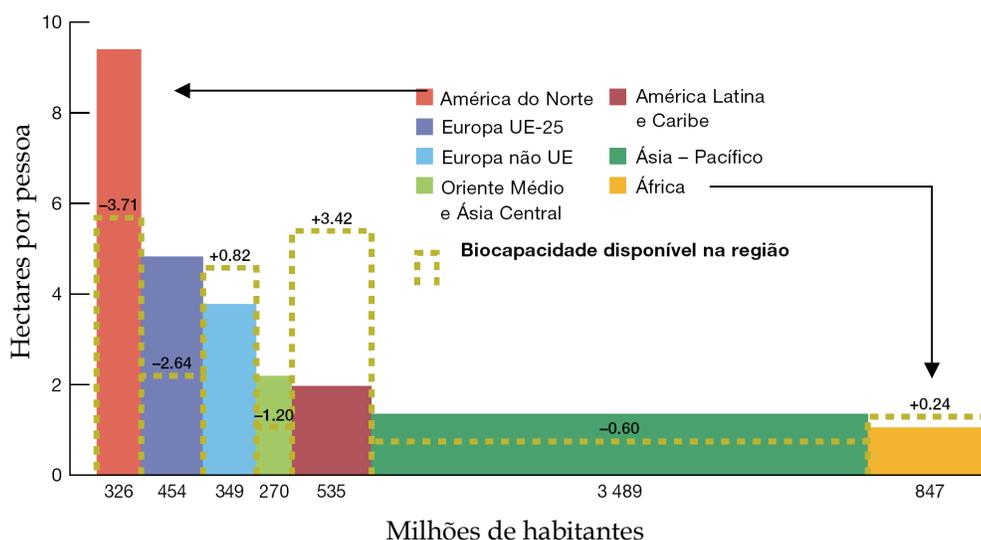


Figura 1.9: Pegada ecológica por região (Loh & Goldfinger, 2006)

Como se pode constatar pelo conteúdo da figura atrás referida, à data da avaliação (2003), era evidente a existência de padrões de consumo e de geração de resíduos, que reflectem consumidores/poluidores de primeira categoria (América do Norte), de segunda categoria (Europa) e de terceira categoria onde se incluem os restantes. É paradigmático que somente os países da África, América Latina e do Caribe e aqueles países da Europa que à data não pertenciam à UE25, ainda não tivessem esgotado a biocapacidade disponível do seu território, mas não será surpresa que a curto ou mesmo médio prazo o venham a fazer. Como aspecto mais negativo do referido paradoxo, sobressai o pessimismo que lhe está inerente o qual pode ter como consequência mais imediata, a assumpção de que toda a acção é inútil por ser negativa ou por ser redundante. Os autores entendem diferentemente, que a esperança é sempre a última que morre, pelo que o pessimismo é na presente questão a pior atitude possível.

As preocupações com o desenvolvimento sustentável, não nasceram com o Relatório Bruntland, mas muito antes desse acontecimento. Na Tabela 1.1 é apresentada uma retrospectiva dos acontecimentos mais significativos no âmbito do desenvolvimento sustentável. Desde a década de 60 com a publicação do livro "*A Primavera Silenciosa*" que alertava para os efeitos perniciosos da utilização de pesticidas, passando pela publicação do 4º Relatório do IPCC o qual comprova que as alterações climáticas são um facto (não apenas uma teoria) e, que se devem à emissão de gases responsáveis pelo efeito de estufa, até à recente Conferência de Copenhaga ocorrida em Dezembro de 2009 que se saldou num fracasso, pela impossibilidade da obtenção de um acordo alargado que pudesse ter consequências significativas para a redução das emissões de carbono.

Relativamente ao Protocolo de Quioto (UNFCCC, 1997), que representa o mais conhecido instrumento na mitigação das alterações climáticas, os países signatários assumiram o compromisso de no seu conjunto reduzirem até 2012 as suas emissões de gases responsáveis pelo aumento do efeito de estufa (GEE) em 5,2%, relativamente ao nível de emissões no ano base de 1990. No entanto, a Comunidade Europeia estabeleceu para o conjunto dos seus membros um objectivo mais ambicioso, o de reduzir as suas emissões de GEE em 8%. Para alcançar esse objectivo, cada país recebeu diferentes metas individuais no âmbito do Acordo de Partilha de Responsabilidades (EEA, 2009), em função do seu nível de desenvolvimento económico.

Este compromisso obrigou alguns países a reduzir substancialmente os seus níveis de emissões de GEE, enquanto que outros podiam mesmo aumentá-las, como é o caso de Portugal que teve direito ao maior aumento percentual de todos os países da EU-15. (Mais informações sobre as emissões de GEE em Portugal são apresentadas na secção 3.1).

Tabela 1.1: Cronologia dos acontecimentos mais significativos no âmbito do desenvolvimento sustentável (adaptado e alterado a partir de Mateus, 2009)

<b>Ano</b>	<b>Facto</b>
1962	Publicação do livro “ <i>A Primavera Silenciosa</i> ” da autoria da bióloga Rachel Carson.
1972	Apresentação do Relatório “ Os Limites do Crescimento” pelo Clube de Roma
	Realização da Conferência da ONU sobre o Ambiente Humano em Estocolmo que origina a criação do Programa da ONU para o Meio Ambiente -UNEP
1979	Realização da Convenção de Berna sobre a protecção dos Habitats
	Realização da Convenção de Genebra sobre a poluição do ar
1980	A IUCN em conjunto com a ONU, a WWF e a UNESCO apresentam um documento estratégico sobre a conservação da natureza
	Apresentação do relatório Global 2000
1983	Protocolo da ONU sobre a Qualidade do ar (Helsínquia)
	Comissão das Nações Unidas sobre ambiente e desenvolvimento
1987	Protocolo de Montreal sobre as substâncias que contribuem para a redução da camada de Ozono
	<b>Apresentação do Relatório Bruntland onde aparece definido a expressão “desenvolvimento sustentável”</b>
1990	Relatório da União Europeia sobre Ambiente Urbano
1992	Realização da Cimeira do Rio
1997	Realização da Conferência de Quioto sobre aquecimento global
2007	O IPCC publica o 4º relatório de progresso
	Al Gore protagoniza o filme “ <i>Uma Verdade Inconveniente</i> ”
	O IPCC e Al Gore recebem o prémio Nobel da Paz
2009	Realização da conferência de Copenhaga sobre alterações climáticas.

No âmbito da Conferência de Copenhaga (2009) não foi possível um acordo alargado, pelo que diferentes países propuseram-se cumprir diferentes metas. A União Europeia aceitou reduzir as suas emissões totais até 2020 em 20% relativamente ao ano de 1990. Os Estados Unidos aceitaram reduzir as suas emissões totais até 2010 em 17%, mas relativamente ao ano de 2005. Já a China e a Índia não aceitaram uma redução das suas emissões totais, mas antes uma redução da intensidade de carbono (carbono/unidade de riqueza) até ao ano 2020, entre 40 a 45% para a China e, entre 20 a 25% para a Índia.

Goldenberg & Prado (2010), analisaram as referidas metas e referem que elas se limitam a seguir o padrão “*business as usual*” do período 1990-2007, o que é manifestamente insuficiente para se conseguirem reduções significativas até ao ano 2020. Tal não constitui qualquer surpresa, porquanto Stern já em 2006 referia a necessidade de reduções mínimas de 25% para se conseguir alcançar a estabilização da concentração de carbono na atmosfera.

Relativamente à protecção da biodiversidade, os países da União Europeia aceitaram fazer respeitar a Convenção da ONU sobre Diversidade Biológica, tendo em 2001 acordado no sentido de conseguirem uma inversão do declínio da biodiversidade assim como, proceder à recuperação de habitats e sistemas naturais até ao ano de 2010. Nessa sequência foi criada a Rede Natura 2000 que resulta da aplicação da Directiva Aves (Nº 79/409/CEE) e da Directiva Habitats (Nº 92/43/CEE), cujo objectivo é o de “*contribuir para assegurar a biodiversidade através da conservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens no território europeu dos Estados-membros*”. Para Portugal a Rede Natura 2000 constitui um aumento das áreas protegidas de 7,2% para 21,3% o que sendo significativo, é como se verá na secção 5.1 claramente insuficiente. Em Portugal o desenvolvimento sustentável encontra-se enquadrado pela Estratégia Nacional para o Desenvolvimento Sustentável-ENDS, elaborado pela primeira vez em 2002 e recentemente actualizado visando o período 2005/2015 (Resolução do Conselho de Ministros nº 112/2005). Este documento é constituído por um conjunto coordenado de actuações nas dimensões Económica, Social e Ambiental, permitindo “*num horizonte de 12 anos assegurar um crescimento económico célere e vigoroso, uma maior coesão social e um elevado e crescente nível de protecção e valorização do ambiente*”. Relativamente à dimensão ambiental, os condicionamentos ao desenvolvimento sustentável em Portugal podem resumir-se simplificada da seguinte forma:

- *Ineficaz gestão de resíduos.*
- *Património natural e de biodiversidade em risco*
- *Dependência energética excessiva*
- *Deficiente gestão de recursos hídricos.*
- *Elevados níveis de emissões de gases responsáveis pelo efeito de estufa (GEE)*

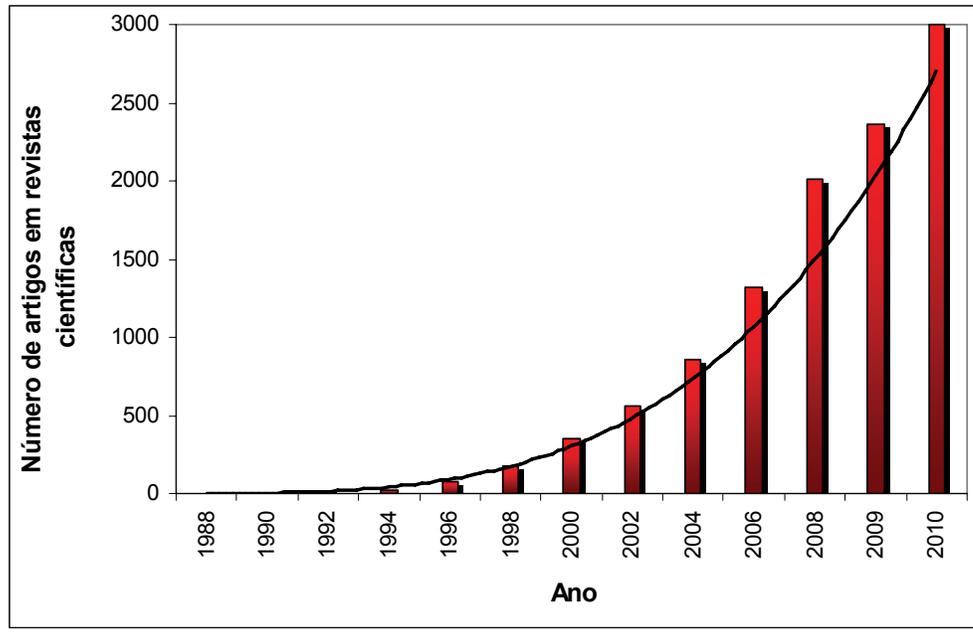
A avaliação da execução da ENDS-2015 é assegurada pelo Plano de Implementação da ENDS-2015 (Resolução do Conselho de Ministros nº 109/2007) e, é baseada em Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (SIDS), contudo o seu conteúdo transcende o âmbito do presente livro, cuja ênfase é colocada nos materiais de construção.

## 1.3 Construção Sustentável

A indústria da construção constitui um dos maiores e mais activos sectores em toda a Europa, representando 28,1% e 7,5% do emprego, respectivamente na indústria e em toda a economia europeia. Com uma facturação anual de 750 milhões de euros, este sector representa 25% de toda a produção industrial europeia, sendo o maior exportador mundial com 52% do mercado. Em termos ambientais, esta indústria é responsável por 30% das emissões de carbono, sendo que o parque edificado consome 42% da energia produzida. Além disso a nível mundial a indústria da construção consome mais matérias-primas (aproximadamente 3000 Mt/ano, quase 50% em massa) que qualquer outra actividade económica, o que evidencia um sector claramente insustentável. Por outro lado, muitos dos edifícios actuais padecem de problemas de humidade excessiva com formação de bolores, ou apresentam ambientes com valores de humidade relativa abaixo de 40% que estão na origem de doenças do foro respiratório. Um outro problema que afecta a qualidade do ar do interior dos edifícios e que será analisado no âmbito do presente livro, no capítulo 2, tem a ver com a presença de materiais de construção no interior dos edifícios com algum nível de toxicidade, mesmo respeitando normativas regulamentares!

Em 1994, o Conselho Internacional da Construção-CIB, definiu o conceito de construção sustentável como “ a criação e manutenção responsáveis de um ambiente construído saudável, baseado na utilização eficiente de recursos e no projecto baseado em princípios ecológicos” (Kibert, 2008).

Mateus (2009), defende por outro lado, que o conceito de construção sustentável atrás enunciado, foi apresentado pelo próprio Kibert (1994), o que pode ser verdade, mas não é expressamente assumido pelo seu autor, consciente de que uma posição individual não é tão potenciadora quanto a de uma entidade, neste caso o CIB. Independentemente de se saber a quem assiste razão nesta “paternidade intelectual”, facto é que foi a partir dessa data que a expressão “construção sustentável” teve um crescimento invulgar em artigos publicados em revistas científicas internacionais referenciadas na base de dados Scopus-Elsevier (Figura 1.10).



*Figura 1.10: Evolução do número de artigos em revistas internacionais contendo as palavras "construção sustentável" no título, no resumo e nas palavras-chave*

Também em 1994 o CIB definiu 7 Princípios para a Construção Sustentável que se apresentam na Tabela 1.2.

Tabela 1.2: Os Princípios da Construção Sustentável (Kibert, 2008)

1	Redução do consumo de recursos
2	Reutilização de recursos
3	Utilização de recursos recicláveis
4	Protecção da natureza
5	Eliminação de tóxicos
6	Aplicação de análises de ciclo de vida em termos económicos
7	Ênfase na qualidade

Mais recentemente, Mateus (2009) elenca as prioridades apresentadas na Figura 1.11 como aquelas que devem estar presentes durante a fase de projecto de uma construção sustentável.

Nos últimos anos foram desenvolvidas bastantes ferramentas informáticas dirigidas especificamente à avaliação da sustentabilidade do parque edificado. É quase caso para dizer que o que sobra em ferramentas informáticas, falta na sua aceitação generalizada pelos actores do mercado da construção. Em algumas ferramentas essa avaliação passa pela análise de ciclo de vida -ACV dos edifícios (Tabela 1.3):



Figura 1.11: Prioridades a considerar no projecto de uma construção sustentável (Mateus, 2009)

Tabela 1.3: Ferramentas informáticas para ACV de edifícios (Bibrian *et al.*, 2009)

Designação	Link
ECO-QUANTUM	<a href="http://www.ecoquantum.nl">www.ecoquantum.nl</a>
LEGEP	<a href="http://www.legep.de">www.legep.de</a>
EQUER	<a href="http://www.izuba.fr">www.izuba.fr</a>
ATHENA	<a href="http://www.athenasMI.ca">www.athenasMI.ca</a>
OGIP	<a href="http://www.ogip.ch/">www.ogip.ch/</a>
ECO-SOFT	<a href="http://www.ibo.at/de/ecosoft.htm">www.ibo.at/de/ecosoft.htm</a>
ENVEST 2.0	<a href="http://envestv2.bre.co.uk">envestv2.bre.co.uk</a>
BECOST	<a href="http://www.vtt.fi/rte/esitteet/ymparisto/lcahouse.html">www.vtt.fi/rte/esitteet/ymparisto/lcahouse.html</a>
BEES	<a href="http://www.bfrl.nist.gov/oa/software/bees.html">www.bfrl.nist.gov/oa/software/bees.html</a>
GREENCALC	<a href="http://www.greencalc.com">www.greencalc.com</a>
ECOEFFECT	<a href="http://www.ecoeffect.se">www.ecoeffect.se</a>
ECO-QUANTUM	<a href="http://www.ecoquantum.nl">www.ecoquantum.nl</a>
LEGEP	<a href="http://www.legep.de">www.legep.de</a>
EQUER	<a href="http://www.izuba.fr">www.izuba.fr</a>

Noutros casos podem passar pela avaliação da sustentabilidade de edifícios ou empreendimentos como sejam as ferramentas, Building Research and Consultancy's Environmental Assessment Method-BREEAM (Reino Unido, 1990) e o Leadership in Energy & Environment -LEED (EUA,1998), ou ainda a GBTool (Canadá, 1995) que mais tarde mudou a designação para SBTool e ainda a Deutsches Gütesiegel Nachhaltiges Bauen - DGNB (Alemanha, 2009). As duas primeiras são as mais utilizadas a nível internacional e apresentam semelhanças entre elas (Lee & Burnett, 2008; Fenner & Rice, 2008, 2008a).

A ferramenta para avaliação da sustentabilidade da construção que apareceu mais recentemente em Portugal (SBTool<sup>PT</sup>), é uma adaptação do SBTool

inicialmente desenvolvida no Canadá, a qual foi levada a cabo pela iiSBE Portugal em colaboração com o LFTC-UM e a ECOCHOICE.

Também muito recentemente, Mateus (2009) desenvolveu um sistema específico para o mesmo efeito, com a designação de Metodologia de Avaliação Relativa da Sustentabilidade de Soluções Construtivas (MARS-SC). Este sistema permite classificar o desempenho da sustentabilidade de um edifício, segundo uma escala qualitativa decrescente (A+, A, B, C, D, E), para 9 indicadores referentes a três categorias, ambiental, social e económica (Figura 1.12)

N.º Cert: 123 - 2009



## Certificado de Sustentabilidade

Metodologia de Avaliação Relativa da Sustentabilidade de Edifícios de Habitação (MARS-H)

**1. IDENTIFICAÇÃO DO EDIFÍCIO**

**TIPO:**  Edif. habitação unifamiliar  Edif. habitação multifamiliar

**MORADA/SITUAÇÃO:**  
 Rua/Avenida/Praça: \_\_\_\_\_  
 Localidade: \_\_\_\_\_ Freguesia: \_\_\_\_\_  
 Concelho: \_\_\_\_\_ Código Postal: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_  
 Imóvel inscrito na \_\_\_\_\_ Conservatória do Registo Predial de \_\_\_\_\_  
 Sob o n.º \_\_\_\_\_ Art. Matricial n.º \_\_\_\_\_

**Foto (alçado principal):**



**2. ETIQUETA DE SUSTENTABILIDADE**

**DESEMPENHO AO NÍVEL DE CADA DIMENSÃO:**

(de E a A+)

Desempenho na dimensão ambiental: **A**

Desempenho na dimensão social: **A+**

Desempenho na dimensão económica: **C**

**NÍVEL DE SUSTENTABILIDADE (NS):**  
(Desempenho global)

(Mais sustentável) **A A+**

**B**

**C**

**D**

**E** (Menos sustentável)

**3. DESAGREGAÇÃO DO DESEMPENHO POR CADA CATEGORIA**

	DA Ambiental		DS Social		DE Económica
	C1 Alterações climáticas e qualidade do ar exterior	C2 Biodiversid.	C3 Energia	C4 Materiais e resíduos sólidos	C5 Água
	C6 Saúde e conforto dos utilizadores	C7 Acessibid.	C8 Sens. e educação para a sustent.	C9 Custos de ciclo de vida	



Nome do responsável pela emissão do certificado: \_\_\_\_\_

Perito n.º: \_\_\_\_\_

Entidade supervisora:  

 Laboratório de Física e Tecnologia das  
 Construções da Universidade do Minho

Data de emissão: \_\_\_\_\_

Figura 1.12: Certificado de avaliação da sustentabilidade pela metodologia MARS-H (Mateus, 2009)

Já o sistema LíderA é uma ferramenta de avaliação de sustentabilidade da construção, utilizada em Portugal desde 2005 (inspirada no sistema LEED), tendo já adquirido uma aceitação relativamente elevada no mercado. Actualmente já está em vigor uma segunda versão deste sistema, o LíderA 2.0. Na Figura 1.13 apresenta-se a ponderação das diferentes categorias que constituem o sistema de avaliação LíderA e na Figura 1.14 apresenta-se a ponderação das diversas categorias na nova versão, comparativamente à ponderação da versão anterior que aparece entre parênteses.

Para lá do carácter mais ou menos aleatório que preside à atribuição dos pesos das diversas categorias neste sistema e que não permite perceber por exemplo, porque motivo a energia (17%) tem um peso três vezes superiores aos materiais (5%), ou porque motivo estes tem quase o mesmo peso da diversidade económica local, pode constatar-se que da primeira versão do sistema LíderA para a segunda, quase todas as categorias perderam peso, excepto a vivência socioeconómica que subiu 14%. Independentemente das boas razões que tal justificam e que se segundo o autor (Pinheiro, 2009) se prendem com o contexto económico, certo é, que seria fundamental analisar as consequências ambientais da referida alteração.

Embora se reconheça que a existência de ferramentas de avaliação de sustentabilidade de edifícios, não pode deixar de considerada como um passo positivo em termos ambientais, é necessário ter presente que a sua existência comporta algumas desvantagens graves, como por exemplo a de poderem estar na origem da atribuição de elevados níveis de sustentabilidade a opções que estão longe de o ser. Para lá do paradoxo implícito na designação “construção sustentável”, há semelhança do atrás referido para o “desenvolvimento sustentável” por Clayton (2001) e por Choi & Patten (2001), poderá dar-se o caso, de se estar a passar para os agentes que actuam no mercado da construção e para a população em geral, um sinal errado, quando se faz passar a ideia que fazer construção sustentável é apenas uma questão de mudança de práticas. No sistema anterior é desde logo “pouco sustentável” que não exista uma penalização da construção nova, o que seria expectável num país que tem um dos maiores stocks de habitações da Europa. A título de exemplo, a Itália com 57 milhões de habitantes, tem um índice de habitação por família de 1,2 enquanto em Portugal esse índice é de 1,4. Há hoje à volta de 5 milhões de casas no nosso país, estando ocupadas a tempo inteiro somente 3,5 milhões, 1 milhão são casas de férias e as restantes estão permanentemente desocupadas. Como alternativa à construção nova, a reabilitação evita a ocupação de território e o consumo desnecessário de recursos, constituindo uma via privilegiada para atingir os objectivos de sustentabilidade.

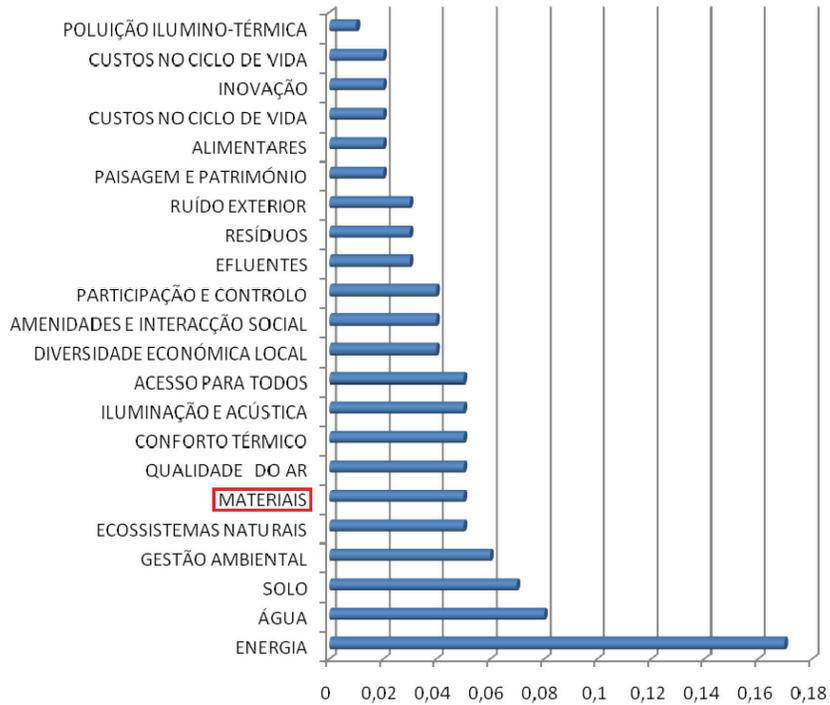


Figura 1.13: Ponderação em % para as 22 áreas do sistema LíderA 2.0 (Pinheiro, 2009)

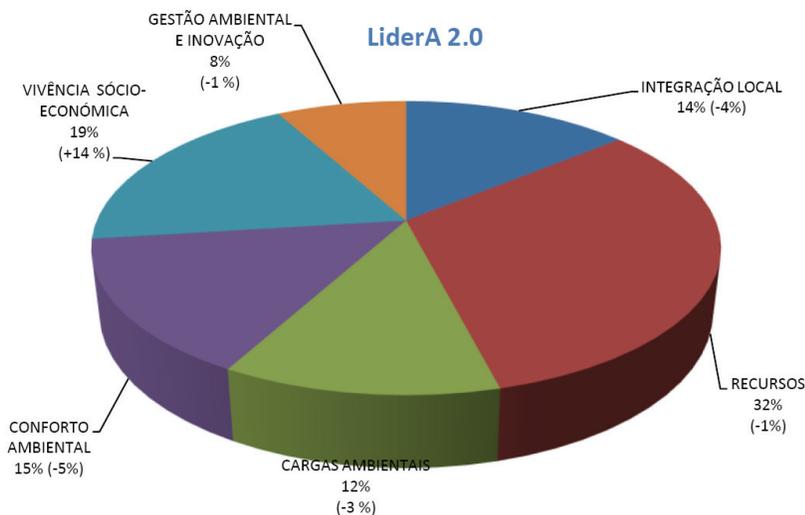


Figura 1.14: Ponderação de vertentes no sistema LíderA 2.0 (Pinheiro, 2009)

Por outro lado, também não parece haver uma ligação entre os condicionamentos ao desenvolvimento sustentável em Portugal e os pesos das diversas categorias do sistema LíderA. Se como se viu na Figura 1.9 a pegada ecológica europeia já excede a sua biocapacidade, poderá eventualmente não ser destituído de sentido que se faça depender qualquer

sistema de classificação da sustentabilidade de edifícios do seu contributo para o agravamento ou desagravamento da pegada ecológica de cada país.

Observações similares podem fazer-se em tese para todas as ferramentas de análise da sustentabilidade da construção que assentes em premissas mais preocupadas com a vertente “humana”, subestimam ou até minimizam a parte relativa ao respeito dos tais “princípios ecológicos”, enunciados na definição de construção sustentável. Tão pouco parecem incorporar a gravidade dos impactos ambientais provocados pela espécie humana e já descritos na secção anterior.

Muito embora o sector da construção não se restrinja somente ao sector dos edifícios (residenciais ou não), abrangendo também o segmento de engenharia civil relativo às obras de infra-estruturas, não deixa contudo de ser sintomático que a ênfase na construção sustentável tenha sido colocada na eficiência energética do parque edificado. Uma das razões para esse facto, talvez a mais importante, tem a ver com o elevado dispêndio energético dos edifícios em termos operacionais, algo que não sucede com as restantes obras, onde o comportamento ambiental é determinante na altura da execução da obra, estando grande parte do mesmo condicionado aos materiais de construção utilizados. Contudo e como e verá no capítulo 3, à medida que os edifícios se vão tornando cada vez mais eficientes do ponto de vista energético, também nestes o papel dos materiais de construção vai adquirindo uma importância crescente até se tornar preponderante, o que justifica que sobre os mesmos haja uma atenção acrescida.

## 1.4 O Papel dos Materiais de Construção

Para se perceber a importância dos materiais de construção no contexto da construção sustentável, importa saber desde logo quais os impactos ambientais provocados pela extracção das matérias-primas necessárias à sua produção. Outros impactos serão analisados nos capítulos subsequentes. Neste âmbito uma das questões ambientais mais prementes, mas pouco consensual (Barnett & Morse, 1963; Suslick & Machado, 2009), prende-se com a possibilidade de esgotamento das matérias-primas não renováveis.

Vários autores e entidades têm vindo nas últimas décadas a alertar para o esgotamento das reservas de matérias-primas, sendo que alguns desde cedo apontaram para cenários catastrofistas que a realidade não comprovou. O mais famoso dos quais terá sido o mediático relatório “*Os Limites do Crescimento*” produzido pelo Massachusetts Institute of Technology –MIT (Meadows *et al.*, 1972) para o Clube de Roma, um grupo de reflexão constituído em 1968 por cientistas, políticos e empresários. Embora seja

importante reconhecer que não existem matérias-primas inesgotáveis, não é evidente que esteja comprovado que a duração das mesmas seja a apontada por alguns autores, como por exemplo a que consta da Tabela 1.4.

Tabela 1.4: Consumo de matérias-primas não renováveis (Berge, 2009)

<b>Matéria-prima</b>	<b>Reservas (anos)</b>	<b>Taxa de crescimento anual entre 1999-2006 (%)</b>
<b>Agregados</b>	Muito elevadas	-
<b>Argila</b>	Muito elevadas	-
<b>Arsénio</b>	20	6
<b>Bauxite</b>	141	6
<b>Bentonite</b>	Elevadas	-
<b>Boro</b>	35	1
<b>Bromo</b>	Elevadas	-
<b>Cádmio</b>	26	1
<b>Cal</b>	Muito elevadas	-
<b>Carbonato de sódio</b>	Elevadas	-
<b>Caulino</b>	Elevadas	-
<b>Cloreto de sódio</b>	Muito elevadas	-
<b>Chumbo</b>	20	1,5
<b>Crómio</b>	25	8
<b>Cobalto</b>	121	15
<b>Cobre</b>	31	3
<b>Diatomito</b>	Elevadas	-
<b>Estanho</b>	22	4
<b>Feldspatos</b>	Elevadas	-
<b>Ferro</b>	95	10
<b>Fosfatos</b>	124	-
<b>Magnésio</b>	Elevadas	-
<b>Manganês</b>	40	9
<b>Níquel</b>	41	5
<b>Ouro</b>	17	1
<b>Perlite</b>	Elevadas	-
<b>Pedra pomes</b>	Elevadas	-
<b>Potassa</b>	Elevadas	-
<b>Prata</b>	14	3
<b>Quartzo</b>	Elevadas	-
<b>Sílica</b>	Elevadas	-
<b>Sulfuretos</b>	21	1
<b>Terra (para construção)</b>	Muito elevadas	-
<b>Titânio</b>	122	5
<b>Vermiculite</b>	Elevadas	-
<b>Zinco</b>	22	4,5
<b>Carvão</b>	150	4,5
<b>Gás natural</b>	63	3
<b>Crude</b>	41	1,4

Diferente seria, se os padrões de consumo dos países mais desenvolvidos fossem alargados a toda a população mundial, nessa circunstância a questão da escassez de recursos adquiriria outra magnitude. Pensa-se contudo que o verdadeiro problema ambiental associado aos materiais de construção, não será tanto a possibilidade de esgotamento de matérias-primas não renováveis, mas antes os impactos ambientais provocados pela sua extracção (Meadows *et al.*, 2004).

Desde logo pela destruição da biodiversidade dos locais de extracção e não menos importante pela quantidade de resíduos que são gerados durante as actividades de mineração (Tabela 1.5) e também pelos acidentes ambientais potenciais e efectivos que esses resíduos representam.

Tabela 1.5: Quantidade de matérias-primas geradas durante o processo extractivo (Sampat & Gardner, 1998; Amôeda, 2003)

<b>Matéria-prima</b>	<b>Quantidade de rocha ou solo extraído (MT)</b>	<b>Quantidade que é aproveitada (%)</b>
<b>Ferro</b>	25503	40
<b>Cobre</b>	11026	1
<b>Zinco</b>	1267	0,05
<b>Alumínio</b>	869	30
<b>Chumbo</b>	1077	2,5
<b>Estanho</b>	195	1
<b>Níquel</b>	387	2,5
<b>Tungsténio</b>	125	0,25
<b>Manganês</b>	745	30

A título de exemplo, no ano 2000 a actividade extractiva a nível mundial gerou 6000 milhões de toneladas de resíduos minerais, para apenas 900 milhões de matérias-primas (Whitmore, 2006). Tal significa um aproveitamento médio de apenas 0,15%, resultando em vastas quantidades destes resíduos, cuja deposição constitui um risco ambiental em termos da preservação da biodiversidade, bem como de poluição de fontes de água potável. Como consequência, desde a década de 70 ocorreram 30 acidentes ambientais graves em minas, tendo 5 ocorrido na Europa. Segue-se por isso uma descrição de apenas três.

Em Julho de 1985, romperam-se dois aterros de contenção de lamas de minas, localizados no vale de Stava em Itália e uma torrente de materiais finos e areias arrasou 68 edifícios e matou 268 pessoas (Alexander, 1986). Em Abril de 1998, rompeu-se um dos aterros de contenção do depósito de lamas tóxicas da Mina de Aznalcollar (Figura 1.15), na Espanha e em consequência quase 5 milhões de toneladas de lamas foram libertadas no rio Agrio, afluente do rio Guadiana.



*Figura 1.15: Mina de Aznalcollar – vista do aterro cujo rompimento permitiu o espalhamento das lamas tóxicas*

As lamas espalharam-se numa extensão de 40 Km contaminando 2650 hectares do Parque Nacional de Donana, Património mundial (Grimalt & Macpherson, 1999).

Investigações levadas a cabo em espécies vegetais revelaram elevadas concentrações de metais pesados (Gomes-Parra et al., 2000), as quais atingem nalguns casos valores 100 vezes superiores aos valores admissíveis, também que muitas espécies animais apresentavam elevados níveis de metais pesados no seu organismo.

Em 30 de Janeiro de 2000, rompeu-se um dos aterros de contenção de um depósito de lamas de minas em Baia Mare, na Roménia e foram libertadas para o rio Tisza 100.000 m<sup>3</sup> de lamas contaminadas com cianeto, arsénico e outros metais (Figura 1.16-nº1). A 1 de Fevereiro a contaminação chegou á fronteira com a Hungria, a 11 de Fevereiro à Jugoslávia e no fim do mês de Fevereiro ao Mar Negro. Elevadas concentrações de cianeto foram detectadas até 2000 Km de distância do local da descarga das lamas (Michnea & Gherhes, 2001; Kraft *et al.*, 2006).

Os acidentes ocorridos em explorações mineiras, nomeadamente os dois últimos ocorridos na Europa em 1998 e 2000, respectivamente em Espanha (Los Frailes) e na Roménia (Baia Mare), comprovam que a curto prazo os impactos ambientais associados aos resíduos de minas, representam uma ameaça tão ou mais premente que as próprias alterações climáticas (BRGM, 2001; Puura, 2002).



**Figura 1.16:** Mina de Baia Mare – evolução da contaminação (Csagoly, 2000)

Em Portugal não ocorreu até ao momento qualquer acidente com a gravidade dos atrás descritos, mas esse facto não se constitui como garantia que tal não possa vir a ter lugar. Ainda recentemente foi tornado público a existência de um depósito com centenas de milhares de toneladas de lamas contaminadas com sulfuretos e arsénio, localizado junto ao Rio Zêzere (Figura 1.17), cujo colapso do aterro de protecção em caso de sismo ou outro, levará à contaminação das águas do rio Zêzere, desde esta zona até à Barragem de Castelo de Bode localizada a menos de 200km e a qual abastece a população da região de Lisboa.



**Figura 1.17:** Minas da Panasqueira: Depósito de lamas contaminadas, localizado na zona do Cabeço do Pião, concelho do Fundão

Para além da questão que se prende com a necessidade de se minimizar a extracção de matérias-primas não renováveis, outras questões devem ser consideradas no contexto da sustentabilidade dos materiais de construção. A escolha destes deve assim privilegiar os materiais:

- Não tóxicos (cap.2);
- Com baixa energia incorporada (cap.3 e cap.8);
- Recicláveis (cap.4);
- Que possam permitir o reaproveitamento de resíduos de outras indústrias (cap.5);
- Que provenham de fontes renováveis (cap.7);
- Que estejam associados a baixas emissões de GEE (cap.8);
- Duráveis (cap.5 e cap.9);
- Cujas escolhas sejam levadas a cabo mediante uma análise do seu ciclo de vida (cap.11)

A literatura sobre a sustentabilidade dos materiais de construção é escassa e muito recente e nalguns casos (Berge, 2009), o seu conteúdo de largo espectro padece de alguma falta de especialização. Na citada obra, o betão, que é o material mais consumido no Planeta Terra a seguir à água, representa apenas 1,5% do seu conteúdo total, o que comprova uma abordagem insuficiente dos materiais mais utilizados no sector da construção, por parte do referido livro.

Ao nível do ensino o panorama relativo à leccionação de conceitos sobre a sustentabilidade dos materiais não é animador (Amôeda, 2003; Torgal & Jalali, 2007). Exceptuam-se raras excepções, como por exemplo a criação de Mestrados na área da construção sustentável (caso da Universidade do Minho ou mais recentemente do Instituto Politécnico de Castelo Branco, em cuja formulação o primeiro autor esteve directamente envolvido), que contam com uma unidade curricular sobre a Ecologia dos Materiais de Construção (Torgal & Jalali, 2008).

Nessa sequência constitui-se como objectivo principal do presente livro, o de tentar consciencializar os actuais e futuros Técnicos Superiores que já trabalham ou virão num futuro próximo a trabalhar no sector da construção, para a importância da sustentabilidade dos materiais de construção. Apresenta-se em seguida um resumo do conteúdo de cada um dos 11 capítulos que o constituem:

O capítulo 1 aborda os principais constrangimentos ambientais a que está sujeito o Planeta Terra. Proceda a uma retrospectiva dos acontecimentos marcantes para o desenvolvimento sustentável, elenca algumas metas regulamentares em termos da construção sustentável e analisa o papel dos materiais de construção no referido contexto:

No capítulo 2 é feita uma análise dos diversos materiais de construção aos quais está associado algum nível de toxicidade. Quer em termos da sua produção e/ou contaminação do ar no interior das habitações, em caso de incêndio ou pela poluição do abastecimento de água. O capítulo em causa contém também algumas considerações sobre a importância dos ensaios de lixiviação para a caracterização do potencial de perigosidade dos materiais de construção com resíduos.

O capítulo 3 abrange a importância da redução do consumo de energia para a construção sustentável. Neste capítulo reforça-se a importância da parcela de energia incorporada nos materiais de construção no contexto da eficiência energética. Analisa-se o conceito de energia. Descrevem-se os isolamentos térmicos correntes e comparam-se com o desempenho térmico dos isolamentos à base de resíduos e com isolamentos térmicos de elevado desempenho. Caracterizam-se os materiais de mudança de fase e o seu papel de reguladores da temperatura ambiente no interior das habitações.

No capítulo 4 é feita uma análise da legislação que enquadra a temática dos resíduos de construção e demolição-RCD, onde merece destaque o Plano de Prevenção e Gestão-PPG, analisa-se a sua quantificação, as fases de demolição, desconstrução, triagem e reciclagem, na qual se aborda a questão da reciclagem dos resíduos de gesso e de amianto e ainda dos resíduos de betão com processos térmicos.

O capítulo 5 apresenta o contributo do betão para a construção sustentável, pela possibilidade de incorporação de resíduos de outras indústrias. Compreende os casos dos resíduos pozolânicos ou hidráulicos, os agregados reciclados e outros resíduos (madeira, cortiça, borracha reciclada de pneus e poli teraftalato de etileno borracha-PET). O capítulo descreve as características dos betões com capacidade sensora, os gessos sintéticos (fosfogesso, gesso FDG e outros) e ainda dos ligantes obtidos por activação alcalina.

No capítulo 6 tecem-se considerações prospectivas sobre a construção em alvenaria. Compara-se o desempenho dos tijolos cerâmicos e dos blocos de betão, sendo descritas diversas investigações sobre a incorporação de resíduos. É ainda analisada a questão da optimização do formato das unidades para alvenaria.

No capítulo 7 descrevem-se as características dos compósitos cimentícios contendo fibras vegetais curtas e varões de bambu e o seu potencial para substituir as fibras sintéticas e as armaduras de aço.

O capítulo 8 contém considerações sobre a construção em terra, descrevem-se as técnicas construtivas, a selecção e estabilização de solos e os ensaios

aferidores da durabilidade deste material. Este capítulo finaliza-se com a descrição das vantagens ambientais deste tipo de construção.

O capítulo 9 aborda a patologia e a durabilidade do betão e, dos revestimentos de edifícios antigos. Contém ainda uma descrição de medidas de prevenção e reabilitação do betão, dos procedimentos para a caracterização da composição das argamassas utilizadas nos revestimentos de edifícios antigos e sobre os critérios utilizados na sua reabilitação.

O capítulo 10 analisa o papel da nanotecnologia na compreensão dos compostos gerados durante a hidratação do cimento *Portland*, a utilização de nanopartículas para aumentar a resistência e a durabilidade de argamassas e betões e os riscos de toxicidade associados à sua utilização. Apresentam-se resultados de investigações sobre o desenvolvimento de novos materiais com propriedades auto-limpantes, que reduzem a poluição ar e que tem propriedades bactericidas.

No capítulo 11 é abordada a análise do ciclo de vida-ACV dos materiais de construção, são tecidas considerações sobre a rotulagem ecológica e sobre as declarações ambientais de produtos (DEP's), assim como são apresentados alguns casos práticos relativos à aplicação de ACV a alguns materiais de construção e a algumas soluções construtivas.

## 1.5 Conclusões Gerais

Os desafios ambientais que o Planeta Terra enfrenta são muito graves e a sua solução requer medidas urgentes e significativas. Importa não esquecer que mesmo que por hipótese todas as emissões de carbono cessassem subitamente, a quantidade já existente na atmosfera iria lá permanecer durante os próximos 100 anos (Clayton, 2001). Infelizmente não tem havido a nível mundial um consenso a este respeito que se traduzisse em medidas significativas senão meros paliativos. Em boa parte porque diferentes países partem de diferentes patamares de desenvolvimento e os que estão em posições inferiores são da opinião que lhes assiste (e com razão), o direito de não lhes ser coarctado o acesso a superiores níveis de desenvolvimento por via de restrições ambientais. Como o Planeta Terra não possui uma capacidade ilimitada em termos de continuar a suportar o nível de devastação a quem tem sido submetido, não resta aos países mais desenvolvidos senão tomarem a iniciativa de pautarem o seu comportamento por elevados padrões de desempenho ambiental. Pela magnitude dos seus impactos ambientais, o sector da construção é um daqueles no qual importa agir o quanto antes no sentido de se reduzirem os consumos de materiais, energia e de se minimizarem as emissões de

carbono. No campo da avaliação da sustentabilidade da construção, constata-se que houve lugar a uma proliferação de ferramentas de avaliação dos impactos ambientais, contudo elas padecem da desvantagem de poderem induzir uma falsa sensação de respeito ambiental. Pois que parece improvável que seja possível alojar os 8.000 milhões de habitantes esperados para o ano 2050, em edifícios com a classificação máxima prevista no sistema Lidera 2.0 (ou em qualquer outro sistema), sem que isso signifique consequências ambientais inoportáveis. Faria sentido, isso sim, é que as mesmas pudessem ser parte de uma abordagem mais ampla com vista a responderem aos condicionamentos ao desenvolvimento sustentável de cada país. Relativamente aos materiais de construção, o seu impacto ambiental mais desfavorável a curto e médio prazo não se prende com a possibilidade de escassez dos mesmos (que não se nega), mas antes com os impactos ambientais das actividades relacionadas com extracção de matérias-primas necessárias à sua produção.

## 1.6 Referências

- ALEXANDER, D. (1986) *Northern Italian dam failure and mudflow, July 1985*. Disasters Vol. 10 pp. 3-7
- ALLAN, R.; SODEN, B. (2008) *Atmospheric warming and the amplification of precipitation extremes*. Science, Vol.321, pp.1481-1484.
- AMOEDA, R. (2003) *Ecologia dos materiais de construção*. Tese de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade do Minho, Guimarães.
- ANTHONY, K.; KLINE, D.; DIAZ-PULIDO, G.; DOVE, S.; HOEGH-GULDBERG, O. (2008) *Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America Vol.105, pp. 17442-17446.
- BALMFORD, A., BRUNER, A., COOPER, P., COSTANZA, R., FARBER, S., GREEN, R.E., JENKINS, M., JEFFERISS, P., JESSAMY, V., MADDEN, J., MUNRO, K., MYERS, N., NAEEM, S., PAAVOLA, J., RAYMENT, M., ROSENDO, S., ROUGHGARDEN, J., TRUMPER, K., TURNER, K. (2002) *Economic Reasons for Conserving Wild Nature*. Science 297, pp.950-953.
- BARNETT, H.; MORSE, C. (1963) *Scarcity and growth*: Baltimore, Johns Hopkins Press, Resources for the Future
- BERGE, B. (2009) *The Ecology of Building Materials*. 2<sup>o</sup> Edition, Architectural Press, ISBN 978-1-85617-537-1, Elsevier Science
- BRIBIAN, I.; USON, A.; SCARPELLINI, S. (2009) *Life cycle assessment in buildings: State-of-the-art and simplified LCA methodology as a complement for building certification*. Building and Environment Vol.44, pp.2510-2520.
- BOURNE, J. (2008) *Temperature has already changed*. National Geographic Magazine, Washington, EUA.
- BRITAIN, C.; VIGHI, M.; BONMMARCO, R.; SETTELE, J.; POTTS, S. (2010) *Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales*. Basic and Applied Ecology Vol. 11, pp.106-115.
- BROECKER, W.; KUNZIG, R. (2008) *Fixing climate: What past climate changes reveal about current threat and how to counter it*. Ed. Hill & Wang, New York.
- BRGM (2001) *Management of mining, quarrying and ore-processing waste in the european union*. European Commission, DG environment, 50319-FR

- BRUNTLAND, G. (1987) *Our Common Future*. Report of the World Commission on Environment and Development, Oxford University Press, Oxford (1987).
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.; PARUELO, J.; RASKIN, R.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. (1998) *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature Vol.387, pp.253 - 260
- CHAPMAN, L. (2007) *Transport and climate change: a review*. Journal of Transport Geography. Vol. 15, pp.354-367.
- CHOI, J.; PATTENT, B. (2001) *Sustainable development: Lessons from the paradox of enrichment*. Ecosystem Health Vol.7, pp.163-175.
- CLAYTON, R. (2001) Editorial: Is sustainable development an oxymoron ? Trans I Chem E Vol.79, Part B, pp.-327-328.
- COPENHAGEN, ACCORD (2009) United Nations Framework Convention on Climate Change. UN CSAGOLY, P. (2000) *The cyanide spill at baia mare, Romania. Before, during and after*. Regional Environmental Center for central and eastern Europe.
- DERRAIK, J. (2002) *The pollution of the marine environment by plastic debris: a review*. Mar. Pollut. Bull. Vol.44, pp.842-852.
- DESTATTE, P. (2010) *Foresight: A major tool in tackling sustainable development*. Technological Forecasting and Social Change, Vol.77, pp.1575-1587.
- DIETZ, T.; ROSA, E.; YORK, R. (2009) *Environmental efficient well-being: Rethinking sustainability as the relationship between the human well-being and Environmental impacts*. Human Ecology Review Vol. 16, pp.114-123.
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY -EEA (2009) *Greenhouse gas emission trends and projections in Europe 2009*. EEA Technical Report N° 9/2009.
- FENNER, R.; RYCE, T. (2008) *A comparative analysis of two building rating systems. Part 1: Evaluation*. Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Engineering Sustainability Vol.161, pp. 55-63.
- FENNER, R.; RYCE, T. (2008a) *A comparative analysis of two building rating systems. Part 2: A case study*. Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Engineering Sustainability Vol.161, pp. 65-70.
- FERNANDES, M.; SOUSA, A; DIAS, A. (2004) *Impactes Ambientais e comercio de emissões. Industria cerâmica: Um caso de estudo*. Associação Portuguesa da Industria Cerâmica APICER
- GARDNER, G.; SAMPAT, P (1998) *Mind over matter: recasting the role of materials in our lives*. ISBN 1878071467 Washington, DC : Worldwatch Institute.
- GENERSCH, E. (2010) *Honey bee pathology: Current threats to honey bees and beekeeping*. Applied Microbiology and Biotechnology Vol.87, pp. 87-97.
- GRIMALT, J.; E. MACPHERSON, E. (1999) *Special issue: the environmental impact of the mine tailing accident in Aznalcóllar (S.W. Spain)*. Science of the Total Environment Vol. 242, p. 337.
- GOLDENBERG, J.; PRADO, L. (2010) *The "decarbonization" of the world's energy matrix*. Energy Vol.38, pp.3274-3276.
- GÓMEZ-PARRA, A.; FORJA, J.; DEL VALLS, T.; SÁENZ, I.; RIBA, I. (2000) *Early contamination by heavy metals of the Guadalquivir estuary after the Aznalcóllar mining spill (SW Spain)*. Mar. Pollut. Bull. Vol.40, pp. 1115-1123
- GORE, A. (2009) *A nossa escolha. Um plano para resolver a crise climática*. ISBN 978- 989-8025-93-7, Esfera do Caos Editores.
- IPCC (2007) Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Change 4<sup>th</sup> Assessment report.
- LEE, W.; BURNETT, J. (2008) *Benchmarking energy use assessment of HK-BEAM, BREEAM and LEED*. Building and Environment Vol. 43, pp.1882-1891.
- LIU, S.; FU, C.; SHIU, C.; CHEN, J.; WU, F. (2009) *Temperature dependence of global precipitation extremes*. Geophysical Research Letters Vol.36, n° L17702.
- LOH, J.; GOLDFINGER, S. (2006) *Relatório Planeta Vivo 2006*. Global Footprint Network.WWF-World Wild Fund for Nature, Gland, Suíça.

- KIBERT, C. (1994) *Establishing the principles and model for sustainable construction*. In Proceedings of the 1<sup>st</sup> International Conference of CIB TG 16, Tampa, EUA, pp.1-9.
- KIBERT, C. (2008) *Sustainable construction: green building design and delivery*. 2<sup>nd</sup> Edition ISBN 978-0-470-11421-6, John Wiley & Sons, New Jersey, US.
- KRAFT, C.; TUMPLING, J.; ZACHMANN, D. (2006) *The effects of mining in Northern Romania on the heavy metal distribution in sediments of the rivers Szamos and Tisza (Hungary)*. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica Vol.34, pp. 257-264
- MEADOWS, D.; RANDERS, J.; MEADOWS, D. (1972) *The Limits to Growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. New York, Universe Books.
- MEADOWS, D.; RANDERS, J.; MEADOWS, D. (2004) *The Limits to Growth: a 30-year update*. ISBN: 9781931498586 Chelsea Green Publishing.
- MEEHL, G.A., T.F. STOCKER, W.D. COLLINS, P. FRIEDLINGSTEIN, A.T. GAYE, J.M. GREGORY, A. KITOH, R. KNUTTI, J.M. MURPHY, A. NODA, S.C.B. RAPER, I.G. WATTERSON, A.J. WEAVER AND Z.-C. ZHAO (2007) *Global Climate Projections*. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- MICHNEA, A.; GHERHES, I. (2001) *Impact of metals on the environment due to technical accident at Aurul Baia Mare, Romania*. International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health Vol.14, pp. 255-259
- MICKLIN, P. (2007) *The Aral Sea disaster*. Annual Review of Earth and Planetary Sciences Vol.35, pp.47-72
- MILLENNIUM (2005) *Ecosystem assessment synthesis report*. Ed. Sarukhan, J.; Whyte, A. MOORE, C.; MOORE, S.; LEECASTER, M.; WEISBERG, S. (2001) *A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre*. Mar. Pollut. Bull. Vol.42, pp.1297-1300.
- MOORE, C. (2008) *Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat*. Environmental Research Vol.108, pp.131-139.
- ONU (2008) *Revision of the World population prospects*.
- PEARCE, A.; WALRATH, L. (2008) *Definitions of sustainability from the literature*. Atlanta; Sustainable Facilities and Infrastructure, Georgia Institute of Technology.
- PINHEIRO, M. (2009) *Liderar pelo ambiente na procura da sustentabilidade. Apresentação sumária do sistema de avaliação voluntário da sustentabilidade da construção*. IST.
- PUURA, E.; MARMO, L.; A., MARCO (2002) *Mine and quarry waste - the burden from the past*. Directorate General Environment of the European Commission, Italy.
- SUSLICK, S.; MACHADO, I. (2009) *Non-Renewable Resources*. in Earth System: History and Natural Variability. Ed. V. Cilek & R. Smith, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), EOLSS Publishers - UNESCO, Oxford, UK.
- REES, W.; WACKERNAGEL, M. (1966) *Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable - and why they are a key to sustainability*. Environmental Impact Assessment Review Vol.16, pp. 223-248
- RING, I.; HANSJURGENS, B.; ELMQVIST, T.; WITTMER, H.; SUKHDEV, P. (2010) *Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: the TEEB initiative*. Current Opinion in Environmental Sustainability (in press)
- ROBINSON, J. (2004) *Squaring the circle? Some thoughts on the idea of sustainable development*. Ecological Economics, Vol.48, pp.369-384.
- SAUNDERS, M.; LEA, A. (2008) *Large contribution of sea surface warming to recent increase in Atlantic hurricane activity*. Nature Vol.451, pp.557-560.
- SHELLNHUBER, H. (2008) *Global warming. Stop worrying, start panicking?* Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America Vol.105, pp. 14239-14240.
- SIDS (2007) *Sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável*. Agência Portuguesa do Ambiente.
- SINGER, P. (1997) *How are we to live? Ethics in an age of self-interest*. Text Publishing, Oxford University Press, Oxford.

- SHEALY, M.; DORIAN, J.(2009) *Growing Chinese coal use: Dramatic resource and environmental implications*. Energy Policy Vol.38, pp. 2116-2122.
- SPIERTZ, J. (2010) *Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review*. Agronomy for Sustainable Development Vol.30, pp. 43-55.
- STERN, N. (2006) *Stern review on economics of climate change*. Cambridge University Press.
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.;JALALI, SAID (2007) *Does Engineering Students Need Sustainable Development Courses?*. ICEE 2007 International Conference on Engineering Education -The moving frontiers of engineering, Coimbra
- TORGAL, F. M. ALVES S. P. (2008) *Construção sustentável. Um imperativo formativo na área da engenharia civil*. Revista Engenharia e Vida, pp.56-60, Lisboa.
- UNEP (2006) *Climate change scenarios for desert areas*. In UNEP/GRID-Arendal Maps and Graphics Library.
- UNFCCC (1997) *Kyoto Protocol to the United Nations framework convention on climate change*, United Nations convention on climate change, FCC/CP/L.7/Add1, Kyoto
- VELLINGA, M.; WOOD, R. (2002) *Global climatic impacts of a collapse of the Atlantic thermohaline circulation*. Climate Change, Vol.54, pp.251-267.
- VELLINGA, M.; WOOD, R. (2008) *Impacts of thermohaline circulation shutdown in the twenty-first century*. Climatic Change Vol.91, pp.43-63.
- WANG, T.; WATSON, J. (2010) *Scenario analysis of China's emissions pathways in the 21st century for low carbon transition*. Energy Policy Vol.38, pp.3537-3546
- WHITMORE, A. (2006) *The emperors new clothes: Sustainable mining*. Journal of Cleaner Production Vol.14, pp.309-314.
- ZOLINA, O.; SIMMER, C.; GULEV, S.; KOLLET, S.(2010) *Changing structure of European precipitation: Longer wet periods leading to more abundant rainfalls*. Geophysical Research Letters Vol.37, n° L06704.

# 2

## **Toxicidade dos Materiais**

- 2.1 Enquadramento**
- 2.2 Tintas, Vernizes e Materiais para Preservação de Madeiras**
- 2.3 Materiais Plásticos e Colas Sintéticas**
- 2.4 Materiais Tóxicos em Caso de Incêndio**
- 2.5 Materiais com Substâncias Radioactivas**
- 2.6 Materiais Contendo Amianto**
- 2.7 Chumbo em Redes de Abastecimento de Água**
- 2.8 Importância dos Ensaio de Lexiviação**
- 2.9 Conclusões Gerais**
- 2.10 Referências**

## 2.1 Enquadramento

Enquanto que as construções dos nossos antepassados eram feitas de materiais naturais, as construções correntes podem conter numerosas combinações de químicos e metais pesados, quer libertando para o ar interior das habitações elevadas quantidades de produtos químicos, quer mesmo contaminando a água que bebemos. Estes compostos podem provocar inúmeros problemas de saúde nomeadamente os seguintes:

- Irritações da pele, olhos e vias respiratórias;
- Distúrbios cardíacos, digestivos, renais ou hepáticos;
- Dores de cabeça e mal-estar generalizado;
- Distúrbios do sistema nervoso, como perturbações da memória, de atenção, concentração e fala, stress e ansiedade;
- Perturbações do sistema hormonal (problemas fetais e de reprodução);
- Desenvolvimento de cancros das fossas nasais, dos seios frontais e pulmões.

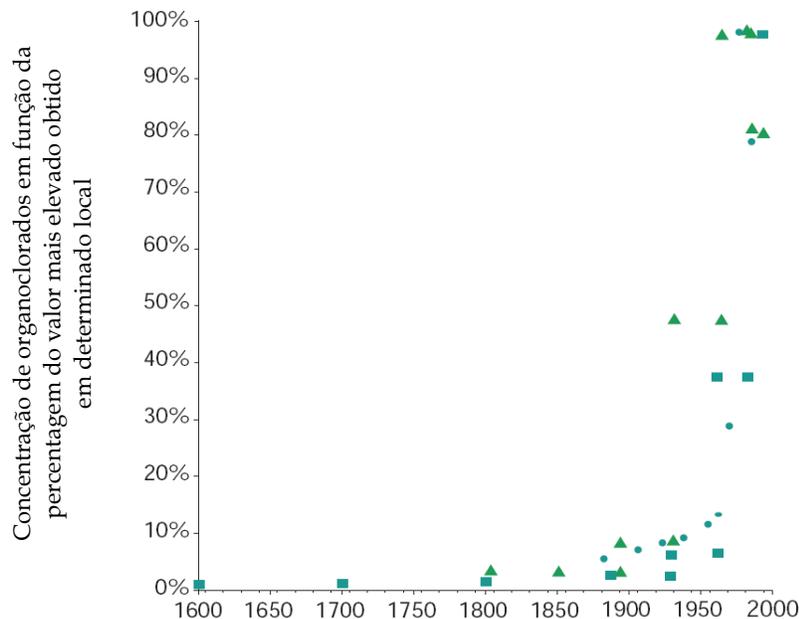
Para lá da exposição directa e diária decorrente da presença no interior das habitações de materiais com algum grau de toxicidade, importa não esquecer o elevado potencial de perigosidade que está associado à produção de químicos bem patente no desastre de Bopal ocorrido na Índia em 1984, quando um complexo industrial de produtos químicos (Figura 2.1) libertou uma nuvem de isocianato de metilo que provocou aprox. 15.000 mortos e problemas de saúde em quase 200.000 pessoas (Varma & Mulay,2006; Satyanand,2008).



*Figura 2.1: Instalação industrial responsável pelo acidente de Bopal, Índia*

Durante a fase de produção de materiais de base química há emissão de vários tipos de poluentes, assim como também há lugar à produção de resíduos muito perigosos, os quais irão afectar negativamente o ambiente do Planeta Terra, pelo que deveria ser obrigatório, que os referidos impactos fossem alocados aos materiais em questão. Desses poluentes merecem destaque os seguintes:

Organoclorados (Dioxinas e furanos) – As dioxinas e os furanos são resíduos químicos provenientes de processos industriais que envolvem cloro, como por exemplo os processos relacionados com a produção de PVC. São compostos extremamente tóxicos para a saúde (Koopman-Esseboom *et al.*,1996; IARC,1997; Lanting *et al.*,1998), com a agravante de serem bioacumuláveis no organismo. Essa perigosidade estende-se por óbvias razões à biodiversidade por via da contaminação de toda a cadeia alimentar (Oppenhuizen *et al.*,1990; Tillitt *et al.*,1993). A Figura 2.2 torna clara a ligação entre a concentração de organoclorados no meio ambiente e a evolução da produção de cloro.



**Figura 2.2:** Evolução da concentração de organoclorados em amostras sedimentares retiradas de dois lagos na Alemanha (triângulos e quadrados) e na região do Báltico (círculos) (Thorton,2000)

Análises químicas realizadas em golfinhos do Pacífico Norte, revelaram concentrações de dioxinas entre 13 a 37 milhões de vezes superiores à concentração das mesmas dioxinas na água do mar (Thorton, 2002). Vários grupos de cientistas sugeriram já a proibição absoluta da utilização de cloro como matéria-prima industrial (Flores *et al.*, 2004).

Ftalatos – Grupo de compostos químicos derivados do ácido ftálico, utilizado como aditivo para reduzir a rigidez dos materiais plásticos. São vários os estudos que comprovam a toxicidade destes compostos para a saúde humana (Lovekamp-swan & Davis, 2003; Hauser & Calafat,2005; Heudorf *et al.*,2007; Wolff *et al.*, 2008; Swan,2008; Meeker *et al.*, 2009).

Compostos orgânicos voláteis (COV's) – Poluentes atmosféricos libertados por materiais de construção contendo solventes orgânicos como tintas, vernizes e outros. Além disso os COV's contribuem para a formação de ozono troposférico, um gás que provoca efeito de estufa. A redução da ventilação no interior das habitações (para se minimizarem gastos energéticos) pode contribuir para aumentar o volume destes poluentes e para agravar os seus efeitos sobre a saúde (Sterling,1985; Samfield,1992; Hansen & Burroughs,1999).

Para além dos materiais responsáveis pela produção de dioxinas, furanos, ftalatos e COV's, no presente capítulo são ainda abordados os materiais que libertam fumos tóxicos em caso de incêndio, os materiais contendo substâncias radioactivas e as situações de toxicidade relacionadas com a presença de amianto em materiais de construção e também com o chumbo em canalizações de abastecimento de água. Finalmente serão tecidas considerações sobre os ensaios de lexiviação e de que forma estes permitem aferir da perigosidade dos materiais de construção com resíduos

## 2.2 Tintas, Vernizes e Materiais para Preservação de Madeiras

### 2.2.1 Tintas e Vernizes

Para além da libertação de COV's, provocada pelas tintas e vernizes, que é nefasta para a saúde (Kostiainen, 1995) e para o meio ambiente, estas podem conter ainda metais pesados com elevado poder cancerígeno (Tabela 2.1).

**Tabela 2.1:** Agentes com poder cancerígeno presentes em tintas (IARC,1995; UNCHS,1997)

<b>Agente cancerígeno</b>	<b>Fonte</b>
<b>Crómio</b>	Primários, Tintas
<b>Cádmio</b>	Pigmentos
<b>Benzeno</b>	Solventes
<b>Cloreto de metileno</b>	Decapantes
<b>Estireno</b>	Solventes orgânicos
<b>Níquel</b>	Pigmentos
<b>Chumbo</b>	Primários, secantes, pigmentos

Outros autores (Kwok *et al.*, 2003) confirmam a emissão de COV's em materiais com acabamentos em verniz. E recentemente Salasar (2007) analisou as emissões de COV's em tintas à base de solventes orgânicos e água, concluindo que as primeiras chegam a emitir 520 vezes mais COV's do que as segundas. Em termos legislativos o Dec-Lei N° 181/2006 de 6 de Setembro, procedeu à transposição para ordem jurídica Portuguesa a Directiva n° 204/42/CE de 21 de Abril de 2004, que limita o teor de COV's em tintas e vernizes (Tabela 2.2).

**Tabela 2.2:** Teor máximo de COV's para tintas decorativas e vernizes nos termos do Dec-Lei N° 181/2006 de 6 de Setembro

Subcategoria de produtos	Tipos	(g/l) a partir de 1 de Janeiro de 2007	(g/l) a partir de 1 de Janeiro de 2010
a) Tintas mate para paredes e tectos interiores	BA	75	30
	BS	400	30
b) Tintas brilhantes para paredes e tectos interiores	BA	150	100
	BS	400	100
c) Tintas para paredes exteriores de substrato mineral	BA	75	40
	BS	450	30
d) Tintas para remates e painéis interiores/exteriores de madeira ou metal	BA	150	130
	BS	400	300
e) Vernizes e lasures para remates interiores/exteriores, incluindo lasures opacas	BA	150	130
	BS	500	400
f) Lasures com poder de enchimento para interiores e exteriores	BA	150	130
	BS	700	700
g) Primários	BA	50	30
	BS	450	350
h) Primários fixadores	BA	50	30
	BS	750	750
i) Produtos de revestimento de alto desempenho monocomponente	BA	140	140
	BS	600	500
j) Produtos de revestimentos reactivos de alto desempenho bicomponente para utilizações finais específicas, nomeadamente em pisos	BA	140	140
	BS	550	500
k) Produtos de revestimento multicolor	BA	150	100
	BS	400	100
l) Produtos de revestimento de efeito decorativo	BA	300	200
	BS	500	200

BA - Tintas com viscosidade ajustada por água

BS - Tintas com viscosidade ajustada por solventes orgânicos

Contudo somente em Julho de 2007 é que o Ministério do Ambiente através do Despacho N° 17 141/2007, aprovou um programa para controlo da

aplicação do referido Dec.Lei, o que permite que se tenha uma ideia da quantidade de materiais já aplicados no sector da construção que contém teores de COV, muito superiores aos novos limites.

## 2.2.2 Materiais para Protecção de Madeiras

Embora sendo um material de excelência para uma construção mais sustentável, a madeira padece no entanto de baixa resistência à degradação por agentes biológicos, fungos e insectos (carunchos e térmitas). Enquanto que os fungos e térmitas degradam a madeira aplicada em locais húmidos, os carunchos costumam atacar madeiras com teores de humidade correntes no interior das habitações (Cruz & Nunes, 2009).

Até muito recentemente, a preservação das madeiras implicava a sua impregnação com insecticidas ou fungicidas, produtos como o creosote ou outros à base de sais metálicos como o cobre, crómio e arsénico (CCA). Os referidos sais metálicos são bastante tóxicos, além do que são bio acumuláveis. Quando em contacto com a água da chuva ou outra, grande parte destes sais acaba sendo lixiviada contaminando o meio ambiente.

Desde 1 de Janeiro de 2004, que a Agência de Protecção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), proibiu o uso de CCA no tratamento de madeiras para fins habitacionais (Edlich *et al.*, 2005).

O creosote contém agentes de elevado potencial cancerígeno (ATSDR,2002; SMITH,2008), pelo que desde 2001 que a Directiva da União Europeia 2001/90/EC iniciou um processo progressivo, que visa a proibição do uso de creosote no tratamento de madeiras.

Estudos recentes (Thierfelder & Sandstrom, 2008) referem que muitas das travessas utilizadas nos caminhos de ferro, apresentam um elevado teor de creosote, superior mesmo aos limites definidos pela regulação europeia, pelo que passam a ser considerados resíduos perigosos, o que condiciona o seu depósito e tratamento em fim de vida (Pruszinski, 1999). Considerações similares podem e devem ser feitas no que se refere aos resíduos de construção e demolição, que contenham madeiras impregnadas com materiais tóxicos.

## 2.3 Materiais Plásticos e Colas Sintéticas

### 2.3.1 Materiais Plásticos

Os materiais plásticos destilados a partir do petróleo representam actualmente uma parte substancial dos materiais utilizados pela indústria

da construção. Estes são obtidos através de uma reacção de polimerização de moléculas básicas (monómeros), levando à formação de cadeias longas destas. Estes materiais subdividem-se basicamente em duas categorias, os termoplásticos e os termo-endurecíveis. Os primeiros são fornecidos prontos a aplicar, mas podem ser moldados por acção da temperatura, como o PVC, o polietileno, o polipropileno, ou o poliestireno. Já os termo-endurecíveis são produtos que só adquirem a sua forma final após serem misturados com endurecedores, estando nesta situação o poliuretano, as melaminas, o estireno butadieno ou as epóxi e outras colas sintéticas.

Quase todos os plásticos contêm vários tipos de aditivos como plastificantes, redutores de rigidez, corantes, estabilizadores de radiação solar, redutores de fumo, anti-estáticos, redutores de ignição e outros, que implicam a utilização de uma vasta gama de produtos, onde se incluem ftalatos e metais pesados.

O poliestireno é obtido a partir da polimerização do estireno, sendo que as suas aplicações dizem respeito a isolamentos térmicos, obtidos por expansão (EPS) ou por extrusão (XPS). Este material contém aditivos anti-oxidantes e retardadores de ignição. Durante a produção deste material há ainda produção de benzeno e de clorofluorcarbonetos.

O polietileno é obtido a partir da polimerização do etileno, contendo 0,5% de aditivos como anti-oxidantes à base de fenol, estabilizadores de raios ultravioletas e corantes. E ainda alumínio, cloroparafinas e hidróxido de magnésio como retardadores de ignição.

O polipropileno é obtido a partir da polimerização do propileno, contendo aditivos similares aos utilizados no polietileno.

O poliuretano é obtido a partir dos isocianatos, mundialmente conhecidos pela sua trágica associação ao desastre químico de Bopal, referido no início do presente capítulo. Esta substância é altamente tóxica (Marczynski et al., 1992; Bauer et al., 1994) e há múltiplos registos de graves problemas de saúde em trabalhadores que utilizam o poliuretano (Litorin et al., 1994; Skarping et al., 1996). Chester et al. (2005) relatam até mesmo um caso da morte de um trabalhador devido à simples aplicação de poliuretano. O fabrico de poliuretano envolve ainda a produção de substâncias tóxicas como fenól e clorofluorcarbonetos, entre outras.

O policloreto de vinilo (PVC) é um polímero termoplástico, obtido a partir da polimerização do monómero de cloreto de vinilo, o qual por sua vez é obtido do petróleo e do cloro. O consumo mundial de PVC é de aprox. 30 milhões de toneladas anuais, destinando-se na sua maioria a tubagens

(Rahman,2007). Apesar de ser o terceiro plástico mais produzido, a seguir ao polietileno e ao polipropileno, o PVC é no entanto o maior produtor (em volume), de organoclorados (Thorton, 2000, 2002). Além disso a produção de PVC implica o uso de estabilizadores à base de estanho (orgâno-estânicos), para impedir que este material se degrade sob a acção da temperatura (entre 150 a 200 °C). Contudo este composto apresenta elevada eco-toxicidade podendo ter um efeito nocivo em termos ambientais (Hoch, 2001), quer mesmo em termos da contaminação da água em redes de abastecimento populacional (Wu *et al.*, 1989; Sadiki & Williams, 1996, 1999; Forsyth & Jay, 1997; Sadiki *et al.*, 1996; Stern & Lagos, 2008; Fristachi *et al.*, 2009)

Para lá dos impactos ambientais dos materiais plásticos na fase de produção, importa ter ainda em conta que estes materiais não são biodegradáveis e o seu tratamento em fase de fim de vida implica a emissão de gases poluentes.

### 2.3.2 Colas Sintéticas

As colas sintéticas são materiais utilizados na indústria da construção para os mais diversos fins, que podem ir desde a colagem de lamelados de madeira, à colagem de materiais impermeabilizantes, até á reabilitação de estruturas de betão. Em termos de composição, podem ser à base de epóxi, de melamina-urea-formaldeído, fenol ou solventes orgânicos. As colas à base de epóxi são materiais tóxicos e os trabalhadores expostos a este material apresentam elevadas taxas de desenvolvimento de eczemas e dermatites. Estes materiais são ainda responsáveis pelo desenvolvimento de alergias e até mesmo de cancro (Peltonen *et al.*, 1986; Tsai, 2006)

Os compostos de melamina-urea-formaldeído são igualmente tóxicos, defendendo alguns autores que possuem potencial carcinogénico (Vale & Rycroft, 1988; Wilbur *et al.*, 1999; Zhang *et al.*, 2008). Também as colas à base de solventes orgânicos apresentam elevada perigosidade (Heuser *et al.*, 2005).

## 2.4 Materiais Tóxicos em Caso de Incêndio

Uma outra situação de toxicidade dos materiais de construção prende-se com a libertação de fumos e substâncias tóxicas em caso de incêndio. Alguns estudos apontam mesmo para o facto da maioria das mortes em caso de incêndio estarem precisamente relacionadas com a inalação de gases tóxicos

e também desse número ter vindo a aumentar desde o fim da década de 80, o que poderá estar relacionado com o aumento no interior das habitações, de materiais mais combustíveis e mais tóxicos em caso de incêndio (Gann *et al.*, 1994; Hall & Harwood, 1995; Wu, 2001; Levin & Kuligowski, 2005).

Liang & Ho (2007) analisaram a toxicidade após combustão de vários isolantes térmicos, concluindo que tanto o polietileno como o poliuretano apresentam elevada toxicidade, pois excedem o valor limite de 10, correspondente a materiais de baixa toxicidade em caso de incêndio (Figura 2.3).

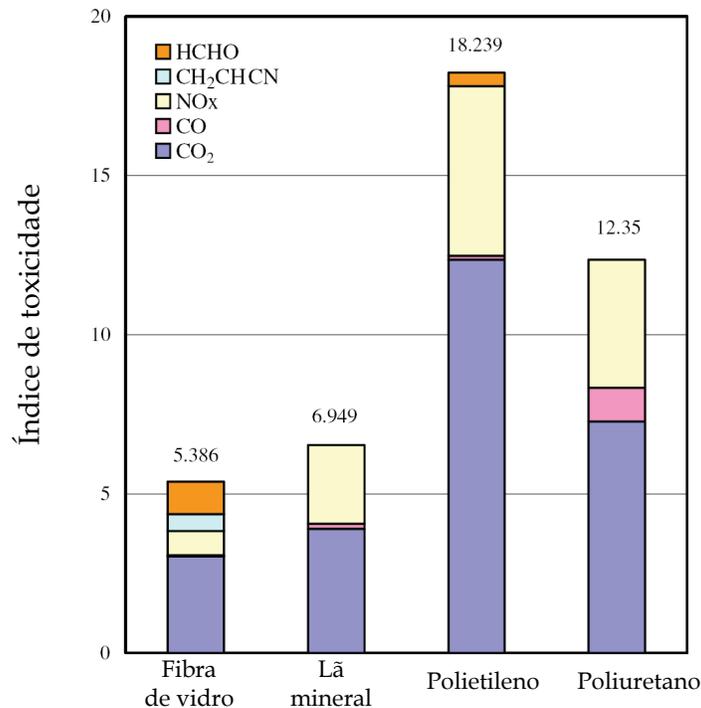


Figura 2.3: Valor médio do índice de toxicidade para vários isolamentos térmicos (Liang&Ho, 2007)

Este índice é obtido a partir da análise das emissões de 14 tipos de gases de combustão para uma concentração base que seja fatal ao fim de 30 minutos. Estes autores recomendam que a utilização de poliuretano ou polietileno em edifícios de habitação, só possa fazer-se se os mesmos forem protegidos por outros materiais incombustíveis.

Dourodiani & Omidian (2010) recomendam a não utilização de molduras decorativas de poliestireno devido à sua elevada combustibilidade e à libertação de fumos tóxicos em caso de incêndio. Estes autores referem que embora este material tenha vindo recentemente a ser produzido com um aditivo retardador de ignição, em caso de incêndio, o mesmo gera brometo de hidrogénio, um gás tóxico.

## 2.5 Materiais com Substâncias Radioativas

A utilização de materiais com resíduos, possuindo algum tipo de contaminação radiológica, é reconhecida por vários autores como sendo algo que deve merecer preocupação em termos de perigosidade para a saúde pública, já que a exposição mesmo a baixas doses de radiação por longos períodos pode ainda assim resultar no desenvolvimento de cancro (ICRP,1990). Regra geral, a maioria dos materiais de construção não apresenta níveis de radiação preocupantes (Papaefthymiou & Gouseti, 2008), o que já não sucede no entanto para alguns subprodutos utilizados principalmente no fabrico de betão, como sejam o fosfógeno, as escórias de alto forno e algumas cinzas volantes (Tabela 2.3).

**Tabela 2.3:** Radioactividade corrente e máxima em materiais de construção e subprodutos industriais (Kovler *et al.*, 2002; Kovler,2009)

Material	Concentração corrente (Bq/kg)			Concentração máxima (Bq/kg)		
	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>40</sup> K	<sup>226</sup> Ra	<sup>232</sup> Th	<sup>40</sup> K
<b>Materiais de construção</b>						
Betão	40	30	400	240	190	1600
Betão leve	60	40	430	2600	190	1600
Tijolos cerâmicos	50	50	670	200	200	2000
Blocos de betão	10	10	330	25	30	700
Pedra natural	60	60	640	500	310	4000
Gesso natural	10	10	80	70	100	200
<b>Subprodutos industriais</b>						
Fosfógeno	390	20	60	1100	160	300
Escórias	270	70	240	2100	340	1000
Cinzas de carvão	180	100	650	1100	300	1500

De facto, alguns tipos de fosfógeno contém metais pesados e elementos radioactivos, como rádio (<sup>226</sup>Ra), chumbo (<sup>210</sup>Pb) e urânio (<sup>238</sup>U, <sup>234</sup>U) provenientes das rochas fosfatadas (Rianek, 1971). O uso de fosfógeno que exceda um nível de radioactividade de 370 Bq/Kg (em que 1Bq corresponde a uma desintegração nuclear por segundo), encontra-se proibido desde 1992 (EPA, 1992). Já o limite proposto pela Euratom (1996) é de 500 Bq/Kg.

Canut (2006) refere o facto das rochas fosfáticas Brasileiras apresentarem um baixo nível de radioactividade natural, pelo que o fosfógeno produzido naquele país apresenta valores de radioactividade abaixo do valor limite, fixado pela United States Environment Protection Agency-EPA.

Um outro aspecto que neste âmbito deve ser acautelado, tem a ver com o gás radão que se encontra associado ao elemento rádio, também presente nalguns tipos de fosfogesso e que tenderá a ser particularmente nefasto para os materiais de construção à base de fosfogesso, colocados em ambientes de baixa ventilação (Kovler, 2009).

O radão é um gás de origem natural, radioactivo, cujos átomos se desintegram originando outros elementos também radioactivos. Este gás é inodoro, incolor e insípido e logo não detectável pelos nossos sentidos. O radão provém ainda de solos e rochas, sendo que as concentrações mais elevadas ocorrem, usualmente, em zonas de rochas graníticas. De acordo com a Directiva (90/143/EURATOM), nas habitações já construídas as concentrações médias anuais não devem ultrapassar os 400 (Bq/m<sup>3</sup>) e nas construções futuras os níveis de radão não deverão exceder 200 (Bq/m<sup>3</sup>).

Dinua *et al.* (2009) estudaram 90 habitações em Espanha onde a concentração máxima de radão era 366 (Bq/m<sup>3</sup>), referindo que nessa zona havia um número excessivamente elevado de falecimentos por cancro.

Chen *et al.* (2010) analisaram as emissões de radão de alguns materiais de construção, tendo observado que um pavimento em granito com uma elevada emissão específica (300Bq/m<sup>2</sup>d), contribui somente com um valor total de 18 (Bq/m<sup>3</sup>), isto admitindo uma taxa de 0,3 renovações de ar por hora (Tabela 2.4). Tenha-se presente que em Portugal há muitas habitações com uma taxa RPH de apenas 0,2 isto apesar do valor mínimo regulamentar ser de 0,6.

**Tabela 2.4:** Concentração de radão em Bq/m<sup>3</sup> emitido por piso com revestimento em granito, de acordo com o tipo de granito e com a taxa horária de renovação de ar (Chen *et al.*, 2010)

Emissão específica do granito (Bq/m <sup>2</sup> d)	Taxa de renovações de ar por hora (RPH)				
	3	1	0,3	0,15	0
5	0,03	0,09	0,3	0,6	5
10	0,06	0,2	0,6	1,2	25
50	0,3	0,9	3,0	5,9	123
100	0,6	1,8	6,0	12	246
300	1,8	5,5	18	35	737

De acordo com estes autores, a concentração de radão proveniente de materiais de construção, no interior de uma casa é dada pela equação abaixo:

$$C = \frac{E \cdot A}{(\lambda_0 + \lambda_v) V}$$

em que:

C-Concentração de radão provocado por um determinado material, E-emissão específica do material ( $\text{Bq}/\text{m}^2\text{d}$ ); A-área do material que emite radão ( $\text{m}^2$ ); V-volume de ar do espaço em análise ( $\text{m}^3$ );  $\lambda_0=0,181/\text{d}$ ;  $\lambda_v$ -taxa de renovação de ar por hora.

Para que os materiais de construção (alvenarias, bancadas de cozinha e revestimentos em granito) tenham uma quota-parte significativa em termos de emissões de radão, é assim necessário que os granitos em causa tenham uma emissividade muito elevada e a taxa de renovação de ar seja próxima de zero. Importa contudo ter em conta que só alguns granitos possuem elevadas emissividades específicas de radão, Chen *et al.* (2010) referem que entre 33 variedades de granitos provenientes de vários países, somente 2 apresentavam emissividades específicas acima de 200 ( $\text{Bq}/\text{m}^2\text{d}$ ). Também os resultados de Pavlidou *et al.* (2006) confirmam estes.

Já noutros países existem graves problemas relativos à utilização de materiais de construção com alguma nível de radioactividade, como por exemplo na Suécia, onde foram contabilizadas 300.000 habitações executadas com betão à base de agregados contendo urânio, apresentando risco elevado para a saúde em termos de desenvolvimento de leucemia em crianças e jovens (Axelson *et al.*, 2002).

Em Portugal a vigilância radiológica é uma das obrigações legais do Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), sendo que regularmente aquela instituição procede a medições da radiação gama ambiental, bem como de amostras de águas, sedimentos e peixes. Em Setembro de 2005, aquela instituição deu conta que estudos já efectuados em 4200 habitações, permitiam concluir que 60% das concentrações de radão se situavam abaixo de 50 ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ), sendo que somente 2,6% das habitações apresentavam concentrações acima de 400 ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ). Tendo em conta que as zonas de risco, com concentrações mais elevadas de radão são zonas geologicamente associadas a rochas graníticas, não é de admirar que um estudo conduzido em todo o território nacional, como aquele levado a cabo pelo ITN apresente valores de gravidade residual.

Contudo em 2001 a DECO já tinha publicado um estudo levado a cabo em 212 casas localizadas nos Distritos de Aveiro, Guarda e Braga (zonas com geologia fortemente granítica), concluindo que embora 2/3 das medições tenham ficado abaixo de 200 ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ), 22% dos casos excederam o limite 200 ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) e 17% estavam mesmo acima de 400 ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) (Figura 2.4). Os referidos estudos não permitem contudo destringer qual a parte que diz respeito aos materiais de construção e qual a parte correspondente ao radão proveniente do solo, já que como é evidente nas zonas de elevados

aflorescimentos graníticos, muitas casas foram erigidas aproveitando esta matéria prima, quer ao nível de alvenarias quer também como revestimento de pisos.

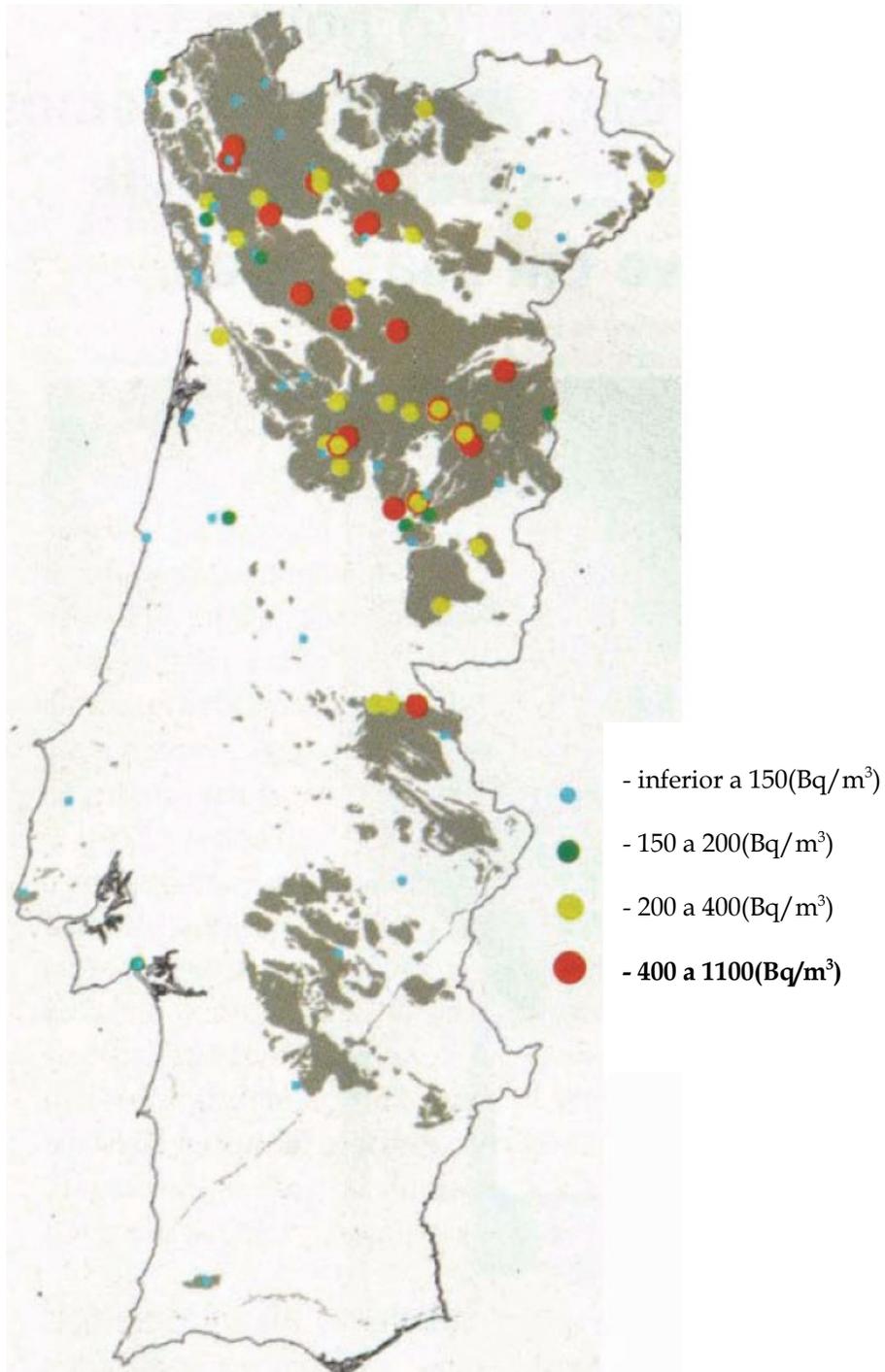


Figura 2.4: Radioatividade no interior de habitações devida ao radão (DECO,2001)

## 2.6 Materiais contendo Amianto

Nos termos do Dec.Lei Nº 266/2007 de 24 de Julho, o amianto compreende as fibras minerais com um comprimento de 5  $\mu\text{m}$  e um diâmetro inferior a 3  $\mu\text{m}$ , do grupo da Serpentina (crisólito) ou do grupo das Anfífolas (actinolite, grunerite (amosite), antofilite, crocidolite e tremolite (Figura 2.5).



*Figura 2.5: Imagem de uma amostra de tremolite*

Estas fibras são também designadas por “asbestos” que advém da palavra grega para um material incombustível. Esta propriedade, aliada a uma elevada resistência à tracção, facilidade para ser tecida e um baixo custo (entre outras), levou a que o uso destas fibras rapidamente se vulgarizasse ao nível da indústria da construção, quer como isolante térmico e anti-fogo, quer principalmente na produção de painéis de fibro-cimento.

Foi a partir da década de 60 que vários estudos concluíram pela relação entre o aparecimento de várias doenças profissionais e a exposição ao amianto. Na altura considerou-se que só algumas fibras minerais produziam efeitos nefastos para a saúde pelo desenvolvimento de mesotelioma (cancro do revestimento mesotelial do pulmão, relativamente ao qual a maior parte dos doentes morre em menos de 12 meses após o diagnóstico - (Bianchi *et al.*, 1997; Jarvholm *et al.*, 1999; Azuma *et al.*, 2009), razão pela qual este material continuou a ser utilizado. Aliás actualmente o amianto-crisólito ainda continuo a ser explorada fora da Europa (Figura 2.6).

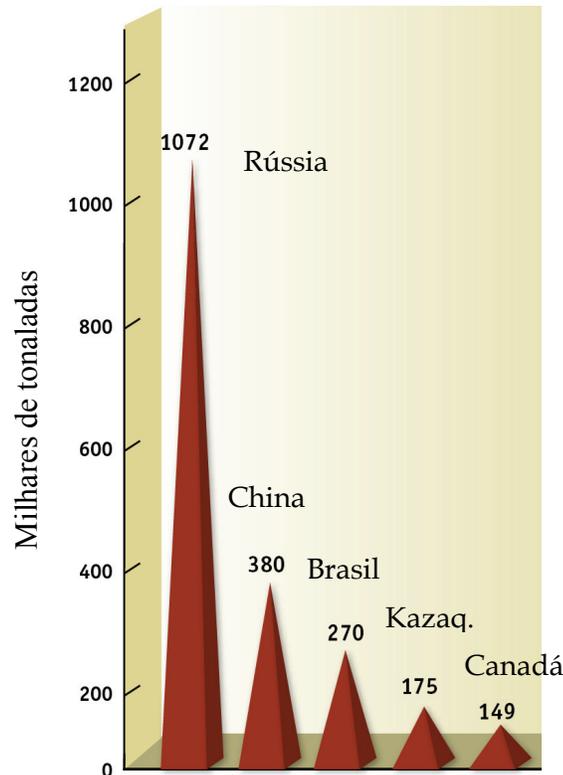


Figura 2.6: Principais países produtores de amianto-crisólito (Chrysotile, 2008)

Somente na década de 80 com a aprovação da Directiva 83/477/CEE que definia os riscos para a saúde dos trabalhadores expostos ao amianto, é que a perigosidade daquele material começou a ser levada efectivamente a sério, sendo que em 1991 uma nova Directiva (91/382/EEC) agravou os limites previstos na Directiva inicial. Portugal só passou 6 anos que introduziu no seu Direito interno estas preocupações, através do Dec.Lei nº 284/89 de 24 de Agosto. As investigações entretanto feitas pela comunidade científica permitiram concluir que todas as fibras de amianto apresentam potencial cancerígeno, quer na variante de asbestose (lesões do tecido pulmonar causadas por um ácido produzido pelo organismo na tentativa de dissolver as fibras - (Akira, 2010)) ou mesmo de cancro do pulmão, do tracto gastrointestinal dos rins e da laringe (Ladou, 2004; Silverstein *et al.*, 2009; Antonescu-Turcu, 2010).

Consequentemente, a Directiva 2003/18/EC veio proibir a extracção destas fibras e a sua utilização em produtos. Portugal transpôs esta Directiva para o seu Direito interno através do Dec.Lei Nº 266/2007 de 24 de Julho, o qual define que existe risco para a saúde, quando há exposição dos trabalhadores a ambientes com fibras superiores ao limite de exposição (VLE) de 0,1 fibra por  $\text{cm}^3$ .

Pereira (2008) refere que existe por parte dos gestores de edifícios e mesmo dos Técnicos um grave desconhecimento sobre os diversos tipos de materiais e produtos que contém amianto. A mesma autora apresenta uma lista de materiais e produtos contendo amianto (Tabela 2.5).

**Tabela 2.5:** Lista de materiais e produtos contendo amianto (Pereira, 2008)

<b>Tipo de material e teor de amianto</b>	<b>Função comum</b>	<b>Onde se aplica</b>	<b>Estado</b>
<b>Revestimentos aplicados à pistola (10% a 25% de amianto)</b>	Isolamento térmico e acústico, protecção contra incêndios e condensação	Em estruturas de aço; edifícios antigos que sofreram remodelações. Em tectos e vãos actuando como barreiras corta-fogo	Friável
<b>Revestimentos de pisos (até 25% de amianto)</b>	Resistência mecânica contra o desgaste	Em pavimentos como rolo ou mosaico	Não friável
<b>Materiais de enchimento (até 100% de amianto)</b>	Isolamento térmico e acústico	Em sótãos, porta de courette, caixas-de-ar de paredes duplas, porta corta-fogo, argamassa em furação para fixação de equipamentos eléctricos	Friável
<b>Guarnições, embalagens, cordões e tecidos (de 1% a 100% de amianto)</b>	Isolamento térmico e vedante	Em tubagens e caldeiras (mantas de amianto); recipientes sobre pressão; selantes resistentes ao calor (cordão de isolamento em juntas de tubagens, selagem de caldeiras e condutas); argamassas para assentamento de alvenaria	Friável
<b>Paredes, painéis e tectos falsos (até 100% de amianto)</b>	Protecção contra incêndios, isolamento térmico e acústico	Painéis sanduíche, divisórias, placas para tectos, revestimento de fornos	Friável
<b>Cartão, papel e produtos de papel (90% a 100% de amianto)</b>	Isolamento térmico e protecção contra incêndios em geral	Em materiais compósitos com aço, revestimentos de paredes e coberturas, revestimento de painéis combustíveis, laminados resistentes ao fogo e tubos	Friável
<b>Fibrocimento (10% a 15% de amianto)</b>	Revestimento de paredes e protecções contra as intempéries	Em forros de paredes e tectos, protecções de lareiras, pisos flutuantes, revestimentos, produtos moldados prefabricados (caixilhos de janelas, lajes para calçadas, cisternas e tanques, colectores e condutas de águas, esgotos e incêndio, condutas de ventilação, calhas e condutas para cabos, divisórias em edifícios, painéis decorativos, chapas perfiladas para coberturas	Não friável
<b>Produtos betuminosos (10% a 25% de amianto)</b>	Impermeabilização e revestimento	Em coberturas, tubos de queda, feltros betuminosos e impermeáveis para coberturas, placas semi-rígidas para coberturas, impermeabilização de caleiras e tubos para escoamento pluvial, em mantas de paredes exteriores	Não friável
<b>Mástiques, selantes e tintas (5% a 10% de amianto)</b>	Impermeabilização	Em selagem de janelas e pisos, tintas texturadas e em elementos metálicos estruturais	Não friável
<b>Plásticos reforçados e protecção de cabos eléctricos (5% a 25% de amianto)</b>	Revestimento, protecção contra choque	Em painéis plastificados, batentes de janelas	Não friável

Muito embora se possa pensar que o amianto deixou de constituir um problema desde que foi proibida a sua produção no espaço da União Europeia, a verdade é que só no nosso país existem 600.000 ha de coberturas de fibrocimento contendo amianto. E se é verdade que a perigosidade desta espécie particular de aplicação seja menor pelo facto das fibras estarem embebidas na matriz da pasta de cimento, também é verdade que eventuais quebras destas coberturas propiciarão a libertação das fibras de amianto. Isto já para não referir que os produtos de hidratação do cimento se degradam em função das condições de exposição, pelo que é provável que a libertação de fibras irá aumentando com o tempo. Não há assim qualquer garantia que os ocupantes de edifícios com coberturas de fibrocimento não estejam expostos a um valor superior ao limite de exposição (VLE) conforme de definido no artº 4 do Dec.Lei Nº 266/2007 de 24 de Julho, nem tão pouco, que exposições ainda que para valores inferiores ao VLE, não poderão resultar em graves problemas de saúde a longo prazo. Note-se que segundo a OMS não são conhecidos limites de exposição abaixo dos quais se pode garantir que não há risco cancerígeno.

Em situação bastante mais grave estão os casos de edifícios ou pavilhões industriais em que o amianto foi utilizado por projecção na sua forma friável, mas cuja remoção só pode ser feita por firmas especializadas, como prevê o Dec-Lei Nº 266/2007 de 24 de Julho. Contudo, sendo este instrumento jurídico muito recente, parece evidente que só daqui a vários anos as preocupações consignadas no mesmo, serão levadas em conta pelas entidades com responsabilidades formativas. Significando isto que os Técnicos que recentemente se diplomaram na área da engenharia civil pouco ou nada ouviram falar a este respeito e, só daqui a vários anos podemos esperar ter Técnicos, que no âmbito de unidade curriculares de materiais de construção e outras estejam sensibilizados e preparados para lidar com este problema.

No capítulo 4.5.2.2 são analisadas algumas investigações relativas à inertização de materiais contendo amianto, transformando-as em subprodutos sem perigosidade.

## **2.7 Chumbo em Redes de Abastecimento de Água**

Sendo um material bastante maleável e com um risco de corrosão praticamente “nulo”, o chumbo foi utilizado no fabrico de canalizações para

abastecimento de água, pelo menos desde o Império Romano (Hodge, 1981; Dutrizac, 1982; Nriagu, 1983).

Vários autores referem que o uso de canalizações para abastecimento de água feitas de chumbo, provocam graves de problema de saúde, o que se fica a dever à formação de uma película de produtos de corrosão na superfície interna da tubagem, a qual acaba por ser lexiviada contaminando a própria água (Zietz *et al.*, 2009).

Esta contaminação é especialmente grave em crianças e jovens, grupos relativamente aos quais podem provocar redução de capacidades intelectuais e problemas de comportamento (Pocock *et al.*, 1994; Wilhelm & Dieter, 2003; Canfield *et al.*, 2003).

Troesken (2006) refere vários casos de intoxicação e envenenamento por via do abastecimento de água com canalizações de chumbo, durante os Sécs XIX e XX, referindo que a magnitude deste problema é da mesma ordem de grandeza do desastre de Chernobyl e de Bopal. Este autor refere que só nos Estados Unidos, dezenas de milhares de crianças faleceram devido a este problema e outras tantas sofreram problemas no seu desenvolvimento cognitivo.

Tenha-se presente que um teor de chumbo no sangue acima de  $10\mu\text{g}/\text{dl}$  se considera como valor de envenenamento (Labat *et al.*, 2006; Tararbit *et al.*, 2009), estando associado a mortalidade cardiovascular e ao aparecimento de cancro. Mais recentemente, Khalil *et al.* (2009) referem um risco acrescido de morte em pessoas idosas para concentrações de chumbo no sangue acima de  $8\mu\text{g}/\text{dl}$ . Outros autores (Menke, 2006) observaram risco de enfarte de miocárdio e acidentes cardiovasculares cerebrais, para níveis acima de  $2\mu\text{g}/\text{dl}$ .

Embora as suspeitas sobre a possibilidade deste material poder provocar danos irreversíveis para a saúde pública não sejam recentes, pois que já durante a década de 20 nos Estados Unidos, várias entidades tenham proibido ou restringido o uso deste material, essas medidas e as evidências médicas que as suportavam não foram suficientes para superar a forte oposição da indústria de produção de canalizações em chumbo (Rabin, 2008).

Por volta da década de 70, a própria OMS ainda admitia o valor de  $300\mu\text{g}/\text{l}$ , como o teor máximo de chumbo presente na água para consumo humano. Mas de lá para cá esse valor caiu de forma abrupta (Tabela 2.6), como se os malefícios daquele metal, de repente se tornassem evidentes aos olhos das entidades reguladoras.

**Tabela 2.6:** Evolução dos limites para o teor máximo de chumbo na água ao longo das últimas décadas

<b>Instrumento regulador</b>	<b>Ano</b>	<b>Limite máximo para o teor de chumbo na água (<math>\mu\text{g/l}</math>)</b>
OMS	1970	300
Directiva (80/778/CEE)	1980	50
Directiva (98/83/CE)	de 25 Dez. 2003 a 25 Dez. 2013	25
Dec. Lei N° 243/2001 de 5 de Setembro	depois de 25 de Dez.2013	10

Esta mudança de limites é de algum modo similar ao enquadramento legislativo relativo ao problema do amianto em que se foi progressivamente admitindo o seu risco até à proibição total da produção de materiais com amianto. Não constitui por isso admiração que o valor máximo para o teor de chumbo na água de  $10 \mu\text{g/l}$ , tenha sido objecto de um adiamento de 15 anos na Directiva (98/83/CE), pelo facto da sua entrada em vigor implicar a substituição das canalizações em chumbo. Em Portugal, a última estimativa feita em 1995 no âmbito de um inquérito enquadrado no Directiva (98/83/CE), apontava para 1.177.300 de metros de tubagem em chumbo, sendo que para a Europa esse valor rondava 16 milhões de metros de ramais e 30 milhões de metros de redes. O custo da substituição das mesmas implicava em 1999 um valor de 34.000 milhões de euros somente para a Europa a 12 (Papadopoulos, 1999). Estimativas mais recentes apontam já para um valor actualizado de 200.000 milhões de euros (Hayes, 2009).

## 2.8 Importância dos Ensaios de Lixiviação

Como se verá mais à frente nos capítulos 5 e 6, cada vez mais resíduos são utilizados no fabrico de materiais de construção, seja no cimento, em argamassas, betões ou até mesmo em tijolos cerâmicos. Como muitos dos referidos resíduos contêm metais pesados e outras substâncias tóxicas, torna-se necessário comprovar que a sua utilização não resulta em perigo para o meio ambiente e para a saúde pública. Os ensaios de lixiviação são utilizados neste contexto para avaliar o risco de contaminação ambiental, provocada por resíduos ou materiais contendo resíduos, quando em contacto com águas superficiais ou subterrâneas e assim aferir do seu grau de imobilização e da sua perigosidade.

Sendo impossível que um único ensaio de lixiviação consiga reproduzir as condições presentes numa situação real, existe por conseguinte uma grande

variedade de ensaios de lixiviação, embora representem contudo pequenas variações dos mesmos princípios (Van der Sloot *et al.*,1997). Na Tabela 2.7, são apresentados alguns ensaios de lixiviação.

**Tabela 2.7:** Exemplos de ensaios de lixiviação

Descrição	Ano	Origem
EN 12457-3 - Characterization of waste - leaching-compliance leaching of granular waste material and sludges - Part 3: Two stage batch test at a liquid to solid ratio of 2 and 8l/kg for materials with particle size below 4mm	2002	Europa
ASTM 6234/98 - Standard test method for shake extraction of mining waste by the synthetic precipitation leaching procedure	1998	EUA
NVN 7347 - Determination of the maximum leachable quantity and the emission of inorganic contaminants from granular construction materials and waste materials	1996	Holanda
AFNOR X-31-210/92 Essai de lixiviation.	1992	França
Toxic Characteristics Leaching Procedure - TLCP/EPA	1992	EUA
NBR 10.005/1897 - Lixiviação de resíduos	1987	Brasil
DIN 38414 -S4 - German Standard methods for the examination of water, waste water and sludge. Sludge and sediments (Group S). Determination of leachability (S4)	1984	Alemanha

A nível europeu não existe uma uniformização sobre os ensaios de lixiviação, contudo o Comité Europeu de Normalização CEN TC 292 - European Standardization of leaching tests, distingue três níveis de ensaios:

- a) Ensaios de caracterização básicos, utilizados para obter informações do comportamento ambiental dos resíduos a médio e longo prazo;
- b) Ensaios de conformidade, utilizados para verificar se os resíduos cumprem determinados valores de referência;
- c) Ensaios de verificação *in situ*, utilizados para verificar de forma rápida se os resíduos analisados, são os mesmos que foram submetidos ao ensaio de conformidade.

Os ensaios referidos, permitem avaliar a quantidade de substâncias contaminantes presentes no lixiviado final, resultantes do processo de dissolução, sendo que esta é influenciada por vários factores, como por exemplo o tipo de agente lixiviante-solução (água ou ácido), a temperatura, a granulometria da amostra, o grau de agitação, a duração do ensaio, a razão

líquido/sólidos (L/S) ou o número de extracções (troca de agente lixiviante).

A Figura 2.7 apresenta diversas variantes utilizadas no ensaio de lixiviação, quer em meio estático (maceração), quer com diversos tipos de agitação da solução.

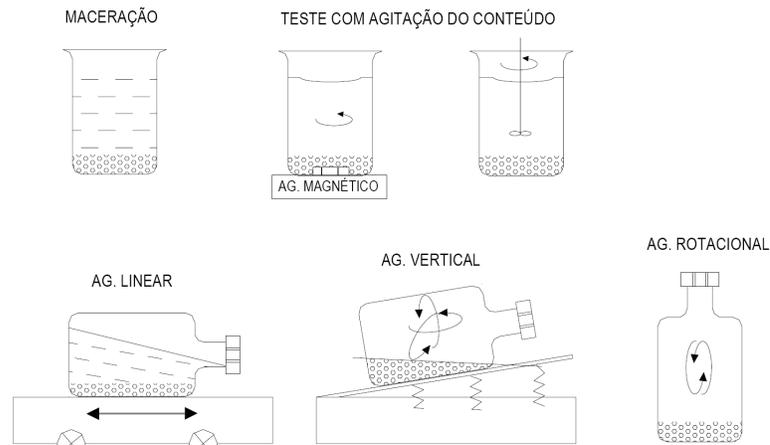


Figura 2.7: Variantes para a agitação (Cauduro,2003)

Para Van der Sloot *et al.* (1996) a escolha de um determinado teste de lixiviação deve ser feita em função do tipo de resíduo e do fim previsto para a sua imobilização. Já Lewin (1996), refere que não é realista esperar-se que haja um teste de lixiviação específico para cada situação.

Poon & Lio (1997) referem que o ensaio TLCP/EPA não é adequado para aferir da eficiência da imobilização de resíduos em matrizes cimentícias, porquanto a elevada alcalinidade da matriz neutraliza a acidez do agente lixiviante, impedindo a aferição do potencial de lixiviação.

Hage & Mulder (2004) referem que a elevada variedade de ensaios actualmente existente gera confusão e que o Comité Europeu de Normalização - CEN TC, tem em curso desde há alguns anos, um projecto de harmonização de ensaios de lixiviação, com o desenvolvimento de novos ensaios de percolação (pr EN14405), de pH (CEN TC 292-WG6 N213) e de agitação (prEN 12457).

Embora a toxicidade dos resíduos ou materiais com resíduos, costume ser aferida somente pela comparação da composição química do lixiviado, porquanto se trata de um ensaio mais expedito, deverá sê-lo também através de uma análise da sua eco-toxicidade, com recurso a ensaios biológicos. Estes ensaios podem compreender, a influência dos lixiviados em bactérias, no crescimento de algas, na mobilidade de crustáceos e ainda na germinação

de espécies vegetais (Lapa *et al.*, 2002). De acordo com os procedimentos utilizados em alguns países Europeus, basta que um dos dois critérios (químico ou biológico), não seja cumprido para que o resíduo em causa não possa ser directamente utilizado no fabrico de materiais de construção. Necessitando nesse caso de ser objecto de tratamento prévio, caso a perigosidade dos resíduos não seja tão elevada, que implique que o único destino seja a deposição em aterro (H14-2000/532/EC).

## 2.9 Conclusões Gerais

Mostrou-se ao longo deste capítulo, que a toxicidade de muitos materiais de construção é uma realidade e também um tema complexo, que justifica cuidados redobrados na escolha daqueles. São inúmeros os materiais com algum grau de toxicidade utilizados no sector da construção, quer ao nível dos impactos ambientais da sua produção, quer enquanto responsáveis por uma redução significativa da qualidade do ar do interior das habitações, quer mesmo por poderem conter resíduos cuja toxicidade para a saúde pública e para o meio ambiente se torna necessário aferir previamente à sua utilização. Infelizmente, a experiência colhida ao longo dos anos mostra que não é possível contar somente com os instrumentos legislativos, para se poder afirmar que o respeito pelos limites nele considerados como admissíveis, não constitui um risco para a saúde pública. Por um lado, porque a legislação que ao longos anos tem vindo a ser produzida neste âmbito, tem andado a reboque da investigação, sobre as consequências para a saúde pública da utilização de certos materiais e por outro porque o objectivo da mesma legislação, tem sido o de tentar conseguir um equilíbrio entre os impactos financeiros provenientes da fixação de certos limites e a saúde pública, isto muito embora, o senso comum apontasse para que os limites definidos pelo legislador, tomassem a saúde pública como único valor a ponderar. Um tal facto, reforça a importância de haver a devida ponderação, sobre a utilização de materiais, sobre os quais possa haver dúvidas quanto á sua eventual toxicidade.

## 2.10 Referências

- ANTONESCU-TURCU,A.; SCHAPIRA, R. (2010) *Parenchymal and airway diseases caused by asbestos*. Current Opinion in Pulmonary Medicine, Vol.16, pp. 155-161
- AKIRA, M. (2010) *Asbestosis: IPF or NSIP-like lesions in asbestos-exposed persons, and such independency*. Japanese Journal of Chest Diseases, Vol.69, pp. 38-44
- ATSDR (2002) *Toxicological profile for creosote*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Sector, Atlanta, GA, 11 p.

- AXELSON, O.; FREDRIKSON, M.; ÅKERBLM, G.; HARDELL, L. (2002) *Leukemia in childhood and adolescence and exposure to ionizing radiation in homes built from uranium-containing alum shale concrete*. *Epidemiology*, Vol. 13, pp. 146-150
- AZUMA, K.; UCHIYAMA, I.; CHIBA, Y.; OKUMURA, J. (2009) *Mesothelioma risk and environmental exposure to asbestos: Past and future trends in Japan*. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, Vol.15, pp. 166-172.
- BAUR, X.; MAREK,W.; AMMON, J. (1994) *Respiratory and other hazards of isocyanates*. *Int Arch Occup Environ Health* Vol.66, pp. 141-152.
- BIANCHI, C.; GIARELLI, L.; GRANDI, G.; BROLO, A.; RAMANI, L.; ZUCH, C.(1997) *Latency periods in asbestos-related mesothelioma of the pleura*. *European Journal of Cancer Prevention*, Vol.6, pp. 162-166.
- CHESTER,D.; HANNA,E.; PICKELMAN,B.; ROSENMAN,K. (2005) *Asthma death after spaying polyurethane truck bedliner*. *American Journal of Industrial Medicine*, Vol.48,pp.78-84.
- CANUT, M. (2006) *Estudo da viabilidade do uso do resíduo fosfogesso como material de construção*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais
- CANFIELD,R.; HENDERSON,C.; CORY-SLECHTA,D.; COX,C.; JUSKO,T.; LANPHEAR,B. (2003) *Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 µg per deciliter*. *New England Journal of Medicine*, Vol.348, pp.1517-1526.
- CAUDURO, F. (2003) *Avaliação experimental de procedimentos de lixiviação de resíduos*. Tese de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.
- CHEN, J.; RAHMAN,N.; ATIYA,I. (2010) *Radon exhalation from building materials for decorative use*. *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 101, pp.317-322.
- CHRYSOTILE, INSTITUT DU (2008) *Utilization sécuritaire du chrysotile : Exigences et réalisations*.
- CRUZ, H.; NUNES,L. (2009) *Durabilidade e protecção de estruturas de madeira*. *Revista Construção Magazine*, Vol.34, pp.36-38.
- DINUA, A.; COSMAA, C.; SAINZB, C.; SANTIAGO, L.; PONCELAB, Q.; VASILINIUC, S. (2009) *Lung cancer attributable to indoor radon exposures in two radon - Prone Areas, Ştei (Romania) and Torrelodones (Spain)*. *Physics Conference, TIM-08; Timisoara, Romania, AIP Conference Proceedings* Vol. 1131, pp.175-180
- DOROUDIANS.; OMIDIAN,H. (2010) *Environmental, health and safety concerns of decorative mouldings made of expanded polystyrene in buildings*. *Building and Environment*, Vol. 45,pp.647 -654.
- DUTRIZAC,J.; O'REILLY,J.; MACDONALD,R. (1982) *Roman lead plumbing: Did it really contribute to the decline and fall of the empire*. *CIM Bulletin*, Vo. 75; pp.111-115.
- EDLICH,R.; WINTERS,K.; LONG, W. (2005) *Treated wood preservatives linked to aquatic damage, human illness, and death - A societal problem*. *Journal of Long-Term Effects of Medical Implants* Vol.15, pp. 209-223
- EPA (1992) *Potential uses of phosphogypsum and associated risks*. Office of Radiation Programs, 520/1-91-029, Washington
- EURATOM (1996) *Council Directive 96/29 EC*, European Atomic Commission.
- FLORES,A.; RIBEIRO,J.; NEVES,A.;QUEIROZ,E. (2004) *Organoclorados: Um problema de saúde pública*. *Revista Ambiente& Sociedade* Vol.7,pp.111-124.
- FORSYTH, D.; JAY, B. ( 1997) *Organotin leachates in drinking water from chlorinated poly(vinyl chloride) (CPVC) pipe*. *Applied Organometallic Chemistry*, Vol.11, pp.551-558.
- FRISTACHI, A.; XU, Y.; RICE, G.; IMPELLITTERI, C.; CARLSON-LYNCH, H.; LITTLE, J. (2009) *Using probabilistic modeling to evaluate human exposure to organotin in drinking water transported by polyvinyl chloride pipe*. *Risk Analysis*, Vol.29, pp.1615-1628.
- GANN,R.; BABRAUSKAS,V.; PEACOCK,R.; HALL,J. (1994) *Fire conditions for smoke toxicity measurements*. *Fire Materials*, Vol.18; pp.193-199.
- HAYES, C. (2009) *Plumbosolvency control. Best practice guide*. IWA Specialista Group on Metals and Related Substances in Drinking Water. Cost 637
- HALL,J.; HARWOOD,B. (1995) *Smoke or burns - which is deadlier?* *National Fire Protection Association Journal*, Vol.38; pp.38-43.
- HAUSER R.; CALAFAT, A. (2005) *Phthalates and human health*. *Occup Environ Med* Vol.62, pp.806-818.
- HANSEN,S.; BURROUGHS,H. (1999) *Classifying indoor air problems. Managing indoor air quality*. Fairmont Press, pp.62-63.
- HEUDORF,U.; MERSCH-SUNDERMANN,V.; ANGERER,J. (2007) *Phthalates: Toxicolgy and exposure*. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* Vol.210,pp.623-634.

- HEUSER,V.; ANDRADE,V.; SILVA,J.; ERDTMANN,B. (2005) *Comparison of genetic damage in brazilian footwear-workers exposed to solvent-based or water-based adhesive*. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, Vol. 583, pp.85-94.
- HOCH, M. (2001) *Organotin compounds in the environment – An overview*. Applied Geochemistry, Vol.pp.719-743.
- HODGE, A. (1981) *Vitriolus,lead pipes and lead poisoning*. American Journal of Archaeology, Vol.85; pp.486-491.
- IARC (1995) *IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*. France.
- IARC (1997) *Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans*. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol.69. WHO, IARC, Lyon.
- ICRP (1990) *Recommendations of the international commission on radiological protection*. ICRP Publication 60, Oxford, Pergamon Press.
- JARVHOLM, B.; ENGLUND, A.; ALBIN, M.(1999) *Pleural mesothelioma in Sweden: An analysis of the incidence according to the use of asbestos*. Occupational and Environmental Medicine, Vol.56, pp. 110-113.
- KHALIL,N.; WILSON,J.; TALBOTTT,E.; MORROW,L.; HOCHBERG,M.; HILLIER,T.; MULDOON,S.; CUMMINGS,S.; CAULEY,J. (2009) *Association of blood lead concentrations with mortality in older women: A prospective cohort study*. Environmental health: A global access science source, Vol.8, pp.
- KOOPMAN-ESSEBOOM, C.; WEISGLAS-KUPERUS,N.; DE RIDDER,M.; VAN DER PAAUW, C.; TUINSTRA, L.; SAUER, P. (1996) *Effects of polychlorinated biphenyl/dioxin exposure and feeding type on infants' mental and psychomotor development*. Pediatrics Vol.97, pp. 700-706.
- KOSTIANIEN, R. (1995) *Volatile organic compounds in the indoor air of normal and sick houses*. Atmospheric Environment Vol.29, 693-702.
- KWOK,N.; LEE,S.; GUO,H.; HUNG,W. (2003) *Substrate effects on VOC emissions from an interior finishing varnish*. Building and Environment Vol.38,pp.1019-1026
- KOVLER,K.; HAQUIN,G.; MANASHEROV,V.; NE'MAN,E. ; LAVI,N. (2002) *Natural radionuclides in building materials available in Israel*. Building and Environment, Vol.37, pp.531-537.
- KOVLER,K. (2009) *Radiological constraints of using building materials and industrial by-products in construction*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp.264-253.
- PAAUW,C.; TUINSTRA,L.; SAUER,P. (1996) *Effects of polychlorinated biphenyl/dioxin exposure and feeding type on infants' mental and psychomotor development*. Pediatrics Vol.97,pp.700-706.
- LABAT,L.; OLICHON,D.; POUPON,J.; BOST,M.; HAUFROID,V. ; MOESCH,C. ; NICOLAS,A. ; FURET,Y.; GOULLÉ,J.; GUILLARD,C.; LE BOUILL, A.; PINEAU,A. (2006) *Variabilité de la mesure de la plombémie pour de faibles concentrations proches du seuil de 100 µg/l : étude multicentrique*. Ann Toxicol Vol 18, pp.297-304.
- LADOU, J.(2004) *The asbestos cancer epidemic*. Environmental Health Perspectives, Vol.112, pp. 285-290.
- LANTING,C.; PATANDIN,S.; FIDLER,V.; WEISGLAS-KUPERUS,N.; SAUER,P.; BOERSMA,E.; TOUWEN, B. (1998) *Neurologic condition in 42-month-old children in relation to pre-and postnatal exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins*. Early Human Development Vol.50, pp.700-706.
- LAPA, N.; BARBOSA,R.; MORAIS,J.; MENDES,B.; MÉHU,J.; OLIVEIRA,J. (2002) *Ecotoxicological assessment of leachates from MSWI bottom ashes*. Waste Management, Vol.22, pp.583-593.
- LEWIN,K. (1996) *Leaching tests for waste compliance and characterisation: recent practical experiences*. The Science of the Total Environment, Vol. 178, pp.85-94.
- LEVIN,B.; KULIGOWSKI,E. (2005) *Toxicology of fire and smoke*. Ed. Salem H.; Katz S.. Inhalation toxicology, CRC Press, pp.205 -228.
- LIANG,H.; HO,M. (2007) *Toxicity characteristics of commercially manufactured insulation materials for building applications in Taiwan*. Construction and Building Materials, Vol. 21, pp.1254-1261.
- LITTORIN, M.; TRUEDSSON,L.; WELINDER,H. (1994) *Acute respiratory disorder, rhinoconjunctivitis and fever associated with the pyrolysis of polyurethane derived from diphenylmethane diisocyanate*. Scand J Work Environ Health Vol.20, pp. 216-222.
- LOVEKAMP-SWAN T.; DAVIS, B. (2003) *Mechanisms of phthalate ester toxicity in the female reproductive system*. Environ Health Perspect Vol.111,pp.139-145.
- MARCZYNSKI, B.; CZUPPOM, A.; HOFFARTH, H.; MAREK,W.; BAUR, X.(1992) *DNA damage in human white blood cells after inhalation exposure to 4,4'-methylenediphenyl diisocyanate (MDI) - case report*. Toxicol. Lett. Vol.60, pp. 131-138.

- MENKE,A.; MUNTNER,P.; BATUMAN,V.; SILBERGELD,E.; GUALLAR,E. (2006) *Blood lead below 0,48 µmol/l (10 µg/dl) and mortality among US adults*. *Circulation*, Vol.114, pp.1388-1394.
- MEEKER,J.; HU, H.; CANTONWINE, D.; LAMADRID-FIGUEROA, H.; CALAFAT, A.; ETTINGER, A.; Hernandez-Avila,M.; Loch-Carusso, R.; Téllez-Rojo,M. (2009) *Urinary Phthalate Metabolites in Relation to Preterm Birth in Mexico City*. *Environ Health Perspect* Vol.117, pp.1587-1592.
- NRIAGU, J. (1983) *Saturnine gout among Roman aristocrats. Did lead poisoning contribute to the fall of the empire?* *New England Journal of Medicine*, Vol.308, pp.660-663.
- OPPENHUIZEN,A.; SIJM,D. (1990) *Bioaccumulation and biotransformation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fish*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.9, pp.175-186.
- PAPADOPOULOS, I. (1999) *Revision of the council directive on the quality of water intended for human consumption*. *The Environmentalist*, Vol.19, pp.23-26.
- PAPAEFTHMIU, H.; GOUSETI, O. (2008) *Natural radioactivity and associated radiation hazards in building materials used in Peloponnese, Greece. Radiation measurements*, Vol.43, pp.1453-1457.
- PAVLIDOU, S.; KORONEOS, A.; PAPAStEFANOU, C.; CHRISTOFIDES, G.; STOULOS, S.; VAVELIDES, M. (2006) *Natural radioactivity of granites as building materials*. *Journal of Environmental Radioactivity* Vol. 89, pp.48-60.
- PELTONEN, K., PFAFFLI, P., ITKONEN, A., KALLIOKOSKI, P. (1986) *Determination of the presence of bisphenol-A and the absence of diglycidyl ether of bisphenol-A in the thermal degradation products of epoxy powder paint*. *American Industrial Hygiene Association Journal*, Vol.47, pp.399-403.
- PEREIRA, L. (2008) *Amianto: Medidas para a implementação de um plano de controlo num edifício*. Dissertação de Mestrado, FCT/UNL, Lisboa, 2008.
- POCOCK,S.; SMITH,M.; BAGHURST,P. (1994) *Environmental lead and children's intelligence: A systematic review of the epidemiological evidence*. *British Medical Journal*, Vol.309, pp.1189-1197.
- POON, C.; LIO,K. (1997) *The limitation of the toxicity characteristic leaching procedure for evaluating cement-based stabilised/solidified waste forms*. *Waste Management*, Vol.17, pp.15-23.
- PRUSZINSKI, A. (1999) *Review of the landfill disposal risks and the potential for recovery and recycling of preservative treated timber*. *Environmental Protection Agency Report*.
- RABIN, R. (2008) *The lead industry and lead water pipes "A modest campaign "*. *American Journal of Public Health*, Vol.98, pp.1584-1592.
- RAHMAN,R. (2007) *PVC Pipe & Fittings: Underground Solutions for Water and Sewer Systems in North America*. 2nd Brazilian PVC Congress, Sao Paulo, Brazil.
- RIHANEK, ST. (1971) *Radioactivity of phosphate plaster and phosphate gypsum*. *Tonind-Ztg* Vol. 95, pp. 264-270
- SADIKI, A; WILLIAMS, D. (1996) *Speciation of organotin and organolead compounds in drinking water by gas chromatography-atomic emission spectrometry*. *Chemosphere*, Vol.32, pp.1983-1992.
- SADIKI, A; WILLIAMS, D. (1999) *A study on organotin levels in Canadian drinking water distributed through PVC pipes*. *Chemosphere* Vol.38, pp.1541-1548.
- SADIKI, A; WILLIAMS, D.; CARRIER, R.; THOMAS, B. (1996) *Pilot study on the contamination of drinking water by organotin compounds from PVC materials*. *Chemosphere* Vol.32, pp.2389-2398.
- SALASAR, C. (2007) *Estudo sobre Emissão de Compostos Orgânicos Voláteis COVS em Tintas Imobiliárias á Base de Solvente e Água*. Dissertação de Mestrado em Química, Universidade Estadual de Londrina.
- SATYANAND, T. (2008) *Aftermath of the Bhopal accident*. *The Lancet*, Vol.371,pp.1900.
- SAMFIELD,M. (1992) *Indoor air quality data base for organic compounds*. EPA-600/13.
- SILVERSTEIN, M.;WELCH, L.; LEMEN, R. (2009) *Developments in asbestos cancer risk assessment* *American Journal of Industrial Medicine*, Vol. 52, pp. 850-858
- SMITH,P. (2008) *Risks to human health and estuarine ecology posed by pulling out creosote-treated timber on oyster farms*. *Aquatic Toxicology*, Vol., 86, pp.287-298.
- STERLING,D. (1985) *Indoor air and human healths. Volatile organic compounds in indoor air. An overview of sources, concentrations, and health effects*. Ed. Gammage,R.; Jacobs,V.; pp.387.
- STERN, B.; LAGOS, G. (2008) *Are there health risks from the migration of chemical substances from plastic pipes into drinking water? A review*. *Human and Ecological Risk Assessment*, Vol.14, pp.753-779.
- SKARPING, G.; DALENE, M.; SVENSSON, B.; LITTORIN, M.; AKESSON, B.; WELINDER,H.; SKERFVING, S. (1996) *Biomarkers of exposure, antibodies, and respiratory symptoms in workers heating polyurethane glue*. *Occup. Environ. Med.* Vol.53, pp. 180-187.
- SWAN, S. (2008) *Environmental phthalate exposure in relation to reproductive outcomes and other health endpoints in humans*. *Environ Res* Vol.108,pp.177-184.

- TARARBIT,K.; CARRÉ,N.; GARNIER,R. (2009) *Occurrence of lead poisoning during follow-up of children at risk with initial screening lead blood levels below 100 µg/l*. *Revue d'Epidemiologie et de Sante Publique.*, Vol.57, pp.249-255.
- TILLITT,D.; KUBIAK,T.; ANKLEY,G.; GIESY,J. (1993) *Dioxin-like toxic potency in Forster's tern eggs from Green Bay, Lake Michigan, North America*. *Chemosphere* Vol. 26,pp.2079-2084.
- THIERFELDER, T.;SANDSTROM, E.(2008) *The creosote content of used railway crossties as compared with European stipulations for hazardous waste*. *Science of the Total Environment* Vol.24, pp.106-112.
- THORTON, J. (2000) *Pandora's Poison: Chlorine, Health, and a New Environmental Strategy*. MIT Press. ISBN 0-262-20124-0
- THORTON, J. (2002)*Environmental impacts of polyvinyl chloride (PVC) building materials*. ISBN 0-9724632-0-8, University of Oregon.
- TROESKEN,W. (2006) *The great lead water pipe disaster*. Cambridge, MIT Press.
- TSAI,W. (2006) *Human health risk on environmental exposure to bisphenol-A: A review*. *Journal of Environmental Science and Health - Part C Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, Vol. 24, pp.225-255.
- UNCHS (1997) *Building materials and health*. HS/459/97E, ISBN -92-1-131-338-4.
- VALE,P.; RYCROFT, J. (1988) *Occupational irritant contact dermatitis from fiberboard containing urea-formaldehyde resin*. *Contact Dermatitis* Vo.19, pp.62.
- VARMA,R.; MULAY,S. (2006) *The Bhopal accident and methyl Isocyanate toxicity*. *Toxicology of Organophosphate & Carbonate Compounds*, pp.79-88.
- VAN DER SLOOT, H.; HEASMAN, L.; QUEVAUVILLER, P. (1997) *Harmonization of leaching/Extraction tests* Elsevier Science B. V. Amsterdam.
- VAN DER SLOOT, H. (1996) *Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification*. *Waste Management*, Vol.16, pp.65-81.
- WILHELM,M.; DIETER,H. (2003) *Lead exposure via drinking water-Unnecessary and avoidable*. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis*, Vol.8, pp.239-241.
- WILBUR, S.; HARRIS, M.; CLLURE, P.; SPOO, W. (1999) *Toxicology profile of formaldehyde*. US Department of Health and Service DHHS, Public Health
- WOLFF, M. ; ENGEL, S. ; BERKOWITZ, G. ; YE, X. ; SILVA, M. ; ZHU, C. (2008) *Prenatal phenol and phthalate exposures and birth outcomes*. *Environ Health Perspect* Vol.116,pp.1092-1097.
- WU, C. (2001) *Discussion on fire safety factors from case studies of building fires*. Master Thesis, University of Tainan, Taiwan.
- WU, W.; ROBERTS, R.; CHUNG, Y.; ERNEST, W.; HAVLICEK, S. (1989) *The extraction of organotin compounds from polyvinyl chloride pipe*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol.18, pp.839-843.
- ZIETZ,B.; LAB,J.; DUNKELBERG,H.; SUCHENWIRTH,R.(2009) *Lead pollution of drinking water in lower saxony from corrosion of pipe materials*. *Gesundheitswesen*, Vol.71, pp. 265-274
- ZHANG, L.; STEINMAUS, C.; EASTMOND, D.; XIN, X.; SMITH, M. (2008) *Formaldehyde exposure and leukemia: A new meta-analysis and potential mechanisms*. *Mutat. Res*, Vol. 681, pp. 150-168.

# 3

## **Materiais e Energia**

**3.1 Enquadramento**

**3.2 Energia Incorporada nos Materiais**

**3.3 Energia**

**3.4 Materiais que Contribuem para a Redução do Consumo**

**3.5 Conclusões Gerais**

**3.6 Referências**

### 3.1 Enquadramento

A crescente procura de energia a nível mundial, é uma das principais causas para o desenvolvimento insustentável do nosso Planeta. Estima-se que até ao ano 2030, a procura de energia deva crescer aproximadamente 40%, atingindo 16.8 mil milhões tep (Figura 3.1)

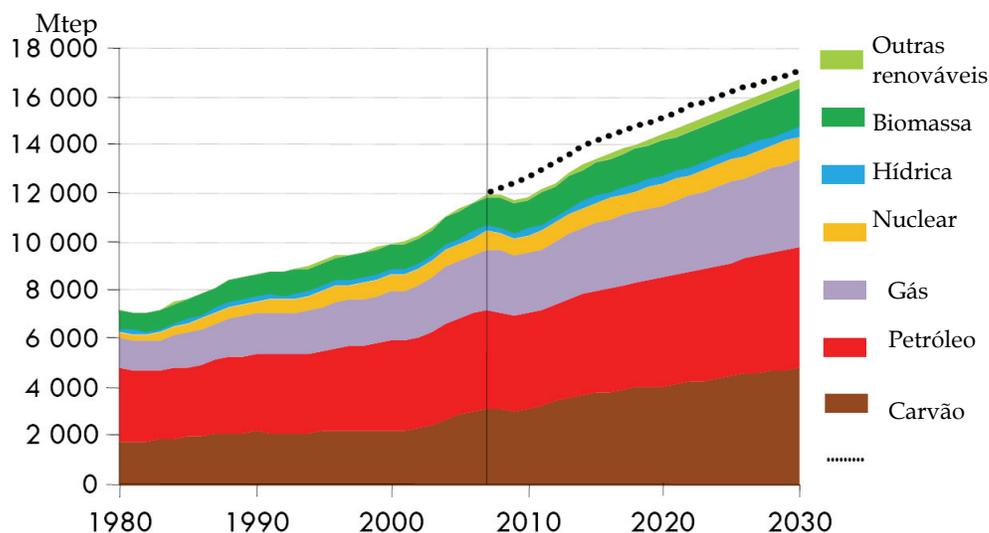


Figura 3.1: Emissões de carbono a nível mundial devidas à produção de energia (WEO, 2009)

Parte do problema relacionado com a subida do consumo de energia, passa pelo aumento da população mundial (vide capítulo 1, Figura 1.6), mas também pelo facto de haver um aumento do número de pessoas com acesso a electricidade, que em 2008 já ascendiam a 1,5 mil milhões. Para lá daquilo que o consumo de energia representa em termos do uso de reservas fósseis não renováveis, a face menos visível e com mais impacto ambiental do consumo de energia, tem a ver com as emissões de carbono (Figura 3.2), geradas durante a queima de carvão e gás para produção de electricidade nas centrais termoeléctricas, no sector dos transportes e no sector industrial. Em Portugal existe também um elevado consumo energético, que apresenta além disso, repercussões no campo económico de elevada gravidade, já que a energia representa quase 60% das nossas importações.

Entre 1995 e 2005 a riqueza nacional aumentou 28%, contudo a factura de energia importada aumentou no mesmo período 400%, tendo crescido de 1500 milhões de dólares para 5500 milhões de dólares e entre 2005 e 2007 esse valor subiu drasticamente para aproximadamente 10.000 milhões de dólares, o que compara muito desfavoravelmente com outros países do Sul da Europa, quer com o valor da média dos 27 países da UE (Figura 3.3)

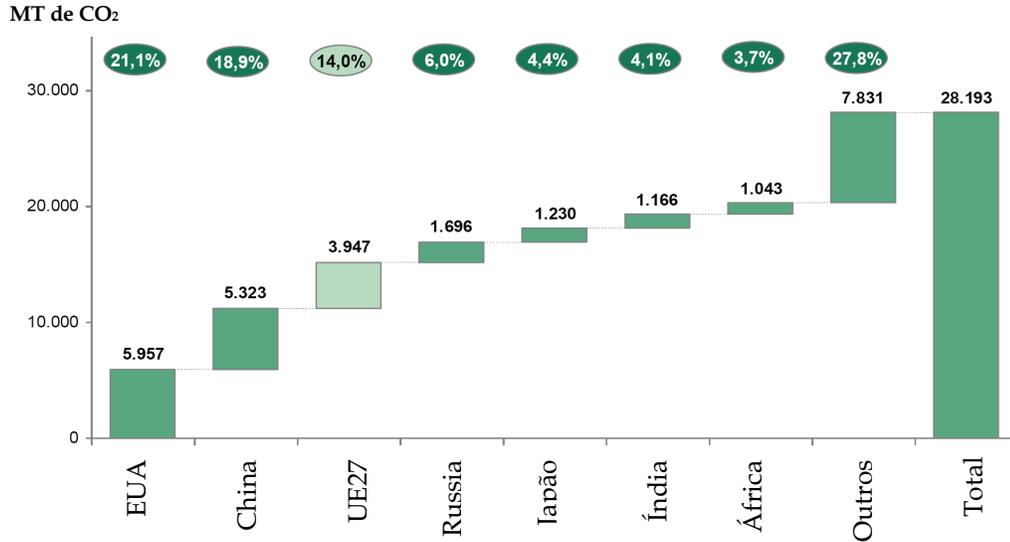


Figura 3.2: Emissões de carbono a nível mundial devidas ao consumo de energia (ERA, 2007)

Pese embora o facto de ter havido nos últimos anos uma forte aposta nas energias renováveis, continuaremos ainda nos próximos anos a importar energia e a queimar combustíveis fósseis para gerar uma parte expressiva da energia de que necessitamos.

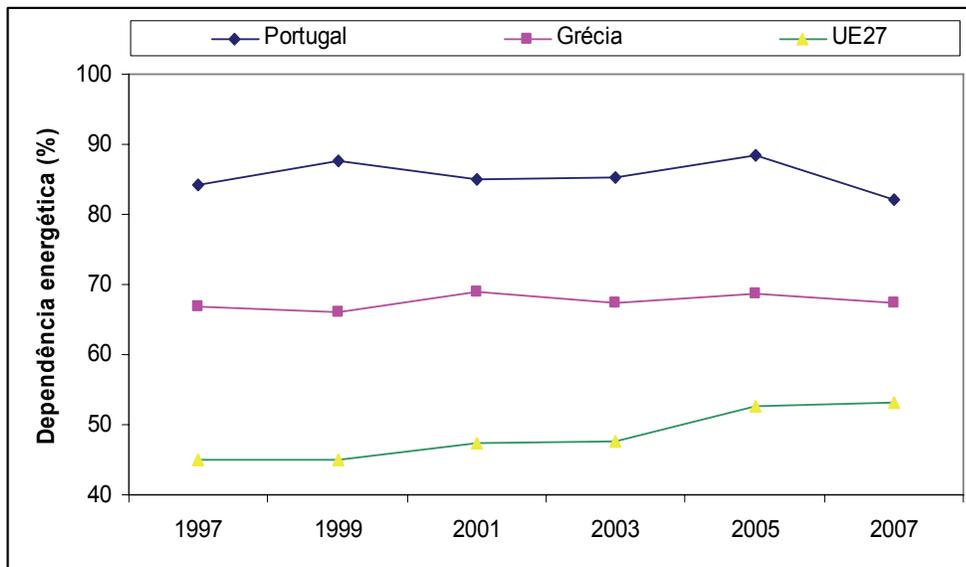


Figura 3.3: Evolução temporal da dependência energética portuguesa (Eurostat, 2007)

Esta questão é particularmente relevante no contexto nacional, em que a maior parte da energia consumida é produzida em centrais termoelétricas (Figuras 3.4 e 3.5).

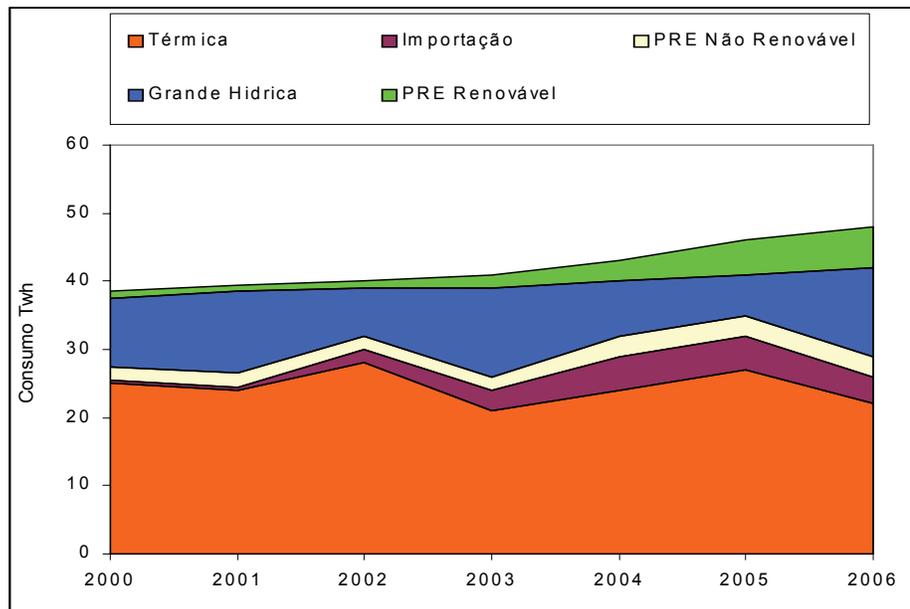
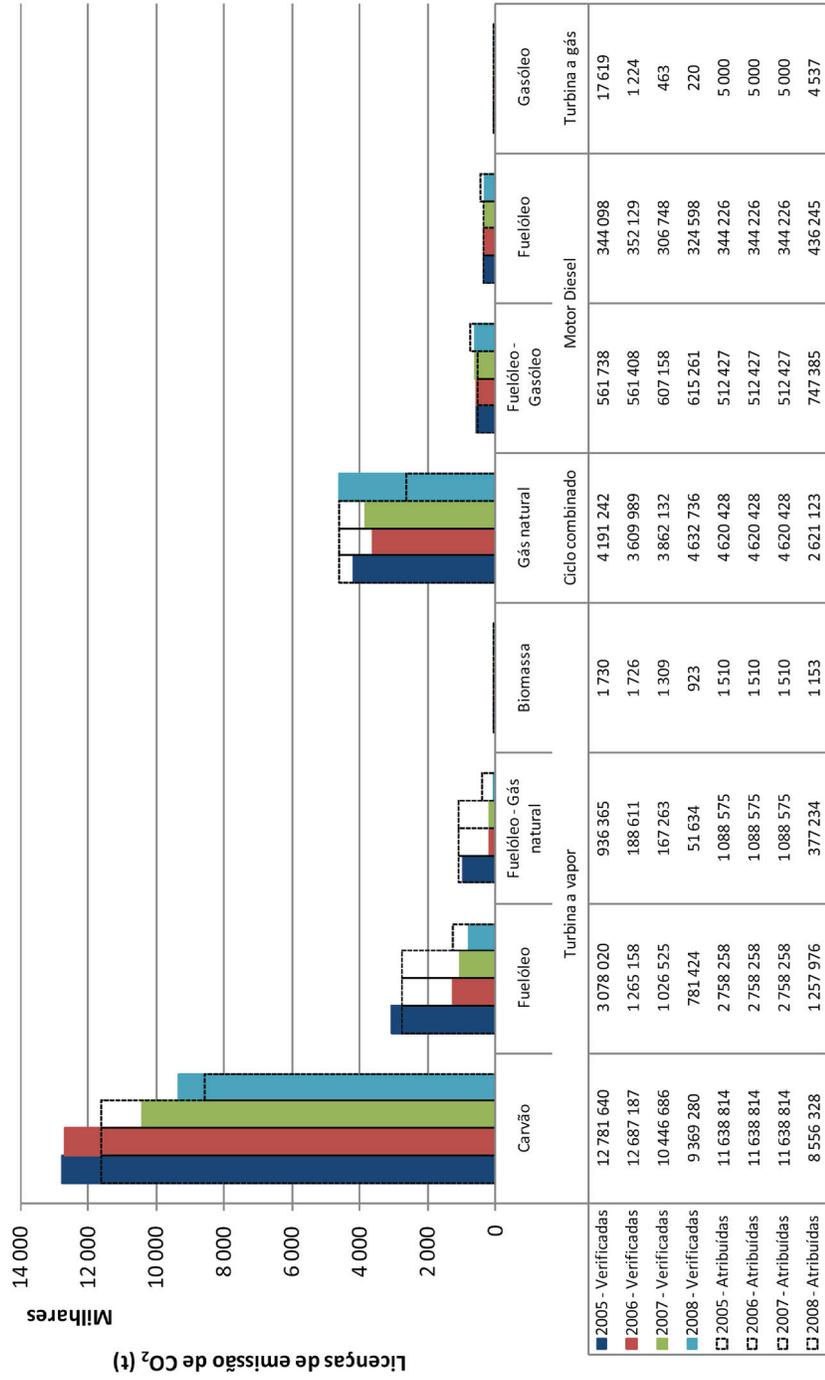


Figura 3.4: Origem do consumo de energia em Portugal (Fonte APREN/REN)

Este panorama é agravado pelo fraco desempenho de Portugal em termos de conseguir cumprir as metas relativas às emissões de carbono, no âmbito do Acordo de Partilha de Responsabilidades (vide capítulo 1) definido no seio da Comunidade Europeia. Este compromisso obriga alguns países a reduzir substancialmente os seus níveis de emissões, enquanto outros podem mesmo aumentá-las, como é o caso de Portugal que pode apresentar em 2012 um nível de emissões de GEE, 27% superior ao apresentado em 1990. Sendo o nível de emissões de CO<sub>2</sub>e (CO<sub>2</sub>equivalente, que já inclui todos os gases GEE) em 1990 de 60 milhões de toneladas (Mt) anuais, a meta individual para Portugal, de emissões para o ano 2010, significa um tecto máximo de 76 Mt, contudo em 2001 o nível de emissões de CO<sub>2</sub>e, já tinha atingido as 82 Mt, ou seja 36% acima do máximo permitido pelos compromissos assumidos internacionalmente.

Tendo em conta que o sector residencial consome ao longo de todo o seu ciclo de vida, mais de 40% de toda a energia produzida (OCDE, 2003), facilmente se percebe o elevado potencial de poupança energética deste subsector e o que isso pode representar em termos da redução de emissões. Cepinha *et al.* (2007), defendem que facilmente se poderia reduzir 1/5 da energia consumida em Portugal no sector residencial, o que implicaria uma redução de 340 milhões de toneladas de dióxido de carbono.



■ 2005 - Verificadas ■ 2006 - Verificadas ■ 2007 - Verificadas ■ 2008 - Verificadas

□ 2005 - Atribuídas □ 2006 - Atribuídas □ 2007 - Atribuídas □ 2008 - Atribuídas

Figura 3.5: Emissões de centrais termoelétricas no âmbito CELE 2005-2008 (ERSE, 2009)

No presente capítulo analisa-se a problemática da energia incorporada nos materiais de construção (*embodied energy*) e até que ponto a eficiência energética contribui para aumentar a importância desta parcela. É abordado o conceito de energia, são tecidas considerações sobre os isolamentos térmicos correntes e descrevem-se resultados de investigações sobre o desenvolvimento de isolamentos térmicos, a partir de materiais naturais e ou resíduos industriais, bem assim como os isolamentos térmicos de elevado desempenho. O presente capítulo finaliza-se com a parte relativa ao contributo dos materiais de mudança de fase, na redução das temperaturas máximas e no aumento das temperaturas mínimas do ar no interior das habitações.

## 3.2 Energia Incorporada nos Materiais

Por definição, a energia incorporada nos materiais de construção (*embodied energy*), abrange a energia consumida durante a sua vida útil (Hammond, 2008). Existem no entanto diferentes abordagens para a referida definição, a saber: do início da extracção das matérias-primas até à porta da fábrica (*cradle to gate*); do início até à obra (*cradle to site*), ou do início até à fase de demolição e da deposição (*cradle to grave*).

Berge (2009) considera como energia incorporada, somente a energia necessária para colocar o material ou produto à porta da fábrica (o primeiro caso), sendo que a energia de transporte e de aplicação se incluem na fase de construção do edifício. Segundo este autor, a energia incorporada num material, representa assim a 85-95% da sua energia total, já os restantes 5-15% respeitam aos processos de construção, manutenção e demolição do edifício.

Já no segundo caso, do berço à obra, a energia incorporada nos materiais de construção, engloba a energia utilizada na extracção das matérias-primas, na fase de produção, no transporte e na aplicação dos materiais em obra, sendo que a demolição e a eventual reciclagem dos mesmos, se inclui numa fase específica da análise de ciclo de vida do edifício.

No terceiro caso, a energia incorporada abrange todos os consumos desde a fase de produção, até ao fim de vida do material ou produto.

Relativamente aos consumos associados à produção dos materiais, estes dependem da especificidade de cada processo produtivo e variam de país para país. Em Portugal a DGE (1997) publicou no âmbito do Regulamento de gestão do consumo de energia - RGCE alguns valores relativos ao consumo energético específico necessário à produção de vários produtos (Tabela 3.1).

**Tabela 3.1:** Energia necessária ao fabrico de alguns materiais de construção (DGE, 1997)

<b>Material</b>	<b>kgep/ton</b>
Clínquer para cimento normal	92
Clínquer para cimento branco	226
Moagem clínquer	11
Cal hidráulica	33
Tijolos e abobadilhas de barro	45
Telhas de barro	60
Pavimentos de barro	60
Pavimentos porcelânicos	190
Chapa de vidro simples	200
Aglomerado negro de cortiça (kgep/m <sup>3</sup> )	50
Painéis aglomerados de fibras de madeira	310
Painéis aglomerados de partículas de madeira	90

Para converter a unidade tep a kwh a DGE (1997) refere que:  
 1kwh (energia eléctrica)=290×10<sup>-6</sup> tep

Relativamente à parcela da energia de transporte, esta varia consoante o modo de transporte utilizado: marítimo, aéreo, rodoviário ou ferroviário. Reddy & Jagadish (2001) apresentam alguns valores relativos á energia de transporte que se apresentam na Tabela 3.2.

**Tabela 3.2:** Energia de transporte de materiais (Reddy & Jagadish, 2001)

<b>Material</b>	<b>Energia consumida</b>
<b>Areia</b>	1,75 (MJ/m <sup>3</sup> .km)
<b>Agregados</b>	1,75 (MJ/m <sup>3</sup> .km)
<b>Tijolos</b>	2,0 (MJ/m <sup>3</sup> .km)
<b>Cimento</b>	1,0 (MJ/ton.km)
<b>Aço</b>	1,0 (MJ/ton.km)

Mais recentemente, Berge (2009) também refere valores para consumo de energia em termos do modo de transporte dos materiais (Tabela 3.3)

**Tabela 3.3:** Energia gasta segundo o modo de transporte (Berge, 2009)

<b>Transporte</b>	<b>MJ/ton Km</b>
Avião	33-36
Rodovia (gasóleo)	0,8-2,2
Ferrovia (gasóleo)	0,6-0,9
Ferrovia (electricidade)	0,2-0,4
Barco	0,3-0,9

Um tal panorama torna evidente a necessidade de se utilizarem materiais locais, como forma de reduzir a sua energia incorporada e/ou utilizar materiais distantes do local da obra, somente se tiverem baixa massa volúmica.

Na Tabela 3.4 apresenta-se um inventário da energia incorporada em diversos materiais de construção, utilizado por diversos autores.

**Tabela 3.4:** Energia incorporada em materiais de construção (Wellington, 2005)

Material	MJ/kg	MJ/m <sup>3</sup>
Agregados em geral	0,1	150
Agregados de rio	0,02	36
Alumínio extrudido	201	542.700
Alumínio extrudido anodizado	227	612.900
Alumínio reciclado	8,1	21.870
Alumínio reciclado extrudido	17,3	46.710
Alumínio reciclado anodizado	42,9	115.830
Asfalto	3,4	7.140
Betume	44,1	45.420
Cimento	7,8	15.210
Argamassa de cimento	2,0	3.200
Betão ronto (fc=17,5 MPa)	1,0	2.350
Betão pronto (fc=30 MPa)	1,3	3.180
Betão pronto (fc=40 MPa)	1,6	3.890
Bloco de betão	0,94	-
Tijolo cerâmico	2,5	5.170
Telha cerâmica	0,81	-
Blocos de adobe estabilizados com cimento	0,42	-
BTC	0,42	-
Taipa estabilizada com cimento	0,8	-
Vidro	15,9	40.060
Vidro laminado	16,3	41.080
Estuque	4,5	6.460
Painel de gesso	6,1	5890
Aço	32	251.200
Aço reciclado	10,1	37.210
Pedra local	0,79	1.890
Pedra importada	6,8	1.890
Zinco	51	364.140
MDF	11,9	8330
Madeira em bruto seca ao ar	0,3	165
Madeira em bruto seca em estufa	1,6	880
Madeira polida seca ao ar	1,16	638
Madeira polida seca em estufa	2,5	1380
Contraplacado	10,4	-
Poliéster	53,7	7710
Poliuretano	74	44.400
PVC	70	93.620

Mais recentemente Hammond & Jones (2008) apresentaram uma listagem de valores da energia incorporada e também do carbono incorporado, para aproximadamente 200 materiais de construção, na versão “*cradle to gate*”. Segundo estes autores, esta opção pretende incentivar um apuramento mais rigoroso dos impactos (energéticos e de carbono) relativos à fase de transporte dos materiais para cada caso específico. Estes autores basearam-se em valores utilizados no Reino Unido, mas também em valores correntemente utilizados ao nível da Europa Continental.

Morel *et al.* (2001) descrevem a construção de várias casas em França, onde foi possível reduzir a energia de construção em 215%, com recurso à utilização de materiais locais.

Goverse *et al.* (2001) referem que um aumento da utilização da madeira na construção de casas na Holanda poderia reduzir em quase 50% as emissões de carbono naquele país.

Reddy & Jagadish (2010) observaram que as argamassas de cimento apresentam maior energia incorporada do que outro tipo de argamassas (Tabela 3.5). Os mesmos autores compararam a energia incorporada em alvenarias, concluindo que a utilização de tijolos cerâmicos, é uma opção pouco aconselhável (Tabela 3.6)

**Tabela 3.5:** Energia para diferentes tipos de argamassa (Reddy & Jagadish, 2001)

Tipo de argamassa	Cimento	Solo	Areia	Energia por m <sup>3</sup> (MJ)
Cimento	1	0	6	1268
Cimento+pozolana	80%	0	6	918
Solo-cimento	1	2	6	849
Cal-pozolana (1:2)	-	0	3	732

**Tabela 3.6:** Energia para diferentes tipos de alvenaria (Reddy & Jagadish, 2001)

Tipo de alvenaria	Energia por m <sup>3</sup> (MJ)	Percentagem de energia relativamente à alvenaria de tijolo
Com tijolos cerâmicos	2141	100
Com blocos de betão	819	38,3
Com blocos de solo-cimento	646	30,2
Blocos auto-clavados	1396	65,2

Thomark (2006) refere que uma escolha adequada dos materiais de construção pode significar uma redução em 17% na energia gasta na construção do edifício.

Já Gonzalez & Navarro (2006) apontam para reduções de quase 30% em termos de emissões de CO<sub>2</sub>, devido a uma correcta escolha dos materiais de construção, evitando a emissão de 38 ton de CO<sub>2</sub>. Estes autores referem que um edifício construído com materiais de baixo impacto ambiental, apresentará emissões de CO<sub>2</sub> de aprox. 196kg/m<sup>2</sup>.

A escolha adequada dos materiais de construção, pode assim contribuir de forma decisiva para a redução da quantidade de energia necessária á construção de edifícios.

Dimoudi & Tompa (2008) referem que a energia incorporada nos materiais de construção de edifícios de escritórios pode variar entre 13% a 19% da energia operacional, para uma vida útil do edifício de 50 anos. Relativamente ao consumo de energia e às emissões de carbono por área útil, estes autores apresentam os valores de 1,93 GJ/m<sup>2</sup> e 198kgCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup> (edifício 1), sendo que para o edifício 2 esses valores são de 3,97 GJ/m<sup>2</sup> e 289,4kgCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>. As diferenças construtivas entre os dois edifícios, passam pelo isolamento térmico, que é composto por placas de poliestireno extrudido em paredes duplas no edifício 1, e lã mineral em paredes duplas no edifício 2. Também pela fachada revestida a argamassa no edifício 1 e revestida em painéis de alumínio no edifício 2. E ainda pelo revestimento dos pisos e placas cerâmicas para o primeiro e placas de vinil no segundo. Estes autores referem que a energia incorporada nos materiais estruturais representa a fracção mais significativa, podendo atingir 66,7% no edifício 1 (42% para o betão e 24% para as armaduras) (Figura 3.6).

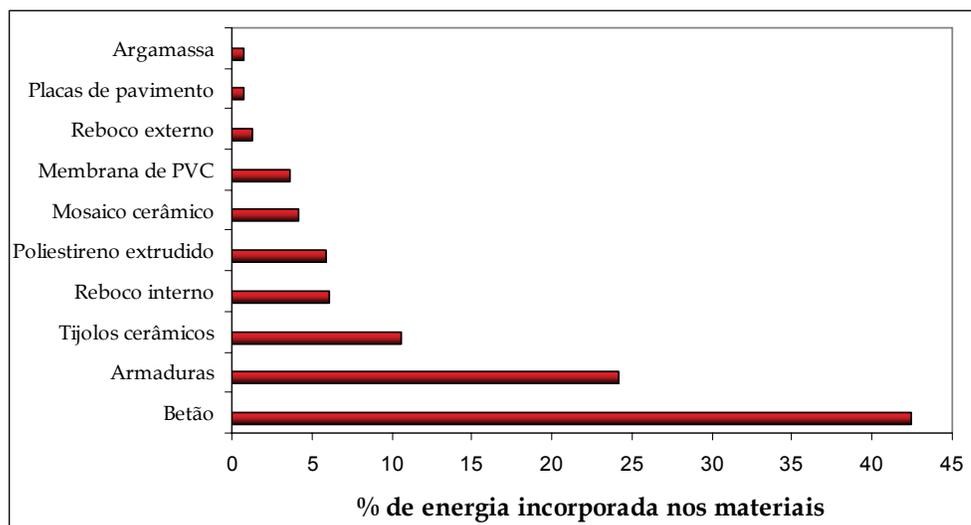


Figura 3.6: Contributo de diferentes materiais para a energia incorporada (Dimoudi & Tompa, 2008)

Berge (2009) apresenta uma comparação entre várias soluções de revestimento de pisos (Figura 3.7), a qual é bastante elucidativa sobre até que ponto um material com elevada energia incorporada (betão), pode nalguns casos ser uma alternativa ambientalmente mais aceitável, face a materiais com menor energia de produção mas com uma parcela de energia de transporte muito elevada.

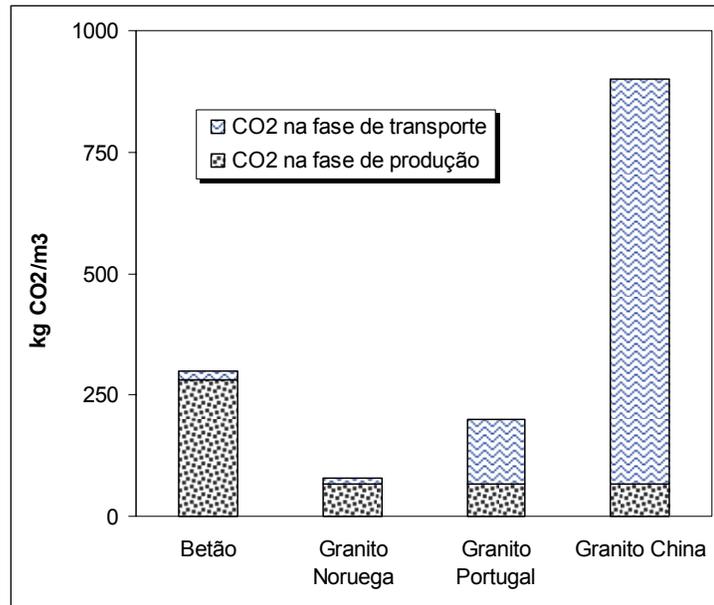


Figura 3.7: Emissões de dióxido de carbono devidas à produção e transporte de vários revestimentos rígidos para pisos (Berge, 2009)

Goggins *et al* (2010) analisaram a energia incorporada numa estrutura de betão, de um edifício de escritórios na Irlanda, tendo concluído que a utilização de betão com 50% de escórias permite uma poupança de 924.175 MJ relativamente à solução de betão sem aditivos (Tabela 3.7).

Tabela 3.7: Energia incorporada em função do tipo de betão (Goggins *et al.*, 2010)

Energia incorporada (MJ)	Betão sem aditivos	Betão com 50% de escórias
Armaduras	6.121	6.121
Agregados	2.556	2.556
Cimento	24.377	12.188
Água	15	15
Transporte	428	428
Directa	7.358	7.358
Por painel de laje	40.855	28.666
<b>Total</b>	<b>3.064.125</b>	<b>2.139.950</b>

Nas últimas décadas aceitou-se que os maiores gastos energéticos fossem devidos à energia operacional e de facto nos edifícios pouco eficientes de um ponto de vista energético e com elevados consumos, a energia incorporada nos materiais era de apenas 10% a 15% da energia operacional.

Em consequência disso muitos esforços foram feitos no sentido da redução da energia operacional, através do aumento da eficiência energética dos edifícios. Contudo à medida que tal vai sucedendo e a energia operacional se vai reduzindo, a parcela referente à energia incorporada nos materiais vai-se tornando cada vez mais preponderante.

Thormark (2002) estudou um dos edifícios com o menor consumo energético na Suécia ( $45\text{kWh}/\text{m}^2$ ) referindo que a energia incorporada nos materiais, para uma vida útil de 50 anos, pode representar 45% da energia total.

A médio ou mesmo a curto prazo, pode admitir-se que a parcela da energia incorporada nos materiais de construção, possa vir a exceder a parcela de energia operacional, o que justificaria assim que a mesma tenha que ser enquadrada numa futura revisão da Directiva para a Eficiência Energética de Edifícios (Szalay, 2007).

Torgal & Jalali (2010) apresentam resultados da energia incorporada nos materiais de construção de um conjunto habitacional com quase uma centena de apartamentos, os quais mostram que se as fracções referidas já apresentassem um desempenho térmico da classe energética A A+, a parcela da energia incorporada representaria 4 vezes o consumo operacional para um período de 50 anos.

### 3.3 Emergia

Emergia (com m) é um conceito mais ou menos recente, que procura enfatizar as desvantagens associadas à contabilização de energia nos moldes clássicos, nos quais não há distinção entre a energia proveniente de fontes renováveis e a energia proveniente de fontes não renováveis. O conceito de emergia (com m) foi apresentado pela primeira vez em 1983, por H. T. Odum, sendo definido como “ a energia disponível de um único tipo (correntemente do tipo solar) usada directa ou indirectamente para produzir um produto ou para prestar um serviço” (Odum, 1983).

Os trabalhos de Odum são uma continuação dos trabalhos de Boltzmann e Lotka sobre a importância das fontes energéticas para a evolução das espécies (Sinisgalli, 2006).

A letra *m*, vem de memória, a memória da energia solar utilizada. Este autor definiu as unidades de energia solar como (*seJ*), de “*solar energy joule*” e a energia por unidade de produto ou fluxo de produção como transformidade solar “*solar transformity*” cuja unidade é o *seJ/J*. Enquanto que o conceito de energia incorporada analisado na secção anterior, nos dá apenas uma medida de intensidade energética, o conceito de energia permite distinguir o contributo energético da natureza, do contributo energético que teve origem na acção humana. E se em termos de energia incorporada, se consideram mais amigos do ambiente os materiais que estão associados a baixos níveis de energia, já o mesmo não sucede se a análise for feita com base em termos de energia. Enquanto que a energia incorporada é menor para materiais reciclados, a energia é maior nestes (Tabela 3.8).

**Tabela 3.8:** Comparação entre energia incorporada e energia

Material	Energia incorporada (MJ/kg)	Energia (seJ/g)
Aço	32	4,13x10 <sup>9</sup>
Alumínio	201	12,53x10 <sup>9</sup>
Alumínio reciclado	8,1	14,9x10 <sup>9</sup>

Segundo Brown & Buranakarn (2003) o rácio energia/massa é um bom indicador do potencial de reciclagem de um determinado material, sendo que materiais com um elevado rácio energia/massa, apresentam um maior potencial de reciclagem. Estes autores apresentam índices relativos ao potencial de reciclagem, sendo que quanto maiores esses índices maiores as vantagens em reciclar um determinado material (Tabela 3.9).

**Tabela 3.9:** Índices relativos ao potencial de reciclagem de materiais de construção (Brown & Buranakarn; 2003)

Material	RBR	RYR	LRR
Madeira reciclada	0,4	1,4	1,4
Plástico reciclado	2,9	20,9	21,0
Betão com agregados reciclados	4,9	25,1	25,1
Aço reciclado	14,6	17,0	17,0
Alumínio reciclado	38,3	44,7	44,9

RBR - *Recycle benefit ratio*; RYR- *Recycled yield ratio*; LRR - *Landfill to recycle ratio*

Um estudo levado a cabo sobre a avaliação do potencial de desconstrução efectivo de um edifício na sua fase de concepção permitiu averiguar a efectividade da recuperação de diversos materiais. Este estudo conclui pela necessidade de valorizar o reaproveitamento de materiais com elevados valores de energia, sendo que o gesso cartonado é eleito como o material

com maior possibilidade de reaproveitamento dentro dos materiais estudados (Amôeda, 2007).

Aplicando o conceito de energia, à análise do ciclo de vida dos materiais ao longo da vida útil de um edifício, é possível avaliar a efectividade ambiental dos cenários de fim do ciclo de vida considerados, a saber, reutilização, reciclagem e deposição. Meillaud *et al.* (2005) chamam a atenção para o facto das avaliações baseadas na energia, implicarem a elaboração de listagens de valores unitários que são muito morosas. Já Ingwersen (2010) pronuncia-se no sentido de haver algum grau de incerteza nos valores unitários da energia, a qual é analisada por esta autora.

## 3.4 Materiais que Contribuem para a Redução do Consumo

### 3.4.1 Isolamentos Térmicos Correntes

A literatura relevante considera como isolantes térmicos “os materiais e produtos que apresentam uma condutibilidade inferior a  $0,065 \text{ W}/(\text{m} \cdot ^\circ\text{C})$  e uma resistência térmica superior a  $0,30(\text{m}^2 \cdot ^\circ\text{C})/\text{W}$ ” (Santos & Matias, 2006).

A referida obra admite no entanto que materiais que não se enquadrem nesta categoria, como grânulos leves soltos e betões leves, podem adquirir essa capacidade desde que possuam uma espessura suficiente. A possibilidade das unidades de alvenaria, poderem elas próprias verificar os requisitos regulamentares de isolamento térmico, dispensando isolantes convencionais, é analisada no capítulo 6.

As soluções de isolamento térmico previstas na já referida literatura (Santos & Matias, 2006), compreendem os seguintes materiais:

- Placas de poliestireno expandido moldado (EPS)
- Mantas ou placas de lã mineral (MW)
- Placas de poliestireno expandido extrudido (XPS)
- Placas de aglomerado de cortiça expandida (ICB)
- Espuma rígida de poli-isocianurato (PIR) ou poliuretano (PUR)

Na tabela 3.10 apresenta-se o coeficiente de condutibilidade térmica dos isolamentos térmicos acima descritos, já na Tabela 3.11 é apresentado o coeficiente de condutibilidade térmica de vários outros materiais, de forma a permitir uma comparação entre os mesmos.

**Tabela 3.10:** Coeficiente de condutibilidade térmica de isolamentos térmicos (Santos & Matias, 2006)

Material	Massa volúmica aparente seca $\rho$ (Kg/m <sup>3</sup> )	Condutibilidade térmica $\lambda$ W/(m. °C)
EPS - Poliestireno expandido moldado	>20	0,037
MW - Lã mineral - rocha	100 - 180	0,042
MW - Lã mineral - vidro	15 - 100	0,040
XPS - Poliestireno expandido extrudido	25 - 40	0,037
ICB - Aglomerado de cortiça expandido	90 - 140	0,045
PIR - Espuma rígida de poliuretano	20-50	0,040
PUR - Espuma " de poli-isocianurato		

**Tabela 3.11:** Coeficiente de condutibilidade térmica de diversos materiais (Santos & Matias, 2006)

Material	Massa volúmica aparente seca $\rho$ (Kg/m <sup>3</sup> )	Condutibilidade térmica $\lambda$ W/(m. °C)
Alumínio	2700	230
Aço	7800	50
Granito	2500 - 2700	3,5
Pedra calcária macia	1600 - 1790	1,1
Material cerâmico	2200-2400	1,04
	<1000	0,34
Betão corrente	2300-2600	2,0
Betão de inertes leves	400-600	0,24
Estuque tradicional	1000 - 1300	0,57
Madeira muito leve	200-435	0,13
Adobe, taipa ou BTC	1770-2000	1,1
Vidro de quartzo	2200	1,4

Relativamente aos cinco tipos de isolamentos térmicos atrás descritos a maior parte deles, apresentam aspectos negativos em termos de toxicidade os quais foram já abordados no capítulo 2. A única exceção diz respeito ao aglomerado de cortiça expandida, que é um produto à base de um material renovável e totalmente reciclável, a cortiça. Até mesmo em termos da energia consumida na fase de produção, se confirma o elevado desempenho ambiental desta solução (Figura 3.8).

Mascarenhas *et al.* (2008) salientam que o aglomerado negro de cortiça até produz energia durante a produção, referindo-se ao valor energético do resíduo, contudo os mesmos autores referem que durante o processo se utiliza uma temperatura de 100 °C, quando na verdade outras referências mencionam 350 °C. (Olivares-Hernandez *et al.*, 1999). Acrescem a estas vantagens, o facto da cortiça ser um material produzido em Portugal, que é o maior produtor mundial e também o facto da preservação do montado de

sobro, ser indispensável para a manutenção da biodiversidade no Sul da região Alentejo. Marreiros et al. (2010) referem além disso que as quase 100.000 toneladas de materiais de construção em cortiça, exportados por Portugal em 2007, correspondem a um sequestro de carbono de aproximadamente 200.000 toneladas, valor este equivalente à poluição emitida por 78.000 veículos/ano.

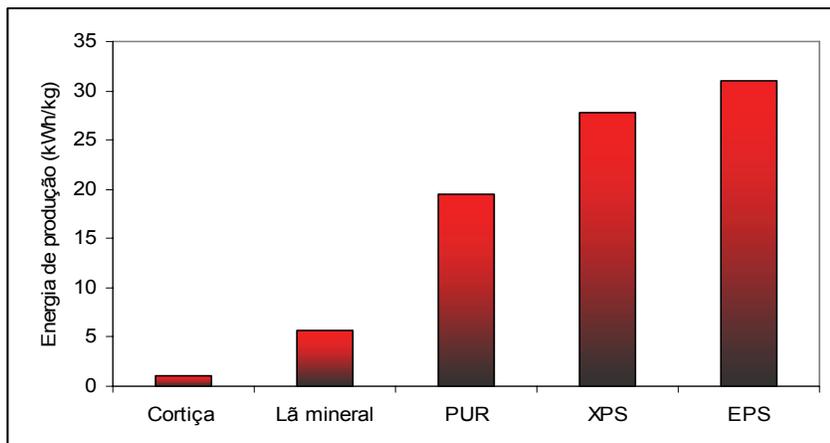


Figura 3.8: Energia utilizada na produção de vários isolamentos térmicos

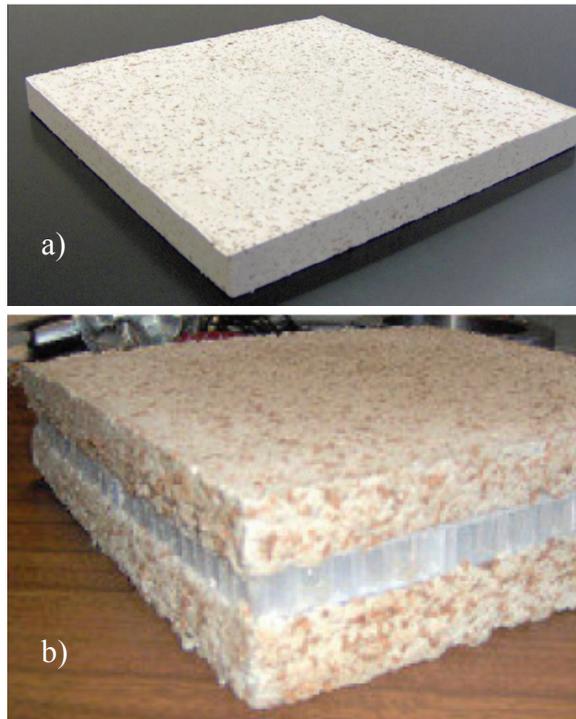
### 3.4.2 Isolamentos Térmicos à Base de Materiais Naturais e Resíduos

Nos últimos tempos, a comunidade científica tem-se debruçado sobre a possibilidade de desenvolvimento de soluções de isolamento térmico com recurso a materiais naturais, como as fibras de cânhamo (Collet, 2004).

Kymalainen & Sjoberg (2008) apresentam uma síntese das investigações sobre o desenvolvimento de isolantes térmicos à base de fibras de linho e de cânhamo, referindo que apesar destes terem elevados desempenhos em termos de isolamento térmico, não conseguem competir com as lãs minerais ou com as fibras de vidro, pelo facto de apresentarem um custo mais elevado e também porque podem estar na origem do aparecimento de bolores, para determinados níveis de humidade.

No âmbito do desenvolvimento de materiais com baixa condutibilidade térmica utilizando materiais naturais, Eires *et al.* (2008, 2010) apresentam resultados sobre o desenvolvimento de compósitos (Figura 3.9a) à base de resíduos da indústria da cortiça (granulado), desperdícios de papel (celulose) e fibras de cânhamo. Os compósitos referidos apresentam uma condutibilidade térmica de  $0,084 \text{ W/(m}\cdot\text{°C)}$ , a qual indicia boas

potencialidades no sentido da futura obtenção de um material que possa respeitar o limite mínimo previsto para os isolantes térmicos. Os referidos autores combinaram as placas compósitas com suportes de polipropileno tipo “favo de abelha” (Figura 3.9 b), para aumentar significativamente a sua resistência à flexão, de 400kPa para aprox. 1000kPa.



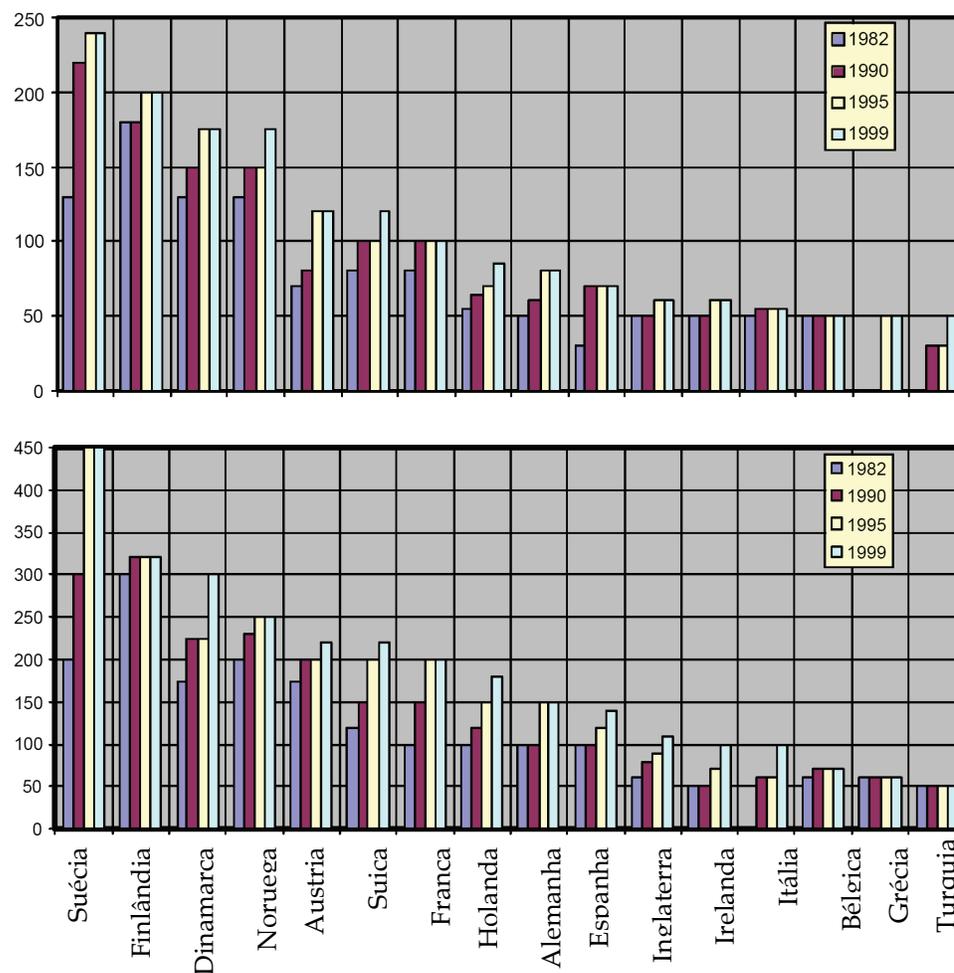
*Figura 3.9: Placa de material compósito: a) base; b) placas associadas com suportes tipo “favo de abelha” (Eires et al.; 2008, 2010)*

### 3.4.3 Isolamento Térmicos de Elevado Desempenho

A necessidade de reduzir gastos energéticos em edifícios, teve como consequência que as espessuras dos isolamentos térmicos, tenha crescido ao longo dos anos, sendo que em alguns países do Norte da Europa esse valor quase duplicou (Figura 3.10).

A necessidade de isolamentos térmicos com maior desempenho e menor espessura, tornou-se assim um problema que a comunidade científica tentou solucionar de há alguns anos a esta parte. Num primeiro momento, a solução passou pelo desenvolvimento de painéis contendo gases raros que permitiam reduções relevantes do isolamento térmico, contudo cedo se tornou evidente que o desempenho dos mesmos era ultrapassado pelos painéis com vácuo, que apresentam uma capacidade de isolamento térmico

que é quase 10 vezes superior à dos isolamentos térmicos correntes (Figura 3.11).

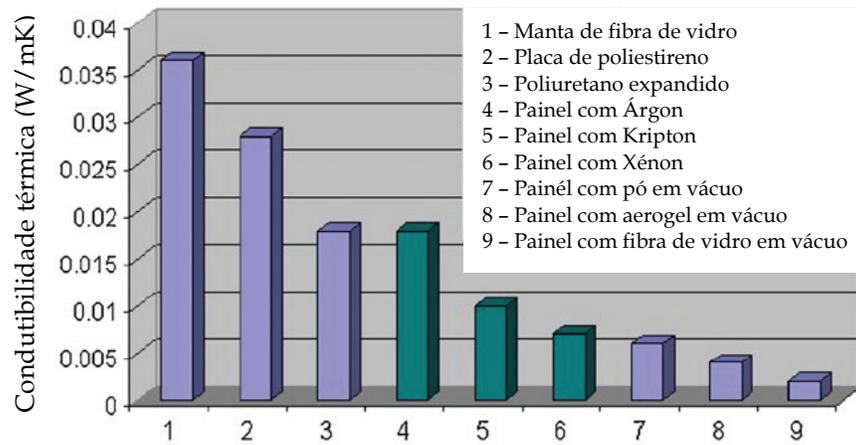


*Figura 3.10: Evolução das espessuras dos isolamentos térmicos: Em cima espessura de isolamentos em paredes; em baixo espessura dos isolamentos em coberturas (Papadopoulos, 2005)*

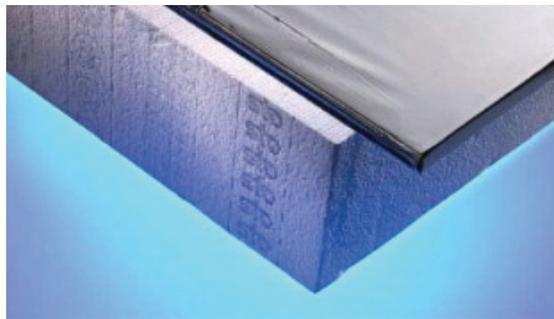
Os painéis de isolamento com vácuo, são basicamente constituídos por um núcleo, o qual é colocado a vácuo no interior de um painel (Figura 3.12 e 3.13). Embora as aplicações iniciais utilizassem núcleos de poliestireno, ultimamente tem vindo a ser utilizados núcleos de sílica de fumo, sujeitos a uma compressão de  $200\text{kg}/\text{m}^3$  o que faz com que o ar nos poros esteja a uma pressão inferior à pressão atmosférica (Simmler & Brunner, 2005).

Os painéis com vácuo apresentam algumas desvantagens como a sua fragilidade e o facto de isso poder implicar que durante a fase de montagem

possam ser facilmente danificados e também o facto de poderem apresentar pontes térmicas (Baatens *et al.*, 2010)



**Figura 3.11:** Comparação do desempenho térmico entre isolamentos correntes e isolamentos de elevado desempenho (Baetens *et al.*, 2010)

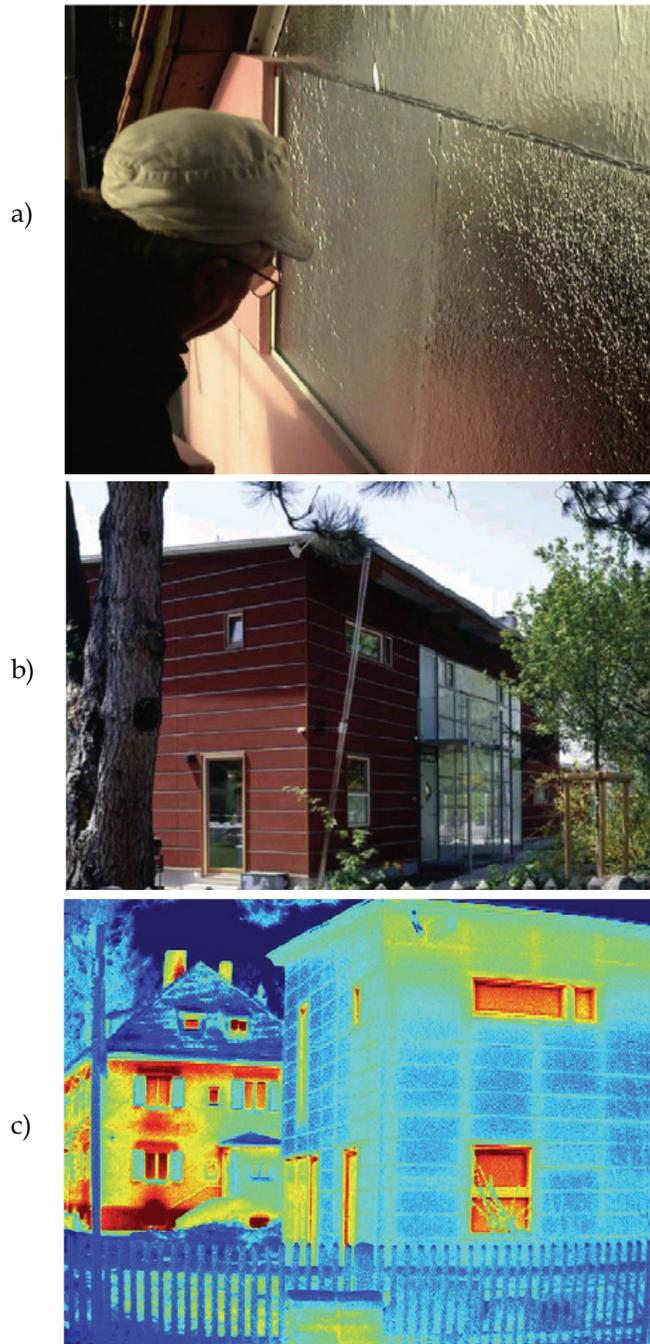


**Figura 3.12:** Comparação entre um painel com vácuo e um isolamento térmico corrente com o mesmo desempenho térmico



**Figura 3.13:** Secção de um painel de isolamento com vácuo (Simmler & Brunner, 2005)

Fricke *et al.* (2008), refere que na Alemanha existem 5 empresas que se dedicam há produção de painéis com vácuo, para aplicação em edifícios e apresenta algumas aplicações desses painéis (Figura 3.14).



**Figura 3.14:** Aplicação de painéis com vácuo em edifícios: a) Utilização de painel na renovação de habitação; b) edifício em madeira isolado com painéis com vácuo; c) imagem de infravermelhos do edifício de madeira, compare-se o seu desempenho com o da casa vizinha (Fricke, 2008)

### 3.4.4 Materiais de Mudança de Fase

Os materiais de mudança de fase mais conhecidos por PCM's do inglês "*Phase change materials*", caracterizam-se pelo facto de poderem passar do estado sólido para o estado líquido e vice-versa em função da temperatura ambiente, absorvendo ou libertando calor durante o processo. Estes materiais permitem assim libertar energia para o ambiente interior das habitações, durante o período de arrefecimento minimizando a descida de temperatura, ou impedindo o excessivo aquecimento desse mesmo ambiente pela absorção de calor.

Os materiais de mudança de fase podem ser orgânicos, parafínicos ou não (Tabela 3.12), inorgânicos como os sais hidratados e metálicos (Tabela 3.13) ou inorgânicos eutéticos que são constituídos por duas substâncias, cuja fusão e cristalização acontece simultaneamente e cuja mistura permite alargar a faixa de temperaturas de fusão (Tabela 3.14).

**Tabela 3.12:** PCM's orgânicos (Tyagi & Buddhi, 2007)

Substância	Temperatura de fusão (°C)	Entalpia de fusão (kJ/kg)
Estereato de butilo	19	140
Parafina C <sub>16</sub> -C <sub>18</sub>	20-22	152
Ácidos cáprico e láurico	21	143
C <sub>12</sub> H <sub>22</sub> O <sub>4</sub>	21	120
Poliglicol E600	22	127,2
Parafina C <sub>12</sub> -C <sub>34</sub>	22-24	189
34% Ácido mistirico+66% ácido cáprico	24	147,7
1-Dodecanol	26	200
Parafina C <sub>18</sub> (45%-55%)	28	244
Estereato de vinilo	27-29	122
Ácido cáprico	32	152,7

**Tabela 3.13:** PCM's inorgânicos (Tyagi & Buddhi, 2007)

Substância	Temperatura de fusão (°C)	Entalpia de fusão (kJ/kg)
KF.4H <sub>2</sub> O	18,5	231
Mn(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	25,8	125,9
CaCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	29	190,8
LiNO <sub>3</sub> .3H <sub>2</sub> O	30	296
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> .10H <sub>2</sub> O	32	251

**Tabela 3.14:** PCM's inorgânicos eutéticos (Tyagi & Buddhi, 2007)

Substância	Temperatura de fusão (°C)	Entalpia de fusão (kJ/kg)
66.6% CaCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O+33.3% MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	25	127
48% CaCl <sub>2</sub> +4.3% NaCl+0.4% KCl+47.3% H <sub>2</sub> O	26,8	188
47% Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O+53% Mg(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	30	136
60% Na(CH <sub>3</sub> COO)·3H <sub>2</sub> O+40% CO(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub>	30	200,5

São várias as formas de utilização de PCM's na construção, que vão desde as microcápsulas até a elementos planares ou cilíndricos. Nas microcápsulas o PCM é envolto num revestimento polimérico e estas são posteriormente misturadas à argamassa, para efeitos de revestimento do paredes e tectos no interior das habitações. A Tabela 3.15 apresenta os vários tipos de PCM's disponíveis em termos comerciais, ordenados por ordem decrescente de temperatura de fusão (Tyagi & Buddhi, 2007)

**Tabela 3.15:** PCM's comerciais disponíveis no mercado internacional

Nome	Tipo de produto	Temperatura de fusão (°C)	Entalpia de fusão (kJ/kg)
RT20	Parafina	22	172
CLIMSEL23	Sal hidratado	23	148
CLIMSEL24	Sal hidratado	24	216
RT26	Parafina	25	131
RT25	Parafina	26	232
STL27	Sal hidratado	27	213
S27	Sal hidratado	27	207
RT30	Parafina	28	206
RT27	Parafina	28	179
TH29	Sal hidratado	29	188
RT32	Parafina	31	212
CLIMSEL32	Sal hidratado	32	130

Athienitis *et al.* (1997) comprovaram que a utilização de paredes com PCM's permitia a redução de 4 °C na temperatura diurna. Silva *et al.* (2006), estudaram a possibilidade de utilização de pequenos contentores de óleo de coco (funcionando como PCM's) em camada de pavimento de edifícios de baixa massa, tendo registado um aumento de 70% no desempenho térmico, desde que conjugado com a optimização das condições da envolvente.

Outros autores (Darkwa & Kim, 2004; Darkwa & Kim, 2005; Darkwa *et al.*, 2006) observaram que a dispersão aleatória das microcápsulas de PCM's apresenta piores desempenhos (quase 20%), do que se a mesma for aplicada

através de um processo de laminação. Cabeza *et al.* (2007), referem a utilização de 5% de microcápsulas de PCM's em painéis de betão com 0,12m de espessura, com elevadas capacidades mecânicas, 25MPa de resistência à compressão aos 28 dias, tendo observado a subida da temperatura mínima de 2 °C. Já para a temperatura máxima, os mesmos autores observaram que quando a temperatura exterior era de 32 °C, a parede de betão sem PCM's atingia 39 °C, enquanto que a parede com este aditivo atingia um valor máximo de 36 °C.

Alawadhi (2008) apresenta resultados sobre a utilização de PCM's incorporado em vazios cilíndricos no interior de tijolos, sendo os melhores resultados obtidos para 3 cilindros posicionados no centro dos tijolos.

Kuznik *et al.* (2008) referem que 1cm é a espessura óptima para painéis leves contendo PCM's. Os resultados obtidos por estes investigadores, apontam para o facto desta espessura, permitir um aumento de inércia térmica para o dobro. Na Figura 3.15 compara-se o desempenho desta solução em termos de armazenamento de energia relativamente à de outros materiais com a mesma espessura de 1cm.

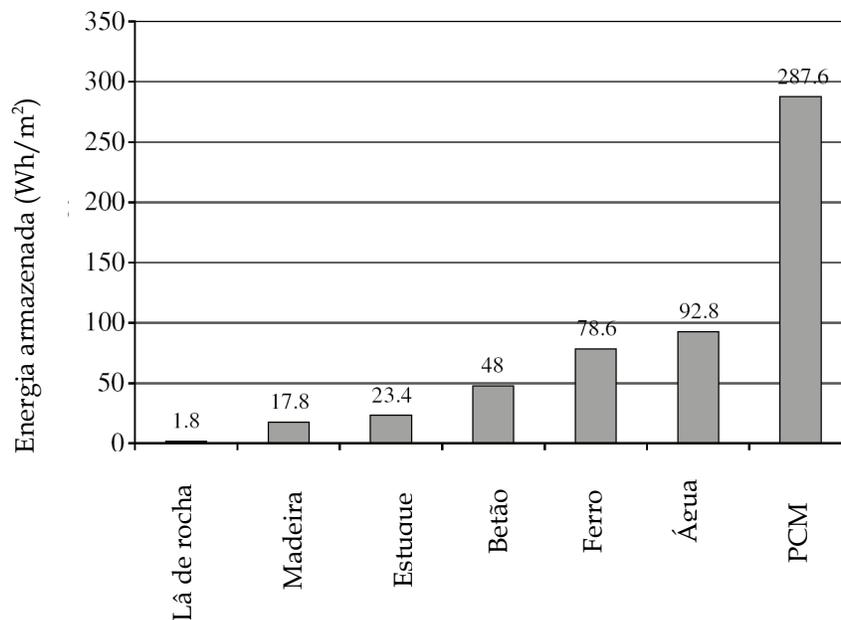


Figura 3.15: Energia máxima armazenada entre 18 °C e 26 °C para 1cm de espessura de diversos materiais (Kuznik *et al.*, 2008)

Os mesmos autores observaram que as placas contendo PCM's permitem uma redução da temperatura máxima no interior da habitação de 4,2 °C. Também que a utilização das placas permite ultrapassar o inconveniente associado à incorporação de microcápsulas em argamassas de estuque,

limitadas que estão a apenas 30% em massa, sendo que as placas permitem utilizar o dobro dessa quantidade (Kuznick *et al.*, 2009). Por outro lado importa referir que a utilização de placas contendo PCM's, apresenta vantagens relativamente à utilização de microcápsulas em argamassas, em termos do posterior tratamento de RCD.

Silva (2009) estudou o desempenho de pastas de gesso contendo PCM's em microcápsulas (0,086 e 0,12kg/m<sup>2</sup>), tendo observado uma redução da temperatura máxima em cerca de 5 °C e um aumento da temperatura mínima de 1,5 °C.

### 3.5 Conclusões Gerais

O elevado consumo de energia a nível mundial, é o primeiro responsável pela maior parte das emissões de carbono, que estão na origem do aquecimento global. Em Portugal o consumo de energia tem além disso, repercussões no campo económico de elevada gravidade, já que a energia representa quase 60% das nossas importações. Pese embora o facto de ter havido nos últimos anos uma forte aposta nas energias renováveis, continuaremos ainda nos próximos anos a importar energia e a queimar combustíveis fósseis para gerar uma parte expressiva da energia de que necessitamos. Ao nível do sector dos edifícios a legislação com vista à eficiência térmica dos mesmos, é responsável por uma redução substancial do consumo de energia, contudo existe um limite a partir do qual não é possível conseguir mais reduções nesse âmbito. A utilização de materiais de construção responsáveis por menores consumos energéticos, torna-se assim uma área prioritária de actuação. A maioria dos isolamentos térmicos correntes, apresenta desvantagens em termos de toxicidade, pelo que a opção por isolamentos de origem natural ou compostos por resíduos de outras indústrias, constitui-se como uma nova etapa rumo a uma construção mais sustentável. Embora a utilização de painéis de vácuo, permita a obtenção de elevados níveis de isolamento térmico, não é de esperar que a curto prazo os mesmos venham a ter uma elevada implantação no nosso país. Já o mesmo não se pode dizer dos PCM's, que apresentam elevadas potencialidades do ponto de vista da atenuação dos valores máximos e mínimos da temperatura no interior das habitações.

### 3.6 Referências

ALAWADHI, E. (20089 *Thermal analysis of a building brick containing phase change material*. Energy and Buildings, Vol. 40, pp.351-357.

- AMOEDA, R.; JALALI, S.; MENDONÇA, P. (2007) *Modelo de avaliação do potencial de desconstrução efectivo de um edifício na fase de concepção*. 9ª Conferência Nacional de Ambiente. Um futuro sustentável, ambiente, sociedade e desenvolvimento. Universidade de Aveiro, ISBN 978-972-789-230-3, pp.959-966.
- ATHIENITIS, A.; LIU, C.; HAWES, D.; HANU, D.; FELDMAN, D. (1997) *Investigation of the thermal performance of a passive-solar test-room with wall latent-heat storage*. Building and Environment, Vol.32, pp.405-410.
- BAETENS,R.; JELLE, B.; THUE, J.; TENPIERIK, M.; GRYNNING, S.; UVSLOKK, S.; GUSTAVSEN, A. (2010) *Vacuum insulation pannels for building applications: A review and beyond*. Energy and Buildings, Vol.42, pp.147-172.
- BERGE, B. (2009) *The Ecology of Building Materials*. 2º Edition, Architectural Press, ISBN 978-1-85617-537-1, Elsevier Science
- BROWN, M.; BURANAKARN, V. (2003) *Emergy índices and ratios for sustainable material cycles and recycle options*. Resources, Conservation and Recycling, Vol.38, pp.1-22.
- CABEZA, L.; CASTELLON, C.; NOGUÉS, M.; MEDRANO, M.; LEPPERS, R.; ZUBILLAGA, O. (2007) *Use of microencapsulated PCM in concrete walls for energy savings*. Energy and Buildings, Vol.39, pp.113-119
- COLLET, F. (2004) *Caracterisation hydrique et thermique des matériaux á faibles impacts environnementaux*. PhD Thesis, INSA, Rennes, França.
- CEPINHA, E.; FERRÃO, P.; SANTOS, S. (2007) *The Certification as an Enterprise Strategy of the Real Estate Sector: a National Scope Analysis*. International Congress Sustainable Construction, Materials and Practices - Challenge of the Industry for the New Millennium: ISBN 978-1-58603-785-7, pp. 912-917, Portugal SB07, Lisboa
- DARKWA, K.; KIM, J. (2004) *Heat transfer in neuron-composite laminated phase-change drywall*. Journal of Power Energy Proc. Inst Mechanical Engineers, Vol. 218, pp.83-88.
- DARKWA, K.; KIM, J. (2005) *Dynamics of energy storage in phase-change drywall systems*. Int Journal Energy Res Vol. 29, pp.335-343.
- DARKWA, K., O'CALLAGHAN, P.; TETLOW, D. (2006) *Phase-change drywalls in a passive-solar building*. Applied Energy, Vol.83, pp.425-435.
- DIMOUDI, A.; TOMPA, C. (2008) *Energy and environmental indicators related to construction of office buildings*. Resources Conservation and Recycling, Vol.53, pp.86-95.
- DGE (1997) *A gestão de energia e o regulamento de gestão do consumo de energia -RGCE*.
- EIRES, R.; CAMÕES, A.; JALALI, S. (2008) *New eco-friendly gypsum materials for civil construction*. Materials Science Forum, Vol.587-588, pp.908-912.
- EIRES, R.; CAMÕES, A.; JALALI, S. (2010) *Novos compósitos eco-eficientes para aplicações não estruturais na construção*. Revista Internacional Construlink, Nº23, pp.49-60
- ERA (2007) *A new energy ERA-Efficiency, renewables and clean thermal generation and advamced grid and storrage infrastructure*. Vision paper for the EU strategic energy technology plan. Ministério da Economia e Inovação.
- ERSE (2009) *Comércio europeu de licenças de emissão de gases com efeito de estufa*. Analise para Portugal, período 2005-2008.
- EUROSTAT (2007) *Energy Dependency Statistics*.  
<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/sdi/indicators/theme6>
- FRICKE, J.; HEINEMANN, U.; EBERT, H. (2008) *Vacuum insulation panels – From research to market*. Vacuum, Vol.82, pp.680-690.
- GOGGINS, J.; KEANE, T.; KELLY, A. (2010) *The assessment of embodied energy in typical reinforced concrete building structures in Ireland*. Energy and Buildings, Vol.42, pp.735-744.
- GONZALEZ, M.; NAVARRO, J. (2006) *Assessment of the decrease of CO<sub>2</sub> emissions in the construction field through the selection of materials*. Building and Environment, Vol.41, pp.902-909.
- GOVERSE, T.; KEKKERT, M.; GROENEWEGEN, P.; WORRELL, E.; SMITS, R. (2001) *Wood innovation in the residential construction sector: opportunities and constraints*. Resources Conservation and Recycling, Vol.34, pp.53-74.
- HAMMOND, G.; JONES, C. (2008) *Inventory of carbon and Energy (ICE) Version 1,6a*.

- <http://www.bath.ac.uk/mech-eng/sert/embodied>
- MASCARENHAS, J.; REIS, M.; BRANCO, F.(2008) *O aglomerado negro de cortiça- Um material que até produz energia a ser fabricado*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCOS´08. ISBN 978-989-95978-0-8, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.109-117.
- INGWERSEN, W. (2010) *Uncertainty characterization for emergy values*. Ecological Modelling, Vol.221, pp.445-452.
- MEILLAUD, F.; GAY,J.; BROWN, M. (2005) *Evaluation of a building using the emergy method*. Solar Energy, Vol.79,pp.204-212.
- MOREL, J.; MESBAH, A.; OGGERO, M.; WALKER, P. (2001) *Building houses with local materials: means to drastically reduce the environmental impact of construction*. Building and Environment, Vol.1119-1126.
- KYMALAINEN, H.; SJOBERG, A. (2008) *Flax and hemp fibers as raw materials for thermal insulations*. Building and Environment, Vol.43, pp.1261-1269.
- KUZNIK, F.; VIRGONE, J.; NOEL, J. (2008) *Optimization of a phase chane material wallboard for building use*. Applied Thermal Engineering, Vol.28, pp.1291-1298.
- KUZNIK, F.; VIRGONE, J.; NOEL, J. (2009) *Experimental assessment of a phase change materials for wall building use. Optimization of a phase chane material wallboard for building use*. Applied Energy, Vol.86, pp.2038-2046.
- OCDE (2003) *Environmental Sustainable Building – Challenges and Policies*. 194p. Paris, França.
- ODUM, H. (1983) *Systems Ecology*. Wiley, New York
- OLIVARES-HERNANDEZ, F.; BOLLATI, M. R.; RIO, M.; PARGA-LANDA, B. (1999) *Development of cork-gypsum composites for bulding applications*. Construction and Building Materials Vol. 13, pp. 179-186
- PAPADOPOULOS, A. (2005) *State of the art in thermal insulation materials and aims for future developments*. Energy and Buildings, Vol.37, pp.77-86.
- REDDY, B.; JAGADISH, K. (2003) *Embodied energy of common and alternative building materials and technologies*. Energy and Buildings, Vol.35, pp.129-137.
- SANTOS, C.; MATIAS, L. (2006) *Coefficientes de transmissão térmica de elementos da envolvente dos edificios*. Versão actualizada, ICT Informação técnica, Edifícios-ITE 50, LNEC, Lisboa.
- SILVA, P.; BRAGANÇA, L.; ALMEIDA, M.; MENDONÇA, P. (2006) *Achieving thermal inertia in lightweight constructions*. 2006 Clinamed Congress, Lyon, France, pp.257-266.
- SILVA, N. (2009) *Incorporação de materiais de mudança de fase em materiais de construção*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia, Universidade do Minho.
- SIMMLER, H.; BRUNNER, S. (2005) *Vacuum insulation panels for building application. Basic properties, aging mechanisms and service life*. Energy and Buildings, Vol.37, pp.1122-1131.
- SINISGALLI, P. (2006) *A eMergia como indicador de valor para a análise económica-ecologica*. Megadiversidade, Vol.2, pp.18-23.
- SOUSA, S.; SANTOS SILVA, S.; VELOSA, A.; ROCHA, F. (2010) *Vantagens da cortiça na construção sustentável*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCOS´10. ISBN 978-989-95978-1-5, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.135-138.
- SZALAY, A. (2007) *What is missing from the concept of the new European Building Directive*. Building and Environment, Vol.42, pp.1761-1769.
- THORMARK, C. (2002) *A low energy building in a life cycle – its embodied energy, energy need for operation and recycling potential*. Building and Environment, Vol.37, pp.429-435.
- THORMARK, C. (2006) *The effect of material choice on the total energy need and recycling potential of a building*. Building and Environment, Vol.41, pp.1019-1026.
- TORGAL, F.PACHECO; JALALI, SAID (2010) *Energia incorporada em materiais de construção versus energia operacional*. Revista Construlink, Estruturas e Construções (aceite para publicação)
- WELLINGTON, U. of (2005) *Table of embodied energy coefficients*. Centre for Building Performance.
- WEO (2009) *World Energy Outlook*. ISBN 978-92-64-06130-9, IEA.

# 4

## **Resíduos de Construção e Demolição**

**4.1 Enquadramento**

**4.2 Regulamentação**

**4.3 Plano de Prevenção e Gestão -PPG**

**4.4 Quantificação de RCD**

**4.5 Demolição, Desconstrução, Triagem e Reciclagem**

**4.6 Conclusões Gerais**

**4.7 Referências**

## 4.1 Enquadramento

Embora os resíduos de construção e demolição (RCD), sejam um problema com um peso cada vez maior, há pouco consenso sobre o seu montante, o que se prende com a inexistência de estatísticas fiáveis na maioria dos países. Solis-Guzman *et al.* (2009), referem que a nível mundial estes resíduos representam aproximadamente 35% do total de resíduos produzidos. Já para a Europa os mesmos autores mencionam o valor de 450 milhões ton./ano. Contudo a Agência Portuguesa do Ambiente refere que os RCD produzidos na Europa ascendem a 290 milhões ton./ano, o que representaria 22% do total, mas esta mesma Agência adianta que, as estatísticas mais recentes mencionam o valor de apenas 100 milhões ton./ano.

Para lá das incertezas sobre o exacto valor dos RCD produzido anualmente na Europa, também será pouco provável que aqueles representem 22% do total, pois alguns autores (Titura-Barna *et al.*, 2007) mencionam que a produção de cinzas de RSU é superior aos RCD numa proporção de mais de 20 vezes.

Em termos de capitações de RCD, o valor de 480kg/pessoa.ano, é o valor indicado para a Europa a 15, significando um total de 180 milhões ton./ano. Kofoworola & Gheewala (2009) citam estudos relativos às capitações de alguns países europeus: 300kg (Áustria); 500kg (Dinamarca); 2600kg (Alemanha); 900kg (Holanda).

Brito (2006) aponta para um valor entre 6 a 10 milhões ton./ano, como sendo o montante dos RCD produzido em Portugal. Contudo Coelho & Brito (2007) referem apenas 4,4 milhões ton./ano. A Agência Portuguesa do Ambiente, baseando-se nas proporções de RCD na Europa, aponta para um valor de 7,5 milhões ton./ano, o que daria para Portugal uma capitação superior à média europeia.

Em termos das taxas de reaproveitamento e valorização de RCD, os valores diferem muito de país para país. E embora a média europeia seja somente de 25% (Solis-Guzman *et al.*, 2009), nalguns países pode atingir valores superiores a 80%, casos por exemplo da Dinamarca ou da Holanda (Chini, 2005). No extremo da tabela não é surpresa que se encontre Portugal, onde só recentemente se legislou no sentido de incentivar a reciclagem dos RCD.

A título de exemplo, a deposição em aterro dos RCD que em média não são objecto de reciclagem na Europa a 15, implicaria um volume com 10m de altura e 13km<sup>2</sup> de superfície, todos os anos (Lourenço, 2007). No que respeita a Portugal e tendo em conta que até há bem pouco tempo, não havia

reciclagem de RCD e que o hábito de entregar resíduos em aterros licenciados tem custos que poucos pagam a não ser que a isso sejam obrigados, não admira que o nosso país esteja salpicado de cima a baixo, por RCD depositados de forma clandestina.

As vantagens de uma correcta gestão de resíduos não são exclusivamente de carácter ambiental, o que já de si não é de despiciendo valor pois como se viu no capítulo 1, a preservação da biodiversidade tem associado um valor económico muito relevante.

Segundo Weisleder & Nassri (2006) o mercado de materiais reciclados na Alemanha rendeu em 2004 aproximadamente 4940 milhões de euros, tendo o emprego neste segmento crescido de 13.357 lugares para 17.000, entre 2000 e 2004.

Um bom exemplo das vantagens económicas da reciclagem de RCD, é trazido pela Agência de Ambiente dos Estados Unidos-EPA (2002), a qual refere que enquanto a incineração de 10.000 toneladas de resíduos pode significar a criação de um posto de trabalho, o seu depósito em aterro representa 6 postos de trabalho, contudo se a mesma quantidade de resíduos for reciclada isso pode significar 36 postos de trabalho. Aplicando estes valores a Portugal teríamos que a reciclagem de 80% dos 7,5 milhões de toneladas de RCD gerados anualmente, permitiria criar vários milhares de postos de trabalho.

O capítulo 4 aborda a legislação relevante no domínio dos RCD, o conteúdo do plano de prevenção e gestão de RCD e o seu grau de implementação na perspectiva dos agentes do sector. No mesmo são comparados diversos métodos de quantificação de RCD e é analisada a problemática da demolição e da desconstrução. Por fim são tecidas considerações sobre a importância do processo de triagem na redução da contaminação dos agregados reciclados, e são ainda analisados os casos da reciclagem do gesso, dos resíduos com amianto e da utilização de processos térmicos na obtenção de agregados reciclados de betão.

## 4.2 Regulamentação

O Decreto-Lei N°178/2006 de 5 de Setembro regula a gestão de resíduos em Portugal, sendo estes definidos como “*substância ou objecto de que o detentor se desfaz ou tem a intenção ou a obrigação de se desfazer, nomeadamente os identificados na Lista Europeia de Resíduos*”. Na Tabela 4.1 apresentam-se as diversas categorias que compõem os RCD no âmbito da Lista Europeia de Resíduos.

Actualmente o instrumento legislativo mais relevante no domínio dos RCD, diz respeito ao Decreto-Lei N°46/2008 de 12 de Março. Como se refere no Artigo nº1 do mesmo, este *“estabelece o regime das operações de gestão de resíduos resultantes de obras ou demolições de edifícios ou de derrocadas, abreviadamente designados resíduos de construção e demolição ou RCD, compreendendo a sua prevenção e reutilização e as suas operações de recolha, transporte, armazenagem, triagem, tratamento, valorização e eliminação”*.

Como elementos a merecerem destaque neste instrumento legislativo podem referir-se os seguintes:

- A utilização de RCD em obra deve respeitar normas técnicas nacionais ou comunitárias e na sua ausência devem observar-se as especificações técnicas do LNEC. Contudo na presente data e exceptuando o caso da utilização de RCD em pavimentos (E472-2006, E473-2006, E474-2006), as referidas especificações só prevêm o caso da utilização de agregados grossos reciclados em betão (E471 2006), cujo conteúdo é abordado no capítulo 5 do presente livro;
- A deposição de RCD em aterro (Artº 9) só pode fazer-se depois uma triagem prévia, a levar a cabo na obra ou por intermédio de um operador licenciado (Artº 8);
- Nas obras particulares é necessário manter um registo de dados de RCD (Artº 11);
- A deposição de resíduos inertes de RCD em aterro está sujeita a uma taxa de 2 euros/ton. (Artº21)

Como aspectos negativos, o primeiro a referir é exactamente a possibilidade de deposição de resíduos inertes de RCD em aterro por apenas 2 euros/ton. Não se percebe como é que este valor pode servir como incentivo à reciclagem, quando por exemplo na Alemanha (Weisleder & Nassri, 2006), as taxas de deposição atingem valores tão elevados que na prática é em muitos casos mais barato optar por reciclar os RCD.

Um outro aspecto negativo do referido instrumento legislativo prende-se com a inexistência de níveis mínimos de reciclagem. Esta omissão leva a que não haja qualquer incentivo para uma optimização de todo o processo, a começar logo na fase de projecto, tão pouco do processo de demolição utilizado ou sequer das operações de triagem. Também não se pode considerar como positivo que o PPG não se aplique a obras particulares, com as mesmas exigências com que é aplicado nas obras públicas, como acontece noutros países há já vários anos.

**Tabela 4.1:** Códigos da lista europeia de resíduos - LER(Portaria nº 292/2004 de 3 de Março)

<b>Códigos</b>	<b>Descrição</b>
17	Resíduos de construção e demolição (incluindo solos escavados de locais contaminados)
1701	Betão, tijolos, ladrilhos, telhas e materiais cerâmicos:
170101	Betão
17 01 02	Tijolos
17 01 03	Ladrilhos, telhas e materiais cerâmicos
17 01 06	(*) Misturas ou fracções separadas de betão, tijolos, ladrilhos, telhas e materiais cerâmicos contendo substâncias perigosas
17 01 07	Misturas de betão, tijolos, ladrilhos, telhas e materiais cerâmicos não abrangidas em 17 01 06
17 02	Madeira, vidro e plástico
17 02 01	Madeira
17 02 02	Vidro
17 02 03	Plástico
17 02 04	(*) Vidro, plástico e madeira contendo ou contaminados com substâncias perigosas
17 03	Misturas betuminosas, alcatrão e produtos de alcatrão
17 03 01	Misturas betuminosas contendo alcatrão
17 03 02	Misturas betuminosas não abrangidas em 17 03 01
17 03 03	(*) Alcatrão e produtos de alcatrão
17 04	Metais (incluindo ligas)
17 04 01	Cobre, bronze e latão
17 04 02	Alumínio
17 04 03	Chumbo
17 04 04	Zinco
17 04 05	Ferro e aço
17 04 06	Estanho
17 04 07	Mistura de metais
17 04 09	(*) Resíduos metálicos contaminados com substâncias perigosas
17 04 10	(*) Cabos contendo hidrocarbonetos, alcatrão ou outras substâncias perigosas
17 04 11	Cabos não abrangidos em 17 04 10
17 05	Solos (incluindo solos escavados de locais contaminados), rochas e lamas de dragagem
17 05 03	(*) Solos e rochas contendo substâncias perigosas
17 05 04	Solos e rochas não abrangidos em 17 05 03
17 05 05	(*) Lamas de dragagem contendo substâncias perigosas
17 05 06	Lamas de dragagem não abrangidas em 17 05 05
17 05 07	(*) Balastros de linhas de caminho de ferro contendo substâncias perigosas
17 05 08	Balastros de linhas de caminho de ferro não abrangidos em 17 05 07
17 06	Materiais de isolamento e materiais de construção contendo amianto

Os resíduos indicados com asterisco (\*) são considerados perigosos

**Tabela 4.1:** Códigos da lista europeia de resíduos - LER (Portaria nº 292/2004 de 3 de Março) - continuação

Códigos	Descrição
17 06 01	(*)Materiais de isolamento contendo amianto
17 06 03	(*)Outros materiais de isolamento contendo ou constituídos por substâncias perigosas
17 06 04	Materiais de isolamento não abrangidos em 17 06 01 e 17 06 03
17 06 05	(*) Materiais de construção contendo amianto (4)
17 08	Materiais de construção à base de gesso
17 08 01	(*) Materiais de construção à base de gesso contaminados com substâncias perigosas
17 08 02	Materiais de construção à base de gesso não abrangidos em 17 08 01
17 09	Outros resíduos de construção e demolição
17 09 01	(*) Resíduos de construção e demolição contendo mercúrio
17 09 02	(*) Resíduos de construção e demolição contendo PCB (por exemplo, vedantes com PCB, revestimentos de piso à base de resinas com PCB, envidraçados vedados contendo PCB, condensadores com PCB)
17 09 03	(*) Outros resíduos de construção e demolição (incluindo misturas de resíduos) contendo substâncias perigosas
17 09 04	Mistura de resíduos de construção e demolição não abrangidos em 17 09 01, 17 09 02 e 17 09 03

Os resíduos indicados com asterisco (\*) são considerados perigosos

A avaliação da perigosidade dos resíduos não se basta com a verificação da sua inclusão numa das categorias referenciadas com asterisco (\*), constantes da Tabela 4.1. Nos termos da Portaria nº 292/2004 de 3 de Março é necessário ainda avaliar quais as características de perigosidade do resíduo (H1-H141), bem assim como o valor da concentração das substâncias perigosas.

Os resíduos perigosos são depositados em aterro conforme o disposto no Decreto-Lei Nº 183/2009 de 10 de Agosto, que institui o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, prevendo três tipos diferentes de aterros: para resíduos inertes, para resíduos não perigosos e para resíduos perigosos. A admissão dos resíduos a cada um dos tipos de aterro referidos, está dependente da verificação de limites em termos do ensaio de lexiviação.

Importa ainda referir que nos termos da alínea d) do Artº 11 do Decreto-Lei Nº46/2008 de 12 de Março, os resíduos perigosos só podem ser mantidos em obras particulares pelo período máximo de 3 meses.

O artigo Nº 10 do Decreto-Lei Nº46/2008 de 12 de Março estabelece a obrigatoriedade das empreitadas e concessões de obras públicas, conterem um plano de prevenção e gestão de RCD (PPG), o qual será abordado mais à frente no presente capítulo.

Relativamente às guias para transporte de RCD as mesmas foram aprovadas pela Portaria N° 417/2008 de 11 de Junho, consagrando um regime diferente, do consagrado anteriormente na Portaria N° 335/97 de 16 de Maio.

A gestão dos RCD tem também implicações ao nível do licenciamento das obras particulares, no âmbito do novo Regime Jurídico da Urbanização e da Edificação nos termos dos n°s 6, 53 e 57 do Artº7 da Lei N° 60/2007 de 4 de Setembro. No Artº86 é referido que concluída a obra é necessário que o dono de obra proceda à limpeza da área, de acordo com o regime de gestão de RCD e que o não cumprimento deste requisito impede a emissão do Alvará de Utilização ou da recepção provisória das obras de urbanização.

Também a alínea f do n° 5 do Artº 43 Código dos Contratos Públicos-CCP (Decreto Lei n° 18/2008 de 29 de Janeiro), refere que o Projecto de Execução deve ser acompanhado, pelo plano de prevenção e gestão de resíduos de construção e demolição. Já no n° 7 do Artigo n° 394 do CCP são referidos os efeitos do não cumprimento do PPG em sede de vistoria da obra. E no n° 4 do Artigo n° 395, condiciona-se a recepção provisória da obra se *“o dono da obra não atestar a correcta execução do plano de prevenção e gestão de resíduos de construção e demolição”*.

Em 19 de Novembro de 2008 foi aprovada a Directiva N° 2008/98/CE, que irá produzir alterações no Decreto-Lei N°178/2006 de 5 de Setembro e cuja transposição para a ordem jurídica interna está a cargo da APA. Esta Directiva estabelece para os RCD, valores de reciclagem os quais deverão ser no mínimo de 70% em massa até ao ano 2020. Tal facto afigura-se bastante promissor no sentido de se vir a alcançar uma construção mais sustentável, não se percebe contudo porque motivo esta Directiva aponta para um prazo tão dilatado, em termos da exigência relativa aos montantes mínimos de reciclagem, quando por exemplo outros países já há muito tempo que se obrigam a esses níveis de exigência.

Kawano (2003) refere que a partir de 1991 o Governo Japonês aprovou a *“Lei da Reciclagem”* no âmbito da qual foram logo no ano seguinte, definidos limites mínimos de reciclagem para diversos sub-productos. O resultado positivo dessas medidas é evidenciado na Figura 4.1, onde é evidente o aumento da percentagem de reciclagem de vários RCD entre 1995 e 2003 naquele país.

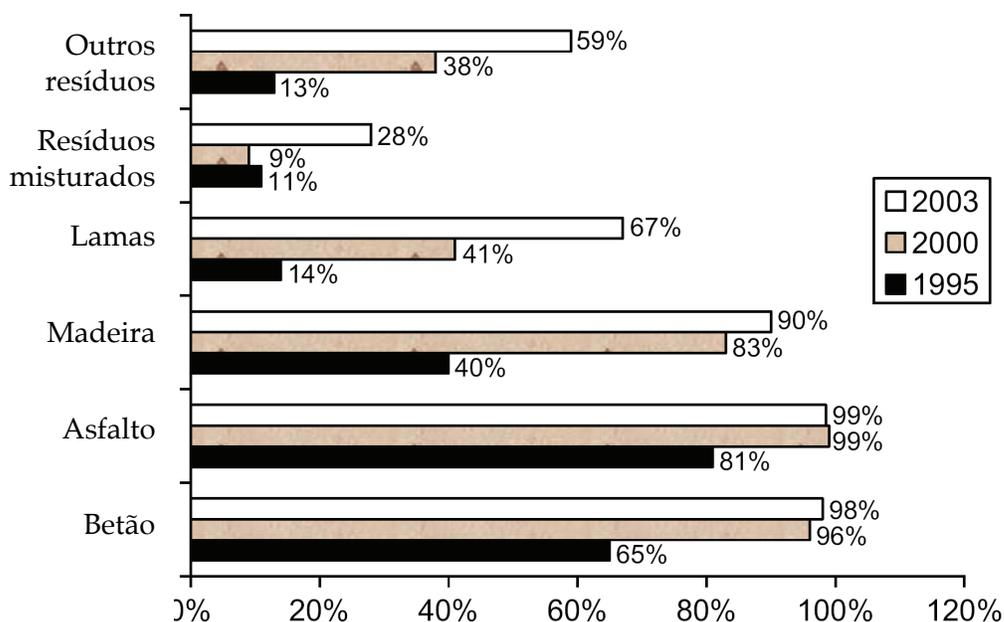


Figura 4.1: Nível de reciclagem de resíduos entre 1995 e 2003 (Kawano, 2003)

### 4.3 Plano de Prevenção e Gestão -PPG

Conforme já referido na secção relativa à regulamentação o artigo N° 10 do Decreto-Lei N°46/2008 de 12 de Março, estabelece a obrigatoriedade das empreitadas e concessões de obras públicas, conterem um plano de prevenção e gestão de RCD (PPG, PPGR ou PPG-RCD). Para esse efeito a Agência Portuguesa do Ambiente disponibiliza no seu portal um modelo de PPG, do qual se reproduz um exemplo prático (Tabela 4.2).

Relativamente à secção 5 do exemplo anterior importa referir que as operações de valorização de resíduos (R1-R12), bem como as operações de eliminação de resíduos (D1-D15), são aquelas que se encontram descritas no Anexo III da Portaria N°209/2004 de 3 de Março.

Chaves (2009) avaliou o grau de implementação dos PPG's através de 19 entrevistas aos diferentes agentes que actuam no sector da construção (projectistas, empreiteiros, empresas de fiscalização e Câmaras Municipais). Incidindo as mesmas na legislação, elaboração e cumprimento dos PPG's, formação, utilização de materiais reciclados, triagem e investigação dos operadores de gestão de resíduos. Das referidas entrevistas podem extrair-se algumas ilações sobre aquilo que é a posição dos agentes que actuam no sector da construção relativamente aos PPG:

Tabela 4.2: Exemplo de PPG relativo a obra de infra-estruturas

 <b>PLANO DE PREVENÇÃO E GESTÃO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO (PPG)</b>			
<b>I. Dados gerais da entidade responsável pela obra</b>			
Nome	EAmb - Esposende Ambiente, EM		
Morada	Rua da Ribeira		
Localidade	Esposende	Código Postal	4740-245
Freguesia	Esposende	Concelho	Esposende
Telefone	253 969 380	Fax	253 969 385
E-Mail	geral@esposendeambiente.pt		
NIPC	507 068 076	CAE PRINCIPAL	36 002
<b>II. Dados gerais da obra</b>			
Tipo de obra	Execução de camada drenante e substituição de solos para aterro de vala		
Código do CPV		Nº de processo de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA)	
Identificação do local de implantação	Avenida de Góios - Freguesia de Marinhãs - Concelho de Esposende		
<b>III. Resíduos de Construção e Demolição (RCD)</b>			
<b>1. Caracterização da obra</b>			
a) Caracterização sumária da obra a efectuar	Esta empreitada tem como principal objecto a execução de camada drenante e substituição de solos para aterro de vala e vem na sequência de uma outra empreitada de execução de infraestruturas de abastecimento de água, drenagem de águas residuais, drenagem de águas pluviais e pavimentação na largura da vala na travessia da EN 13 e ligação à rede existente na zona poente, na Avenida de Góios, na Freguesia de Marinhãs, Esposende		
b) Descrição sucinta dos métodos construtivos a utilizar tendo em vista os princípios referidos no artº 2º do Decreto-Lei nº 46/2008, de 12 de Março	<p>a) <b>Escavações e movimento de terras</b> - dadas as características técnicas da obra, não é tecnicamente possível reutilizar os materiais escavados pelo que deverão ser encaminhados para valorização;</p> <p>b) <b>Execução da camada drenante</b> - consiste na instalação de uma tela drenante e aterro com areia; os resíduos que resultem da execução da camada drenante deverão ser segregados segundo a sua tipologia e devidamente encaminhados para valorização.</p>		
<b>3. Prevenção de resíduos</b>			
Metodologia de prevenção de RCD	Os inertes provenientes das escavações deverão ser separados e limpos para permitir a sua valorização e assim evitar que se tornem resíduos.		
Materiais a reutilizar em obra	Não é tecnicamente possível reutilizar materiais desta obra.		
Identificação dos materiais	Quantidade a reutilizar (t ou m³)	Quantidade a reutilizar relativamente ao total de materiais usados (%)	

**Tabela 4.2:** Exemplo de PPG relativo a obra de infra-estruturas (cont.)

4. Acondicionamento e triagem							
<b>Métodos de acondicionamento e triagem de RCD na obra ou em local afecto à mesma</b>		O adjudicatário deverá organizar a frente de obra e/ou o estaleiro afecto à mesma por forma a criar um sistema de separação de resíduos conforme a sua tipologia, com bacias de retenção, sempre que aplicável.					
<b>Fundamentação para a impossibilidade de triagem, caso tal se verifique</b>							
5. Produção de RCD							
Código LER	Quantidades produzidas (t ou m <sup>3</sup> )	Quantidade para reciclagem (%)	Operação de reciclagem	Quantidade para valorização (%)	Operação de valorização	Quantidade para eliminação (%)	Operação de eliminação
17 05 04	1450 m <sup>3</sup>	100	fragmentação para produção de agregados				

- Existe um consenso quanto há possibilidade de haver elevados níveis de incumprimento dos PPG's;
- Todo o processo é dificultado pelo baixo grau de escolaridade dos operários (indiferenciados e mesmo especializados)
- As operações de triagem mobilizam recursos e são dificultadas pelo reduzido espaço disponível no estaleiro;
- Não é fácil estimar a quantidade de RCD que irão ser gerados durante a obra e na maior parte dos casos os valores estimados não coincidem com os valores reais:

Tam (2008) menciona a ausência de incentivos financeiros como o factor negativo mais relevante em termos da implementação do plano de gestão de RCD. Já Katz & Baum (2010) referem que os empreiteiros e os directores de obra apontam a triagem e a gestão de resíduos em obra como os factores que dificultam a execução dos trabalhos e contribuem para o seu atraso.

## 4.4 Quantificação de RCD

Qualquer estimativa de produção de RCD está dependente de inúmeras variáveis, quer da especificidade do sistema construtivo utilizado, das características do processo de demolição e triagem, e também da quantidade

de edifícios em construção, reabilitação ou demolição a cada momento, que condicionam as estimativas sobre as quantidades de RCD para uma determinada zona ou país.

No âmbito do projecto europeu Waste Manual for Building Construction-WAMBUCO (Lipsmeier & Guhther, 2002), o qual que decorreu entre 1998 e 2002, coordenado pela Universidade de Dresden e que contou com a colaboração da Universidade do Minho foram elaboradas fichas de resíduos específicos para vários elementos da construção (fachadas, paredes, tectos e pavimentos, coberturas e revestimentos) e ainda fichas de resíduos de edifícios, as quais permitem uma estimativas das quantidades de resíduos durante a fase de construção. As fichas de resíduos específicos de construção e as fichas de resíduos de edifícios permitem quantificar os resíduos produzidos, desde que se conheçam as quantidades e as características dos elementos construtivos, recorrendo para o efeito a uma folha de cálculo (WAMBUCALC). A quantidade de resíduos produzida é apresentada em kg (coluna total) e ainda em percentagem (Tabela 4.3).

No caso de não serem conhecidas as características dos elementos construtivos pode ainda assim estimar-se a quantidade de resíduos produzidos recorrendo às fichas de resíduos de edifícios. Para esse efeito torna-se necessário saber a área bruta de pavimento, o tipo de edifício (habitação, escritório ou hotelaria), e o nível de conforto.

Na Tabela 4.4 apresenta-se um exemplo da quantificação de resíduos em edifícios de escritório e hotelaria para a mesma área e o mesmo nível de conforto.

**Tabela 4.4:** Exemplo de cálculo de resíduos em edifícios de escritórios ou hotelaria (Lipsmeier & Guhther, 2002)

Tipo de edifício	Área bruta de pavimento (ABP)	Nível de Conforto	Comprimento	Largura	Pé direito	Número de pisos	Quantidade de resíduos	Índices de resíduos
	[m <sup>2</sup> ]		[m]	[m]	[m]	[-]	[t]	[kg/m <sup>2</sup> ABP]
Edifício de escritórios	70.000	médio	80.00	48,61	3,50	18	2375.34	33.93
Edifício de hotelaria	70.000	médio	80.00	48,61	3,50	18	2355.90	33.66

Na Figura 4.2 apresentam-se as correlações lineares que permitem obter a quantidade de resíduos de construção em edifícios de habitação a partir do conhecimento da sua área bruta e do seu nível de conforto.

**Tabela 4.3:** Exemplo da quantificação de resíduos de construção com a folha de cálculo WAMBUCALC (Lipsmeier & Guhther, 2002)

Cat.	Nº	Elemento construtivo	Quantificação		TOTAL [kg]	Porcentagem [%]
			Unidade	Valor		
<b>Toscas</b>						
S	1	Fundações	m <sup>2</sup>	81,97	2156,63	17,1
S	2	Parede de betão armado, betão in situ, de 20 cm	m <sup>2</sup>			
S	3	Parede de betão armado, pré-fabricação, de 20 cm	m <sup>2</sup>			
S	4	Parede de betão armado, betão in situ, de 30 cm	m <sup>2</sup>			
S	5	Parede em tijolo, de 6,5 cm	m <sup>2</sup>			
S	6	Parede em tijolo, de 10 cm	m <sup>2</sup>			
S	7	Parede com encontro de tijolo, de 11 cm	m <sup>2</sup>			
S	8	Parede em tijolo, de 12,5 cm	m <sup>2</sup>			
S	9	Parede em tijolo, de 22 cm	m <sup>2</sup>	179,60	1033,52	8,2
S	10	Parede em tijolo, de 30 cm	m <sup>2</sup>	328,21	3641,36	28,9
S	11	Laje em betão armado de 12 cm	m <sup>2</sup>	162,03	1711,04	13,6
S	12	Laje aligeirada em betão armado de 20 cm	m <sup>2</sup>			
S	13	Telhado em meio vão	m <sup>2</sup>	170,00	928,71	7,4
<b>TOTAL</b>					<b>9471,25</b>	<b>75,2</b>
<b>Acabamentos</b>						
C	1	Fachada em pedra, 1-camada	m <sup>2</sup>			
C	2	Parede, 2-camadas de placas de gesso numa face	m <sup>2</sup>			
C	3	Parede, placa composta, faces bilaterais de duas partes, 2-camadas (ed. industrial)	m <sup>2</sup>			
C	4	Painéis de cobertura, faces bilaterais de duas partes, 2-camadas (ed. industrial)	m <sup>2</sup>			
C	5	Parede interior, duas faces de 2-camadas cada	m <sup>2</sup>			
C	6	Tecto falso, 1-camada	m <sup>2</sup>			
C	7	2,5 cm de reboco	m <sup>2</sup>	842,99	483,29	3,8
C	8	Pavimento em pedra	m <sup>2</sup>	191,00	1816,41	14,4
C	9	Pintura, 1-camada de tinta	m <sup>2</sup>	513,50	31,27	0,2
C	10	Pintura, 1-camada de tinta (spray)	m <sup>2</sup>			
C	11	Pintura, 2-camadas de tinta	m <sup>2</sup>			
C	12	Pintura, 2-camadas de tinta (spray)	m <sup>2</sup>			
C	13	Ladrilhos de parede, 1-camada (mármore) (60 x 60 x 0,6 cm)	m <sup>2</sup>	53,49	123,45	1,0
C	14	Ladrilhos de pavimento, 1-camada (mármore) (60 x 60 x 0,6 cm)	m <sup>2</sup>			
C	15	Ladrilhos de pavimento, 1-camada (cerâmicos) (33 x 33 x 0,8 cm)	m <sup>2</sup>	99,33	88,01	0,7
C	16	Ladrilhos de pavimento, 1-camada (cerâmicos) (40 x 40 x 0,8 cm)	m <sup>2</sup>			
C	17	Ladrilhos de pavimento, 1-camada (granito) (40 x 40 x 1 cm)	m <sup>2</sup>			
C	18	Trabalhos em pedra de granito, 1-camada	m <sup>2</sup>			

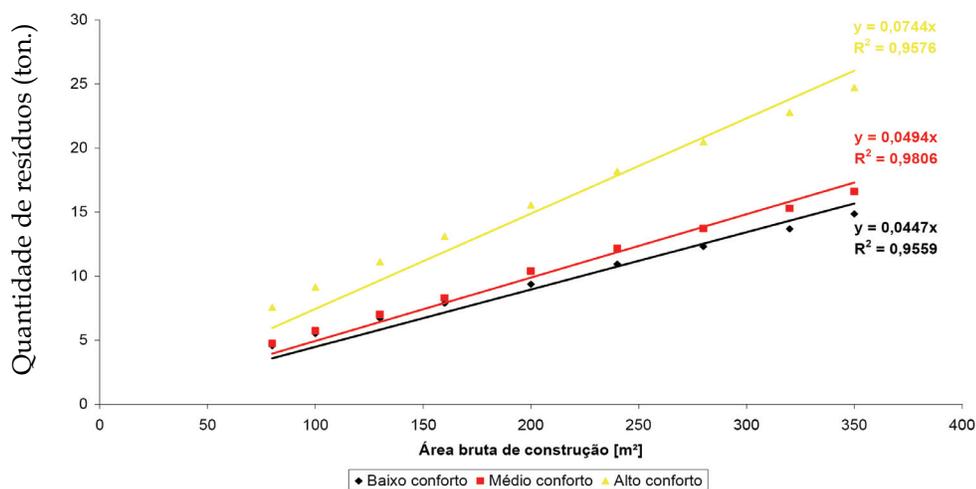


Figura 4.2: Quantificação da quantidade de resíduos na construção de novos edifícios residenciais (Lipsmeier & Gunther, 2002)

Pascual & Cladera (2004) baseiam as suas estimativas de RCD com base na existência de uma correlação linear entre a quantidade de resíduos e o consumo de cimento. Mariano (2008) analisou a produção de resíduos gerados durante a construção de uma escola (área de 4465 m<sup>2</sup>), comparando-a com a de outros autores (Tabela 4.5).

Tabela 4.5: Comparação da quantidade de resíduos produzidos durante a fase de construção (Mariano, 2008)

Material	Quantidade produzida (kg/m <sup>2</sup> ) Mariano (2008)	Quantidade produzida (kg/m <sup>2</sup> ) Monteiro (2001)	Quantidade produzida (kg/m <sup>2</sup> ) Bhone <i>et al.</i> (2005)	Quantidade produzida (kg/m <sup>2</sup> ) Tozzi (2006)
Betão	9,08	87	19,11	3,0
Cerâmica	2,55	-	-	17,65
Argamassa	2,93	189,0	-	18,33
Madeira	16,82	3,0	2,75	0,87
Papel	0,16	21	0,46	0,58
Plástico	0,04	-	-	2,43
Fibrocimento	0,63	-	0	-
Outros	1,94	-	6,19	-
R.Perigosos	-	-	0,07	-
Gesso	-	-	1,38	-
Vidro	-	-	0,12	-
EPS	-	-	0,21	-
Metais	-	-	0,48	-
<b>Total</b>	<b>34,15</b>	<b>300,0</b>	<b>30,77</b>	<b>42,89</b>

Esta autora refere que a diferença entre o valor total apurado de 34,15kg/m<sup>2</sup> e o total de resíduos de construção obtido por Monteiro (2001) de 300kg/m<sup>2</sup>, se fica a dever ao facto de no primeiro caso ter havido reaproveitamento de

resíduos na própria obra, além do que no segundo caso também foi considerada a parcela de resíduos de demolição. Já as diferenças relativamente aos valores obtidos por Bhone *et al.* (2005) e Tozzi (2006) são bastante menores e poderão ser explicadas por diferenças entre os materiais utilizados.

Mariano (2008) define a eficiência do Programa de Gestão de Resíduos, como a relação entre a quantidade de materiais adquiridos e a quantidade de resíduos efectivamente produzidos no final da obra, os quais não puderam ser reaproveitados (Tabela 4.6).

**Tabela 4.6:** Avaliação da eficiência do Programa de Gestão de Resíduos (Mariano, 2008)

Material	Quantidade adquirida (ton.)	Quantidade desperdiçada (ton.)	Eficiência (%)
Betão	2175,4	40,5	98,1
Cerâmica	508,7	11,4	97,8
Argamassa	629,8	13,0	97,9
Fibrocimento	27,6	2,8	89,8
Madeira	88,3	75,1	14,9
<b>Total</b>	<b>3 429,8</b>	<b>142,9</b>	<b>95,8</b>

Embora o valor da eficiência total seja elevado, pensa-se contudo que esta forma de contabilização não permite ilustrar qual a quantidade de resíduos efectivamente reaproveitada em obra, essa sim uma verdadeira medida da eficiência. Além do que esta forma de contabilização não permite estabelecer comparações com obras de menor dimensão, onde a possibilidade de reaproveitamento de resíduos é menor.

Solis-Guzman *et al.* (2009) referem que em Espanha entrou em vigor em 1 de Fevereiro de 2008, um novo Decreto que obriga à execução de um estudo sobre RCD durante a fase de projecto e também um plano de gestão de RCD em obra da responsabilidade do empreiteiro. Estas duas peças que são necessárias para obtenção da licença de construção devem conter uma estimativa das quantidades de RCD e também uma estimativa do custo do seu tratamento. Os mesmos autores descrevem um novo método para a quantificação de RCD cujos índices foram obtidos a partir do estudo de uma amostra de 100 edifícios, o qual permite saber inclusive as taxas sobre os RCD que os promotores imobiliários deverão pagar às Câmaras Municipais.

Lajes *et al.* (2010) prevêm que em 2011 a região Espanhola da Galiza apresentará uma produção anual de RCD de 2,2 milhões de toneladas, o que corresponde a um rácio de 800kg por pessoa. Para o efeito utilizaram uma estimativa de 80kg/m<sup>2</sup> de resíduos de construção de obras novas (0,11m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>), uma estimativa de 80kg/m<sup>2</sup> para trabalhos de

renovação/reabilitação (sem demolição) e uma estimativa de  $1350\text{kg}/\text{m}^2$  para os resíduos de demolição. Também que no total dos RCD produzidos, 40% dizem respeito a obras novas, 20% a trabalhos de reabilitação e 40% a trabalhos de demolição.

Kofoworola & Gheewala (2009) utilizaram o valor de  $21,38\text{ kg}/\text{m}^2$  como estimativa para os resíduos de construção na Tailândia, valor bastante baixo quando comparado com outros valores *per capita*, o que no entender daqueles autores se justifica pelo facto de nele não estar contabilizada a parcela referente à construção e à manutenção de infra-estruturas ou à escavação de solos e outros materiais granulares.

De acordo com Katz (2010) a acumulação de RCD em obras de construção de habitações cresce de forma exponencial à medida que vão evoluindo os trabalhos até atingir um máximo de  $0,2\text{ m}^3/\text{m}^2$  (Figura 4.3).

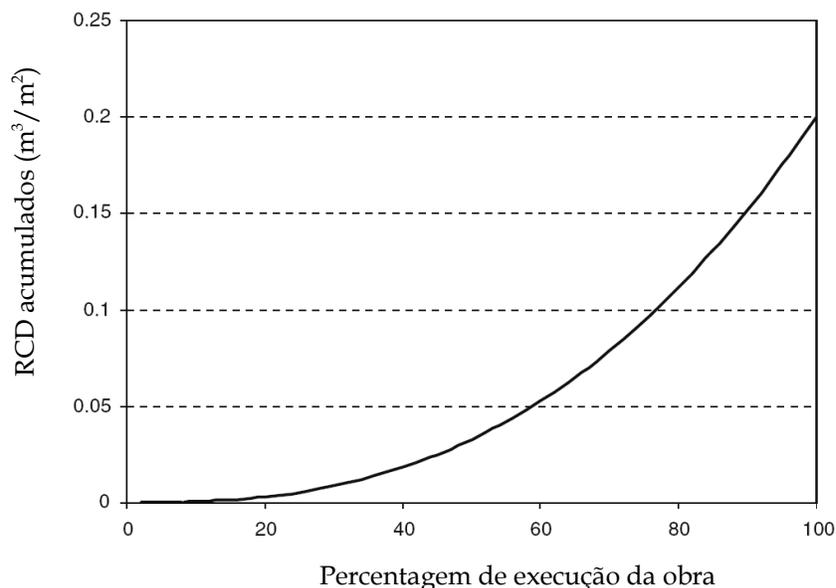


Figura 4.3: Acumulação de RCD de acordo com a evolução da obra (Katz, 2010)

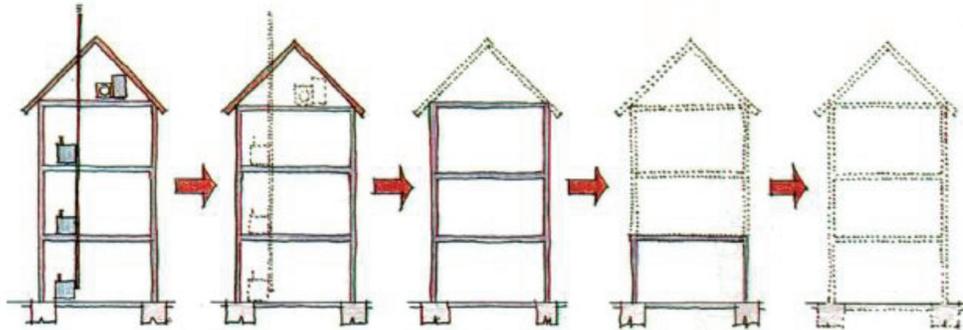
## 4.5 Demolição, Desconstrução, Triagem e Reciclagem

### 4.5.1 Demolição versus Desconstrução

Até há bem pouco tempo os processos de demolição estavam subordinados somente a um único princípio que era o da minimização do tempo gasto nessa operação, o que tinha como consequência que os diversos RCD

acabassem totalmente misturados em aterro. Contudo a necessidade de maximizar a reutilização e reciclagem de RCD, obrigou a que um novo princípio designado como “demolição selectiva” passasse a subordinar esse tipo de trabalhos (Lipsmeier & Gunther, 2002).

A demolição selectiva implica a desmontagem do edifício no sentido inverso ao da sua construção (Figura 4.4).



*Figura 4.4: Representação do sentido da desmontagem de um edifício em termos de demolição selectiva (Lourenço, 2007)*

Contudo tendo em conta que a demolição selectiva é mais demorada e logo mais dispendiosa que a demolição tradicional (aleatória) a mesma só poderá começar a afirmar-se como uma alternativa à última se existirem mecanismos que permitam compensar financeiramente essa opção (Lourenço, 2007). Significa isso que a legislação actual ao não estabelecer metas mínimas de reciclagem, inibe a aplicação das melhores práticas, aquelas que efectivamente permitem maximizar os níveis de reciclagem de RCD.

O aproveitamento integral das potencialidades da demolição selectiva implica que a montante durante a fase de execução do projecto, sejam respeitados alguns princípios que potenciam a desconstrução do edifício (Kibert, 2005):

- 1-Usar materiais reciclados e recicláveis;
- 2-Minimizar o número de tipos de materiais;
- 3-Evitar materiais tóxicos e perigosos;
- 4-Evitar materiais compósitos e produtos que não podem ser separados;
- 5-Evitar acabamentos secundários;
- 6-Fornecer uma identificação permanente dos diversos materiais;
- 7-Minimizar o número de diferentes componentes;
- 8-Privilegiar ligações mecânicas sobre as ligações químicas;
- 9-Usar edifícios de sistemas abertos com partes que podem mudar de função
- 10-Usar a construção modular;

- 11-Usar tecnologias de desconstrução compatíveis com as praticas construtivas;
- 12-Separar a estrutura dos revestimentos;
- 13-Permitir o acesso a todos os componentes do edificio;
- 14-Projectar componentes para serem usados manualmente;
- 15-Fornecer tolerâncias que permitam a desconstrução;
- 16-Minimizar o numero de rebites ou outros conectores;
- 17-Minimizar os tipos de conectores;
- 18-Projectar conectores e ligações para suportar operações repetidas de construção e desconstrução;
- 19-Permitir a desconstrução paralela;
- 20-Fornecer uma identificação permanente de cada componente;
- 21-Usar soluções estruturais normalizadas;
- 22-Usar materiais leves;
- 23-Identificar de forma permanente a zona de desconstrução;
- 24-Fornecer peças para a substituição e o local para o seu armazenamento;
- 25-Guardar a informação do edificio e do processo de construção.

Thormark (2007) avança várias razões (económicas, sociais e ambientais), que na sua opinião justificam que haja uma cada vez maior quantidade de projectos respeitando os princípios da desconstrução, nomeadamente:

- O aumento das taxas de deposição de resíduos;
- A certificação ambiental dos edificios;
- O facto do valor de fim de vida dos edificios ser maior para aqueles que foram projectados segundo princípios de desconstrução;
- O facto da diminuição dos agregados familiares implicar a redução das tipologias das habitações. Na Suécia entre 1975 e 1990, a percentagem de apartamentos destinados a um único ocupante passou de 30% para 46%;
- Serem vários os países onde os edificios são demolidos muito antes do fim da sua vida útil.

Para a autora torna-se por isso evidente a necessidade de edificios com elevada flexibilidade e fáceis de desmontar.

Santos & Brito (2007) descrevem o caso da desconstrução do Pavilhão de Macau na EXPO98 e a sua posterior edificação em Loures, no qual apenas uma pequena parte do edificio foi objecto de reutilização, mas que ainda assim correspondeu a mais de 40% da energia incorporada.

Recentemente foram divulgadas algumas novidades construtivas que aumentam a flexibilidade no interior das habitações, como sejam as lajes deslizantes, que permitem aumentar a superfície útil das habitações em função das necessidades dos utilizadores, a calha universal que serve para

fixar objectos e transportar redes (água, gás, etc), ou a casa de banho flexível, cuja posição no interior da habitação não é fixa (InovaDomus, 2007).

Também Santos & Brito (2009) confirmam a necessidade de demolição de edifícios pela impossibilidade (técnica ou económica), dos mesmos serem adaptados a novas funções, o que acentua a necessidade dos mesmos serem projectados respeitando princípios de desconstrução.

#### 4.5.2 Triagem e Reciclagem

A triagem e a reciclagem são etapas fundamentais em termos de valorização dos RCD. A fase de triagem permite a separação dos RCD consoante a sua natureza (papel, madeira, metais, plásticos etc). Nos termos do Artº 8 do Decreto-Lei nº 46/2008 de 12 de Março, os RCD são obrigatoriamente objecto de triagem em obra ou em operador de gestão licenciado, sendo que nenhum RCD poderá ser depositado em aterro sem ter passado por esta fase. O caso mais corrente de reciclagem de RCD diz respeito à transformação de betões e alvenarias em agregados para posterior aproveitamento como agregados reciclados em camadas não ligadas de pavimentos (LNEC E473), ou como agregados reciclados grossos para betão (LNEC E471). Na Figura 4.5 apresenta-se um diagrama de um processo de triagem e reciclagem utilizado por uma unidade de produção de agregados reciclados.

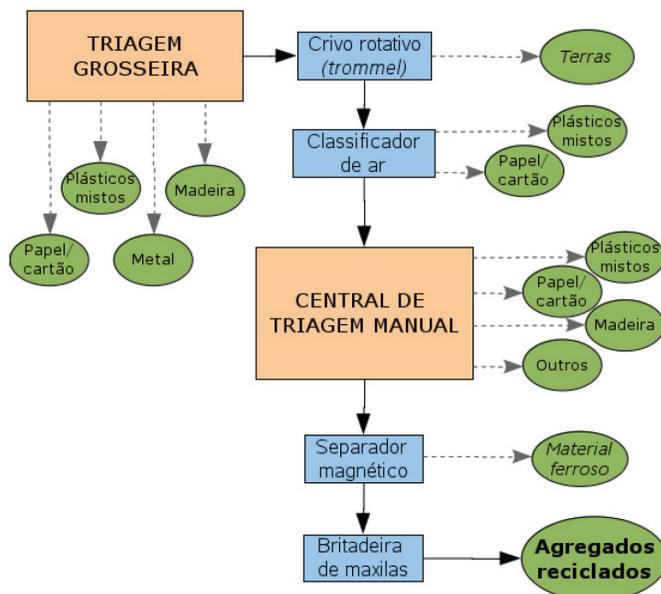
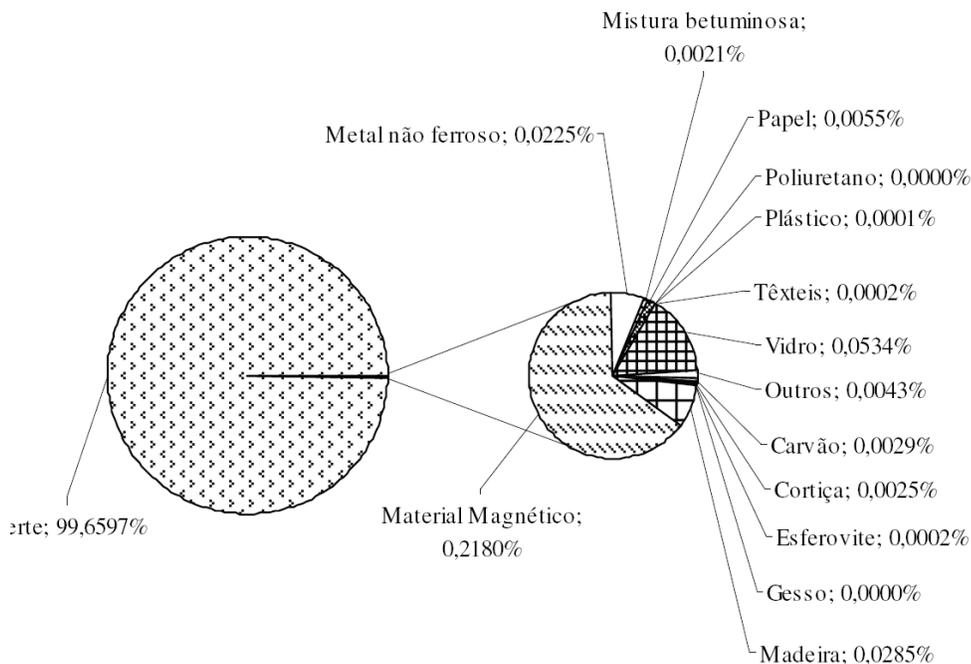


Figura 4.5: Diagrama geral de um processo de triagem e reciclagem (Algarvio, 2009)

A utilização de agregados grossos reciclados em betão é analisada com mais detalhe no capítulo 5. Não obstante tal facto importa desde logo chamar a atenção para um aspecto crucial que pode influenciar a qualidade dos agregados reciclados para betão e que tem a ver com a presença nos mesmos de matérias indesejáveis tais como, solos, plásticos, borrachas, metais e matérias putrescíveis. A Especificação LNEC-E471 limita tais substâncias a valores máximos de 1%, 0,5% e 0,2% os quais são função do tipo de betão utilizado (ver secção 5.3.1).

Algarvio (2009) analisou recentemente o desempenho de uma unidade de reciclagem de RCD instalada em Montemor-o-Novo com uma capacidade de produção de agregados reciclados de 50-80 ton./hora com o propósito de avaliar o nível de contaminação dos agregados. Esta autora refere que a percentagem de contaminantes presentes nos agregados reciclados para betão é mínima (inferior a 0,5%), sendo que as fracções mais expressivas se referem a partículas de metal (0,22%) e de vidro (0,05%) (Figura 4.6).



*Figura 4.6: Nível de contaminação em percentagem de massa, de agregados reciclados para betão (Algarvio, 2009)*

#### 4.5.2.1 Reciclagem de Materiais Contendo Gesso

Muito embora não exista até ao momento nenhuma especificação do LNEC relativa ao reaproveitamento de resíduos de gesso, a verdade é que o gesso é um material que pode ser reciclado indefinidamente sem perda de propriedades. A reciclagem de resíduos de gesso requer a moagem, remoção

de impurezas e uma calcinação a baixa temperatura, sendo que o maior inconveniente se prende com a remoção de impurezas. As actividades do sector da construção directamente relacionadas com a utilização do material gesso geram usualmente elevadas quantidades de resíduos, seja na sua utilização como material de revestimento de alvenarias e tectos ou seja na sua utilização na forma de gesso cartonado. Embora não se conheçam valores específicos para os resíduos provenientes do gesso de revestimento, sabe-se que uma parte substancial dos desperdícios está directamente ligada à rapidez de endurecimento deste material. Para o conjunto das actividades ligadas à indústria de construção civil, alguns autores estimam em quase 45% os desperdícios deste material. Para o gesso cartonado são apontados volumes de resíduos entre 10 a 12% durante as actividades de corte das chapas (Vanderley & Cincotto, 2004).

A utilização de agregados reciclados contaminados com partículas de gesso na produção de betão constitui um factor de risco para a durabilidade desse betão. A deterioração do betão é originada pela reacção química dos iões sulfatos com a alumina do agregado ou com o aluminato tricálcico ( $C_3A$ ), da pasta de cimento endurecido, na presença de água, etringite secundária, assim referida para a distinguir da gerada durante a hidratação do cimento e não expansiva e gesso, ambos produtos que originam expansão e fissuração do betão. Razão porque as normas sobre os resíduos de construção e demolição limitam a menos de 1% a presença de  $SO_3$ .

A questão do reaproveitamento de resíduos a partir de placas de gesso cartonado já é uma realidade consolidada noutros países. Sabe-se que esta é uma importante fonte de geração de gesso, desde que o processo de tratamento consiga baixar o nível de impurezas para um determinado valor mínimo. A Tabela 4.7, define os critérios de aceitação de gesso proveniente do reaproveitamento de placas de gesso cartonado de acordo com a Eurogypsum.

**Tabela 4.7:** Critérios de qualidade para gesso reaproveitado (Demich, 2008)

Parâmetros	Unidade	Critério de qualidade (% massa)
Humidade	$H_2O$	<10
Sulfato de cálcio di-hidratado	$C_2SO_4 \cdot 2H_2O$	>95
Cloretos	Cl	<0,01
Sais solúveis de magnésio	MgO	<0,1
Sais solúveis de sódio	$Na_2O$	<0,06
Sais solúveis de potássio	$K_2O$	-
pH	-	5-9
Toxicidade	-	não tóxico

Na Figura 4.7 apresenta-se uma central de reaproveitamento de resíduos de gesso cartonado em funcionamento.



Figura 4.7: Central de trituração e separação de resíduos de placas de gesso cartonado

Na Figura 4.8 apresenta-se o fluxograma relativo à sequência de operações com vista ao reaproveitamento de resíduos de gesso cartonado na Alemanha.

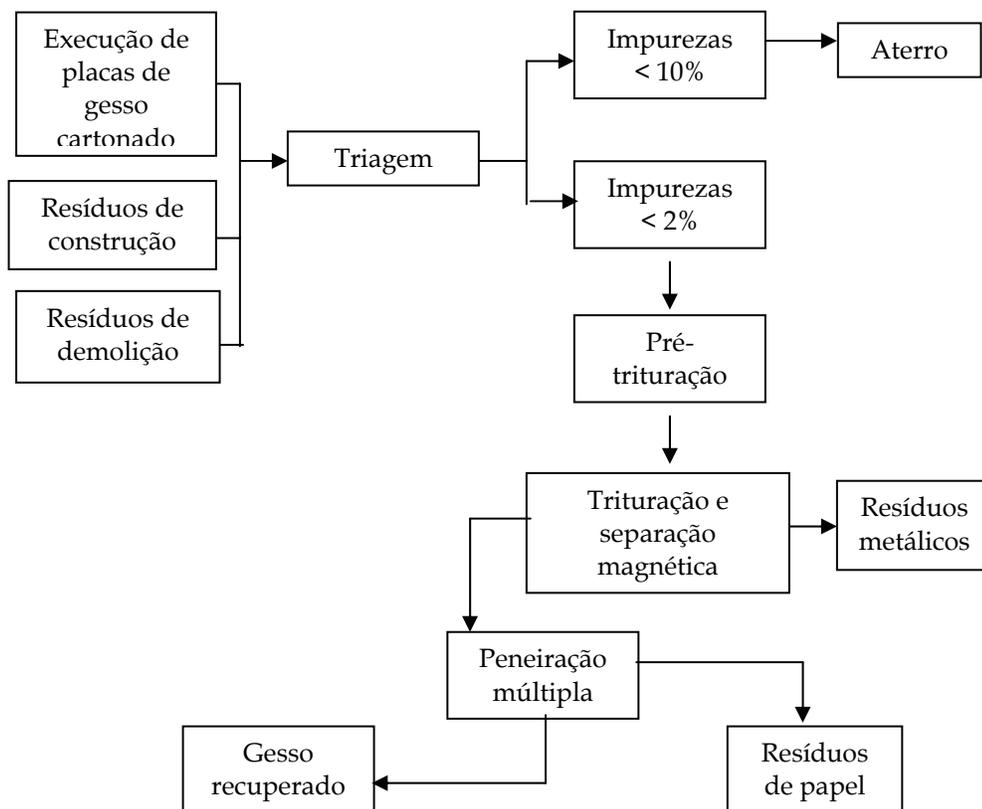


Figura 4.8: Reaproveitamento de resíduos a partir de placas de gesso cartonado Modelo alemão (Demich, 2008)

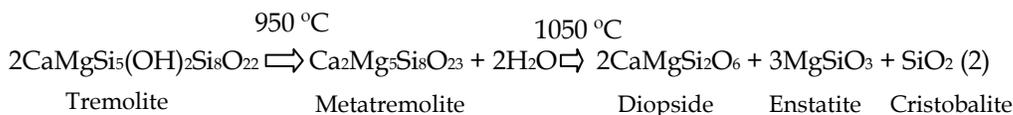
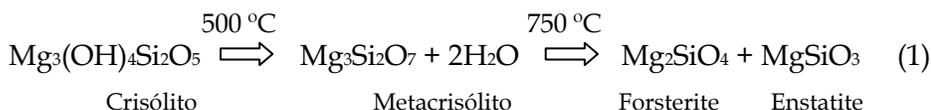
#### 4.5.2.2 Reciclagem de Materiais Contendo Amianto

Embora os materiais contendo amianto sejam classificados como sendo resíduos perigosos nos termos dos sub-capítulos da Lista Europeia de Resíduos 170601 e 170605 (Tabela 4.1), várias investigações apontam para a possibilidade da sua inertização possibilitando o seu reaproveitamento. Nessa sequência foram desenvolvidos vários processos industriais para o efeito: INERTAM (Borderes, 2000), ASBESTEX e ARI (Downey & Timmons, 2005).

Os tratamentos de resíduos contendo amianto subdividem-se pelas suas características nos seguintes grupos:

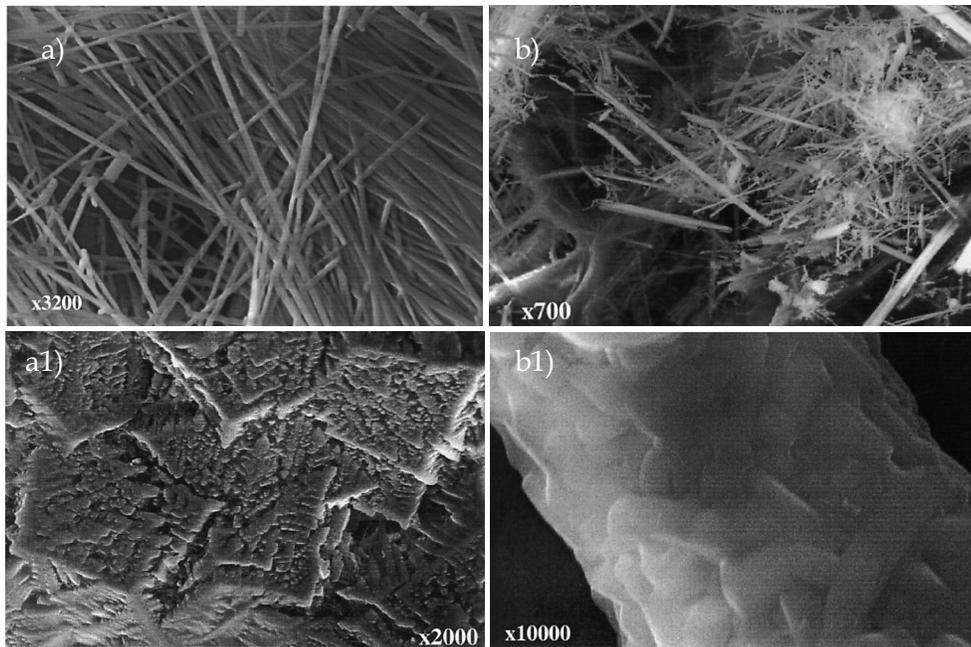
- Tratamentos térmicos
- Tratamentos químicos ou mecânico-químicos
- Tratamentos com recurso a micro-ondas (amianto friável)

Gualtieri & Tartaglia (2000) referem que a utilização de temperaturas entre 1000 a 1250 °C permite inertizar o amianto friável, como também resíduos de cimento com amianto, por formação de novas fases cristalinas não tóxicas (Figura 4.9). As reacções da transformação das variedades crisólito (1) e tremolite (2) são apresentadas abaixo:



Os mesmos autores comprovaram que a utilização de uma percentagem de 5% em massa destes resíduos pode ser utilizada no fabrico de produtos porcelânicos, sem que haja alteração das suas propriedades. Estes autores apontam para que este tratamento possua um custo 10 vezes inferior ao custo de depósito em aterro.

É preciso ter presente que o comportamento dos resíduos de amianto quando expostos a uma fase de calcinação varia consoante o tipo de fibra utilizado (Tabela 4.8).



**Figura 4.9:** Microestrutura de fibras de amianto antes e depois de submetidas a um tratamento térmico: a) e a1) fibras puras da variedade tremolite; b) e b1) cimento com fibras de crisólito (Gualtieri & Tartaglia, 2000)

**Tabela 4.8:** Temperatura de decomposição de fibras de amianto em °C (Leonelli *et al.*, 2006)

Tipo de fibra					
Crisólito	Crocidolite	Amosite	Antofilite	Tremolite	Actinolite
450-700	400 - 600	600-800	600-850	950-1040	620-960

Gualtieri *et al.* (2008) referem ter conseguido baixar a temperatura de inertização de resíduos de cimento com fibras de crisólito, mediante a utilização de um vidro de baixa fusão.

Gualtieri *et al.* (2008a) confirmam a inertização de resíduos de cimento com fibras de crisólito e a possibilidade de incorporação entre 3 % a 5% de resíduos inertizados em produtos porcelânicos. Estes autores salientam a viabilidade económica do processo, devido ao facto das taxas de deposição de resíduos perigosos serem muito elevadas, entre 120-130euros/ton.

Dellisanti *et al.* (2009) fazem referência a uma instalação piloto para inertização de resíduos contendo fibras de amianto através do método da vitrificação de Joule, no qual uma corrente de elevada intensidade (130 A)

consegue obter a fusão dos resíduos a 1500 °C, sendo que estes são depois arrefecidos bruscamente.

Plescia *et al.* (2003) descrevem resultados relativos à inertização de resíduos de amianto obtidos através de um tratamento mecânico-químico o qual consegue alterar a morfologia das fibras minerais através da sua moagem, tornando-as não tóxicas.

Para inertizar fibras de amianto em estado friável, Takahashi *et al.* (2009) referem ter utilizado uma temperatura de 175 °C durante 24h e uma solução de NaOH (14M). Já Anastasia *et al.* (2010) utilizaram temperaturas entre 300-700 °C e pressões entre 1,75-5,8 MPa com utilização de ácido acético, para transformar as fibras de crisólito numa variedade não tóxica,

Outros autores conseguiram inertizar resíduos de amianto em estado friável, utilizando um tratamento à base de micro-ondas. A acção destas permite transformar a estrutura fibrosa dos resíduos em blocos de óxido de magnésio (Leonelli *et al.*, 2006; Boccaccini *et al.*, 2007).

#### 4.5.2.3 Reciclagem de Resíduos de Betão com Processos Térmicos

Actualmente a reciclagem dos resíduos de betão é levada a cabo recorrendo a diversas operações de fragmentação (britagem, granulação ou moagem). Para esse efeito são utilizados equipamentos mecânicos (britadeiras de maxilas ou giratórias, moinhos de martelos), que procedem à redução das dimensões dos referidos resíduos.

Ainda que se faça uma triagem permitindo a separação dos resíduos em termos das fracções discriminadas na secção 5.3.1 (Tabela 5.7), respectivamente de resíduos de argamassas e betões (Rc), resíduos de agregados não ligados e agregados com ligantes hidráulicos (Ru) e resíduos de alvenaria de tijolo (Rb), tal facto não impede que não se consigam separar os agregados do ligante hidráulico. E este facto vai condicionar o desempenho dos betões produzidos com estes agregados, questão esta que será analisada no capítulo 5.

Além disso e admitindo que as centrais de reciclagem irão receber e processar RCD provenientes de inúmeras fontes esse facto irá aumentar o grau de variabilidade dos agregados reciclados, aumentando o grau de dispersão da qualidade do betão produzido com esses agregados.

Também não é de excluir a hipótese dos agregados reciclados terem sido produzidos a partir de betões onde se geraram reacções álcali-silica, sendo assim eles próprios uma fonte de contaminação. Shehata *et al.* (2010)

analisaram betões contendo agregados reciclados provenientes de betões onde se registou a ocorrência de reacção álcalis-sílica, confirmando a ocorrência de expansões significativas nos novos betões.

E se é verdade que os agregados reciclados devem ser avaliados quanto à sua reactividade relativamente à reacção álcalis-sílica de acordo com a especificação LNEC E 467:2006 (ver secção 5.3.1), não é menos verdade que mesmo que se venha a confirmar a não reactividade de alguns lotes, isso constitua só por si uma garantia de segurança absoluta dos mesmos.

Nessa sequência alguns autores (Shima *et al.*, 2005) estudaram a hipótese de submeter os resíduos de betão a um tratamento térmico de forma a conseguir uma separação total entre os agregados e o cimento. Para o efeito comprovaram que a utilização de um tratamento térmico entre 300 °C a 500 °C permite a obtenção de agregados com características idênticas às dos agregados originais. A subida de temperatura provoca a evaporação da água de hidratação tornando o ligante bastante frágil, a que se segue a utilização de energia mecânica para facilitar a separação entre o agregado e o ligante.

Mulder *et al.* (2007) utilizaram um processo idêntico para separar os agregados do ligante mas referem que é necessária uma temperatura de 700 °C para se obterem agregados totalmente isentos de ligante.

## 4.6 Conclusões Gerais

A gestão dos RCD em Portugal teve o seu início de forma efectiva somente a partir de 2008 com a publicação do Decreto-Lei N°46/2008 de 12 de Março, contudo e decorridos que estão já dois anos desde dessa data, a situação está ainda longe de estar consolidada e parece até que este é ainda um assunto novo a avaliar pelas recentes respostas dos agentes do sector quando questionados a esse propósito. Não será por isso de admirar que por todo o país ainda continue a haver muitos depósitos ilegais de RCD com todas as consequências que daí decorrem, quer em termos ambientais quer mesmo em termos turísticos. Como é fácil de perceber, quanto mais tarde os PPG passarem também a abranger as obras particulares, mais tempo levará a que todo o processo se torne global. Comparando o caso de Portugal com o caso da Alemanha, que em 1992 já possuía regulamentação específica para o sector dos RCD, é caso para dizer que o nosso país leva neste campo um atraso considerável, o que obriga a uma dinâmica de actuação que possa compensar o referido atraso. É aliás a ausência na legislação Portuguesa de limites mínimos de reciclagem que se constitui como um obstáculo à adopção das melhores práticas de gestão de RCD porquanto o melhor

desempenho ambiental que lhes está associado não se repercute em vantagens económicas que possam constituir um incentivo à reciclagem destes resíduos. Algo que se espera que mude rapidamente por via dos limites recentemente aprovados no âmbito da Directiva N<sup>o</sup> 2008/98/CE. Particularmente apelativo é o estudo do EPA (2002) que refere que a reciclagem de resíduos permite criar 6 vezes mais postos de trabalho que a sua deposição em aterro. Os autores do presente livro estão convictos que grande parte do sucesso relativamente à gestão dos RCD passará impreterivelmente pela demonstração das vantagens económicas dos mesmos, nomeadamente em termos de investigações que confirmem o potencial de certos RCD para serem valorizados, como por exemplo as que foram descritas no presente capítulo sobre a valorização de um resíduo perigoso (o amianto) cujo o único destino até à bem pouco tempo seria o da deposição em aterro.

## Referências

- ALGARVIO, D. (2009) *Reciclagem de resíduos de construção e demolição: Contribuição para controlo do processo*. Dissertação de Mestrado, FCT/UNL, Lisboa.
- ANASTASIADOUA, K.; AXIOTIS, D.; GIDARAKOS, E. (2010) *Hydrothermal conversion of chrysotile asbestos using near supercritical conditions*. Journal of Hazardous Materials, Vol.179, pp.926-932.
- BORDERES, A. (2000) *Vitrification of the incineration residues*. Revue Verre Vol.6, pp.1-2.
- BOCCACCINI, D.; LEONELLI, C.; RIVASI, M.; ROMAGNOLI, M.; VERONESI, P.; PELLACANI, G.; BOCCACCINI, A. (2007) *Recycling of microwave inertised asbestos containing waste in refractory materials*. Journal of the European Ceramic Society, Vol.27, pp.1855-1858.
- BOHNE, R.; BERGSDAL, H.; BRATTEBO, H. (2005) *Dynamic eco-efficiency modeling for recycling or C&D waste*. Norwegian University of Science and Technology- Industrial Ecology Programme.
- BRITO, J (2006) *A reciclagem de resíduos de construção e demolição*. Workshop “ A reciclagem na casa do futuro”. AveiroDomus.
- CHAVES, R. (2009) *Avaliação da implementação do plano de prevenção e gestão de resíduos de construção e demolição*. Dissertação de Mestrado FCT/UNL, Lisboa.
- CHINI, A. (2005) *Deconstruction and materials reuse – An international overview*. CIB Report TG 39, Publication 300, Rotterdam, The Netherlands.
- COELHO, A.; BRITO, J. (2007) *Construction and demolition waste management in Portugal*. International Congress Sustainable Construction, Materials and Practices - Challenge of the Industry for the New Millennium: Edited by Luis Bragança, Manuel Pinheiro, Said Jalali, Ricardo Mateus, Rogério Amoêda, Manuel Correia Guedes, ISBN 978-1-58603-785-7, Portugal SB07, Lisboa
- DELLISANTI, F.; ROSSI, P.; VALDRÉ, G. (2009) *Remediation of asbestos containing materials by Joule heating vitrification performed in a pre-pilot apparatus*. International Journal of Mineral Processing, Vol.91, pp.61-67.
- DEMICH, J. (2008) *Gypsum case study: Recycling gypsum construction and demolition waste. The german model*. Eurogypsum XVII Congress, Brussels.
- DOWNEY, A.; TIMMONS, D. (2005) *Study into the applicability of thermochemical conversion technology to legacy asbestos wastes in the UK*. WM’05 Conference, Tucson, USA.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA (2002) *Resource conservation challenge: Campaigning against waste*, EPA 530-F-02-033.

- GUALTIERI, A.; TARTAGLIA, A. (2000) *Thermal decomposition of asbestos and recycling in traditional ceramics*. Journal of the European Ceramic Society, Vol.20, pp.1409-1418.
- GUALTIERI, A.; GUALTIERI, M.; TONELLI, M. (2008) *In situ ESEM study of the thermal decomposition of chrysotile asbestos in view of safe recycling of the transformation product*. Journal of Hazardous Materials, Vol.156, pp.260-266.
- GUALTIERI, A.; CAVENATI, C.; ZANATTO, I.; MELONI, M.; ELMI, G.; GUALTIERI, M. (2008a) *The transformation sequence of cement-asbestos slates up to 1200 °C and safe recycling of the reaction product in stoneware tile mixtures*. Journal of Hazardous Materials, Vol.152, pp.563-570.
- INOVADOMUS (2007) *Produtos inovadores no domínio da habitação*. 3º Seminário de divulgação de resultados. Projecto Casa do Futuro, Aveiro Domus.
- LAGE, I.; ABELLA, F.; HERRERO, C.; ORDONEZ, J. (2010) *Estimation of the annual production and composition of C&D debris in Galicia (Spain)*. Waste Management, Vol.30, pp.636-645.
- LEONELLI, C.; VERONESI, P.; BOCCACCINI, D.; RIVASI, M.; BARBIERI, L.; ANDREOLA, F.; LANCELLOTTI, I.; RABITTI, D.; PELLACANI, G. (2006) *Microwave thermal inertisation of asbestos containing waste and its recycling in traditional ceramics*. Journal of Hazardous Materials, Vol.134, pp.149-155.
- LIPSMEIER, K.; GUNTHER, M. (2002) *WAMBUCO - Manual europeu de resíduos de construção de edifícios*. Institute for Waste Management and Contaminated Sites Treatment of Dresden University of Technology.
- LNEC E471 (2006) *Guia para a utilização de agregados reciclados grossos em betões de ligantes hidráulicos*. MOPTC, Lisboa.
- LNEC E472 (2006) *Guia para a reciclagem de misturas betuminosas a quente em central*. MOPTC, Lisboa.
- LNEC E473 (2006) *Guia para a utilização de agregados reciclados em camadas não ligadas de pavimentos*. MOPTC, Lisboa.
- LNEC E474 (2006) *Guia para a utilização de resíduos de construção e demolição em camada de leito de infra-estruturas de transporte*. MOPTC, Lisboa.
- LOURENÇO, C. (2007) *Optimização de sistemas de demolição selectiva*. Tese de Mestrado, IST/UTL, Lisboa.
- KATZ, A.; BAUM, H. (2010) *A novel methodology to estimate the evolution of construction waste in construction sites*. Waste Management (in press)
- KIBERT, C. (2005) *Sustainable construction: green building design and delivery*. ISBN-10: 0471661139 Wiley.
- KAWANO, H. (2003) *The state of using by-products in concrete in Japan and outline of JIS/TR on recycled concrete using recycled aggregate*, Proceedings of the 1st FIB Congress on recycling, pp. 245-253.
- KOFOWOROLA, O.; GHEEWALA, S. (2009) *Estimation of construction waste generation and management in Thailand*. Waste Management, Vol.29, pp.731-738.
- MARIANO, L. (2008) *Gerenciamento de resíduos da construção civil com reaproveitamento estrutural: Estudo de caso de uma obra com 4000m<sup>2</sup>*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- MONTEIRO, J.; FIGUEIREDO, C.; MAGALHÃES, A.; MELO, M.; BRITO, A.; BRITO, J.; ALMEIDA, T.; MANSUR, G. (2001) *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. IBAM, Rio de Janeiro.
- MULDER, E.; DE JONG, T.; FEENSTRA, L. (2007) *Closed cycle construction: An integrated process for the separation and reuse of C&D waste*. Waste Management, Vol.27, pp.1408-1415.
- PASCUAL, M.; CLADERA, A. (2004) *Demolition waste management in Majorca: the particular case of an Island*. In Proceedings of the International RILEM Conference on the Use of Recycled Materials in Buildings Structures, ISBN 2-912143-52-7, Barcelona, Espana.
- PLESCIA, P.; GIZZI, D.; BENEDETTI, S.; CAMILUCCI, L.; FANIZZA, C.; DE SIMONE, P.; PAGLIETTI, F. (2003) *Mechanochemical treatment to recycling asbestos-containing waste*. Waste Management, Vol.23, pp.209-218.
- SANTOS, A.; DE BRITO, J. (2007) *Building deconstruction in Portugal: a case study*. International Congress Sustainable Construction, Materials and Practices - Challenge of the Industry for the

- New Millennium: Edited by Luis Bragança, Manuel Pinheiro, Said Jalali, Ricardo Mateus, Rogério Amoêda, Manuel Correia Guedes, ISBN 978-1-58603-785-7, Portugal SB07, Lisboa
- SANTOS, A.; DE BRITO, J. (2009) *Desconstrução, um complemento à reabilitação. Medidas de promoção de recolha e reutilização de materiais, elementos e componentes das construções*. PATORREB 2009, 3º Encontro Sobre Patologia e Reabilitação de Edifícios, Porto.
- SOLIS-GUZMAN, J.; MARRERO, M.; MONTES-DELGADO, M.; RAMIREZ-DE-ARELLANO, A. (2009) *A Spanish model for quantification and management of construction waste*. Waste Management, Vol.29, pp.2542-2548.
- SHEHATA, M.; CHRISTIDIS, C.; MIKHAIEL, W.; ROGERS, C.; LACHEMI, M. (2010) *Reactivity of reclaimed concrete aggregate produced from concrete affected by alkali-silica reaction*. Cement and Concrete Research, Vol.40, pp.575-582.
- SHIMA, H.; TATEYASHIKI, H.; MATSUHASHI, R.; YOSHIDA, Y. (2005) *An advanced concrete recycling technology and its applicability assessment through input-output analysis*. Journal of Advanced Concrete Technology, Vol.3, pp.53-67.
- TAM, V. (2008) *On the effectiveness in implementing a waste-management-plan method in construction*. Waste Management, Vol. 28, pp.1072-1080.
- TAM, V. (2009) *Comparing the implementation of concrete recycling in the Australian and Japanese construction sites*. Journal of Cleaner Production, Vol.17, pp.688-702.
- TAKAHASHI, S.; ITO, H.; ASAI, M. (2009) *Transformation of asbestos into harmless waste and recycle to zeolite by hydrothermal technique*. Journal of Society Materials Science, Japan, Vol.58, pp.499-504.
- TIRUTA-BARNA, L.; BENETTO, E.; PERRODIN, Y. (2007) *Environmental impact and risk assessment of mineral wastes reuse strategies: Review and critical analysis of approaches and applications*. Resources, Conservation and Recycling, Vol.50, pp.351-379.
- THORMARK, C. (2007) *Motives for design for disassembly in building construction*. International Congress Sustainable Construction, Materials and Practices - Challenge of the Industry for the New Millennium: Edited by Luis Bragança, Manuel Pinheiro, Said Jalali, Ricardo Mateus, Rogério Amoêda, Manuel Correia Guedes, ISBN 978-1-58603-785-7, Portugal SB07, Lisboa
- TOZZI, R. (2006) *Caracterização, avaliação e gerenciamento da geração de resíduos da construção civil (RCC)*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- VANDERLEY, J.; CINCOTTO, M.A. (2004) *Alternativas de gestão de resíduos de gesso*. Departamento de Engenharia de Construção Civil, Universidade de S. Paulo Escola Politécnica.
- WEISLEDER, S.; NASSERI, D. (2006) *Construction and demolition waste management in Germany*. ZEBAU, GmbH, Hamburg, Germany.

# 5

## **Agregados, Ligantes e Betões**

**5.1 Enquadramento**

**5.2 Betões Contendo Resíduos Pozolânicos ou Hidráulicos**

**5.3 Betões com Agregados Reciclados e Outros Resíduos**

**5.4 Betões com Capacidade Sensora**

**5.5 Gessos Sintéticos**

**5.6 Ligantes Obtidos por Activação Alcalina**

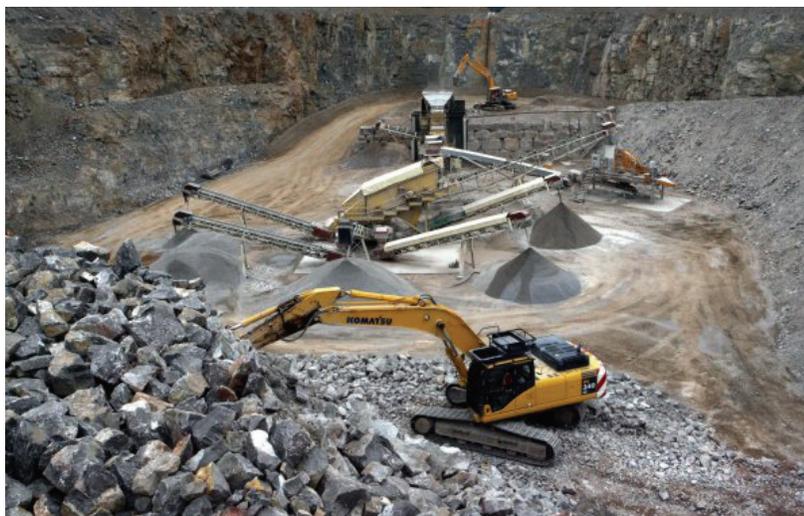
**5.7 Conclusões Gerais**

**5.8 Referências**

## 5.1 Enquadramento

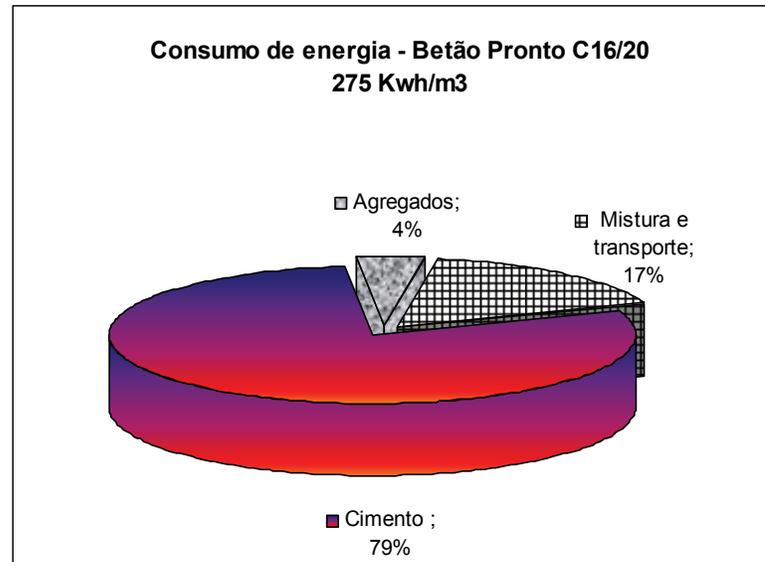
A temática dos agregados, ligantes e betões representa no contexto da indústria da construção tradicional a parte mais substancial relativa ao consumo de materiais e consequentemente dos elevados impactos ambientais que lhe estão associados, quer por via da extracção de recursos não renováveis, do consumo de energia e ainda de emissões de gases responsáveis por efeito de estufa (GEE). Os agregados constituem o recurso mineral mais consumido no Planeta Terra, sendo que um apartamento consome aproximadamente 150 toneladas de agregados, 1km de estrada cerca de 10.000 toneladas e 1km de auto-estrada cerca de 30.000 toneladas (Rosário, 1994). A nível mundial o consumo de agregados representa aproximadamente 20.000 milhões de toneladas/ano, sendo esperado que a procura deste recurso cresça a uma taxa anual de 4,7% (Bleischwitz & Bahn-Walkowiak, 2006; Bleischwitz & Bahn-Walkowiak, 2007).

Em Portugal o consumo de agregados ronda os 80 milhões de toneladas/ano, contudo e dada a incidência do custo de transporte no custo dos mesmos o que implica que cada tonelada duplique de valor para cada 50km (Antão, 1994), tal leva a que as pedreiras de extracção de agregados se encontrem distribuídas “quase como cogumelos” por todo o território nacional com todos os prejuízos ambientais que daí decorrem. Aliás a recente entrada em vigor do Decreto-Lei N<sup>o</sup> 10/2010 de 4 de Fevereiro, relativo á gestão dos resíduos dos depósitos minerais irá decerto contribuir para alterar este panorama. Incluem-se nos referidos prejuízos ambientais não só os relativos à extracção de recursos não renováveis e aos consumos de energia necessários para o efeito, mas também os relativos à destruição da biodiversidade existente nos locais de extracção de agregados (Figura 5.1).



*Figura 5.1: Destruição de biodiversidade para produção de agregados*

Uma análise relativa à desagregação do consumo de energia no fabrico de betão permite perceber que é o cimento Portland o grande responsável pelo baixo desempenho ambiental do betão (Figura 5.2).



*Figura 5.2: Desagregação do consumo de energia na produção de betão pronto*

O cimento Portland, material ligante por excelência da indústria da construção, não só está associado a elevados impactos ambientais por via da extracção de matérias-primas não renováveis (calcários e argilas), utilizadas no seu fabrico mas fundamentalmente em termos de emissões de carbono já que durante a sua produção ocorrem emissões de CO<sub>2</sub> através da descarbonização do calcário (CaCO<sub>3</sub>), de acordo com a reacção abaixo (Gartner, 2004):



Para cada tonelada de clínquer vão assim libertar-se para a atmosfera 579 kg de CO<sub>2</sub> de origem química e isto independentemente da eficiência do processo utilizado. A este valor é ainda necessário somar aproximadamente 390 kg de CO<sub>2</sub> devidos à utilização de combustíveis fósseis consumidos durante a produção do clínquer. A parcela de energia referente ao processo de clinquerização tem diminuído ao longo dos últimos 50 anos de forma progressiva e muito substancial não parecendo no entanto possível conseguir baixar do actual nível de consumo de energia que já quase corresponde ao mínimo teórico que varia entre 2.000 a 3.000 kJ/kg de clínquer (Figura 5.3).

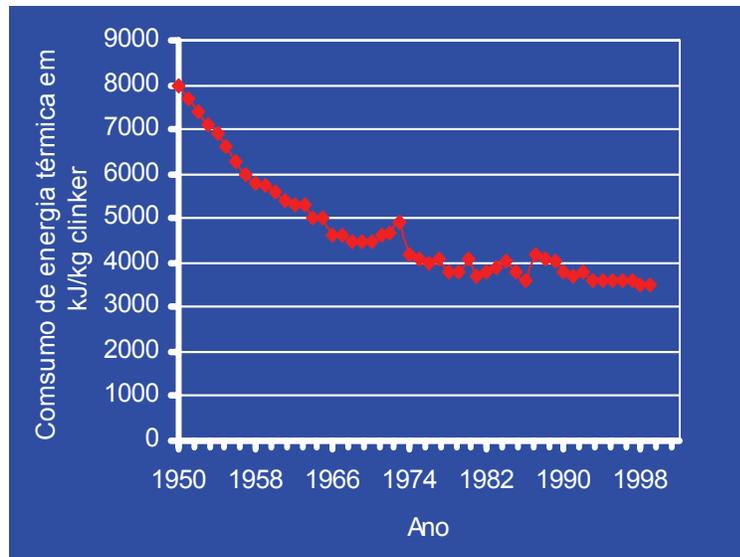


Figura 5.3: Consumo de energia na produção de clínquer de cimento

A nível mundial a produção de cimento Portland embora somente de 1200 milhões de toneladas anuais no início do Séc. XX, é já de 2.600 milhões de toneladas/ano, sendo que as projecções apontam para que este valor possa duplicar nos próximos 40 anos (Fig.5.4).

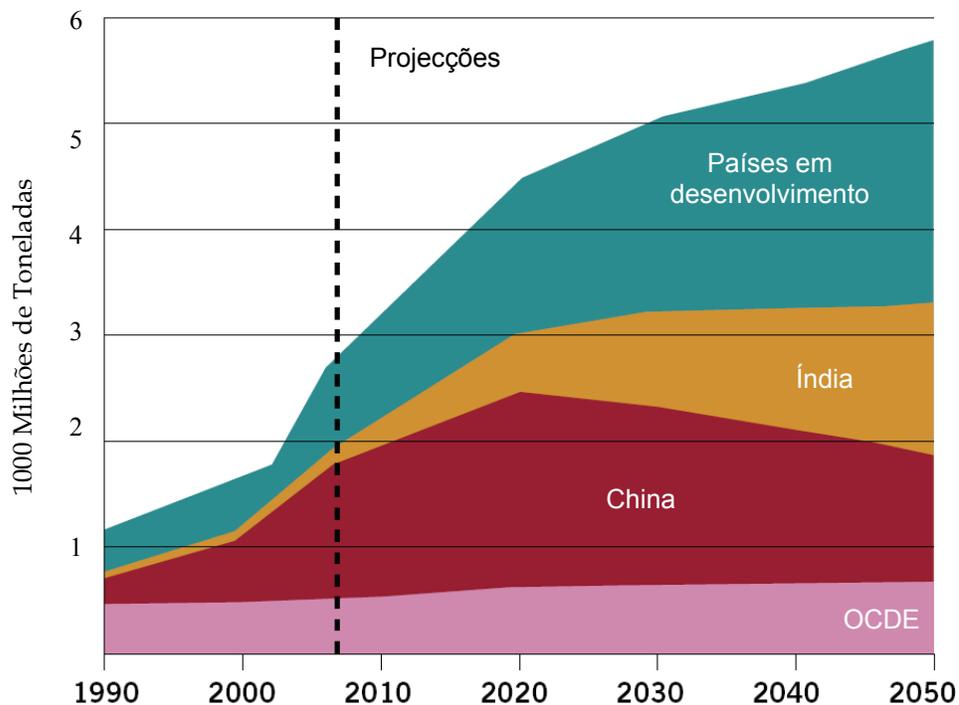


Figura 5.4: Previsão do consumo de cimento Portland (Taylor et al., 2006)

Este facto contribui para agravar de forma substancial os impactos ambientais que estão associados ao fabrico deste material. Neste contexto, a substituição de cimento Portland ainda que parcial por resíduos reactivos ou a substituição de agregados naturais por agregados provenientes de resíduos de outras indústrias, assume um papel fundamental na sustentabilidade dos materiais de construção (Meyer, 2009).

O elevado volume de recursos minerais necessário para satisfazer quer o consumo de agregados, quer o consumo de cimento Portland, representam assim uma oportunidade extraordinária para o reaproveitamento de resíduos de outras indústrias.

Pelas suas características e pelo seu volume merecem destaque em termos de potencial de reaproveitamento, as cinzas provenientes da incineração de resíduos sólidos urbanos-RSU (10.000 milhões de toneladas/ano), os RCD e os resíduos de minas e pedreiras (Tabela 5.1).

**Tabela 5.1:** Produção e reaproveitamento de alguns resíduos na Europa (Titura-Barna *et al.*, 2007)

Resíduo	Produção (Mt/ano)	Reaproveitamento anual (%)
Cinzas de RSU	10.578	46%
RCD	420	0-90% (consoante o país)
Resíduos minerais	400	-

E se é verdade que o reaproveitamento das cinzas de RSU pelo seu conteúdo em substâncias tóxicas e metais pesados coloca questões relativas à efectividade da sua imobilização (Titura-Barna *et al.*, 2007), já o mesmo não sucede relativamente aos RCD e aos resíduos de minas e pedreiras.

Os RCD representam 34% dos resíduos totais gerados anualmente no Espaço Europeu (excluindo as cinzas de RSU), sendo que alguns países como Alemanha, Dinamarca e Holanda, apresentam taxas de reciclagem dos mesmos que chegam a quase 90% (EDG, 2004). Já os resíduos de minas e pedreiras representam 27% dos resíduos produzidos em cada ano a nível Europeu contudo estima-se que os resíduos desta categoria já depositados, ascendam a aproximadamente 6.000 milhões de toneladas (BRGM,2001).

Em Portugal os resíduos de origem mineral constituem a maioria dos resíduos produzidos (Figura 5.5), representando aproximadamente 30 milhões de toneladas. Estes resíduos padecem além disso da desvantagem de estarem depositados em aterros por todo o território nacional o que faz com que se constituam como um entrave à preservação da biodiversidade.

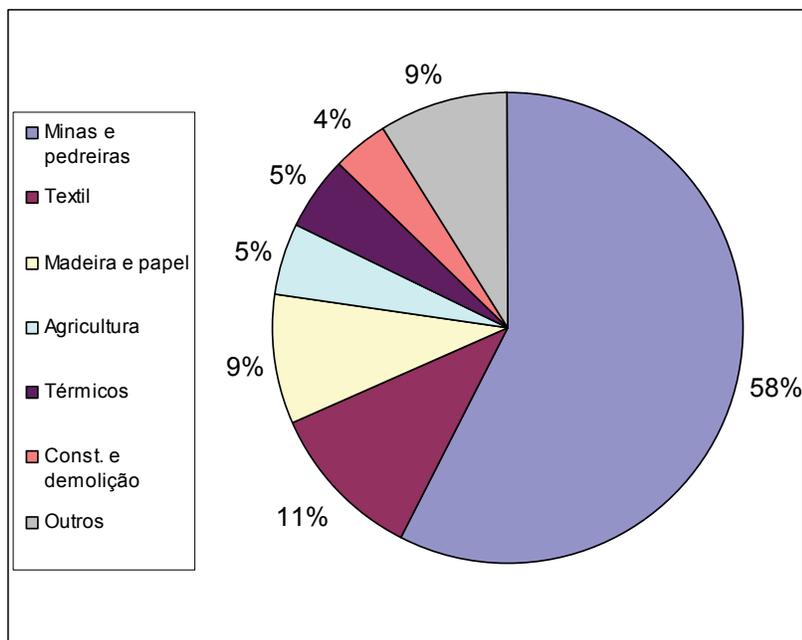


Figura 5.5: Tipologia dos resíduos industriais (Torgal et al., 2005)

Na Figura 5.6 é possível constatar que as zonas de maior concentração de biodiversidade em Portugal coincidem com locais onde actualmente se levam a cabo actividades de extracção e depósito de resíduos de minas e pedreiras.

Este facto é especialmente grave para Portugal, pois que nele o ritmo de extinção de espécies é muito superior à média paleontológica. A União Mundial para a Conservação refere cerca de 140 espécies ameaçadas em Portugal, sendo o país europeu com o maior número de espécies nesta situação (Fernandes et al., 2004).

Para inverter esta tendência torna-se necessário afectar uma parte significativa do nosso território a zonas de protecção. Em Portugal as áreas protegidas representam 7,2% do território nacional. A proposta para os sítios Natura 2000 aumenta em 14,1% a área afecta à conservação (para mais informações ver secção 1.3). Alguns investigadores acham no entanto que a área necessária para se reduzir de forma significativa o ritmo actual de extinção oscila entre 50-70% dos territórios nacionais. Atendendo a que mais de 75% do território português está englobado em apenas 1,4% do planeta, necessário para conservar 44% das plantas vasculares e 35% dos vertebrados a nível mundial (Myers et al., 2000), estima-se que sejam necessários 77% do nosso território para que as espécies consideradas persistam com um grau de probabilidade de 90%, mesmo descontando uma margem de erro que decorre dos métodos, da escala e da qualidade dos dados. Essa área

representaria 10 vezes a área protegida actual e seria 4 vezes superior ao somatório das áreas protegidas com a Rede Natura 2000.

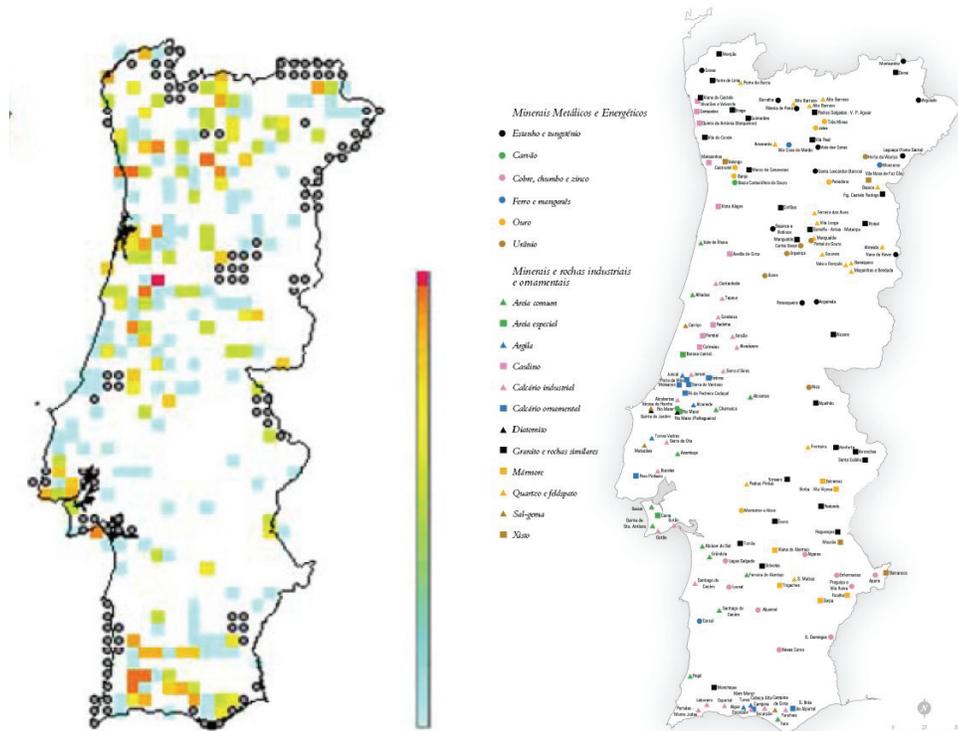


Figura 5.6: Mapa de Portugal: À esquerda zonas de maior concentração de biodiversidade. À direita locais de exploração de minas e pedreiras

O reaproveitamento dos resíduos de minas e pedreiras em betões com a consequente redução das áreas ocupadas por este tipo de resíduos, poderá assim constituir um importante contributo para a sustentabilidade destes materiais (Yellishetty *et al.*, 2008).

O presente capítulo contém assim informações relacionadas com a sustentabilidade dos betões e de materiais ligantes. São abordados os casos de betões com agregados reciclados e outros resíduos, quer numa perspectiva de reaproveitamento de resíduos, quer também da redução do consumo de agregados naturais e também o caso da utilização de resíduos reactivos como forma de redução do consumo de cimento Portland. É feita uma análise do estado da arte relativamente aos betões com capacidade sensora. É ainda feita uma abordagem ao caso dos gessos sintéticos, como forma de reduzir a exploração de pedra de gesso e finalmente são tecidas considerações sobre uma nova família de ligantes mais sustentáveis, os ligantes obtidos por activação alcalina.

## 5.2 Betões contendo Resíduos Pozolânicos ou Hidráulicos

Atendendo a que a produção de clínquer de cimento Portland é a primeira causa responsável pelo fraco desempenho ambiental do ligante fabricado a partir daquele, resulta daqui que os betões contendo cimentos com baixo teor de clínquer ou aqueles onde haja substituição parcial de cimento Portland por materiais com características pozolânicas ou hidráulicas, constituem uma opção ambientalmente mais sustentável (Metha, 2001; Roscovic & Bjegovic, 2005).

As pozolanas naturais são provenientes de magmas geralmente ácidos (ricos em sílica), que solidificaram rapidamente e ficaram no estado amorfo ou cripto-cristalino. Já as pozolanas artificiais (argilas de qualquer tipo depois de sujeitas a temperaturas suficientes para a sua desidroxilação, mas inferiores ao início de recristalização (Al-Rawas *et al.*, 1998), são obtidas pela criação de uma instabilidade interna à custa da saída de iões OH<sup>-</sup> da rede cristalina dos minerais argilosos. Nas pozolanas obtidas a partir de subprodutos industriais como as cinzas volantes sucede um processo semelhante ao da reactividade das argilas, visto que na sua constituição possuem também materiais siliciosos e aluminosos (Agarwal, 2006).

A utilização de resíduos ou subprodutos pozolânicos na execução de argamassas com características hidráulicas remonta há alguns milhares de anos atrás. A erupção do vulcão Thera em 1500 A.C., que destruiu parte da ilha Santorini foi responsável pelo aparecimento de vastas quantidades de cinzas as quais foram utilizadas pela civilização grega na confecção de argamassas, que revelaram possuir propriedades hidráulicas.

A actividade vulcânica do Vesúvio cuja violenta erupção de 79 D.C., cobriu com um manto de cinzas entre 2 a 7 metros de espessura as cidades de Pompeia e Herculano, contribuiu com pozolanas naturais em abundância para o fabrico de argamassas romanas. Contudo os Romanos já conheciam a influência das pozolanas artificiais à base de cerâmica cozida (*testa e carbunculus*), no bom desempenho das argamassas, não estando por isso as suas obras condicionadas à abundância local de pozolanas naturais (Hazra & Krishnaswamy, 1987).

Com a descoberta do cimento Portland a utilização de argamassas à base de cal e pozolanas entrou em declínio, porquanto o novo ligante endurecia mais rapidamente permitindo o encurtamento dos prazos das obras e apresentando além disso desempenhos mecânicos muito superiores.

A reactividade pozolânica, isto é a capacidade de o material se combinar com o hidróxido de cálcio é uma propriedade bastante complexa e que está dependente da sílica e alumina não se apresentarem num elevado grau de cristalinidade (Gjorv, 1992; Liu, 1998). A reactividade está por isso ligada à sua estrutura interna, sendo tanto maior quanto menos cristalina for. Como a reacção ocorre entre a superfície da pozolana e o reagente, o estado da superfície vai condicionar o grau de reacção. Interessa por isso que a superfície do material que vai reagir com o hidróxido de sódio seja a maior possível, pelo que é usual a utilização de pozolanas com elevadas superfícies específicas. Coutinho (1988) refere valores mínimos de superfície específica de Blaine de 3000 cm<sup>2</sup>/g, sendo no entanto desejáveis valores entre 6000 a 10.000 cm<sup>2</sup>/g. Também Day & Shi (1994) referem a influência do aumento da superfície específica de Blaine entre 2500 e 5500 cm<sup>2</sup>/g no aumento da pozolanicidade sendo esta mais determinante em idades iniciais.

De acordo com a norma NP EN 197-1:2001 que rege os diversos tipos de cimentos, somente a classe CEM I respeita à utilização de uma percentagem de clínquer entre 95-100%, todas as outras prevêm a possibilidade de substituição parcial do clínquer por subprodutos de características pozolânicas (cinzas volantes, pozolanas naturais e artificiais), cimentícias (escórias), e também filler calcário em percentagens que vão quase até 95% para o caso do cimento de alto forno CEM III/C constituído basicamente por escórias de alto forno (Tabela 5.2).

**Tabela 5.2:** Tipos de cimentos (adaptado da norma NP EN 197-1:2001)

Tipos de cimentos principais	Constituintes
CEM I - Cimento Portland	Clínquer 95-100%
CEM II - Cimento Portland Composto	Clínquer >65%
CEM III - Cimento de alto forno	Clínquer + 35-95% de escórias de alto forno
CEM IV - Cimento pozolânico	45% Clínquer + 55% de sílica de fumo, pozolana ou cinzas volantes
CEM V - Cimento composto	>20% Clínquer + >18% escórias + pozolana e/ou cinzas volantes síliciosas

A norma relativa à utilização de pozolanas data de 1993, (NP 4220:1993-Pozolanas para betão. Definições, especificações e verificação da conformidade), estando a sua actualização a ser levada a cabo através da prEN 4220:2009-Pozolanas para betão. Definições, requisitos e verificação da conformidade. A referida norma incidirá somente sobre pozolanas naturais,

já que as cinzas volantes e as sílicas de fumo se encontram regulamentadas respectivamente pela NP EN 450-1e pela NP EN 13262-1.

As Tabelas 5.3 e 5.4 discriminam os requisitos químicos e físicos das pozolanas naturais. Na Tabela 5.4, merece especial interesse o índice de actividade das pozolanas que permite aferir de forma expedita se um determinado material ou resíduo possui potencialidades pozolânicas. Este índice que deve ser superior a 85% é obtido pelo quociente entre as resistências à compressão aos 28 dias de uma argamassa preparada com 75 % de cimento de referência e 25 % de pozolana em peso e as resistências de uma argamassa preparada apenas com o cimento de referência.

**Tabela 5.3:** Requisitos químicos das pozolanas naturais

Propriedade	Método de ensaio	Valor característico especificado
Perda ao fogo	NP EN 196-2	$\leq 7 \%$
Teor de cloretos		$\leq 0,10 \%$
Teor de trióxido de enxofre (SO <sub>3</sub> )	NP EN 196-2	$\leq 3,0 \%$
Teor total dos óxidos de silício (SiO <sub>2</sub> ), de alumínio (Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) e de ferro (Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )		$\geq 70,0 \%$
Teor de óxido de magnésio		$\leq 3,0 \%$
Teor de álcalis		$\leq 5,0 \%$
Pozolanicidade	NP EN 196-5	Satisfaz o ensaio
Teor de óxido de cálcio livre (CaO)	NP EN 451-1	$\leq 2,5 \%$
Teor de óxido de cálcio reactivo	NP EN 197-1*	$\leq 10,0 \%$
Teor de óxido de silício (SiO <sub>2</sub> ) reactivo	NP EN 197-1*	$\geq 25,0 \%$

**Tabela 5.4:** Requisitos físicos das pozolanas naturais

Propriedade	Método de ensaio	Valor característico especificado
Finura	NP EN 451-2	$\leq 40,0 \%$
Massa volúmica	NP EN 196-6	valor declarado $\pm 0,15 \text{ g/cm}^3$
Índice de actividade	NP EN 196-1	$\geq 85,0 \%$ aos 28 dias
Expansibilidade	NP EN 196-3	$\leq 10 \text{ mm}$
Tempo de início de presa	NP EN 196-3	$< (120 \text{ min} + \text{o tempo de início de presa com } 100 \% \text{ de cimento de referência})$

De um modo geral os aluminosilicatos reactivos da pozolana vão reagir com o hidróxido de cálcio, formando silicatos e aluminatos de cálcio. Os principais compostos observados são os seguintes (Papadakis *et al.*, 1992):

- Silicoaluminato bicálcico hidratado ( $2\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{SiO}_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ )
- Silicatos de cálcio hidratados (CSH)
- Aluminatos de cálcio hidratados

Segundo diversos autores a capacidade das pozolanas reagirem com o hidróxido de cálcio justifica actualmente a sua utilização no fabrico de betões, contribuindo para o aumento da sua resistência e da sua durabilidade (Malhotra, 1987; Ramachandran, 1992; Sabir & Wild, 2001).

Ao serem adicionadas ao betão as pozolanas vão reagir com a fase solúvel de Portlandite  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  que constitui 20-25% do volume de sólidos da pasta de cimento hidratada, originando novos compostos insolúveis de CSH e consumindo a fase de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  conhecida pela sua reduzida durabilidade (Wild & Khatib, 1997). Turanli *et al.* (2005) referem o consumo de quase 74% da fase de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  em pastas de cimento com 55% de metacaulino.

Outros autores (Oliveira *et al.*, 2005; Barbhuiya *et al.*, 2009) confirmam a elevada reactividade do metacaulino na presença do hidróxido de cálcio, referindo que esta pozolana é particularmente indicada para a produção de betões mais sustentáveis.

Já as cinzas volantes porquanto são pozolanas pouco reactivas, estão associados a fenómenos de hidratação lenta contribuindo muito pouco para o desenvolvimento da resistência de curto prazo dos betões (McCarthy & Dhir, 1999, 2004; Boukni *et al.*, 2009). Alguns autores (Roy, 1987; Neville, 1997) defendem que as cinzas com maior conteúdo de cálcio (classe C-ASTM), são mais reactivas do que aquelas que possuem menos cálcio (classe F), pelo que a análise do desempenho dos betões com cinzas, deverá atentar a esse aspecto.

Jiang *et al.* (2004) analisaram o desempenho de betões com volumes de substituição de 40% e 60% de cimento por cinzas volantes, confirmando as referidas perdas de resistência para idades iniciais. Os mesmos autores referem que para 118 dias de cura os betões com 40% de cinzas apresentam uma resistência superior aos betões sem cinzas.

Outros autores analisaram a substituição de cimento por cinzas provenientes da incineração de espécies vegetais confirmando importantes reduções da resistência de curto prazo dos betões (Elinwa & Mahmood, 2002; Elinwa & Ejeh, 2004; Akram *et al.*, 2009).

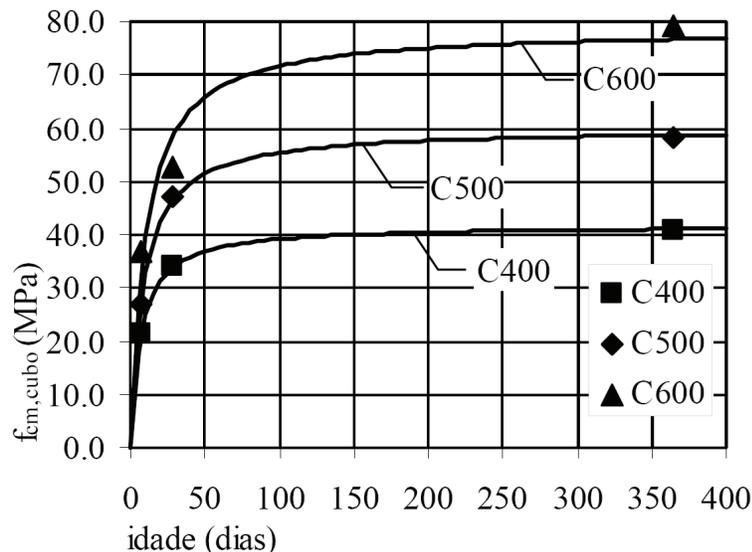
Em Portugal Rajama *et al.* (2008) referem que a substituição de 30% de cimento por cinzas volantes provenientes de centrais de biomassa pode provocar perdas de resistência aos 28 dias de quase 60%, aconselhando por isso a utilização de um volume não superior a 20%.

Contudo Camões (2002) já tinha comprovado que a incorporação de elevados volumes (até 60%) de cinzas volantes da classe F provenientes da central termo-eléctrica do Pego, permitia a obtenção de betões económicos de elevado desempenho (BED), tendo utilizado para efeito um cimento da classe Portland 42,5R e superplastificantes de 3ª geração, os quais permitem obter razões (A/L) abaixo de 0,30. A Tabela 5.5 apresenta a composição dos referidos betões:

**Tabela 5.5:** Composição e trabalhabilidade de BED com elevados volumes de cinzas volantes (Camões, 2002)

Composição	A/L	CEM 42,5R (kg/m <sup>3</sup> )	Cinzas (kg/m <sup>3</sup> )	Areia (D <sub>máx</sub> =2,38mm) (kg/m <sup>3</sup> )	Brita D=9,5mm (kg/m <sup>3</sup> )	Slump (mm)
C400	0,27	160	240	780	1170	185
C500	0,23	200	300	731	1097	175
C600	0,20	240	360	685	1027	195

Na Figura 5.7 é evidente a obtenção de resistências elevadas, mesmo aos 28 dias de cura para a composição com apenas 160kg de cimento, o que comprova a eficácia de reaproveitamento de resíduos pozolânicos inerente à utilização de superplastificantes de 3ª geração.



**Figura 5.7:** Resistência à compressão de BED segundo o tempo de cura (Camões, 2002)

Velosas & Cachim (2007, 2009) estudaram o desenvolvimento de “eco-betões” sem cimento Portland somente à base de cal hidráulica NHL5, com substituição de 20% de cal por resíduos pozolânicos provenientes da produção de argila expandida. Estes autores obtiveram betões com resistências à compressão aos 28 dias de cura, entre 5,6 MPa e 11,1 MPa. Os referidos autores salientam que as baixas resistências observadas se ficam a dever à elevada quantidade de água utilizada ( $A/L=0,45$ ), pelo que composições contendo superplastificantes e menores quantidades de água poderão atingir resistências bastante superiores.

Em investigações posteriores os mesmos autores (Cachim & Velosa, 2010), estudaram betões à base de cal hidráulica NHL5 e metacaulino ( $A/L=0,45$ ), referindo a obtenção de resistências à compressão aos 28 dias de cura, entre 5,6 MPa e 17,5 MPa. Segundo estes autores a resistência mecânica destes betões resulta de três reacções distintas, carbonatação, hidratação e reacção pozolânica.

Torgal & Jalali (2010) referem que o metacaulino sendo uma pozolana muito reactiva pode ser utilizada para compensar a baixa reactividade de curto prazo das cinzas volantes (Figura 5.8).

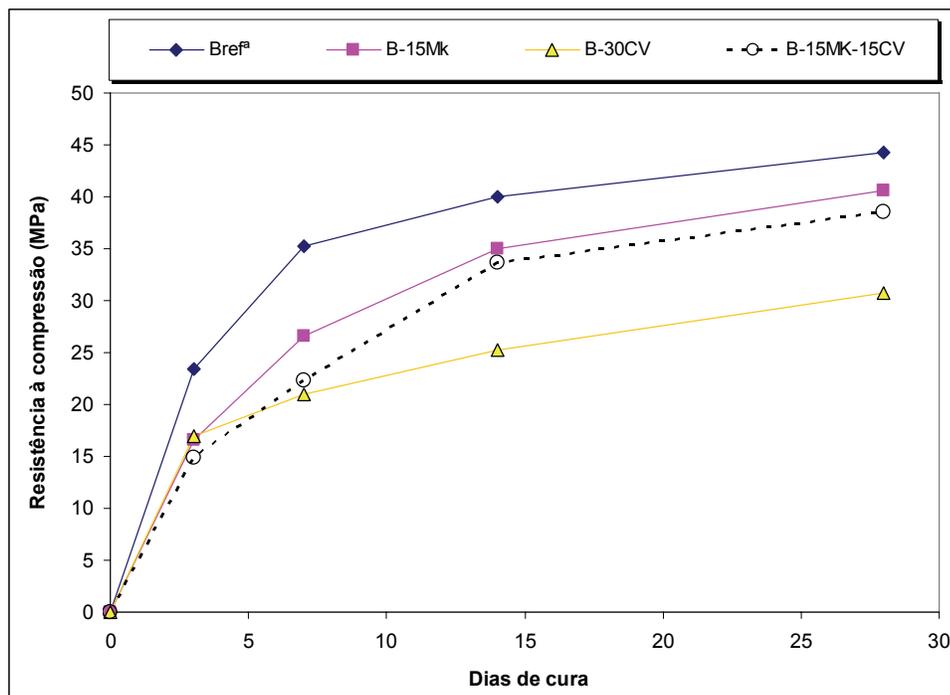
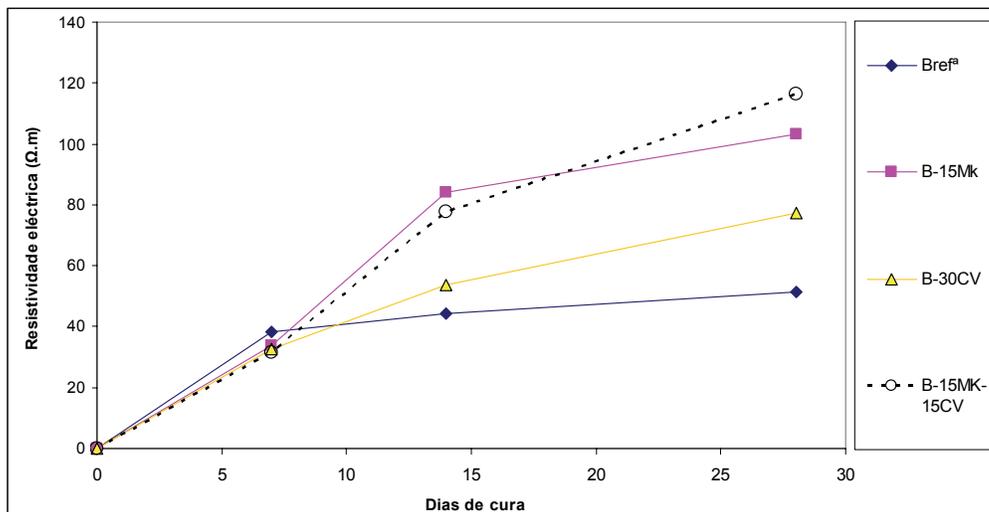


Figura 5.8: Resistência à compressão de betões com cinzas volantes (B-30CV), com metacaulino (B-15Mk) e com ambos (B-15Mk-15cv) (Torgal & Jalali, 2010)

Como se pode ver na Figura 5.8, o betão contendo 30% de cinzas volantes (B-30CV), apresenta o pior desempenho o que se explica pela baixa reactividade daquele aditivo. Esta composição apresenta uma perda de resistência à compressão de quase 40% relativamente à composição de referência, o que constitui um facto negativo de relevo para a indústria da construção. A composição com incorporação de 15% de metacaulino (B-15Mk), comprova que esta pozolana é muito reactiva na presença do hidróxido de cálcio. A composição contendo 15% de metacaulino e 15% de cinzas volantes apresenta uma resistência muito similar à da composição com 15% de metacaulino (B-15Mk) obtida no entanto com uma menor quantidade de cimento.

Já quando a comparação é feita relativamente à composição B-30CV as diferenças começam a notar-se a partir dos 7 dias de cura e são já muito apreciáveis desde os 14 dias de cura. Este comportamento comprova que a utilização de uma pequena quantidade de metacaulino, permite contrabalançar a fraca reactividade das cinzas volantes em termos da resistência de curto prazo.

Estes autores referem que Lagier & Curtis (2007) utilizaram sílica de fumo para compensar a baixa reactividade das cinzas volantes mas que em Portugal essa opção não é viável já que a sílica de fumo tem um custo dez vezes superior ao do cimento Portland. A durabilidade dos betões referidos, aferida em ensaio de resistividade eléctrica é apresentada na Figura 5.9. Os resultados da resistividade eléctrica são similares para todas as composições até aos 7 dias de cura. Para além desse tempo só as composições com aditivos evidenciam uma resistividade crescente com o tempo de cura.



*Figura 5.9: Resistividade eléctrica de betões com cinzas volantes (B-30CV), com metacaulino (B-15Mk) e com ambos (B-15Mk-15CV) (Torgal & Jalali, 2010)*

As duas composições contendo metacaulino apresentam um comportamento similar entre os 7 dias e os 14 dias de cura, o que significa que nesse período não deve haver reacção significativa das cinzas volantes da composição B-15Mk-15CV. A partir dos 14 dias de cura, a maior quantidade de cimento da composição B-15Mk é compensada pela sinergia entre as cinzas e o metacaulino da composição B-15Mk-15CV, o que faz com que tenha uma resistividade superior para os 28 dias de cura.

Esta última composição apresenta um baixo risco de corrosão, de acordo com o Comité Euro-Internacional du Beton - CEB 192 (Tabela 5.6) a partir da 3ª semana e a sua resistividade crescente leva a que tenha um risco muito baixo a curto prazo. O risco de corrosão para o betão de referência sem adições é sempre elevado. Como este parâmetro está associado ao início da corrosão das armaduras (Ferreira & Jalali, 2006; Ozkan & Gjorv, 2008), a utilização de betões com cinzas e metacaulino é uma boa opção para o seu impedimento.

**Tabela 5.6:** Risco de corrosão das armaduras de acordo com a resistividade do betão

Resistividade do betão ( $\Omega.m$ )	Risco de corrosão
<50	Muito elevada
50-100	Elevada
100-200	Baixa
>200	Muito baixa

Erdem & Kirca (2008) compararam o desempenho de betões de alta resistência à base de misturas binárias (cimento + sílica de fumo), com betões à base de misturas ternárias (cimento+ sílica de fumo +cinzas volantes) e (cimento+ sílica de fumo+escórias de alto forno), concluindo que os betões com misturas ligantes ternárias são mais efectivos que os betões contendo somente cimento e sílica de fumo. Estes autores referem ainda que nas misturas ternárias a presença de escórias de alto forno conduz a melhores resultados que as cinzas volantes da classe F, mas ainda assim menores quando a comparação é feita em relação às cinzas volantes da classe C.

Sousa et al. (2010) referem que as lamas de minas de tungsténio apresentam reactividade pozolânica após serem calcinadas a 950 °C durante 2h, condições térmicas essas que tinham aliás sido utilizadas pela primeira vez por outros autores (Torgal 2007a; Torgal et al., 2010).

Guneyisi & Gesoglu (2008) analisaram o desempenho de betões com elevados volumes de escórias de alto forno, até 80% (Figura 5.10).

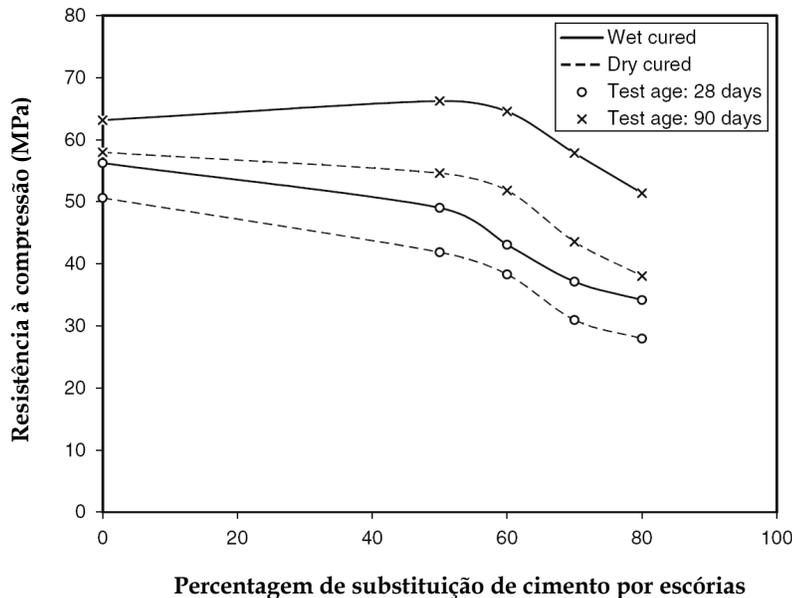


Figura 5.10: Influência da substituição de escórias na resistência à compressão de betões (Güneyisi & Gesoglu, 2008)

Os resultados obtidos revelam perdas de resistência à compressão, somente para volumes de substituição entre 60 e 80% com 90 dias de cura húmida. Se os betões tiverem no entanto sido curados durante 90 dias ao ar o seu desempenho é bastante diferente apresentando perdas de resistência proporcionais ao volume de substituição. Se a análise for feita para betões com apenas 28 dias, qualquer que seja a percentagem de substituição tal implica perdas de resistência independentemente do tipo de cura utilizado.

Gesoglu *et al.* (2009) estudaram betões auto-compactáveis contendo misturas ligantes binárias, ternárias e quaternárias, à base de sílica de fumo, cinzas volantes e escórias, referindo que as misturas ternárias à base de escórias e sílicas de fumo são as mais efectivas em termos da maximização da durabilidade.

## 5.3 Betões com Agregados Reciclados e Outros Resíduos

### 5.3.1 Betões de Ligantes Hidráulicos com Agregados Reciclados

Muito embora a utilização de agregados reciclados na execução de betões de ligantes hidráulicos seja uma técnica conhecida e praticada há quase 50 anos

(Malhotra, V., 1978; Hansen & Narud, 1983; Bairagi *et al.*, 1990; Yamasaki & Tatematsu, 1998; Buyle-Bodin & Hadjieva-Zaharieva, 2002), a sua regulamentação só muito recentemente chegou a Portugal.

A utilização de agregados reciclados, provenientes de resíduos de construção e demolição, encontra-se regulamentada em Portugal através da especificação LNEC E 471 de Setembro de 2006, a qual transpõe para a regulamentação técnica portuguesa a norma EN 12260:2002, que foi objecto de uma revisão em Junho de 2006. De acordo com a especificação LNEC E 471 (2006), os agregados reciclados provenientes dos RCD são agrupados em 3 classes de acordo com a Tabela 5.7.

**Tabela 5.7:** Classes dos agregados reciclados

Classe	Proporção dos constituintes (EN 12620:2002/prA1)					
	R <sub>C</sub> (%)	R <sub>C</sub> + R <sub>U</sub> (%)	R <sub>B</sub> (%)	R <sub>A</sub> (%)	FL <sub>S</sub> + FL <sub>NS</sub> <sup>(2)</sup> (%)	X + R <sub>G</sub> (%)
ARB1	≥ 90		≤ 10	≤ 5	≤ 1	≤ 0,2
ARB2	≥ 70		≤ 30	≤ 5	≤ 1	≤ 0,5
ARC <sup>(1)</sup>	≥ 90			≤ 10	≤ 1	≤ 1

em que:

- R<sub>C</sub> - betão, produtos de betão e argamassas
- R<sub>U</sub> - agregados não ligados, pedra natural e agregados tratados com ligantes hidráulicos
- R<sub>A</sub> - materiais betuminosos
- R<sub>B</sub> - elementos de alvenaria (tijolos, ladrilhos, telhas, etc)
- R<sub>G</sub> - vidro
- FL<sub>S</sub> - material pétreo flutuante
- FL<sub>NS</sub> - material pétreo não flutuante
- X - matérias indesejáveis

Relativamente aos agregados reciclados ARC estes só podem ser utilizados em betões de enchimento ou regularização sem qualquer função estrutural e em ambientes não agressivos. Já os agregados reciclados das classes ARB1 e ARB2 podem ser utilizados em elementos de betão simples e betão armado, sendo que para esta última utilização a percentagem máxima de incorporação é respectivamente de 25 e 20%, para cada uma das referidas classes (Tabela 5.8).

**Tabela 5.8:** Classes de resistência e classes de exposição ambiental permitidas

Classe de agregado reciclado	Classe de resistência	Percentagem de incorporação	Classe de exposição ambiental <sup>(1)</sup>
ARB1	C 40/50	25%	X0, XC1, XC2, XC3, XC4, XS1, XA1 <sup>(2)</sup>
ARB2	C 35/45	20%	

A referida especificação salienta que os agregados reciclados devem ser avaliados quanto à sua reactividade relativamente à reacção álcali-silica (RAS) de acordo com a especificação LNEC E 467:2006 (para mais informações sobre a RAS ver secção 9.2.1.2 e secção 9.3.1.1).

Também que os resíduos destinados à produção de agregados reciclados, terão que ser sujeitos a ensaios de lexiviação (para mais informações sobre ensaios de lexiviação ver secção 2.8), podendo somente ser utilizados para esse fim se os mesmos forem classificados como resíduos inertes.

Embora a especificação LNEC E 471 (2006) defina limites ao volume da utilização de agregados reciclados, permite contudo a utilização de quantidades superiores, desde que sejam realizados estudos específicos, que avaliem a influência destes agregados nas propriedades relevantes para a aplicação considerada.

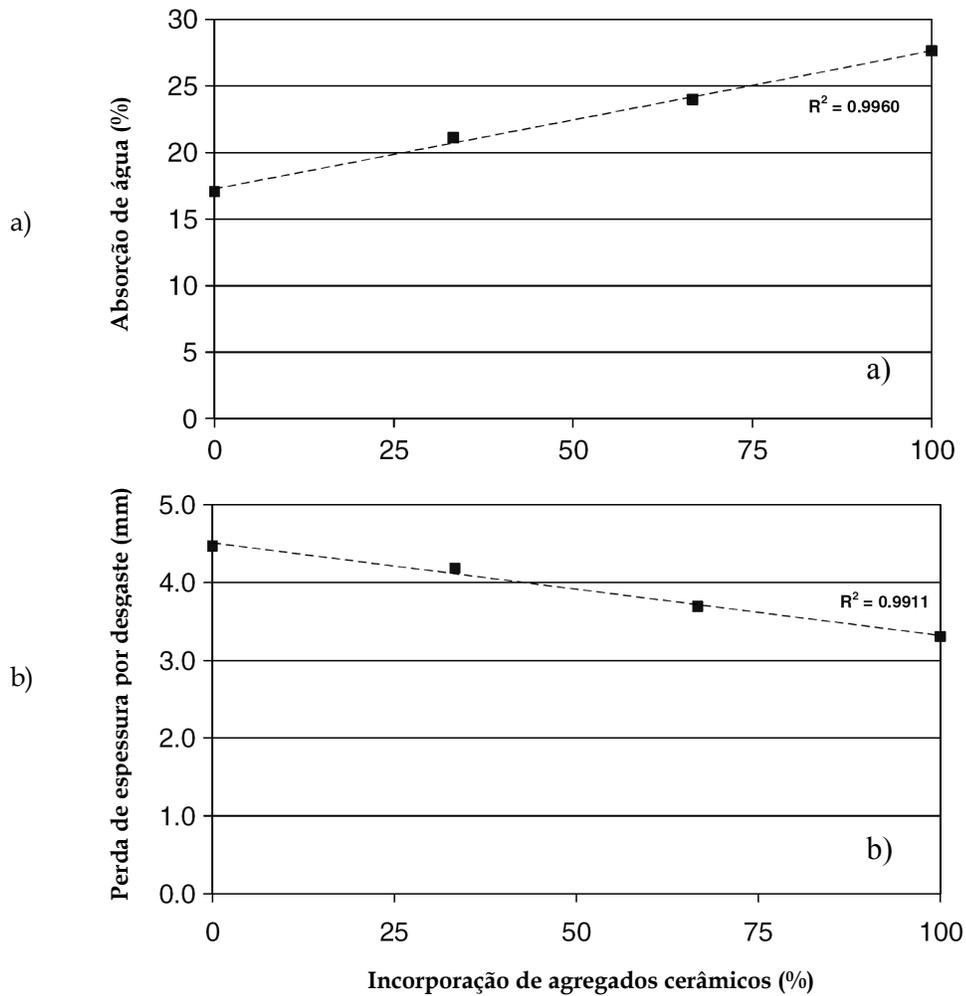
Desde a entrada em vigor da referida especificação, que representava o estado-da-arte dos agregados reciclados naquela data bastantes investigações tem sido levadas a cabo nesta área.

Xiao *et al.* (2006) levaram a cabo uma extensa revisão da literatura sobre betões com agregados reciclados relativa ao período entre 1985 e 2004, concluindo que as relações entre a resistência à compressão e outras propriedades (densidade, resistência à flexão, módulo de elasticidade), não são passíveis de previsão a partir das equações utilizadas para betões com agregados naturais. Estes autores apresentam novas equações para prever as propriedades dos betões com agregados reciclados a partir do conhecimento da sua resistência à compressão.

Correia *et al.* (2006) estudaram betões com substituição de agregados naturais por agregados reciclados cerâmicos os quais foram obtidos a partir da trituração de tijolos cerâmicos, tendo os mesmos sido pré-saturados antes da sua utilização no betão.

Estes autores referem que os betões com agregados reciclados cerâmicos apresentam reduções na resistência à compressão que podem chegar a 50%, para uma percentagem de 100% de incorporação destes agregados.

Referem também que embora estes agregados apresentem elevada absorção de água (Figura 5.11a), ainda assim apresentam maior resistência ao desgaste por abrasão que o betão de referência (Figura 5.11b), apresentando aptidão para serem utilizados ao nível de lajes de pavimento.



**Figura 5.11:** Influência da percentagem de incorporação de agregados cerâmicos nos betões com agregados reciclados: a) Absorção de água; b) Desgaste por abrasão (Correia et. al., 2006)

Alves (2007) apresenta uma revisão bibliográfica de investigações experimentais realizadas em Portugal sobre betões com agregados reciclados. Para o efeito avaliou 7 trabalhos realizados entre 2002 e 2007, 5 Dissertações de Mestrado (4 no IST e 1 na FEUP), um relatório e um trabalho de fim de curso (U.Aveiro).

Na Tabela 5.9 é apresentado um resumo feito pela referida autora sobre as correlações obtidas a partir dessa revisão, entre as propriedades do betão endurecido e as propriedades dos agregados e a resistência à compressão aos 7 dias.

**Tabela 5.9:** Correlações de várias propriedades de betões com agregados reciclados e a massa volúmica e absorção de água média dos agregados e a resistência à compressão do betão com 7 dias de cura (Alves, 2007)

Propriedade	Campanhas utilizadas	Massa volúmica		Absorção de água		$f_{c,7d}$	
		R <sup>2</sup>	declive	R <sup>2</sup>	declive	R <sup>2</sup>	declive
mv	Rocha e Resende/ Ferreira	0,9221	-0,6145	0,7455	-0,0128	-	-
	Ferreira	-	-	-	-	0,5622	-0,528
$f_c$	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias/ Rocha e Resende/ Rosa/ Ferreira	-0,0119	-0,5531	0,0341	-0,0074	-	-
	Evangelista (sem 1ª fase)/ Figueiredo (sem BAGRC)/ Gomes/ Rosa/ Ferreira	0,7615	-2,619	0,4605	-0,0587	-	-
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias/ Ferreira	-	-	-	-	0,5678	-0,8327
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes (sem cerâmicos e mistos)/ Ferreira	-	-	-	-	0,5409	-0,8908
$E_c$	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Rocha e Resende/ Ferreira	0,5125	-3,1563	0,1069	-0,0603	-	-
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Ferreira	0,6292	-3,8141	-	-	-	-
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes	-	-	-	-	-0,1694	-1,3351
	Evangelista/ Gomes/ Ferreira	-	-	0,8576	-0,0966	-	-
$f_{ct}$	Evangelista/ Figueiredo/ Ferreira	-	-	-	-	0,7914	-1,9852
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Rocha e Resende	0,6598	-3,1857	0,4494	-0,0574	-	-
	Evangelista/ Gomes/ Matias/ Rocha e Resende	-	-	0,6183	-0,0565	-	-
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias	-	-	-	-	-0,0453	-0,9721
$f_t$	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes (sem betão e mistos)/ Matias	-	-	-	-	0,8039	-1,4847
	Rosa	0,9942	-1,6606	0,9942	-0,0356	-	-
Abrasão	Rosa/ Evangelista/ Matias	0,524	-2,1827	0,5965	-0,0463	-	-
	Rosa/ Evangelista	0,7364	-1,7878	0,7914	-0,0381	-	-
	Evangelista/ Matias	0,8505	-4,5726	0,8001	-0,0813	0,3473	-2,3175
Retração	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias/ Ferreira	0,0237	-1,3051	0,0132	0,0288	-0,012	-0,1341
	Evangelista/ Gomes (sem BAGRC)/ Matias	0,648	8,7141	0,6693	0,1503	-	-
	Evangelista/ Gomes (sem betões e mistos)/ Matias	-	-	-	-	0,9527	6,305
Absorção de água por capilaridade	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias/ Rosa/ Ferreira	-0,0833	7,6216	0,0865	0,1919	-	-
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias/ Ferreira	-	-	-	-	-0,1625	2,6758
	Evangelista/ Figueiredo (sem BAGRC)/ Gomes/ Matias/ Rosa/ Ferreira	0,1098	8,4054	-	-	-	-
	Figueiredo (sem BAGRC)/ Gomes/ Matias/ Rosa/ Ferreira	0,5034	6,578	-	-	-	-
	Evangelista/ Gomes/ Matias/ Rosa/ Ferreira	-	-	0,1976	0,1959	-	-
	Gomes/ Matias/ Rosa/ Ferreira	-	-	0,3689	0,1447	-	-
Absorção de água por imersão	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes (sem betões e mistos)/ Matias	-	-	-	-	-0,0853	2,9498
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias/ Rosa	-0,3606	4,6419	-0,2	0,1214	-	-
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias/ Evangelista/ Figueiredo/ Gomes (sem betões e mistos)/ Matias	-	-	-	-	0,7469	3,7259
	Evangelista/ Figueiredo (sem BAGRC)/ Gomes/ Matias/ Rosa	-	-	-	-	0,8876	3,9972
	Evangelista/ Figueiredo (sem BAGRC)/ Gomes/ Matias	0,5355	5,9396	0,4707	0,129	-	-
Carbonatação	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias	0,6419	7,5291	0,5957	0,169	-	-
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes (sem betões e mistos)/ Matias	0,3626	7,5568	-0,1319	0,1134	0,1855	3,0865
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes	-	-	-	-	0,7493	4,4881
	Evangelista/ Gomes/ Matias	0,8347	12,18	-	-	-	-
Cloretos	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes	-	-	0,3065	0,1038	-	-
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes/ Matias	-0,0598	1,2751	0,0356	0,0378	-0,1323	0,3686
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes	0,1933	3,3219	0,9184	0,1178	-	-
	Evangelista/ Gomes	0,9545	7,3909	-	-	-	-
	Evangelista/ Figueiredo/ Gomes (sem betões e mistos)	-	-	-	-	0,0214	1,1275



coeficiente de correlação aceitável ( $0,65 \leq R^2 < 0,80$ )

coeficiente de correlação bom ( $0,80 \leq R^2 < 0,95$ )

coeficiente de correlação muito bom ( $R^2 \geq 0,95$ )

Já Robles (2007) apresenta um levantamento idêntico mas com a particularidade do mesmo ser efectuado a nível internacional (Tabela 5.10).

**Tabela 5.10:** Correlações de várias propriedades de betões com agregados reciclados com as massas volúmica e absorção de água dos agregados e a resistência à compressão para 7 dias de cura (Robles, 2007)

Propriedade	Campanhas utilizadas	Massa volúmica		Absorção de água		$f_{c7d}^*$	
		R <sup>2</sup>	declive	R <sup>2</sup>	declive	R <sup>2</sup>	declive
$f_{c28}$	Carrijo/ Kou/ Leite /Soberón	0,8697	1,8354	0,6992	-0,0369	0,6339	1,3551
	Carrijo/ Leite /Soberón	0,8927	1,8284	0,7210	-0,0368	-	-
$f_{c90}$	Kou/ Leite/ Soberón	0,6514	1,4486	0,5778	-0,0192	0,7616	1,0539
	Leite/ Soberón	0,8152	1,4169	0,7716	-0,0190	-	-
$f_c$	Carrijo/ Kou/ Leite/ Soberón	0,8370	1,7693	0,5905	-0,0310	0,6664	1,2045
	Carrijo/ Leite/ Soberón	0,8734	1,7583	0,6250	-0,0308	-	-
$E_{c28}$	Carrijo/ Kou/ Leite/ Soberón	0,6636	2,1481	0,7003	-0,0456	0,3047	1,7111
	Carrijo/ Kou/ Soberón	0,7591	1,9224	0,7300	-0,0506	0,6356	1,3738
$E_{c90}$	Kou/ Soberón	0,6908	5,0790	0,5746	-0,0946	0,3026	0,9351
$E_c$	Carrijo/ Kou/ Leite/ Soberón	0,6489	2,1751	0,6859	-0,0462	0,2205	1,3997
	Carrijo/ Leite/ Soberón	0,7791	2,1506	0,8250	-0,0457	-	-
	Carrijo/ Kou/ Soberón	0,7147	1,9589	0,7044	-0,0515	0,4913	1,1545
$f_{fi}$	Leite	0,8248	2,9245	0,8240	-0,0392	0,8143	2,8241
Cloretos <sub>28</sub>	Kou	0,8821	-16,8710	0,8888	0,4108	0,8903	-1,8266
Cloretos <sub>90</sub>	Kou	0,8498	-11,3010	0,8455	0,2744	0,8460	-1,2199
Cloretos	Kou	0,8101	-14,086	0,8109	0,3426	0,8117	-1,5233
Retracção <sub>28</sub>	Cervantes	0,6280	-3,7310	0,7402	0,2117	-	-
Retracção <sub>90</sub>	Soberón	0,7397	-2,1448	0,7402	0,0400	0,8910	-1,0630
Retracção	Soberón e Cervantes	0,5890	-3,1945	0,3626	0,0525	-	-
Absorção <sub>28</sub>	Soberón	0,9606	-2,8785	0,9601	0,0537	0,6363	-0,7900
Fluência <sub>90</sub>	Soberón	0,9943	-3,6548	0,9943	0,0682	0,7454	-0,8317
Carbonatação <sub>7</sub>	Katz	0,7616	-6,506	0,7616	0,1780	0,8291	-1,5452

coeficiente de correlação aceitável ( $0,65 \leq R^2 < 0,80$ )  
 coeficiente de correlação bom ( $0,80 \leq R^2 < 0,95$ )  
 coeficiente de correlação muito bom ( $R^2 \geq 0,95$ )

Brito & Robles (2007) referem o patenteamento nacional da previsão das propriedades dos betões com agregados reciclados (Patente nº 103756 – Metodologia de estimativa de betões com agregados reciclados).

Etxaberria *et al.* (2007) estudaram o desempenho de vigas feitas em betões com cimento Tipo I 52,5 R, agregados finos naturais e com diferentes teores de agregados grossos reciclados (0, 25, 50 e 100%). Segundo estes autores, os agregados reciclados finos devem ser evitados pela sua elevada absorção de água que conduz a um aumento da retracção e da permeabilidade. Os agregados reciclados continham 0,7% de resíduos indiferenciados, 1,5% de resíduos cerâmicos, 5% de agregados betuminosos e o restante de reciclados de betão (com uma absorção de água de 4,44%). As razões A/C utilizadas variaram entre 0,5 e 0,55 e conduziram a resistências à compressão entre 40MPa a 42 MPa. Em face dos resultados obtidos os autores referem que a utilização de agregados grossos até 25% não altera a resistência das vigas ao

esforço transverso. Os resultados da referida investigação são muito conservadores quer do ponto de vista do volume de reaproveitamento de resíduos, quer mesmo quanto ao elevado custo do cimento utilizado, Tipo I 52,5 R, que é muito pouco ou nada eficiente do ponto de vista económico.

Evangelista & Brito (2007) estudaram o desempenho de betões feitos com incorporação de agregados reciclados finos ( $m_f=2,38$  e absorção de água de 13,1%), obtidos de betões com uma resistência aos 28 dias de 29,6MPa ( $A/C=0,52$  e cimento Tipo II 32,5N). Os betões estudados continham diferentes percentagens de agregados reciclados (10%, 20%, 30, 50% e 100%), 1,3% de super-plastificante por massa de cimento e razões  $A/C$  a variar entre 0,41 a 0,48. De acordo com os referidos autores a substituição de agregados naturais finos por agregados reciclados finos deve ser inferior a 30%, de forma a não comprometer o desempenho mecânico dos betões.

Gonçalves & Brito (2008) procederam a uma análise da regulamentação técnica sobre a utilização de agregados reciclados em betão, comparando a situação de Portugal com a da Alemanha, Hong-Kong, Reino Unido, Holanda e Suíça. A referida análise comprova a existência de diferentes graus de exigência para os betões com agregados reciclados, tendo no entanto em comum uma visão conservadora sobre este material.

Fonseca (2009) analisou a influência de diferentes condições de cura (ao ar no laboratório, em água, em câmara húmida e em ambiente exterior), de betões em diferentes percentagens de agregados reciclados e  $A/C=0,43$ , concluindo que estas não alteram de forma significativa as propriedades mecânicas dos mesmos.

Gomes & Brito (2009) estudaram o desempenho de betões contendo agregados reciclados quer obtidos a partir da trituração em laboratório de um betão da classe C30/37, quer da trituração de uma parede de alvenaria de tijolo. Os agregados reciclados foram previamente saturados, foi utilizado um cimento 42,5 R e uma razão  $A/C=0,43$  (efectiva). Os resultados confirmam a possibilidade de produção de betões (sem superplastificantes) com uma durabilidade aceitável desde que não haja substituição total dos agregados reciclados, com dimensão menor que 4mm.

Corinaldesi & Moriconi (2009) estudaram betões com substituição de 100% dos agregados naturais por agregados reciclados e também de misturas contendo adições de cinzas volantes e de sílicas de fumo. Estes autores referem que os agregados reciclados utilizados, foram fornecidos por uma instalação industrial capaz de produzir agregados reciclados com uma baixa quantidade de argamassa aderente, aferida por uma absorção de água média de 9% e que a composição média dos mesmos foi de (70% betão, 27% telhas

e tijolos e 3% indiferenciados). Os resultados obtidos mostram que os betões com 100% de agregados reciclados apresentam reduções da resistência à compressão comparativamente aos betões só com agregados naturais ( $A/C=0,56$ ), mas que estas podem ser totalmente ultrapassadas com recurso à adição de cinzas volantes, sílicas de fumo e super-plastificantes, que permitam a redução da razão  $A/C$  para 0,4. Os betões com agregados totalmente reciclados apresentaram ainda maior resistência à carbonatação, que os betões sem este tipo de agregados. Idêntico fenómeno foi registado para a resistência ao ingresso de cloretos.

Também Berndt (2009) estudou o desempenho de betões ( $A/L=0,4$ ) com substituição de agregados naturais por agregados reciclados (RCS) e de cimento (por cinzas e escórias de alto forno), referindo que apesar da substituição de agregados naturais por agregados reciclados implicar um perda da resistência à compressão, a mesma é apenas da ordem dos 2MPa no caso do ligante ser composto por uma mistura binária de cimento e escórias (Figura 5.12).

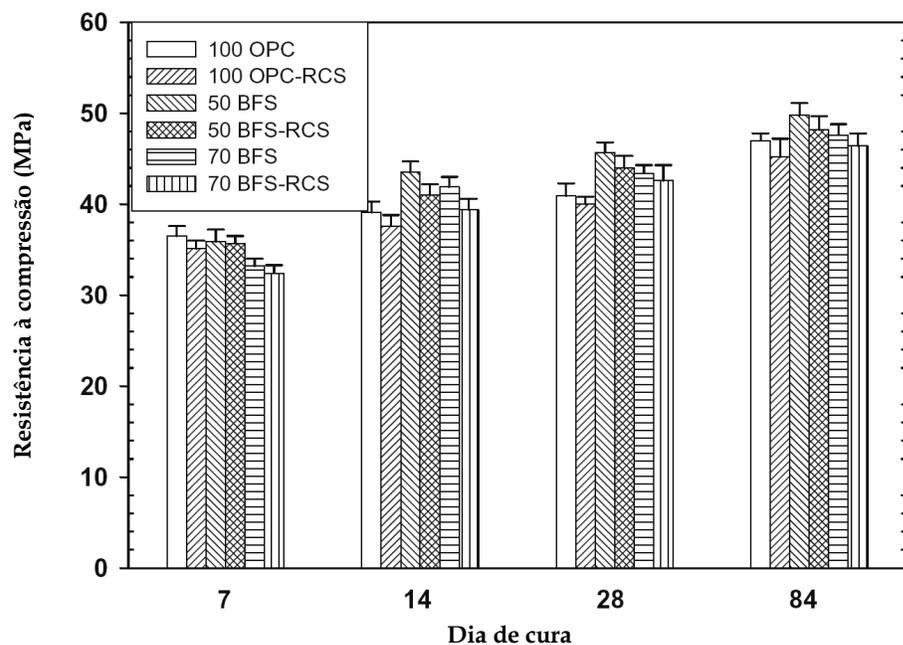


Figura 5.12: Resistência à compressão de betões com agregados naturais e reciclados (RCS) (Berndt, 2009)

Este autor refere que a substituição de agregados naturais por agregados reciclados é responsável pelo aumento da difusão de cloretos, contudo menciona um elevado desempenho neste ensaio em betões com 50 ou 70% de escórias de alto forno e agregados reciclados (Figura 5.13).

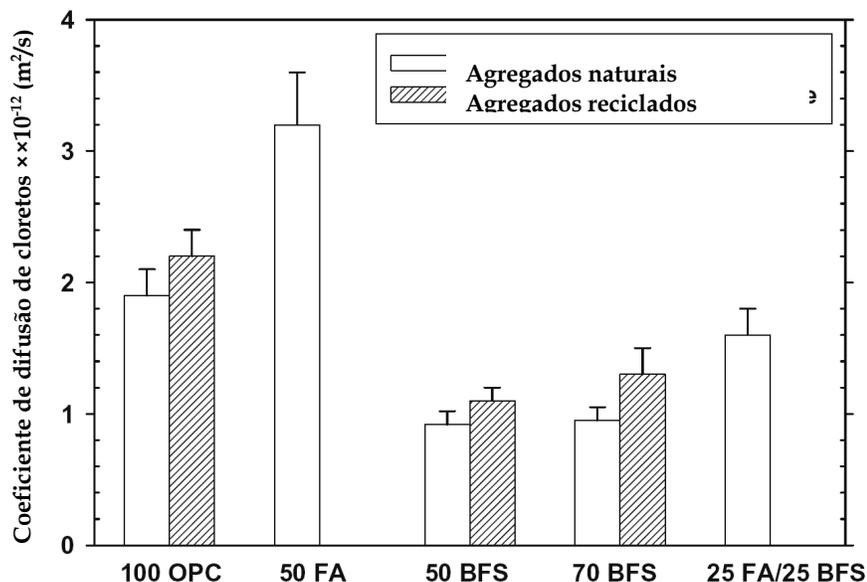


Figura 5.13: Difusão de cloretos em betões imersos durante 1 ano em água salgada (Berndt, 2009)

O mesmo autor refere ainda que os betões com substituição de cimento por 50% de cinzas volantes, apresentaram resistências bastante baixas a curto prazo respectivamente de 16,24MP e 37MPa ao fim de 7, 28 e 84 dias, o que confirma a baixa reactividade de curto prazo deste aditivo só passível de ser ultrapassada com baixas razões A/L.

Zega *et al.* (2010) estudaram a influência das características dos agregados naturais nas propriedades dos agregados reciclados. Para o efeito executaram betões com 4 tipos diferentes de agregados naturais (graníticos, quartzíticos, basálticos, siliciosos de origem fluvial) e duas razões A/C (0,45 e 0,65). Os referidos betões foram depois triturados para a obtenção de agregados reciclados. Os resultados obtidos apontam para o facto da granulometria dos agregados reciclados ser muito semelhante entre si e não ser influenciada quer pela razão A/C do betão original, nem pela forma ou textura dos agregados originais.

Relativamente à forma dos agregados reciclados os resultados já obtidos apontam para o facto desta estar dependente da forma dos agregados naturais, sendo esta relação mais notória nos agregados angulosos e menos evidente para os agregados de origem fluvial. Também que os agregados reciclados de betões com maior razão A/C são mais uniformes. Os referidos autores citam os trabalhos de Czarneka & Guillot (1982) e de Blouquety *et al.* (2005), segundo os quais as formas dos agregados dependem do tipo de trituradora utilizada. Convém no entanto ter presente que os referidos trabalhos eram relativos somente à obtenção de agregados a partir de rochas

e não a investigações no domínio dos agregados reciclados. Os resultados obtidos apontam ainda para uma redução da resistência ao desgaste no ensaio de Los Angeles, dos agregados reciclados comparativamente à resistência dos agregados naturais no mesmo ensaio, sendo que esta propriedade está mais dependente da resistência ao desgaste dos agregados naturais do que do teor de argamassa presente nos agregados reciclados.

Angulo *et al.* (2010) estudaram a influência de agregados reciclados com diferentes massas volúmicas e diferentes absorções de água nas propriedades de betões. Para esse efeito utilizaram betões com 40% de agregados grossos reciclados e 4 classes de massa volúmica. Os resultados obtidos revelam que a resistência à compressão dos betões segue uma função exponencial da porosidade dos agregados (Figura 5.14), a qual pode ser aferida pela sua densidade facilitando o processo de separação dos agregados reciclados.

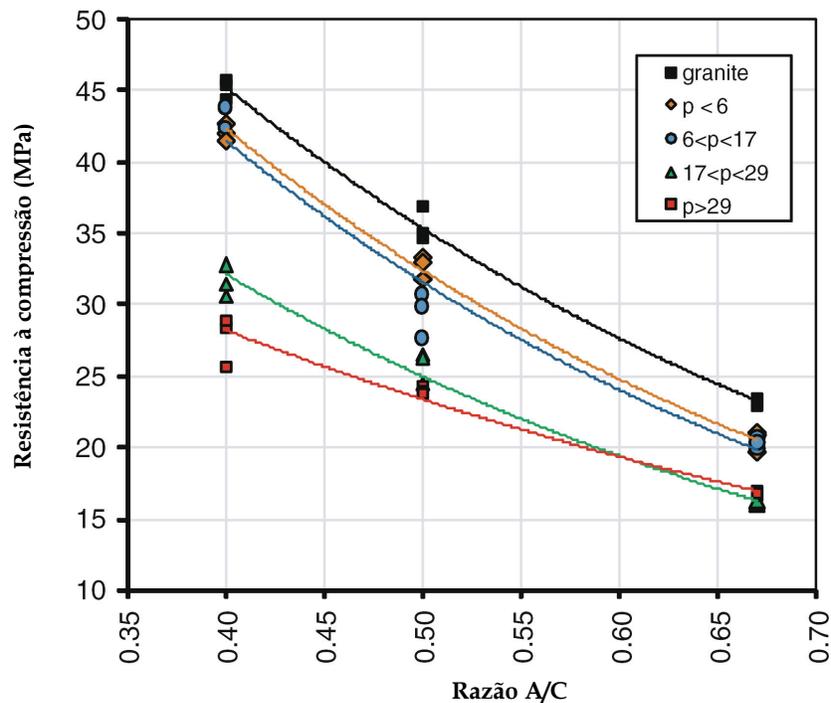


Figura 5.14: Influência da razão A/C na resistência à compressão em betões com agregados de diferentes densidades (Ângulo *et al.*, 2010)

### 5.3.2 Betões de Ligantes Hidráulicos com outros Resíduos

Coatanlem *et al.* (2006) utilizaram resíduos de madeira de pinho no fabrico de betões leves. Os resíduos de madeira tinham dimensões entre 5 a 10mm e foram imersos durante 24h em silicato de sódio, previamente à sua

utilização. Este tratamento não só aumenta a aderência entre as partículas de madeira e a pasta de cimento, como aumenta a resistência da madeira ao ataque de fungos e insectos. Apesar da obtenção de resistências à compressão abaixo de 10MPa, os resultados obtidos apontam para a possibilidade de produção de betões leves em conformidade com as classes definidas pelo RILEM.

Branco *et al.* (2006) estudaram a utilização de resíduos de pó de cortiça em betões para substituição de agregados (Figura 5.15).

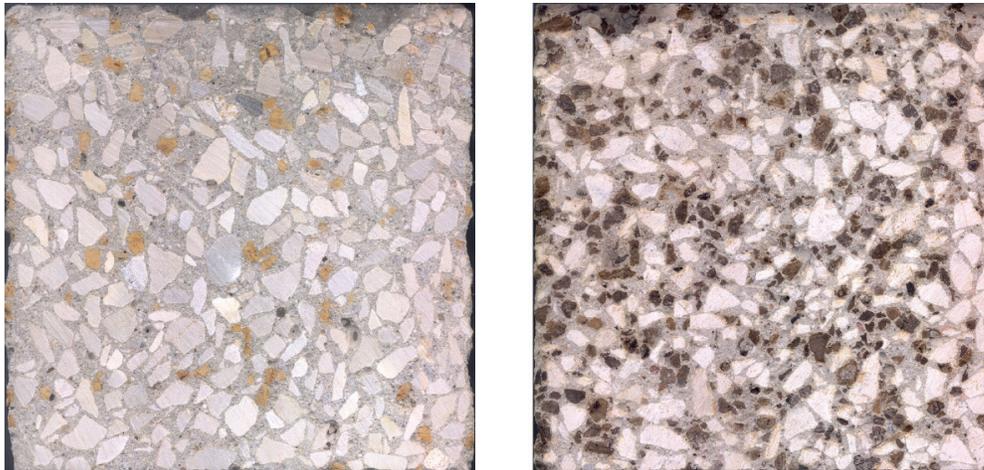


Figura 5.15: Betões mostrando os resíduos de cortiça (Branco *et al.*, 2006)

Os resultados obtidos por Branco *et al.* (2006) mostram que a eventual substituição da totalidade dos agregados conduz a reduções da resistência à compressão entre 70% a 90% da resistência do betão de referência. Volumes de substituição entre 10% a 30% implicam reduções da resistência entre 27% e 53%. Estes autores observaram ainda que as reduções da resistência não estão dependentes dos resíduos serem provenientes de cortiça natural ou expandida.

### 5.3.2.1- Betões com Resíduos de Borracha de Pneus

Os resíduos de pneus representam um problema ambiental de gravidade crescente. Actualmente 1.000 milhões de pneus atingem o fim da sua vida útil a cada ano que passa (WBCSD, 2010). Elevadas quantidades de resíduos de pneus são simplesmente amontoadas em depósitos clandestinos (pneus inteiros) ou depositadas em aterro (pneus triturados), representando 3.000 milhões de pneus na União Europeia e 1.000 milhões nos Estados Unidos (OIKONOMOU *et al.*, 2009). No ano 2030 espera-se que o número de veículos com motor atinja 1.200 milhões o que implicará a necessidade de reciclar 5.000 milhões de pneus anualmente.

A deposição de pneus em aterro apresenta riscos ambientais consideráveis, por um lado porque essa opção contribui para a redução das áreas necessárias à preservação da biodiversidade e por outro porque estes resíduos contêm compostos tóxicos solúveis (DAY *et al.*, 1993). Além disso e embora os resíduos de pneus sejam de difícil ignição, o risco de que tal aconteça está sempre presente. E assim que os pneus começam a arder devido a causas acidentais ou outras, há emissão de fumos tóxicos e as temperaturas elevadas que estão associadas à sua combustão, provocarão a dissolução da borracha gerando óleo que vai contaminar o solo e a água (CHEN, 2007). No país de Gales um depósito com 10 milhões de pneus esteve em combustão continuamente durante 9 anos (CAIRNS *et al.*, 2004).

A implementação da Directiva sobre Aterros 1999/31/EC e da Directiva sobre o fim de vida útil dos pneus (2000/53/EC), vieram proibir a deposição em aterro destes resíduos, forçando a procura de soluções alternativas. Infelizmente, milhões de pneus em fim de vida continuam ainda hoje a ser enterrados em todo o Planeta (<http://www.pyreco.com/>). Nalguns países a borracha proveniente dos resíduos de pneus é utilizada para efeitos de pavimentação, contudo o seu volume representa apenas uma pequena parte dos resíduos já existentes (VIEIRA *et al.*, 2010). Uma outra alternativa para estes resíduos passa pela sua utilização em recifes artificiais, contudo algumas investigações (HARTWELL *et al.*, 1998), colocam em causa a validade ambiental desta solução.

Os resíduos de pneus também podem ser usados para fins energéticos em fornos de unidades produtoras de cimento (SIDDIQUE & NAIK, 2004) e ainda na produção de um subproduto de baixo valor comercial designado como “carvão negro” ou “negro de fumo”, o qual é obtido através da pirólise dos pneus. Investigações levadas a cabo relativamente à substituição parcial de agregados correntes em betões, por partículas de borracha provenientes de pneus reciclados referem que os mesmos apresentam potencial para um desempenho melhorado em termos da tenacidade e do isolamento acústico. Os agregados de borracha reciclada podem ser obtidos usando duas tecnologias distintas: trituração mecânica à temperatura ambiente ou trituração criogénica a uma temperatura inferior à temperatura de transição vítrea (NAGDI, 1993), temperatura para a qual a borracha adquire um comportamento frágil. O primeiro processo gera resíduos com um aspecto lascado que podem substituir agregados grossos, já o segundo produz um resíduo com menor dimensão (ELEAZER *et al.*, 1994) que tem mais aptidão para ser utilizado na substituição da areia.

### **Trabalhabilidade**

CAIRNS *et al.* (2004) utilizaram agregados de borracha reciclada com uma dimensão máxima de 20mm tendo obtido betões com uma trabalhabilidade

aceitável desde que o volume utilizado fosse reduzido. Já relativamente à utilização de elevados volumes de agregados de borracha reciclada, os mesmos autores referem ter obtidos betões de reduzida trabalhabilidade, sendo que um volume de 50% conduz a um betão com um valor nulo no ensaio de abaixamento. Outros autores (GUNEYISI *et al.*, 2004) utilizaram betões contendo agregados de borracha grossos e finos e ainda sílica de fumo, referindo que o aumento do volume dos agregados de borracha provoca redução da trabalhabilidade e que os betões com um volume de 50% não apresentam qualquer trabalhabilidade. Os resultados obtidos mostram ainda que a redução da razão A/C agrava a trabalhabilidade, sucedendo idêntico comportamento para as misturas com sílicas de fumo. ALBANO *et al.* (2005) utilizaram agregados de borracha com duas dimensões (0.29mm e 0,59mm) que substituíram por 5% e 10% de areia, tendo obtido uma redução de 88% no ensaio de abaixamento.

BIGNOZZI & SANDROLINI (2006) usaram agregados de borracha grossos (0.5mm-2mm) e agregados finos (0.05mm-0.7mm) para substituir respectivamente 22.2% e 33.3% dos agregados finos de um betão auto-compactável, tendo observado que a utilização dos agregados reciclados não reduz a trabalhabilidade, isto se a quantidade de superplastificante for aumentada. SKRIPKIUNAS *et al.* (2007) referem que a substituição de 23 kg de agregados de borracha juntamente com a utilização de 0.6% por massa de cimento de um superplastificante à base de policarboxilos permite obter uma trabalhabilidade idêntica à do betão de referência. BATAYNEH *et al.* (2008) utilizaram agregados de borracha com duas dimensões (0.075mm e 4.75mm) para diversas percentagens de substituição (20%, 40%, 60% e 100%) tendo observado que o aumento do volume de agregados de borracha reciclada diminui a trabalhabilidade dos betões (Tabela 5.11).

**Tabela 5.11:** Abaixamento em betões de acordo com a quantidade de agregados reciclados (BATAYNEH *et al.*, 2008)

Agregados de borracha (%)	Abaixamento em betões (mm)
0	75
20	61
40	36
60	18
80	10
100	5

FREITAS *et al.* (2009) utilizaram agregados de borracha com duas dimensões (0.15mm-4.8mm) confirmando a redução da trabalhabilidade com o aumento de volume da borracha reciclada. No entanto estes autores utilizaram 1% de superplastificante por massa de cimento, pelo que a redução da trabalhabilidade poderá estar relacionada com o fraco

desempenho deste aditivo. TOPÇU & BILIR (2009) estudaram o desempenho de betões auto-compactáveis contendo agregados de borracha (dimensão máxima de 4mm), tendo observado que o aumento da quantidade dos agregados de borracha até  $180\text{kg/m}^3$  conduz a um aumento da trabalhabilidade, facto que na opinião daqueles autores se fica a dever à utilização de agentes de viscosidade. AIELLO & LEUZZI (2010) utilizaram borracha reciclada com dimensões entre 10mm e 25mm (Figura 5.16) para substituir areia e agregados grossos, juntamente com 1% de superplastificante por massa de cimento, tendo observado um aumento da trabalhabilidade com o aumento do volume daqueles (Tabela 5.12).



*Figura 5.16: Agregados de borracha reciclados à saída do processo de trituração (AIELLO & LEUZZI, 2010)*

**Tabela 5.12:** Ensaio de abaixamento de betões com diferentes quantidades de agregados de borracha reciclada (AIELLO & LEUZZI, 2010)

<b>Betão</b>	<b>Abaixamento (mm)</b>
Betão de referência para comparação dos betões com agregados de borracha grossos (A/L=0.52)	180
Vol. de borracha =25%	220
Vol. de borracha =50%	215
Vol. de borracha =75%	215
Betão de referência para comparação dos betões com agregados de borracha finos (A/L=0.60)	180
Vol. de borracha =15%	220
Vol. de borracha =30%	220
Vol. de borracha =50%	215
Vol. de borracha =75%	225

GUNEYISI (2010) utilizaram diferentes volumes de agregados de borracha reciclada (5%, 15% e 25%), conjuntamente com diferentes volumes de superplastificante. Estes autores referem que a mistura com um volume de 25% de agregados reciclados não conseguiu cumprir o abaixamento de  $750\text{mm} \pm 50\text{mm}$  mesmo com 4% de superplastificante por massa de cimento. Referem ainda que a utilização de cinzas volantes permite reduzir a quantidade de superplastificante nas misturas com elevado volume de agregados de borracha reciclada.

Embora a maioria das investigações mostrem que a utilização de agregados de borracha reciclada provoca uma redução da trabalhabilidade, alguns autores obtiveram resultados opostos, o que mostra que a trabalhabilidade destes betões está muito dependente das características geométricas dos agregados de borracha. Investigações futuras deverão analisar quais as características dos agregados que optimizam a sua utilização em betões auto-compactáveis.

### **Resistência à compressão**

GUNEYISI et al. (2004) referem que a resistência à compressão dos betões com agregados reciclados de borracha decresce com o seu volume. Os mesmos autores confirmaram ainda assim que é possível produzir um betão com uma resistência de 40MPa e com um volume de agregados reciclados de 15%.

GHALY & CAHILL (2005) analisaram betões com diferentes volumes de borracha reciclada (5%, 10% e 15%), confirmando a redução da resistência à compressão. VALADARES (2009) refere que a utilização de um volume de 15%, conduz a uma redução da resistência de 50%. Este autor observou que a utilização de borracha de menor dimensão está associada a uma menor redução da resistência e que o processo de produção de borracha (mecânico ou criogénico) não influencia a resistência à compressão.

FREITAS et al. (2009) observaram uma redução da resistência à compressão de 48,3% para um volume de borracha reciclada de 15%. GANJIAN et al. (2009) também confirmam a redução da resistência com o aumento do volume de incorporação de borracha reciclada. Contudo estes autores observaram um aumento da resistência para a utilização de 5% de agregados grossos reciclados, o que se pode ficar a dever a uma maior uniformidade da curva granulométrica. Este comportamento já tinha sido noticiado por outros autores (BIEL & LEE, 1996; KHATIB & BAYOMY, 1999).

SNELSON et al. (2009) utilizaram agregados de borracha reciclada com uma dimensão entre 15mm e 20mm para diversos volumes (2.5%, 5% e 10%) confirmando a redução da resistência à compressão. Estes autores utilizaram

também cinzas de combustível para substituição parcial do cimento, o que originou maiores perdas da resistência. Isto significa que a reduzida aderência entre a pasta de cimento e as partículas de borracha reciclada se torna ainda mais baixa quando se utilizam pozolanas de baixa reactividade.

AIELLO & LEUZZI (2010) referem que a dimensão dos agregados de borracha tem uma influência elevada na resistência à compressão. Quando se utilizam agregados de borracha de maior dimensão, a perda de resistência dos betões é quase o dobro, relativamente à situação em que se utilizem partículas de menor dimensão (Tabela 5.13).

**Tabela 5.13:** Resistência à compressão de betões com diferentes quantidades de agregados de borracha reciclada (AIELLO & LEUZZI, 2010)

Betão	Resistência à compressão (MPa)	Redução da resistência (%)
Betão de referência para comparação dos betões com agregados de borracha grossos (A/L=0.52)	45.8	-
Vol. de borracha =25%	23.9	47.8
Vol. de borracha =50%	20.9	54.4
Vol. de borracha =75%	17.4	61.9
Betão de referência para comparação dos betões com agregados de borracha finos (A/L=0.60)	27.1	-
Vol. de borracha =15%	24.0	11.6
Vol. de borracha =30%	20.4	24.7
Vol. de borracha =50%	19.5	28.3
Vol. de borracha =75%	17.1	37.1

Estes resultados são diferentes dos obtidos por VALADARES (2009) e podem estar relacionados com a origem da borracha utilizada em cada caso (carro, camião ou motociclo), sendo que pneus com diferentes origens tem diferentes teores de borracha e diferente composição química o que leva a diferentes níveis de aderência entre a pasta de cimento e os agregados de borracha.

VIEIRA *et al.* (2010) analisaram três tipos de agregados de borracha (Figura 5.17) e três volumes de substituição (2.5%; 5% e 7.5%) tendo observado que o betão com a melhor resistência à compressão continha apenas 2.5% de borracha reciclada com a dimensão de 2.4mm.

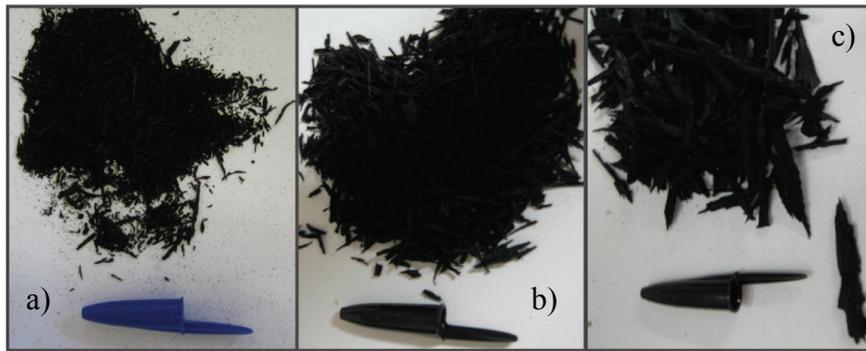


Figura 5.17: Borracha reciclada com diferentes dimensões: a) 1.2mm; b) 2.4mm; c) 4.8mm (VIEIRA *et al.*, 2010)

Vários autores referem a necessidade da utilização de pré-tratamentos da borracha para aumentar a sua aderência à pasta de cimento, como seja por exemplo a utilização de uma solução de NaOH a 10%, para lavar a superfície da borracha durante 20 minutos (NAIK & SINGH, 1991; NAIK *et al.*, 1995). RAGHAVAN *et al.* (1998) confirmam que a imersão da borracha reciclada numa solução de hidróxido de sódio pode aumentar a aderência deste resíduo contribuindo para aumentar a resistência dos betões. O hidróxido de sódio provoca a remoção do estearato de zinco da superfície da borracha, um aditivo que é responsável pela sua baixa aderência (SEGRE *et al.*, 2002). SEGRE & JOEKES (2000) referem que os pré-tratamentos usados para o aumento da aderência entre as partículas de borracha reciclada e o betão incluem imersão em meio ácido e o uso de plasma e ainda de substâncias à base de silanos. CAIRNS *et al.* (2004) sugerem a utilização de agregados de borracha previamente cobertos com pasta de cimento (Figura 5.18).

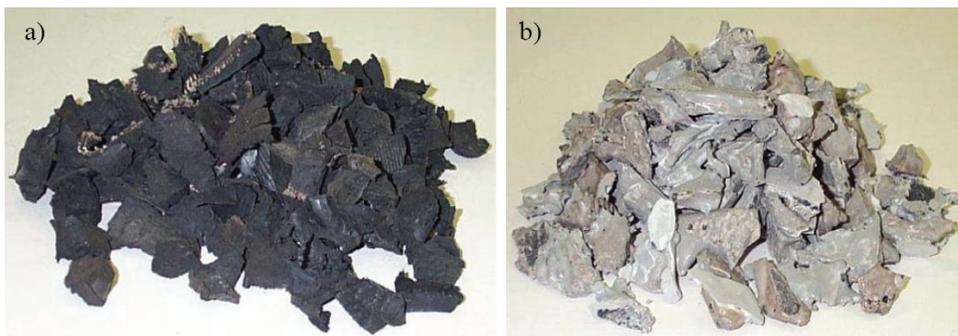


Figura 5.18: Agregados de borracha com 20 mm:  
a) Normais; b) Cobertos com pasta de cimento CAIRNS *et al.* (2004)

ALBANO *et al.* (2005) analisaram betões contendo agregados de borracha tratados com NaOH e silanos, contudo não observaram diferenças relevantes na comparação com o desempenho de betões com agregados de borracha não tratados. OIKNOMOU *et al.* (2006) referem que a utilização de látex SBR aumenta a aderência entre os agregados de borracha e a pasta de

cimento. CHOU *et al.* (2010) sugere o pré-tratamento dos agregados de borracha com um produto à base de enxofre orgânico, referindo que o mesmo pode modificar a superfície da borracha aumentando a aderência à pasta de cimento.

As investigações sobre a utilização de agregados de borracha revelam que os mesmos podem provocar redução da resistência à compressão dos betões. Este comportamento fica a dever-se por um lado à baixa resistência à compressão dos próprios agregados, mas fundamentalmente à baixa aderência entre estes agregados e a pasta de cimento. Há vários pré-tratamentos com potencialidades para ultrapassar esta desvantagem, contudo há necessidade de novas investigações sobre este tema, especialmente no que respeita a saber-se se os diferentes tipos de borracha se comportam da mesma forma quando submetidos ao mesmo tratamento.

### **Resistência à Tracção**

GUNEYISI *et al.* (2004) analisaram a resistência á tracção de betões contendo agregados de borracha reciclada, tendo observado que o aumento do volume destes conduz à redução daquele parâmetro. Estes autores referem ainda que a presença de sílica de fumo tem uma influência positiva na resistência á tracção devido ao efeito de filler. Os resultados obtidos revelam que a redução da resistência à tracção é menos influenciada pelo aumento do volume de agregados de borracha, do que a resistência à compressão. Este comportamento também foi observado por PIERCE & WILLIAMS (2004) e parece ficar a dever-se ao facto das partículas de borracha terem um efeito de restrição da abertura das fissuras. VALADARES (2009) obteve valores da resistência á tracção mais elevados em betões com partículas de borracha de maior dimensão, o que confirma resultados de outros autores.

GANJIAN *et al.* (2009) referem ter observado um comportamento oposto, sendo que a resistência à tracção de betões com agregados grossos de borracha de maior dimensão é muito inferior à mesma resistência em betões com agregados de borracha de menor dimensão. No primeiro caso uma substituição entre 5 a 10% conduz a uma redução da resistência entre 15 a 30%, já no segundo caso o mesmo volume provoca uma perda de resistência entre 15 a 30%. Este comportamento pode ter a ver com a baixa aderência entre os agregados de borracha e a pasta de cimento, pelo facto de terem sido cortados com uma tesoura e apresentarem uma superfície pouco rugosa, um procedimento que é bastante diferente da trituração mecânica que favorece o aparecimento de partículas mais rugosas.

De acordo com AIELLO & LEUZZI, (2010) quando se utilizam partículas de borracha reciclada de baixa dimensão para substituir a areia, obtêm-se betões cuja resistência à tracção é muito idêntica à do betão de referência. A

substituição de um volume entre 50% ou 75% origina uma redução da resistência de apenas 5.8% ou 7.30%. Contudo se as mesmas percentagens forem utilizadas na substituição de agregados de borracha de maior dimensão a perda de resistência é de quase 30% (Tabela 5.14).

**Tabela 5.14:** Resistência á tracção por flexão de betões com diferentes quantidades de agregados de borracha (AIELLO & LEUZZI, 2010)

Betão	Resistência á tracção (MPa)	Redução da resistência (%)
Betão de referência para comparação dos betões com agregados de borracha grossos (A/L=0.52)	3.51	-
Vol. de borracha =25%	2.93	16.6
Vol. de borracha =50%	2.52	28.2
Vol. de borracha =75%	2.52	28.2
Betão de referência para comparação dos betões com agregados de borracha finos (A/L=0.60)	5.34	-
Vol. de borracha =15%	5.10	4.49
Vol. de borracha =50%	5.03	5.81
Vol. de borracha =75%	4.95	7.30

A resistência á tracção de betões com agregados de borracha reciclada está dependente das características geométricas e físicas daqueles resíduos. Enquanto alguns betões apresentam perdas de resistência irrelevantes outros apresentam uma perda de resistência tão elevada que dificilmente se pode aceitar. As investigações futuras devem esclarecer quais as características dos agregados de borracha que minimizem as perdas de resistência à tracção.

### Tenacidade

Os compósitos cimentícios contendo agregados de borracha reciclada apresentam uma elevada tenacidade (Li *et al.*, 2004), estando associados a uma capacidade de absorção de energia considerável. A norma ASTM C1018-97 define vários índices de tenacidade ( $I_5$ ,  $I_{10}$  e  $I_{20}$ ), os quais são obtidos através do quociente entre a área abaixo da curva carga/deslocamento num ensaio de flexão, após a ocorrência da primeira fissura e a mesma área até à ocorrência dessa fissura.

BALAHA *et al.* (2007) observaram um aumento de 63.2% na capacidade de redução da amplitude das vibrações (amortecimento) de betões contendo 20% de agregados de borracha reciclada. Outros autores (ZHENG *et al.*, 2008, 2008a) confirmam o elevado potencial de amortecimento dos betões

com agregados de borracha. Os mesmos autores referem que os betões com agregados finos de borracha reciclada apresentam um aumento de 75.3% na capacidade de amortecimento, subindo esse valor para 144% quando se utilizam agregados grossos de borracha (Figura 5.19).

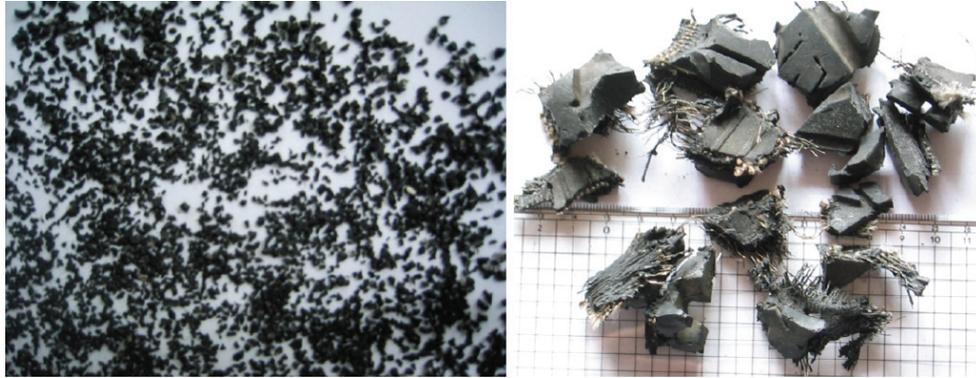


Figura 5.19: Agregados de borracha reciclada: Esquerda - Moída; Direita-Triturada (ZHENG *et al.*, 2008)

FIORITI *et al.* (2007) referem que betões para calçada contendo 8% de agregados em volume apresentam uma resistência ao impacto que é quase 300% superior à do betão de referência. LING *et al.* (2009) também estudaram betões para blocos de calçada tendo observado uma elevada capacidade de absorção de energia. Isto quer dizer que os betões com agregados de borracha reciclada são particularmente indicados para zonas de elevada sismicidade ou para materiais sujeitos a elevadas cargas dinâmicas como seja por exemplo o caso das travessas para ferrovias.

### Módulo de elasticidade

Como os betões com agregados de borracha reciclada apresentam menor resistência à compressão e atendendo à correlação existente entre aquela propriedade e o módulo de elasticidade é expectável que também apresentem um menor módulo de elasticidade. Contudo SKRIPKIUNAS *et al.* (2007) compararam betões com idêntica resistência à compressão (um sem agregados de borracha e outro com 3.3%) tendo obtido diferentes módulos de elasticidade 33.2 GPa e 29.6GPa (uma diferença de 11%). A explicação para o resultado observado pode dever-se ao baixo módulo de elasticidade dos agregados de borracha (ANISON, 1964). Outros autores (TURATSINZE *et al.*, 2007) referem ter observado uma redução de 40% no módulo de elasticidade, sendo a mesma redução idêntica à já observada anteriormente na resistência à compressão. MOHAMMED (2004) estudaram o comportamento de lajes com agregados de borracha (módulo de finura=2.36) referindo que as mesmas apresentam uma elevada ductilidade a qual respeita inclusive os requisitos definidos no Eurocódigo 4. KHALOO *et al.* (2008) confirmam que os betões com agregados de borracha apresentam

uma maior ductilidade. Já ZHENG *et al.* (2008, 2008a) concluem que os agregados de borracha com menor dimensão (80% <2,62mm) tem menor impacto no módulo de elasticidade do que os agregados de borracha com dimensões entre 15mm e 40mm. TURATSINZE & GARROS (2008) observaram a influência entre o módulo de elasticidade dos betões auto-compactáveis e o volume de incorporação de agregados de borracha com dimensões entre 4mm e 10mm (Tabela 5.15).

Tabela 5.15: Módulo de elasticidade em função do volume de agregados de borracha (TURATSINZE & GARROS, 2008)

Volume de agregados (%)	Resistência á compressão (MPa)	Modulo de elasticidade (GPa)
0	43	35
10	30	23
15	20	19
20	15	15
25	12	10

Estes autores mencionam que nestes betões há um risco elevado de haver segregação, tendo como resultado que os agregados de borracha se possam concentrar no topo dos provetes (Figura 5.20). Para evitar este fenómeno recomendam a utilização de uma correcta combinação entre agentes de viscosidade e aditivos introdutores de ar.



Figura 5.20: Provede de betão com agregados de borracha localizados na parte superior (TURATSINZE & GARROS, 2008)

Outros autores (SON *et al.*, 2010) estudaram o módulo de elasticidade de pilares de betão contendo agregados de borracha de duas dimensões (0.6 e 1mm) tendo observado um aumento da ductilidade até 90%. Estes autores referem ainda, que os pilares com agregados de borracha conseguem suportar um deslocamento no topo antes da ruptura, que é 3 vezes superior ao deslocamento obtido para betões sem aqueles agregados.

### **Propriedades térmicas e acústicas**

Segundo (SUKONTASUKKUL, 2009) a substituição de areia por agregados finos de borracha consegue reduzir a condutibilidade térmica do betão. Para um volume de 30% a condutibilidade térmica cresce mais de 50% para 0.241 W/mK. Os betões com agregados de borracha também apresentam capacidade de isolamento acústico para sons de altas-frequências (acima de 1000 Hz). Em termos de isolamento acústico estes betões apresentam um desempenho que é 36% mais elevado comparativamente aos betões sem aqueles agregados. Este comportamento indicia potencialidades no sentido da utilização destes betões na execução de barreiras acústicas. Contudo são ainda necessárias novas investigações acerca das características dos agregados de borracha que possam otimizar o desempenho acústico dos betões, sem que ao mesmo tempo estes não baixem de forma exagerada a sua resistência e a sua durabilidade.

### **Durabilidade**

Como os betões contendo agregados de borracha reciclada apresentam menor resistência à compressão e à tracção é expectável que apresentem também menor resistência quando submetidos a ensaios de degradação acelerada. SUKONTASUKKUL & CHAIKAEW (2006) confirmam a premissa atrás enunciada referindo que betões com aquele tipo de agregados apresentam menor resistência à abrasão e ainda que o aumento do volume de incorporação dos mesmos se traduz numa redução dessa resistência. Estes resultados são confirmados por LING *et al.* (2009).

FREITAS *et al.* (2009) analisaram a resistência á abrasão em meio imerso, de betões com agregados de borracha, referindo que estes apresentam uma resistência maior comparativamente aos betões de referência, desde que o volume de borracha utilizado não seja superior a 5% em massa. Este resultado é interessante na justa medida em que esta mistura apresenta uma resistência à compressão que é 30% inferior à do betão de referência. Esta mistura apresenta no entanto uma resistência à tracção obtida no ensaio de compressão diametral, que é apenas 11% inferior à da mistura do betão sem borracha, o que ajuda a compreender a sua elevada resistência à abrasão. Os referidos autores utilizaram esta mistura em obras de reabilitação de uma estrutura de betão de uma barragem. Ling *et al.* (2010) analisaram 348 blocos para calçada tendo observado que um aumento do volume de agregados de

borracha provoca uma redução da resistência à abrasão, recomendando que para aquela aplicação não devem ser usadas misturas com um volume de agregados de borracha superior a 20%.

TOPÇU & DEMIR (2007) referem que betões com elevado volume de agregados de borracha com dimensão entre 1 e 4mm apresentam baixa durabilidade aferida em ensaio de gelo-degelo, imersão em água do mar e em ciclos de elevada temperatura. De acordo com estes autores a utilização de betões com um volume de 10% de agregados de borracha só é indicada para regiões com condições climáticas pouco severas. Importa ter em conta que estes autores utilizaram um cimento Portland II/B 32.5, o que poderá explicar os baixos desempenhos observados.

GANJIAN *et al.* (2009) estudaram a durabilidade de betões com agregados de borracha através de ensaios de absorção de água e permeabilidade à água, revelando que os betões com um volume de apenas 5% daqueles agregados apresentam um aumento da permeabilidade à água de 36%. Aumentando o volume de agregados de borracha para 10% verifica-se uma duplicação da permeabilidade à água, o que significa que este betão não é indicado para aplicações sujeitas a água sobre pressão, como pilares imersos ou reservatórios de água.

A durabilidade dos betões com agregados de borracha é uma área que necessita de investigações, particularmente no sentido de se saber como é que os diferentes tipos de borracha influenciam os diferentes parâmetros de durabilidade e também para se saber de que forma os pré-tratamentos visando aumentar a aderência entre a borracha e a pasta de cimento, influenciam a durabilidade destes betões.

### 5.3.2.2- Betões com Resíduos de Poli teraftalato de etileno-PET

Os resíduos plásticos apresentam um crescimento exponencial que os torna um sério problema ambiental. Incluem-se neste grupo os resíduos de poli teraftalato de etileno-PET utilizados no fabrico de garrafas de plástico, que são um dos resíduos plásticos mais comuns nos resíduos sólidos urbanos (Mello *et al.*, 2009).

Em 2007 o consumo mundial de resíduos de garrafas de PET foi de 250.000 milhões de unidades (o equivalente a 10 milhões de toneladas de resíduos), apresentando um crescimento anual de 15%. Como os resíduos de PET não são biodegradáveis a sua permanência em aterro pode manter-se por centenas de anos, com todas as consequências que daí decorrem em termos de ocupação de espaço necessário à preservação da biodiversidade e à extracção de recursos não renováveis para produção de novas garrafas de PET.

### Trabalhabilidade

Choi et al. (2005) observaram que o aumento da quantidade de resíduos de PET se traduz num aumento da trabalhabilidade do betão. Este resultado pode ficar a dever-se ao facto destes autores terem utilizado agregados à base de PET e escórias de alto forno, com uma forma quase esférica e com uma superfície pouco rugosa. Os referidos agregados foram obtidos numa misturadora rotativa aquecida a  $250 \pm 10$  °C, na qual se colocam os resíduos de PET e escórias. A esta temperatura os resíduos de PET passam a uma fase plástica e misturam-se com as escórias, resultando num agregado constituído por um núcleo de PET e uma superfície de escórias (Figura 5.21).

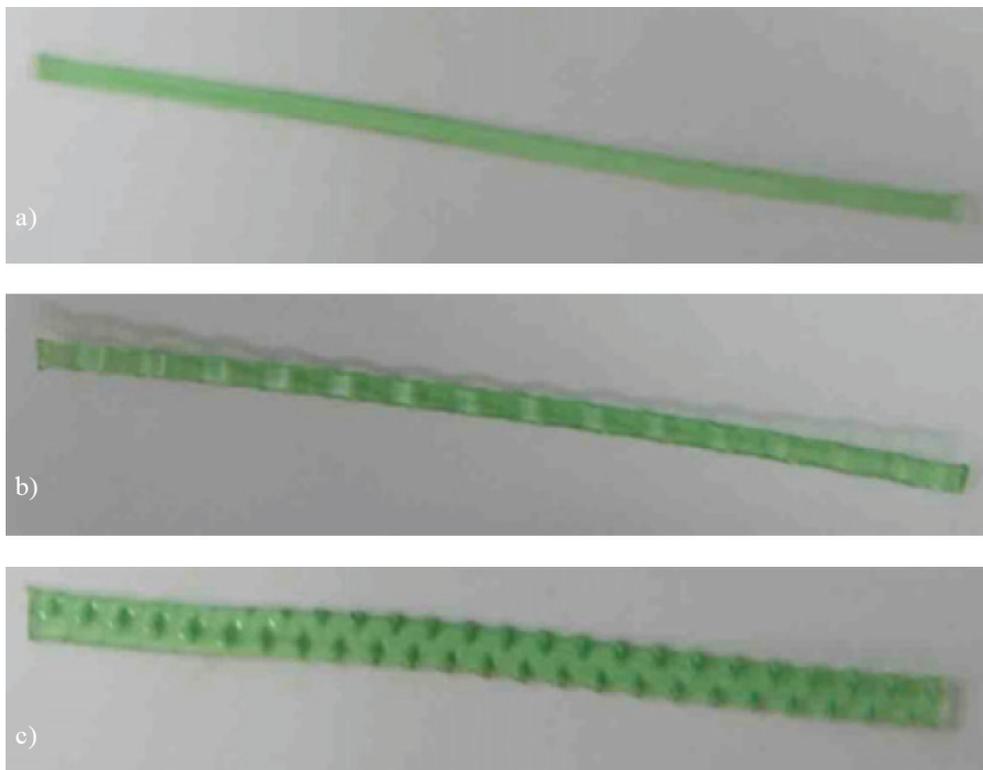


*Figura 5.21: Agregado à base de resíduos de PET e escórias de alto forno  
(Choi et al., 2005)*

Já outros autores (Batanyeh et al., 2007) referem ter obtido um comportamento oposto, ou seja, à medida que aumentaram a percentagem de substituição de agregados por resíduos de PET verificaram uma redução da trabalhabilidade. Para uma percentagem de substituição de 20% de agregados por resíduos, o slump reduz-se em 20% para 5,8 cm. Os resultados obtidos comprovam que a trabalhabilidade dos betões com resíduos de PET é influenciada pelo volume da sua incorporação, excepto se os mesmos tiverem sido objecto de um tratamento prévio que lhes confira algumas semelhanças aos agregados naturais.

### Retracção plástica

Kim et al. (2008) estudaram a influência de três tipos de fibras obtidas a partir de resíduos de PET (Figura 5.22) no controlo da retracção plástica do betão.



**Figura 5.22:** Características geométricas de fibras recicladas a partir de resíduos de PET: a) Normal ( $50 \times 0.5 \times 1\text{mm}$ ); b) Com relevo ( $50 \times 0.3 \times 1.2\text{mm}$ ); c) Com marcas ( $50 \times 0.2 \times 1.3\text{mm}$ ) (Kim et al., 2008)

As fibras foram obtidas a partir de resíduos de PET aquecidos de forma a gerar uma superfície contínua a qual é cortada em filamentos com 0.5mm de largura. Estes são depois submetidos a um tratamento mecânico que altera as características da sua superfície, gerando fibras com marcas ou em relevo. Estes autores referem que a utilização de um volume de fibras até 0.25% consegue reduzir a retracção plástica do betão. Volumes superiores a esta quantidade não trazem acréscimos de redução da retracção. Os resultados obtidos mostram que as fibras com marcas são aquelas que estão associadas aos maiores valores da resistência mecânica e são responsáveis pelos melhores desempenhos em termos de retracção plástica.

Kim et al. (2010) confirmam a eficácia da utilização de fibras de PET reciclado no controlo da retracção plástica. Estes autores compararam o desempenho de fibras de PET reciclado com marcas e fibras comerciais de polipropileno, tendo as primeiras sido previamente submetidas a um tratamento superficial para melhorar a sua dispersão e a sua aderência (Won et al., 2007).

Os resultados obtidos mostram que o melhor desempenho é obtido com 0.5% de fibras comerciais de polipropileno, contudo a utilização de 1% de fibras de PET reciclado apresenta um desempenho muito semelhante. Tendo

em conta que o controlo da retracção está dependente da utilização de fibras mediante determinadas características de produção, seria importante que futuras investigações verificassem o impacto ambiental dos processos necessários para esse efeito.

### **Resistência à compressão**

Alguns autores (Rebeiz et al., 1994, 1994a, 1994b, 1994c, 1996) referem que os resíduos de PET podem ser utilizados para produção de resina de poliéster com glicol e ácido dibásico. Esta por sua vez pode servir como material ligante no fabrico de betões polímeros, que se caracterizam por um elevado desempenho mecânico.

Jo *et al.* (2006) confirmam a elevada resistência à compressão de betões polímeros produzidos com resina proveniente da reciclagem de resíduos de PET. Os mesmos autores (Jo *et al.*, 2008) apresentam resultados sobre a possibilidade destes betões poderem ainda incorporar resíduos de construção e demolição (RCD), que se caracterizam por apresentarem reduções de resistência à compressão pouco relevantes, em contraponto aos betões correntes onde a incorporação de RCD implica elevadas reduções daquele parâmetro.

Madhi *et al.* (2010) também estudaram o desempenho de betões com resina obtida a partir de resíduos de PET, tendo observado que a utilização de uma razão resíduo/glicol de 2:1 conduz à obtenção de resistências à compressão mais elevadas. Os betões polímeros apresentam no entanto uma desvantagem de relevo que se prende com a alteração das suas propriedades para uma faixa de temperaturas pouco elevada. Rebeiz (1995) obteve reduções da resistência à compressão de 45% para betões polímeros expostos a uma temperatura de apenas 60 °C.

Choi *et al.* (2005) estudaram a substituição de areia por resíduos à base de PET/escórias (5-15mm), referindo que os mesmos provocam reduções pouco substanciais da resistência à compressão. Uma mistura com um volume de substituição de 25%, A/C=0.45 e 3 dias de cura apresenta uma redução da resistência de apenas 6.4%. Para uma mistura com 28 dias de cura, a redução da resistência aumenta ligeiramente para 9.1%. O aumento do volume da substituição de resíduos conduz a um aumento das reduções da resistência, mas não se verifica uma relação de proporcionalidade nas reduções referidas. Uma mistura com um volume de substituição de 75%, (A/C=0.45) e 3 dias de cura apresenta uma redução da resistência de 16.5%. Os resultados obtidos mostram que em termos da resistência à compressão os resíduos referidos conduzem a um desempenho algo similar ao obtido com areia.

Outros autores (Batayneh *et al.*, 2007) utilizaram resíduos de PET não tratados observando elevadas reduções da resistência à compressão, de por exemplo 72% para um volume de resíduos de apenas 20%. Estes resultados são opostos aos descritos anteriormente e comprovam que a utilização de resíduos de PET em volumes relevantes torna necessário que estes sejam previamente tratados.

Marzouk *et al.* (2007) utilizaram resíduos de PET moídos tendo observado uma redução na resistência à compressão em função do seu volume, para os resíduos com uma dimensão máxima inferior a 2mm. Já para os resíduos com uma dimensão máxima de 5mm, os mesmos autores observaram que a resistência à compressão se mantém inalterada, até um volume de substituição de 40%.

Ochi *et al.* (2007) estudaram fibras recortadas (Figura 5.23) obtidas a partir de resíduos de PET submetidos a um processo de plastificação, tendo obtido betões com resistências mecânicas aceitáveis. Um volume de substituição de areia por 1.5% de fibras, implica uma redução de 3.6% da resistência à compressão. Estes autores referem que as fibras em causa são utilizadas no Japão desde 2004, em misturas para o revestimento de túneis e apresentam um custo semelhante ao das fibras metálicas. Torna-se assim evidente que mesmo em termos de tratamento dos resíduos de PET é possível obter várias geometrias para o resíduo reciclado, pelo que é natural que o desempenho dos betões seja específico para cada uma delas.

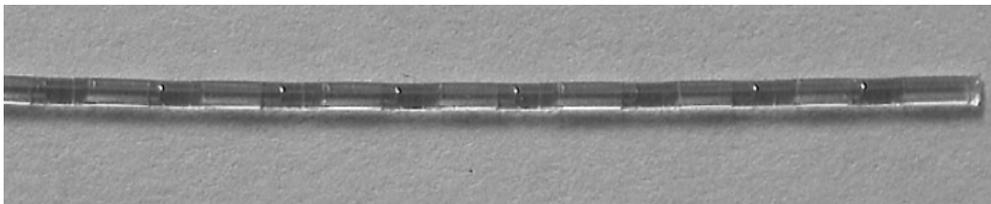


Figura 5.23: Fibra de PET recortada (Ochi *et al.*, 2007)

Modro *et al.* (2009) compararam betões com diferentes resíduos de PET (Figura 5.24) tendo observado elevadas reduções da resistência à compressão quando se utilizam resíduos do tipo granular, sendo que para os resíduos com uma geometria laminar as perdas de resistência são menos expressivas. Para estes autores as diferenças nos resultados ficam a dever-se às diferentes porosidades e também ao facto destes resíduos apresentarem diferente resistência à compressão.



**Figura 5.24:** Tipos de resíduos de PET:  
a) Granulados; b) Laminados (Modro et al., 2009)

Albano et al (2009) estudaram resíduos de PET com várias dimensões (2.6mm, 11.4mm e uma mistura de ambas) para duas faixas de volume (10% e 20%). Os resultados obtidos revelam que os betões com substituição de 20% das partículas de maior dimensão, devem ser totalmente evitados pelo facto de provocarem reduções na resistência à compressão superiores a 60%, o que se fica a dever a problemas de trabalhabilidade (Figura 5.25). Já a utilização de uma mistura com 10% dos dois tipos de resíduos, revela reduções da resistência menos substanciais, entre 15% a 20%.

Outros autores (Choi et al., 2009) obtiveram reduções da resistência à compressão pouco expressivas (16% para um volume de 50%), as quais permitem antecipar o reaproveitamento de elevados volumes destes resíduos com desempenhos mecânicos aceitáveis. Este comportamento explica-se pelo facto destes autores terem utilizado resíduos artificiais à base de PET/escórias.



Figura 5.25: Betões com patologia do tipo “ninhos de brita”:  
a) Parcial; b) Total (Albano et al (2009))

Akcaozoglu *et al.* (2010) estudaram resíduos de PET triturados com um formato granulado e uma dimensão máxima de 4mm, tendo observado que o aumento do volume de resíduos de 50% para 100% implica somente uma redução da resistência à compressão dos betões de 31.1MPa para 28.8MPa.

Frigione (2010) também utilizou resíduos de PET triturados com dimensões entre 0.1mm e 5mm tendo observado que a substituição de um volume de 5% conduz à obtenção de reduções da resistência à compressão entre 0.4% a 1.9%, em provetes com 1 ano de cura.

Outros autores (Kim *et al.*, 2010) utilizaram fibras de 5mm com marcas, referindo que a substituição até 1% não conduz a reduções relevantes da resistência à compressão.

Hanawi *et al.* (2010) compararam o desempenho de compósitos com fibras PET relativamente a compósitos com fibras de policarbonato (Figura 5.26) tendo observado em ambos os casos uma elevada redução da resistência à compressão, em função do volume de resíduos utilizado.



Figura 5.26: a) resíduos de PET; b) resíduos de policarbonato  
(Akcaozoglu et al., 2010)

### Resistência à tracção

Choi *et al.* (2005) referem ter observado uma redução na resistência à tracção de 16%, para um volume de substituição de resíduos de 25%. Esta redução é superior à referida pelos mesmos autores no ensaio de resistência à compressão, para o mesmo volume de substituição. A explicação para tal pode ter a ver com a baixa aderência entre os agregados artificiais de PET e as escórias que apresentam uma superfície bastante lisa.

Jo *et al.* (2006) referem que os betões polímeros fabricados com resina de poliéster obtida a partir de resíduos de PET apresentam uma elevada resistência à tracção.

Ochi *et al.* (2007) observaram um aumento da resistência à tracção até 36% com a utilização de volumes de substituição até 1.5% de fibras de PET recortadas.

Marzouk *et al.* (2007) referem que a redução da resistência à tracção de betões com resíduos moídos é semelhante à que ocorre para o ensaio de resistência à compressão.

Para Albano *et al.* (2009) a redução da resistência à tracção depende não só do volume de resíduos de PET mas também das dimensões das partículas, sendo que as partículas menores estão associadas a maiores reduções da resistência.

Choi et al. (2009) comprovaram que a razão resistência à tracção por flexão/resistência à compressão em misturas com resíduos de PET, é similar à obtida em compósitos correntes.

Hanawi *et al.* (2010) concluem que a resistência à tracção de compósitos com fibras PET é semelhante à de compósitos com fibras de policarbonato. Os mesmos autores, referem que a substituição de resíduos até um volume de 20% não gera reduções apreciáveis daquele parâmetro. Já a substituição de um volume de 50% implica uma redução na resistência à tracção de apenas 11% para as misturas com resíduos de PET, enquanto que as misturas com resíduos de policarbonato mostram nas mesmas condições uma redução da resistência de 36%.

### **Tenacidade**

Este parâmetro permite quantificar a capacidade de absorção da energia de um determinado material. A norma ASTM C1018-97 define vários índices de tenacidade ( $I_5$ ,  $I_{10}$  e  $I_{20}$ ), os quais são obtido através do quociente entre a área abaixo da curva carga/deslocamento num ensaio de flexão. Estes índices já foram atrás referidos a propósito dos compósitos com borracha reciclada.

Silva *et al.* (2005) referem que a utilização de fibras curtas obtidas a partir da reciclagem de fibras de PET contribui para o aumento dos índices de tenacidade de compósitos cimentícios.

Também Hannawi *et al.* (2010) observaram uma elevada capacidade de absorção de energia para compósitos à base de resíduos de PET e polietileno, mesmo para um elevado volume de resíduos.

Outros autores (Kim *et al.*, 2010) utilizaram fibras curtas com marcas obtidas da reciclagem de resíduos de PET referindo que a sua utilização em betões permite uma flecha a meio vão que é 4 vezes superior quando comparada à flecha de betões sem fibras.

Os resultados obtidos permitem inferir que é possível produzir betões com resíduos de PET de elevada tenacidade adequados para aplicações estruturais em zonas de elevado risco sísmico ou onde os betões possam estar sujeitos a acções dinâmicas de elevada intensidade.

Apesar dos bons resultados obtidos em termos de tenacidade torna-se necessário saber qual o tratamento das fibras PET com o menor impacto ambiental e aqueles que conduzma à optimização da tenacidade dos compósitos cimentícios com estes resíduos.

### **Módulo de elasticidade**

Marzouk *et al.* (2007) referem que o módulo de elasticidade dos compósitos com resíduos de PET apresenta uma ligeira redução (até 5%) com o aumento do volume dos resíduos até 20%. Acima deste volume o módulo de elasticidade apresenta uma redução muito acentuada. Quando o volume de resíduos duplica para 40% o módulo de elasticidade apresenta uma redução de 4 vezes (21.4%). Os resultados obtidos mostram ainda que as misturas com partículas de PET de menor dimensão estão associadas a menores módulos de elasticidade.

Kim *et al.* (2010) também confirmam a redução do módulo de elasticidade com o aumento do volume de fibras recicladas de PET. Contudo como estes autores utilizaram volumes muito reduzidos (até 1%) as reduções assinaladas são pouco relevantes. Os mesmos autores analisaram a ductilidade de uma viga de betão armado com estes resíduos, referindo que a utilização na mesma de um volume de apenas 0.5%, conduz a um aumento da ductilidade 10 vezes superior, comparativamente à situação de uma viga com a ausência daquelas fibras.

### **Condutibilidade térmica**

Marzouk *et al.* (2005) referem que a utilização de um volume de 50% de resíduos de PET permite obter uma redução de 46% na condutibilidade térmica, passando de 1.28 (W/m.K) para 0.69 (W/m.K).

Yesilata *et al.* (2009) utilizaram uma quantidade de resíduos de PET de geometria quadrada correspondente a 0.9% do volume do provete de betão ensaiado, tendo registado uma redução de 10% na condutibilidade térmica do mesmo. Estes autores referem que se os resíduos de PET tiverem uma configuração irregular a condutibilidade do compósito aumenta para 17%, pelo facto das partículas com esta geometria apresentarem uma aderência à pasta de cimento que é mais elevada. Os resultados são promissores em termos da condutibilidade térmica, contudo estão condicionados à necessidade da utilização de um elevado volume de resíduos, o que como se viu em secções anteriores se reflecte em elevadas reduções da resistência mecânica dos compósitos.

### **Durabilidade**

Silva *et al.* (2005) referem que as fibras de PET se vão degradando quando imersas num meio alcalino como aquele que está presente nas pastas de cimento. O mecanismo de degradação envolve uma reacção que leva à quebra das ligações poliméricas em dois grupos principais (anéis aromáticos e esteres alifáticos). Estes autores analisaram fibras de PET imersas numa solução que reproduz as condições de alcalinidade presentes na água dos poros da pasta de cimento, tendo detectado a presença de bandas

características dos anéis aromáticos. Como resultado dessa degradação os mesmos autores constataram que os compósitos com fibras de PET apresentam uma redução da tenacidade ao longo do tempo, tendo observado que entre os 42 e os 104 dias de cura, se verifica uma perda de tenacidade de 20%. No entanto alguns autores (Ochi *et al.*, 2007) utilizaram fibras de PET recortadas obtidas por tratamento desses resíduos, referindo que as mesmas apresentam uma elevada resistência à degradação em meio alcalino. Estes autores compararam o desempenho dessas fibras com o desempenho das fibras de polipropileno-PP e de acetato de polivinil -PVA, referindo que as fibras de PET conseguem manter 99% da sua resistência à tracção após imersão em meio alcalino, enquanto que as fibras de PP e de PVA apresentam resistências percentuais respectivamente de 86% e 56%.

Relativamente aos parâmetros de durabilidade dos compósitos com fibras PET, alguns autores (Benosman *et al.*, 2008) revelam que estas contribuem para uma redução da difusão de cloretos.

Won *et al.* (2010) não observaram reduções em termos da difusão de cloretos de compósitos com fibras recicladas de PET, mas referem que estes compósitos apresentam um melhor desempenho no ensaio de gelo-degelo relativamente aos betões de referência. No entanto quando sujeitos a imersão em meios de elevada alcalinidade ou em meios ácidos os mesmos apresentam um desempenho pouco satisfatório para futuras aplicações.

Galvão *et al.* (2010) compararam o desempenho de betões com fibras de PET com o desempenho de betões com fibras de polietileno de baixa densidade e também com fibras de pneus reciclados. Os resultados obtidos mostram que os primeiros apresentam em termos do ensaio de erosão/abrasão imerso o menor valor de desgaste, com uma perda de massa de 23% para uma mistura com 5% de resíduos, enquanto que nas mesmas condições a mistura com fibras de polipropileno apresentou uma perda de massa de 40%. Os referidos autores revelam que a mistura com fibras de PET foi utilizada em trabalhos de reparação de uma estrutura de betão de uma barragem no Brasil.

Os resultados relativos à degradação dos resíduos de PET estão dependentes dos mesmos terem ou não sido objecto de tratamento prévio. Sendo certo que utilização de resíduos de PET não tratados em betões, é desaconselhável por ser manifestamente inexecutável devido à sua previsível degradação. Já relativamente ao desempenho dos compósitos cimentícios com resíduos de PET, os resultados embora positivos nos casos em que se utilizam volumes de resíduos bastante reduzidos são ainda escassos merecendo por essa razão ser objecto de novas investigações.

### 5.3.3 Betões Betuminosos

A utilização de resíduos de pavimentos rodoviários ou aeroportuários (usualmente conhecidos por fresados), em betões betuminosos a quente em central encontra-se regulamentada pela especificação LNEC E 472 de Maio de 2006 a qual transpõe para a regulamentação técnica portuguesa a norma EN 13 108:2005.

A especificação LNEC E 472 (2006) não abrange técnicas de produção de betuminosos “in situ” independentemente da temperatura utilizada e relativamente à produção em central, também não abrange as técnicas com temperaturas a frio ou meio-quente.

Esta especificação não contempla a utilização de resíduos de alcatrão o qual é considerado tóxico e prejudicial para o ambiente. Embora os termos betume e alcatrão costumem ser utilizados de forma indiferenciada, as diferenças entre ambos são substanciais:

- Betume – combinação complexa de compostos orgânicos contendo uma proporção relativamente elevada de hidrocarbonetos com pequenas quantidades de níquel, ferro ou vanádio.
- Alcatrão – material viscoso produzido por pirólise de carvão, linhite ou madeira, sem qualquer origem petrolífera. Contém substâncias químicas classificadas como carcinogénicas ou tóxicas.

Na Tabela 5.16 são especificados os campos de aplicação e as taxas máximas de aplicação dos resíduos betuminosos abrangidos pela especificação LNEC E 472 (2006).

**Tabela 5.16:** Campo de aplicação e taxas máximas de aplicação de resíduos

Classificação do resíduo (EN 13108-8)			Campo de aplicação	Taxa máxima de incorporação <sup>(2)</sup>
Presença de matéria estranha	Ligante presente no resíduo			
	Tipo de ligante <sup>(1)</sup>	Características do ligante recuperado		
F1	Betume de Pavimentação (tradicional)	P <sub>15</sub> ou S <sub>70</sub>	Camadas de desgaste	10% <sup>(3)</sup>
			Camadas de regularização e de base	50% <sup>(3)</sup>
F5	Betume de Pavimentação (tradicional)	P <sub>15</sub> ou S <sub>70</sub>	Camadas de regularização e de base	25% <sup>(3)</sup>
F5	Betume de Pavimentação (tradicional)	P <sub>dec</sub> ou S <sub>dec</sub>	Camadas de regularização e de base	10% <sup>(3)</sup>
F5	Betume Modificado de Pavimentação ou Betume Duro de Pavimentação	Natureza e propriedades declaradas		

Wong *et al.* (2007) comprovaram a eficácia da substituição de agregados naturais por agregados finos reciclados de betão na execução de betões betuminosos a quente. Estes autores referem que parte dos agregados reciclados foi sujeito a um tratamento térmico para transformação do carbonato de cálcio em óxido de cálcio.

Outros autores (Mills-Beale & You, 2009) também estudaram a utilização de agregados reciclados de betão em misturas betuminosas produzidas a quente, com percentagens de substituição de agregados naturais a variar entre 25% a 75%, referindo que a eficácia da utilização de elevados volumes de agregados reciclados, não fica comprometida em rodovias com baixo volume de tráfego.

Huang *et al.* (2009) referem que a substituição de 15% de agregados naturais por resíduos cerâmicos moídos provenientes da indústria automóvel, aumenta a resistência à deformação de betões betuminosos produzidos a quente, sendo que o melhor desempenho foi obtido para uma percentagem de substituição de 2,5%.

Um dos casos mais conhecidos relativamente ao reaproveitamento de resíduos em betões betuminosos diz respeito á utilização de betume modificado com borracha reciclada de pneus-BMB, (Figura 5.27).

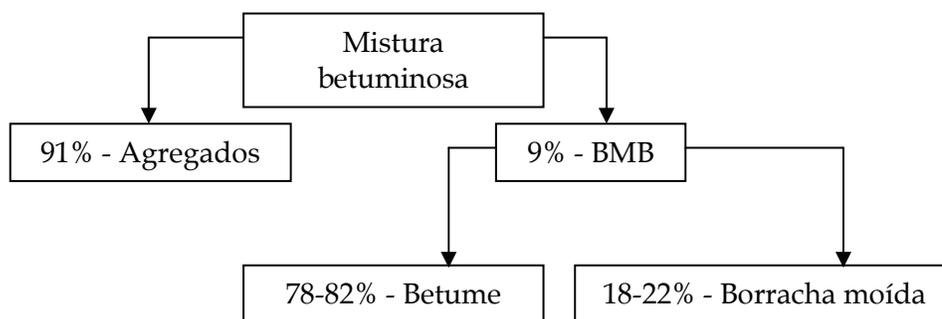
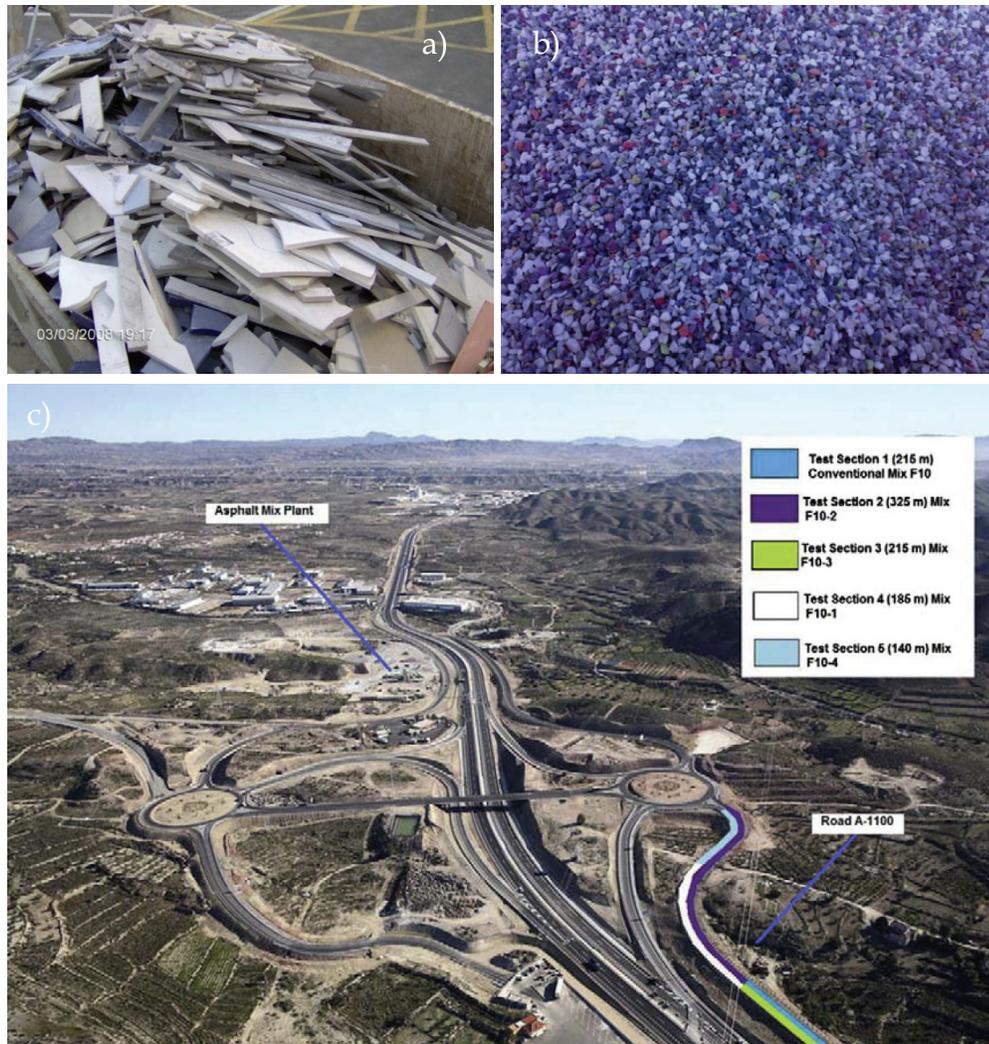


Figura 5.27: Mistura betuminosa com borracha reciclada de pneus

Mais recentemente, Rubio *et al.* (2010) referem que a construção de uma auto-estrada (Figura 5.28c) em Espanha junto a uma fábrica de produção de azulejos, mosaicos e bancadas de cozinha à base de agregados síliciosos e resina de poliéster, permitiu o reaproveitamento dos resíduos da mesma em substituição de agregados naturais. A fábrica em questão tem uma produção anual de 10.000 toneladas de resíduos em placas (Figura 5.28a), os quais foram triturados para a obtenção de agregados finos (Figura 5.28b). Os referidos autores salientam o bom desempenho das misturas betuminosas, mesmo daquelas que continham 100% de agregados provenientes da reciclagem dos resíduos.



**Figura 5.28:** Resíduos provenientes do fabrico de placas decorativas: a) ainda em placas; b) após trituração; c) auto-estrada A1100 com indicação dos troços onde foram utilizadas as misturas betuminosas com resíduos (Rubio *et al.*, 2010)

A execução de betões betuminosos com borracha reciclada de pneus (BMB) tem vindo a crescer desde 1999 data em que a Administração Rodoviária Portuguesa aprovou o uso deste tipo particular de mistura (Antunes *et al.*, 2000).

As misturas com BMB permitem em média o reaproveitamento da borracha de aprox. 4.000 pneus por cada quilómetro de estrada (admitindo uma largura de 12m e uma espessura de 4cm), havendo registos que apontam para que desde 1999 até 2007 tenham sido reaproveitados em Portugal mais de 1.200.000 pneus, aplicados em 360km de estrada.

Pestana *et al.* (2006) apresentaram resultados relativos ao desempenho de misturas betuminosas com betumes modificados, respectivamente com polímeros (SBS) e com borracha reciclada de pneus usados (BMB) aplicados no troço de auto-estrada da A8 (CRIL-Loures), concluindo que uma mistura de BMB com apenas 2cm de espessura apresenta um desempenho em termos de fadiga ao longo de 4 anos, superior a uma mistura SBS com 5cm de espessura.

Também em 2006 o LNEC emitiu um Documento de aplicação (DA3) a pedido da Recipav para misturas betuminosas abertas com alta percentagem de borracha (MBA-BMB®), destinado a pavimentos rodoviários e aeroportuários, o qual define as condições de aplicação destas misturas e sendo válido até 30 de Novembro de 2009. O mesmo foi entretanto renovado tendo validade até 31 de Maio de 2011 (DA15).

Investigações recentes levadas a cabo no Departamento de Engenharia Civil da Universidade do Minho permitiram otimizar o desempenho deste tipo misturas (Fontes *et al.*, 2007; Fontes, 2009)

O Despacho N° 4015/2007 do Ministério das Obras Públicas e Ambiente determinando que os organismos públicos devem prever a utilização de pavimentos de misturas betuminosas com incorporação de betumes modificados ou a resolução do Conselho de Ministros N° 65/2007, que integra a Estratégia Nacional para as Compras Públicas Ecológicas 2008 - 2010, incentivando a inclusão de critérios ambientais na aquisição de produtos e serviços irão contribuir de forma decisiva para o crescimento exponencial da aplicação das misturas betuminosas, incorporando betume modificado com borracha reciclada de pneus.

## 5.4 Betões com Capacidade Sensora

São inúmeros os casos relatados na literatura da especialidade sobre ocorrências relacionadas com a degradação de estruturas de betão à base de ligantes hidráulicos (cimento Portland). Para além dos problemas de durabilidade do betão relacionados com deficiências de betonagem e cura, na verdade a vulnerabilidade deste material fica a dever muito ao próprio material ligante (cimento Portland), que apresenta uma elevada quantidade de cal facilmente susceptível de ataque químico, situação agravada pela incapacidade do cimento Portland em conseguir uma boa aderência aos agregados o que induz níveis de permeabilidade relativamente elevados, facilitando o ingresso de água, gases e substâncias agressivas, que provocam fenómenos de carbonatação e de corrosão das armaduras.

A ausência de inspecções regulares ao estado de conservação das estruturas em betão contribui para agravar o problema da sua degradação precoce, porquanto se constitui como um factor potenciador de desastres com as inevitáveis perdas de vidas humanas. Este problema é especialmente grave nos países como Portugal onde por vários motivos, é notória uma cultura quase institucional de um certo desleixo em termos de inspecção e conservação de estruturas, a qual só é excepcionalmente interrompida aquando da ocorrência de desastres que marcam a agenda mediática.

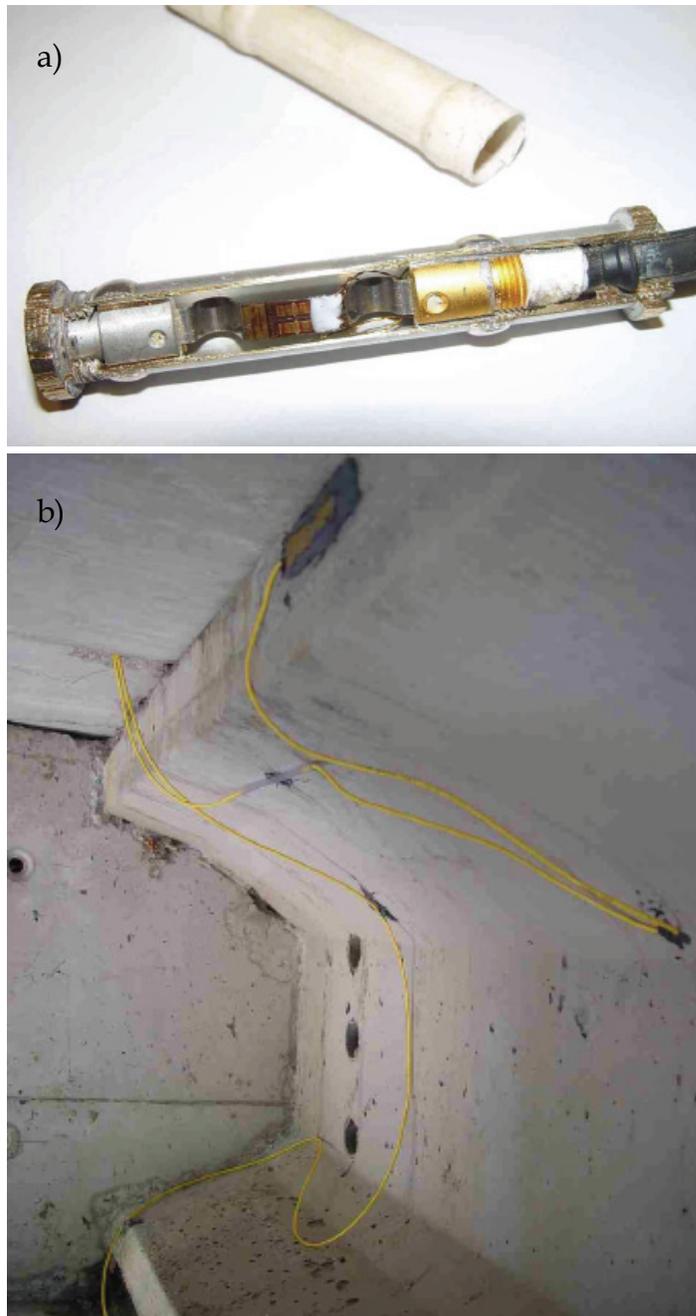
A título de exemplo note-se que já depois da tragédia da queda da ponte Entre-os-Rios, entre 2002 e 2006, as Estradas de Portugal (EP), realizaram um conjunto de inspecções com o objectivo de detectar a necessidade de trabalhos de reparação, reabilitação ou substituição, tendo essa necessidade sido observada em 147 obras de arte.

Até ao presente momento as actividades de monitorização das estruturas de betão requerem o uso de vários equipamentos que estão embebidos dentro do betão ou colados à sua superfície exterior (Figura 5.29). Estes procedimentos são relativamente dispendiosos e no caso dos dispositivos embebidos no interior do betão podem ser responsáveis por uma redução nas propriedades e da degradação precoce daquele material.

Os materiais compósitos de matriz cimentícia reforçados com fibras de carbono tem vindo a ganhar terreno, por um lado devido à baixa do custo das fibras de carbono e por outro às capacidades sensoras das estruturas executadas com betões reforçados com fibras de carbono. A capacidade sensora destes materiais está directamente relacionada com a conductividade eléctrica das fibras de carbono.

As investigações acerca dos compósitos de betão reforçado com fibras de carbono mostram que estes materiais possuem relativamente aos betões correntes, maior resistência à tracção e à flexão, menor retracção e um melhor desempenho em termos da resistência a ciclos de gelo-degelo (Park & Lee, 1993; Pigeon *et al.*, 1996; Pigeon *et al.*, 1996a; Banthia & Sheng, 1996).

As matrizes cimentícias com 28 dias de idade possuem para uma temperatura ambiente de 20 °C, uma resistividade eléctrica de 5000  $\Omega$ .m para uma corrente contínua DC. A adição de fibras curtas de carbono (5mm) numa percentagem de 0,5% da massa de cimento provoca uma redução da resistividade para 200  $\Omega$ .m em betões reforçados com aquelas fibras e aditivados com sílicas de fumo, as quais conseguem promover a dispersão das fibras (Chung, 2002).



**Figura 5.29:** Equipamentos de monitorização: a) Extensómetro para medir deformações no betão; b) colagem de extensómetros em viga de betão.

A resistividade eléctrica dos betões reforçados com fibras de carbono é influenciada quer pelo volume e dimensão das fibras, quer também pelo grau de saturação da pasta de cimento (Wen & Chung, 2001; Chen *et al.*, 2004).

Para estes betões a resistividade eléctrica aumenta com as tensões de tracção e decresce com as tensões de compressão (piezoresistividade). A explicação para este fenómeno tem que ver com o facto das tensões gerarem a abertura de microfissuras o que leva a um aumento da resistividade destes betões. Estes materiais possuem assim características para serem utilizados como sensores de deformação (Wen & Chung, 2005).

As aplicações para a piezoresistividade podem incluir entre outras, controlo de vibração estrutural e da segurança de edifícios. Os betões reforçados com fibras de carbono podem ainda ser utilizados para aferir o grau de degradação destes materiais (Reza et al., 2003; Wen & Chung, 2006).

As referidas capacidades permitem igualmente um controlo contínuo da evolução dessa mesma degradação (Cao & Chung, 2002). Esta monitorização da integridade da estrutura em tempo real é aliás crucial para evitar colapsos estruturais como aqueles que tiveram lugar num passado pouco longínquo no estrangeiro e mesmo em Portugal (Figura 5.30).

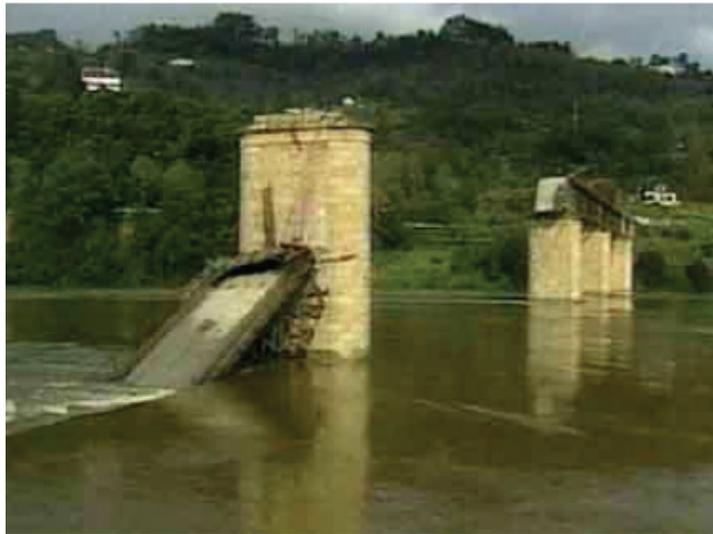


Figura 5.30: Queda da ponte Entre-os-Rios (Portugal-2001)

Além disso como a resistividade eléctrica decresce com a subida da temperatura dos betões reforçados com fibras de carbono, estes materiais podem funcionar como sensores de temperatura fornecendo informação em tempo real sobre esta variável o que também poderá servir para a eventual detecção de incêndios.

Uma outra aplicação inteligente para estes materiais passa pela utilização da informação relativa à temperatura, para desencadear respostas pré-condicionadas que iniciem o aquecimento dos betões reforçados com fibras de carbono para evitar o congelamento destes materiais, dessa forma

dispensando outras medidas para evitar o congelamento ou a remoção de gelo.

Uma das aplicações fundamentais dos compósitos de betão inteligente está relacionada com o controlo da corrosão das armaduras de aço através da protecção catódica. Trata-se de uma técnica de protecção electroquímica, que requer a aplicação de uma corrente eléctrica às armaduras (para mais informações sobre a protecção catódica ver secção 9.3.1.3).

Embora o betão corrente seja um fraco condutor eléctrico a inclusão das fibras de carbono pode facilitar a aplicação da protecção catódica. A utilização de betões reforçados com fibras de carbono em conjunção com a adição de sílicas de fumo, permite reduzir a voltagem necessária para a protecção catódica em 28%, comparativamente aos betões sem aquelas fibras (Chung, 2000).

Na unidade de investigação C-TAC (Secção de construção sustentável) da Universidade do Minho têm aliás sido levadas a cabo algumas investigações sobre o desempenho de materiais sensores. Silva (2005) analisou a viabilidade do desenvolvimento de um sensor de baixo custo desenvolvido a partir de um polímero reforçado com fibras de carbono. Tendo o mesmo demonstrado aptidão para a medição dos assentamentos dos solos ocorridos sob a fundação directa de estruturas. Mais recentemente Gonzalez (2007) estudou as propriedades mecânicas e físicas de betões reforçados com fibras de carbono, tendo confirmado resultados de outros autores sobre a influência da temperatura do betão na resistência eléctrica deste material, facto de relevo na avaliação da capacidade sensora do betão. Observou também que betões contendo 1% de fibras longas (6 mm) de carbono apresentam potencial para serem utilizados como sensores do comportamento de estruturas.

## 5.5 Gessos Sintéticos

Designam-se por sintéticos os gessos residuais ou gerados como subprodutos em processos industriais, como sejam os gessos obtidos por remoção dos gases de centrais termo-eléctricas (gesso FGD ou dessulfogesso), ou mesmo como subprodutos durante a síntese ou neutralização de alguns ácidos e efluentes tais como a produção de ácido fosfórico da indústria de fertilizantes fosfatados (fosfogesso), ou ainda em menor quantidade na neutralização de outros ácidos (titanogesso, borogesso, fluorgesso, citrogesso).

Os gessos sintéticos constituem não só uma forma de reduzir custos como também uma forma de reduzir a extracção de gesso de origem fóssil, permitindo simultaneamente o reaproveitamento de resíduos e evitando a sua deposição em aterro. As estatísticas disponíveis referem que em 2004 já se produziam a nível mundial 200 milhões de toneladas de gesso sintético, sendo este valor na sua grande maioria correspondente a fosfogesso.

### 5.5.1 Gesso FGD

O gesso FGD é obtido através de um processo designado por desulfurização. Neste processo há remoção do dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), proveniente da queima do carvão ou da queima de combustíveis e presente nos gases de combustão das centrais termoeléctricas (cujas emissões ascendem a 200 milhões de toneladas/ano), utilizando para o efeito materiais absorventes à base de cálcio e gerando gesso como subproduto também designado por gesso FGD (Flue gas desulphurisation).

De acordo com a Eurogypsum em 2006 a produção de gesso-FGD foi de 14,8 milhões de toneladas em 18 países, o que representa um acréscimo substancial relativamente ao ano de 1992, em que nos mesmos países apenas foram produzidas 3,2 milhões de toneladas. Os Estados Unidos, produziram 12 milhões de toneladas de gesso-FGD em 2006 dos quais no entanto somente 9 milhões foram reaproveitados ( Leiva *et al.*, 2010).

Embora seja um sub-produto de baixo custo e produzido em quantidades substanciais há no entanto algumas reticências à sua utilização, devidas por um lado ao elevado grau de conservadorismo dos agentes ligados à indústria da construção civil, mas também à ausência de estudos sobre as suas propriedades.

Investigações recentes mostram que o gesso-FGD tem um desempenho mesmo superior ao dos gessos extraídos por mineração (Tésarek *et al.*, 2007).

Este tipo de gesso apresenta-se com um elevado teor de água pelo que alguns autores (Guo & Shi, 2008), recomendam que seja sujeito a um tratamento térmico prévio.

Outros autores (Tzouvalas *et al.*, 2004; Papageorgiu, 2005), alertam para o inconveniente de formação de anidrite solúvel provocada durante o processo industrial.

Em Portugal, foi recentemente instalado um sistema de desulfurização na central Termoeléctrica de Sines, pela CPPE-Companhia Portuguesa de

Produção de Electricidade, S.A., empresa do Grupo EDP que explora o Centro de Produção de Sines.

O objectivo principal relacionado com a instalação do sistema de desulfurização prende-se com a necessidade de reduzir as emissões da central termoelétrica para valores compatíveis com o estabelecido no Decreto-Lei 178/2003 de 5 de Agosto, diploma que estabelece limitações às emissões de poluentes provenientes de grandes instalações de combustão.

No presente caso a redução das emissões de SO<sub>2</sub> é feita pelo processo húmido calcário/gesso, o qual permite a remoção do dióxido de enxofre dos gases de combustão, através da reacção destes com uma suspensão aquosa de calcário obtendo-se gesso como subproduto (Figura 5.31). Este projecto permite não só valorizar o subproduto obtido durante o processo, como também reduzir as emissões de SO<sub>2</sub> para a atmosfera.

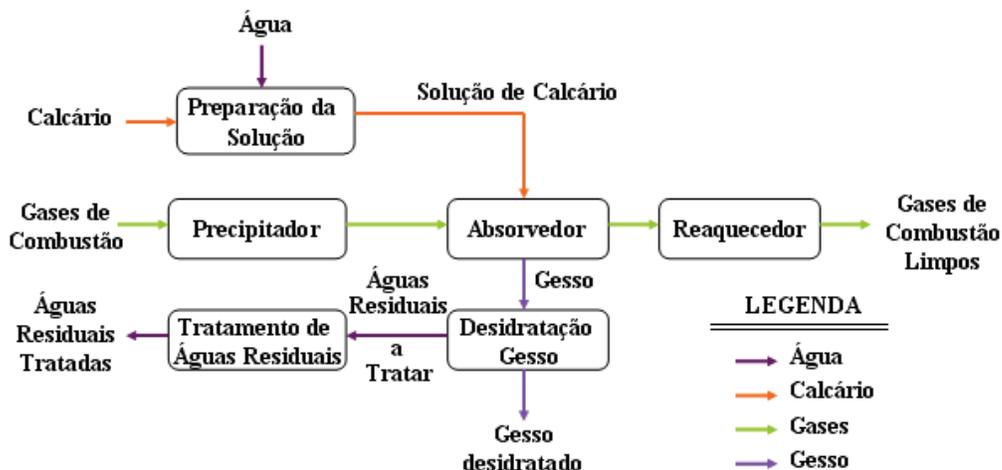


Figura 5.31: Esquema de desulfurização da central Termoelétrica de Sines

O gesso obtido na desulfurização possui um elevado nível de pureza, superior mesmo a alguns depósitos de gesso natural e um baixo teor de humidade ( $\leq 10\%$ ), sendo por isso valorizável na indústria da construção quer na produção de semi-hidrato ( $\text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$ ), quer como regulador de presa na produção de cimento Portland. O gesso com qualidade inferior às especificações de valorização (apenas uma percentagem a variar entre os 5% e os 15% da produção anual), será depositado em aterro.

Estima-se que serão produzidos anualmente através deste processo 208.000 toneladas de gesso ( $139.000 \text{ m}^3$ ) a que corresponderão  $7.000 \text{ m}^3$  de resíduos de gesso (valorização de 95%) a levar a aterro (EDP, 2006). A quantidade a ser produzida representa quase 50% daquilo que foram as necessidades de consumo de gesso em Portugal nos últimos anos.

Aliás, se atendermos a que existem 6 centrais termoeléctricas em Portugal (Sines e Pego a carvão, Barreiro e Carregado a fuelóleo e Tapada do Outeiro e Carregado a gás natural), sendo que o Governo aprovou já a construção de mais duas centrais termoeléctricas junto à bacia do rio Vouga (Ribeiradio e Ermida), é fácil de perceber que existe em Portugal um potencial sub-aproveitado de produção de gesso sintético que poderá contribuir para evitar a exploração de pedra de gesso.

### 5.5.2 Fosfogesso

O fosfogesso é um subproduto industrial obtido durante a produção do ácido fosfórico ( $H_3PO_4$ ), utilizado na produção de fertilizantes para a agricultura. Este composto é obtido a partir da reacção entre ácido sulfúrico e rochas fosfatadas, pertencentes ao grupo da apatite.

Neste processo o fosfato tricálcio reage com o ácido sulfúrico gerando ácido fosfórico e sulfato de cálcio. Por cada tonelada de ácido fosfórico produzido nesta reacção geram-se 4,5 toneladas de fosfogesso. Só nos Estado Unidos, produziam-se já 60 milhões de toneladas de fosfogesso em 1995, estimando-se em 800 milhões de toneladas a quantidade depositada em aterro. O processo de deposição mais comum do fosfogesso passa pela sua bombagem para lagoas de sedimentação, onde após a evaporação da água, se procede à recolha do fosfogesso já seco (Figura 5.32).



*Figura 5.32: Lagoas de sedimentação de fosfogesso*

A fórmula química do fosfogesso tal como a pedra de gesso é a de um sulfato de cálcio com duas moléculas de água ( $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ ). O fosfogesso contém impurezas como ácido fosfórico, fosfatos, fluoretos e matéria orgânica na sua composição. Estas impurezas afectam negativamente a trabalhabilidade, o tempo de presa e a resistência das pastas de gesso (Singh, 2005).

Alguns autores referem que para elevados níveis de impurezas não é viável utilizar o fosfogesso como aditivo retardador do cimento Portland (Olmez & Arden, 1989; Singh & Garg, 1995). Embora outros autores refiram que a sua utilização deve fazer-se somente para cimentos com altos teores de alumina (Demirbas, 1996).

Algumas investigações apontam para a possibilidade da utilização de misturas de fosfogesso-cinzas volantes na produção de tijolos para habitações de baixo custo (Kumar, 2002). Já outros autores (Singh, 2002), referem que o tratamento de fosfogesso com recurso a soluções de 3-4 % de ácido cítrico precedidas de lavagem com água limpa permite concluir que é possível remover as impurezas de fosfatos e fluoretos. Jacomino (2003) entende contudo contrariamente, que estes procedimentos não têm viabilidade económica.

Rejinders (2007) sumariza alguns procedimentos para a redução da contaminação dos gessos sintéticos salientando no entanto que estes reduzem o interesse económico deste sub-produto, sendo que a sua viabilidade económica está dependente do aumento das taxas de deposição e ainda da criação de taxas sobre a extracção de pedra de gesso.

Consoante a composição das rochas de fosfatadas originais, alguns tipos de fosfogesso contém ainda metais pesados e elementos radioactivos, facto aliás já referido no capítulo 2. Investigações recentes apontam para a possibilidade do uso do fosfogesso calcinado como ligante hidráulico e como matéria-prima para a execução de blocos de alvenaria (Kuryatnyk *et al.*, 2008; Degirmenci, 2008, 2008a). Contudo os estudos em questão não abordam a vertente relativa à possibilidade de contaminação ambiental.

### 5.5.3 Outros Gessos Sintéticos

Quase todos os processos industriais em que existe neutralização de ácidos são potenciais fontes de produção de gesso sintético. Incluem-se neste grupo os casos do titanogesso, borogesso, fluorgesso e citrogesso. Embora de menor expressão comparativamente à produção de gesso FDG ou de fosfogesso, os casos do titanogesso, borogesso, fluorgesso e citrogesso são responsáveis ainda assim, pela produção anual de várias centenas de milhares de toneladas de gesso sintético.

- Fluorgesso: Proveniente da produção de ácido hidrófluórico, através da digestão do mineral fluorite com ácido sulfúrico. (Escalante-Garcia *et al.*, 2008)

- Borogesso: Proveniente da produção do ácido bórico ( $H_3BO_3$ ) a partir de minerais à base de boro.
- Citrogesso: Obtido a partir da extração de ácido cítrico (utilizado pela indústria farmacêutica) o qual é proveniente de fontes orgânicas e precipitado numa primeira fase com recurso a cal em citrato de cálcio para remoção de impurezas e numa segunda fase com ácido sulfúrico (Ozkul, 2000)
- Titanogesso: Gesso residual proveniente da produção de pigmento branco dióxido de titânio ( $TiO_2$ ), quando o titânio é extraído do mineral ilmenite ( $FeTiO_3$ ) por recurso a soluções de ácido sulfúrico as quais são depois neutralizadas com carbonato de cálcio gerando gesso sintético. Este tipo de resíduo é também conhecido por gesso vermelho, que fica a dever a sua cor à presença de ferro.

## 5.6 Ligantes obtidos por activação alcalina

Sintetizados a partir de materiais aluminosilicatados com soluções altamente alcalinas os ligantes obtidos por activação alcalina (também por vezes designados por geopoliméricos), são conhecidos por serem responsáveis por um nível de emissões de dióxido carbono inferior ao do cimento Portland. Estes materiais apresentam uma elevada resistência a acções mecânicas, térmicas e em meio ácido, indiciando serem mais duráveis que os betões à base de cimento Portland. Para Duxson et al. (2007) a durabilidade destes materiais constitui precisamente o factor determinante que os diferencia do cimento Portland (Figura 5.33). A estas vantagens deve-se somar o facto destes ligantes permitirem o reaproveitamento de resíduos de minas e pedreiras e ainda a de possuírem uma elevada capacidade de imobilização de resíduos tóxicos e radioactivos o que lhes confere uma indiscutível mais valia ambiental (Van Deventer *et al.*, 2010).

### 5.6.1 Emissões de dióxido de carbono

A questão das emissões de carbono dos ligantes obtidos por activação alcalina é um assunto que tem sido objecto de alguma controvérsia. Davidovits (1990, 1999), foi o primeiro autor a pronunciar-se (de forma muito assertiva até), sobre as baixas emissões dos ligantes obtidos por activação alcalina, de 0,184 ton. de  $CO_2$  por tonelada de ligante (Tabela 5.17), quando comparadas com as do cimento Portland (melhoria de 370%).

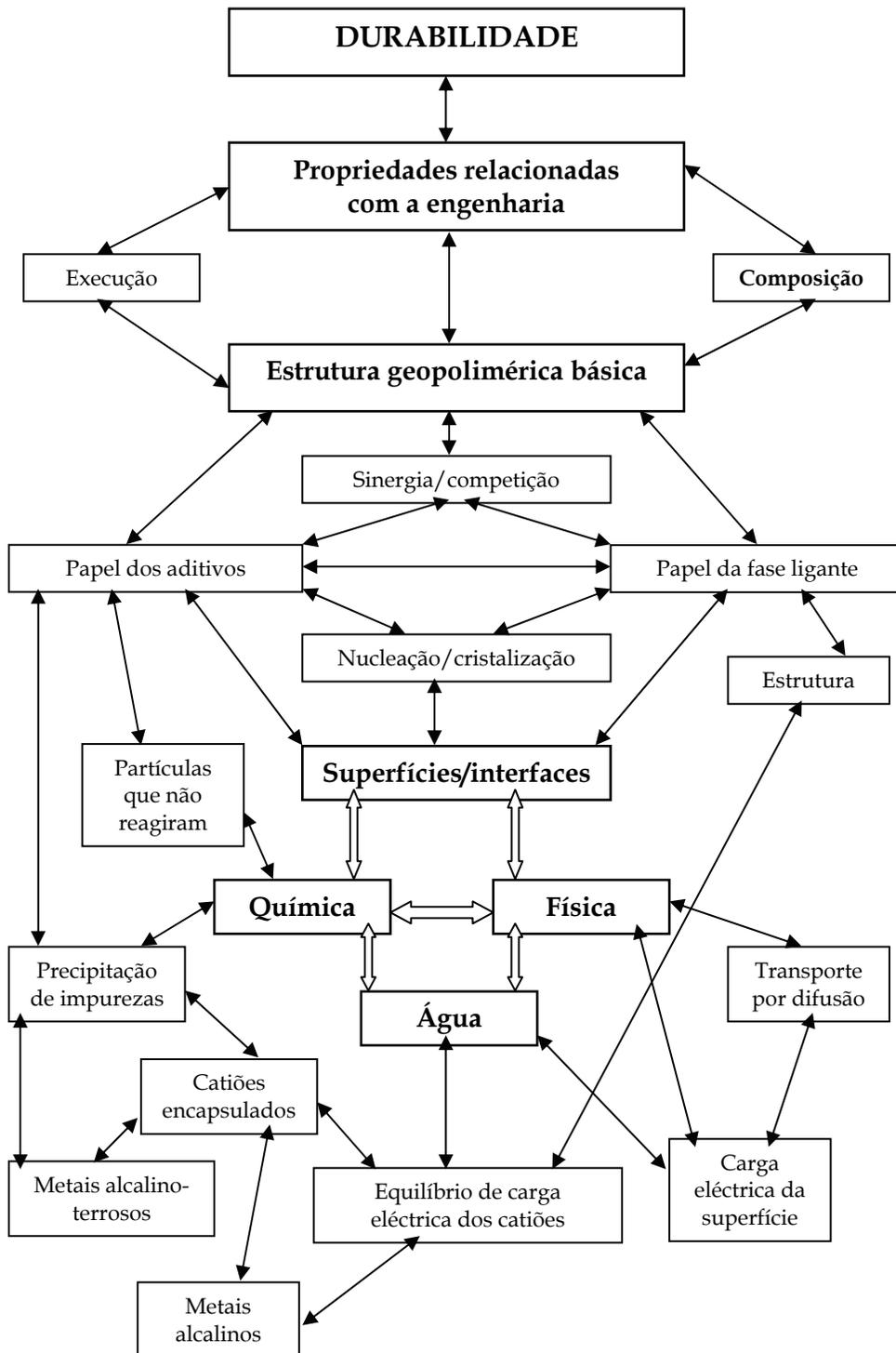


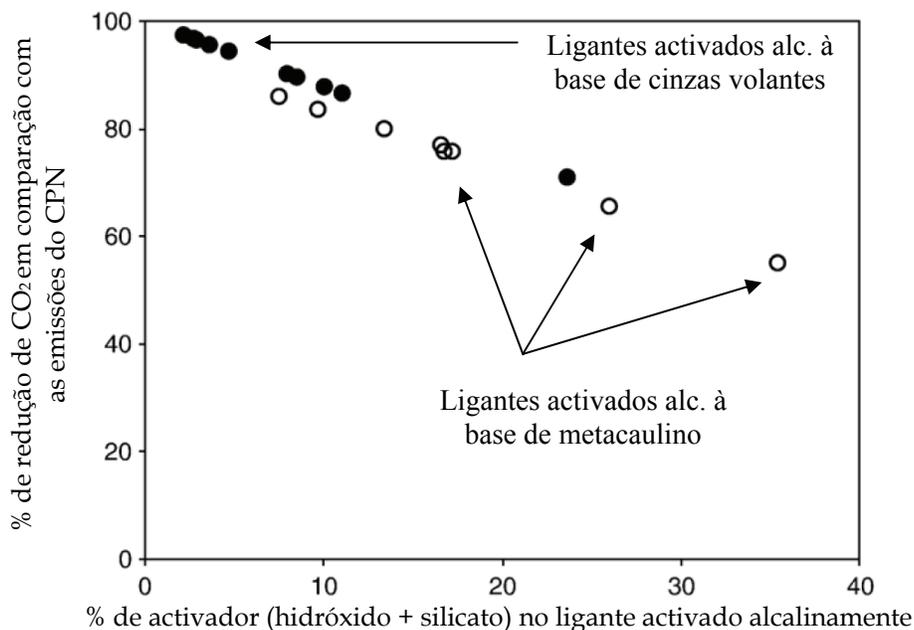
Figura 5.33: Diagrama esquemático evidenciando algumas das relações entre as diversas áreas que constituem a tecnologia dos ligantes geopoliméricos (Duxon et al., 2007)

**Tabela 5.17:** Emissões de CO<sub>2</sub> na produção de uma ton. de cimento activado alcalinamente (Davidovits, 1999)

Ingrediente	Tratamento térmico	Ton. CO <sub>2</sub> /ton. Ingr.	CO <sub>2</sub> por tonelada de ligante
SA07	800 °C	0,17	0,095
Metacaulino	750 °C	0,15	0,035
Escórias	-	-	-
Silicato de potássio	1200 °C	0,30	0,034
Energia de moagem	-	-	0,020
Total de emissões por tonelada de ligante activado alc.			0,184

Duxon *et al.* (2007) referem que muito embora as emissões de CO<sub>2</sub> geradas durante a produção de Na<sub>2</sub>O sejam expressivas, ainda assim a síntese dos ligantes obtidos por activação alcalina parecem implicar reduções substanciais relativamente ao cimento Portland.

Segundo aqueles autores as reduções podem variar entre 50% a 100% (Figura 5.34), sendo maiores para as matérias-primas que não necessitam de tratamento térmico como as cinzas volantes e menores para os ligantes à base de metacaulino, estes valores são no entanto muito diferentes dos referidos por Davidovits (1999).



**Figura 5.34:** Percentagem de redução de emissões de CO<sub>2</sub> em ligantes obtidos por activação alcalina comparativamente às emissões do CPN (Duxon *et al.*, 2007)

Os resultados obtidos reflectem a influência das diversas quantidades de activador utilizadas em diferentes composições de ligante, saindo beneficiadas as composições em que essas quantidades são minimizadas. Além disso na perspectiva de Duxson *et al.* (2007) as reduções de emissões referidas devem ser encaradas como conservadoras na medida em que é legítimo considerar o  $\text{Na}_2\text{O}$  como um sub-produto gerado na produção de cloro, material utilizado pela indústria de plásticos na produção de PVC e outros materiais e podendo por isso alocar-se a essa indústria, total ou parcialmente as suas emissões de  $\text{CO}_2$ .

Duxson & Van Deventer (2009) referem uma auditoria independente efectuada na Austrália pela Zeobond Pty Ltd, durante a qual se compararam as emissões de dióxido carbono em ligantes activados alcalinamente com as emissões de cimento Portland composto de baixas emissões (0,67 ton./ton.), observando-se reduções de  $\text{CO}_2$  de aproximadamente 80%.

Weil *et al.* (2009) referem que é o hidróxido de sódio mas mais fundamentalmente o silicato de sódio, os materiais responsáveis pela quase totalidade das emissões de  $\text{CO}_2$  dos ligantes activados alcalinamente. Estas autoras compararam betões à base de cimento Portland corrente e betões à base de ligantes activados alcalinamente, (projectados para a mesma classe de exposição ambiental e logo a mesma durabilidade) e obtiveram valores de emissões 70% inferiores para os últimos o que comprova os resultados obtidos pelos autores atrás referidos.

### 5.6.2 Retrospectiva Histórica

Os ligantes obtidos por activação alcalina remontam à década de 40 com os trabalhos de Purdon (1940) na Bélgica, que utilizou escórias activadas alcalinamente com hidróxido de sódio.

Os resultados obtidos por este investigador levaram-no a concluir que os hidróxidos de metais alcalinos actuam como catalizadores. Tendo comprovado essa teoria através da lixiviação desse metal alcalino a partir do ligante endurecido em quantidades semelhantes às presentes na mistura inicial.

Contudo foi Glukhovsky (1959) o primeiro investigador a analisar os ligantes utilizados em construções históricas, como nas pirâmides egípcias e nos templos romanos, concluindo serem compostos por aluminossilicatos cálcicos hidratados à semelhança dos que ocorrem no cimento Portland e fases cristalinas do tipo analcite, uma rocha natural existente na Crusta terrestre e que explicaria a durabilidade daquele tipo de ligantes.

Baseando-se nessas investigações Glukhovsky desenvolve um novo tipo de ligantes a que chama de “*solo-cimento*”, a designação “*solo*” pelo facto de se assemelhar a uma rocha natural e “*cimento*” pela sua capacidade ligante. Os “*solo cimentos*” eram obtidos a partir de aluminossilicatos minerais moídos misturados com resíduos industriais ricos em alcalis.

Sendo um material de fracas capacidades cimentícias as escórias de alto-forno podem mediante a adição de um activador alcalino atingir resistências à compressão muito elevadas. Shi & Day (1995) relatam que a activação daquele material com  $\text{Na}_2\text{O} \cdot n\text{SiO}_3$  conduziu à obtenção de uma resistência de 160 MPa após 90 dias de cura à temperatura ambiente. Estes investigadores observaram também que as escórias de alto-forno apresentavam um certo grau de selectividade, ou seja, escórias de origens diversas reagem de forma diversa perante diversos activadores.

Contudo Glukhovsky (1980) já tinha feito investigações fundamentais na activação das escórias de alto-forno: a) Identificando os produtos de reacção como sendo constituídos por silicatos de cálcio hidratados e aluminossilicatos de cálcio e sódio hidratados, b) Observando que os minerais argilosos activados alcalinamente formavam silicatos de alumínio hidratados (zeólitos).

Glukhovsky (1981) classificou os activadores alcalinos em 6 grupos, onde M é um ião alcalino:

- 1) Alcalis cáusticos, MOH
- 2) Sais ácidos fracos,  $\text{M}_2\text{CO}_3$ ,  $\text{M}_2\text{SO}_3$ ,  $\text{M}_3\text{PO}_4$ , MF
- 3) Silicatos,  $\text{M}_2\text{O} \cdot n\text{SiO}_3$
- 4) Aluminatos,  $\text{M}_2\text{O} \cdot n\text{Al}_2\text{O}_3$
- 5) Aluminossilicatos,  $\text{M}_2\text{O} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot (2-6)\text{SiO}_2$
- 6) Sais ácidos fortes,  $\text{M}_2\text{SO}_4$

As pesquisas no domínio dos ligantes obtidos por activação alcalina sofreram um incremento exponencial a partir das descobertas efectuadas pelo investigador Davidovits (1979), que desenvolveu e patenteou ligantes obtidos por activação alcalina de caulino e metacaulino tendo criado em 1978 o termo “*geopolímero*”.

Davidovits sugeriu para a designação química de geopolímeros o termo poli(sialato), em que Sialato é uma abreviação para óxido aluminossilicato. Havendo necessidade de iões positivos ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Li}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Ba}^{++}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{H}_3\text{O}^+$ ) estarem presentes na estrutura para compensarem o deficit de carga eléctrica

do  $\text{Al}^{3+}$  em coordenação tetraédrica (após desidroxilação o alumínio passa de coordenação 6 (octaédrica) para 4 (tetraédrica), a qual é mais instável. Os Poli(sialatos) tem a seguinte fórmula empírica:



na qual M é um catião como potássio, sódio ou cálcio, n é o grau de policondensação e z um número inteiro 1,2, 3 ou maior que 3, originando diferentes tipos de Poli(sialatos) (Figura 5.35).

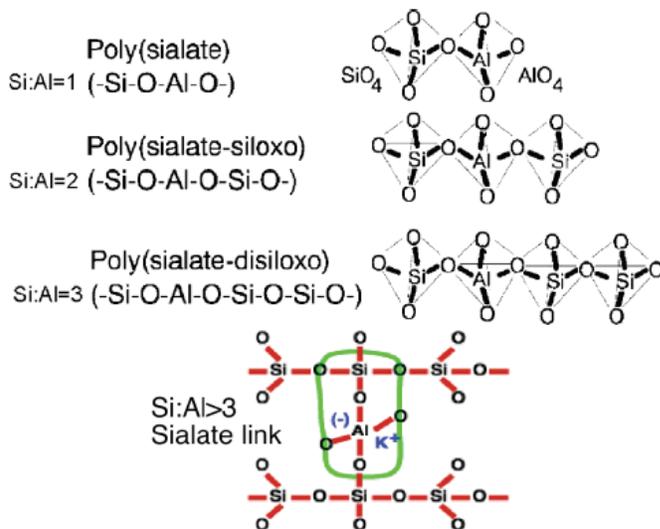


Figura 5.35: Tipos de Pol(sialatos) (Davidovits, 2005)

### 5.6.3 Matérias-Primas

Teoricamente qualquer material composto por sílica e alumina pode ser ativado alcalinamente e as investigações realizadas até ao momento abrangeram vários materiais de partida como:

- Argilas caulínicas (Davidovits & Sawyer, 1985; Davidovits, 1989; Rahier *et al.*, 1996; Rahier *et al.*, 1997; Barbosa *et al.*, 2000);
- Metacaulino (Davidovits, 1999; Barbosa *et al.*, 2000; Alonso & Palomo, 2001, 2001a; Pinto, 2004);
- Cinzas volantes (Palomo *et al.*, 1999; Fernandez-Jimenez e Palomo, 2005);
- Escórias de alto forno (Purdon, 1940; Wang & Scrivner, 1995; Fernandez-Jimenez *et al.*, 1999; Adolf & Bazan, 2007);
- Mistura de cinzas e escórias (Puertas *et al.*, 2000; Puertas & Fernandez-Jimenez, 2003);

- f) Mistura de cinzas e metacaulino (Swanepoel & Strydom, 2002);
- g) Mistura de escórias e metacaulino (Cheng & Chiu, 2003);
- h) Mistura de escórias e lamas vermelhas (Zhihua *et al.*, 2002, 2003);
- i) Mistura de cinzas e materiais não calcinados como caulinite e albite (Xu *et al.*, 2002).

Xu & Deventer (2000) estudaram a activação alcalina de 16 minerais naturais aluminosilicatados tendo concluído que apesar de todos eles apresentarem alguma reactividade, contudo a stilbite activada com hidróxido de potássio origina a resistência máxima. De acordo com estes investigadores, a percentagem de CaO e de K<sub>2</sub>O e a razão Si/Al no mineral original apresentam uma correlação com a resistência.

De acordo com Gourley (2003) o metacaulino tem a vantagem de ter um elevado grau de dissolução em soluções alcalinas e também de apresentar cor branca, contudo a necessidade de tratamento térmico durante várias horas torna-o economicamente menos competitivo do que as cinzas e escórias.

Fernandez-Jimenez & Palomo (2003) analisaram a reactividade de várias cinzas volantes para serem activadas alcalinamente tendo todas elas demonstrado capacidade reactiva. Os parâmetros mais indicativos da reactividade foram o teor em sílica reactiva, o teor em fase amorfa, a distribuição granulométrica e o baixo teor de cálcio.

Estes autores suscitam a hipótese do teor em cálcio e em ferro não contribuírem para a resistência por não fazerem parte dos produtos de reacção principais. Este resultado é contraditório com o obtido por Jaarsveld *et al.* (2003), segundo os quais as cinzas volantes em presença de cálcio originam maiores resistências à compressão devido à formação de aluminatos de cálcio hidratados e outros compostos de cálcio.

O tratamento térmico de materiais aluminosilicatados conduz a alterações da sua estrutura interna com aumento da sua fase amorfa. A análise através de espectros de raios-X não é conclusiva para este tipo de alteração estrutural, pelo que as transformações são usualmente avaliadas com recurso à espectroscopia de infravermelhos.

De acordo com alguns autores, a espectroscopia de infravermelhos é sensível a alterações estruturais de pequena magnitude sendo a técnica mais indicada para avaliar alterações estruturais de aluminosilicatos amorfos (Lee & Deventer (2002a).

A resistência dos ligantes activados alcalinamente está pois dependente do estado do material de partida obtendo-se menores resistências em materiais aluminosilicatados em estado natural e maiores resistências em ligantes à base de materiais que sofreram um tratamento térmico como as cinzas volantes, as escórias e o metacaulino.

Muito à semelhança do que acontece na reacção pozolânica também a reactividade dos materiais em termos de serem activados alcalinamente está dependente da sílica e alumina não se apresentarem num elevado grau de cristalinidade. A reactividade está por isso ligada à sua estrutura interna, sendo tanto maior quanto maior a fase amorfa. O estudo das alterações das transformações internas por tratamento térmico é usualmente avaliado com recurso à espectroscopia de infravermelhos.

### 5.6.3.1 Superfície Específica

Andersson & Gram (1988) observaram que nas escórias activadas alcalinamente a resistência mecânica não cresce significativamente quando a superfície específica é elevada de 5300 para 6700 cm<sup>2</sup>/g. Já Talling (1989) observou escórias de alto forno com superfícies específicas de Blaine óptimas, de 4000 cm<sup>2</sup>/g. Para Wang *et al.* (1994) a superfície óptima das escórias, depende do tipo de escórias e varia entre 4000-5500 cm<sup>2</sup>/g. Já Granizo (1998) conclui que a superfície específica do metacaulino, é a característica que mais influência tem no comportamento deste material, quando activado alcalinamente.

Fernandez-Jimenez *et al.* (1999) analisaram argamassas de escórias activadas alcalinamente tendo concluído que a superfície específica é a característica que menos influência tem no comportamento deste material. Tendo obtido resistências mecânicas em misturas com escórias de superfície específica de Blaine de 4500 cm<sup>2</sup>/g, superiores à resistência obtida em escórias com superfície específica de 9000 cm<sup>2</sup>/g. Brough & Atkinson (2002) estudaram escórias de alto forno activadas com silicato de sódio e referem que a utilização de escórias com superfície específica de Blaine de 3320 para 5500 cm<sup>2</sup>/g, conduz a aumentos da resistência aos 28 dias de 65 para 100 MPa.

Weng *et al.* (2005) observam que o aumento da superfície específica do metacaulino de 15670 para 25550 m<sup>2</sup>/g conduz a um aumento da resistência de 55 MPa para 74 MPa e a um menor tempo de presa, pelo facto do processo de moagem aumentar a quantidade de alumina disponível para reagir com a solução alcalina. Desta forma havendo mais alumina haverá mais aniões [Al(OH)<sub>4</sub>]<sup>-</sup> tetraédricos que são mais capazes de atrair grupos carregados negativamente, aumentando assim a reactividade do material. Em termos globais, quanto maior a superfície específica das escórias de alto

forno maior a sua reactividade contudo para maiores superfícies específicas torna-se necessário uma maior quantidade de fase líquida para se obter a mesma plasticidade conduzindo a maiores porosidades e menores resistências.

### 5.6.3.2 Composição

Davidovits recomenda com base na química dos zeólitos o uso de razões molares na composição de forma a otimizar a resistência e a durabilidade do ligante: no activador -  $\text{SiO}_2/\text{Na}_2\text{O}=1,85$  (o que equivale a  $M_s=1,78$ ), no metacaulino -  $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$  entre (3,5 e 4,5);  $\text{Na}_2\text{O}/\text{SiO}_2$  entre (0,2 e 0,48);  $\text{Na}_2\text{O}/\text{Al}_2\text{O}_3$  entre (0,8 e 1,6), entre o activador e o metacaulino  $\text{H}_2\text{O}/\text{Na}_2\text{O}$  entre (10 e 25).

Alguns investigadores afirmam no entanto que aquelas razões molares referentes ao material de partida são meramente indicativas e dificilmente adaptáveis para escórias de alto forno e cinzas volantes, pelo facto de nem toda a sílica e alumina serem reactivas e dificilmente tomarem integralmente parte na reacção de polimerização (Rahier *et al.*, 1996; Jaarsveld *et al.*, 1997; Hos, 2002).

Na verdade é preciso notar que Davidovits utilizou um material de elevado grau de pureza designado Kandoxi (Kaolinite, Nacrite, Dickite, Oxide), obtido por calcinação de caulino a 750 °C durante 6 horas, o que justifica reservas sobre extrapolações das suas razões molares (Davidovits, 1999).

Barbosa *et al.* (2000) analisaram 7 misturas de pastas geopoliméricas à base de metacaulino activado com silicato de sódio e hidróxido de sódio tendo estudado os intervalos de razões molares proposto por Davidovits (1989):

$$0,2 < \text{Na}_2\text{O}/\text{SiO}_2 < 0,48; 3,3 < \text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 < 4,5; 10 < \text{H}_2\text{O}/\text{Na}_2\text{O} < 25$$

Estes autores concluíram que a composição óptima ocorria para  $\text{Na}_2\text{O}/\text{SiO}_2=0,25$ ;  $\text{H}_2\text{O}/\text{Na}_2\text{O}=10$  e  $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3=3,3$ . Observaram também que o uso de misturas com  $\text{H}_2\text{O}/\text{Na}_2\text{O}=25$  apresentava resistências extremamente baixas confirmando a importância da quantidade de água na mistura. Xu & Deventer (2000) concluíram que a percentagem de CaO e de K<sub>2</sub>O, e a razão Si/Al no mineral original apresentam uma correlação com a resistência.

Fletcher *et al.* (2004) analisaram ligantes obtidos pela activação alcalina de metacaulino com hidróxido de sódio, em que eram analisados os efeitos da variação da razão  $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$  tendo concluído que a resistência é máxima para  $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3=16$ , contudo para  $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 > 24$  não é possível determinar a resistência pelo facto do material adquirir um comportamento elástico e quando submetido a tratamento térmico entre 100 °C e 250 °C a água de

hidratação é expelida em forma de bolhas originando materiais porosos. Para a execução de matrizes cimentícias Davidovits (2005) indica os seguintes limites e valores médios para as razões atômicas da composição do produto final:

Si: Al 2,854 (2,047 a 5,57)

K: Al 0,556 (0,306 a 0,756)

Si: K 6,13 (3,096 a 9,681)

Ca: Al 0,286 (0,107 a 0,401)

Si: Ca 15,02 (4,882 a 41,267)

Duxson *et al.* (2005) utilizando metacaulino activado com silicato de sódio e NaOH obtiveram resistências máximas para Si/Al=1,9

Fernandez-Jimenez *et al.* (2006) analisaram diversos tipos de cinzas volantes tendo observado que enquanto o material original apresentava razões Si/Al entre 3,2 e 3,7 a fase reactiva apresentava razões entre 1,42 e 2,38.

### 5.6.3.3 Activadores Alcalinos

Os activadores mais utilizados na obtenção de ligantes por activação alcalina são uma combinação de hidróxido de sódio (NaOH) ou hidróxido de potássio (KOH), com silicato de sódio ( $n\text{SiO}_2\text{Na}_2\text{O}$ ) ou de potássio ( $n\text{SiO}_2\text{K}_2\text{O}$ ) (Granizo, 1998; Davidovits, 1999; Fernandez-Jimenez *et al.*, 1999; Palomo *et al.*, 1999; Barbosa *et al.*, 2000; Bakharev *et al.*; Escalante-Garcia *et al.*, 2002; Swanepoel e Strydom, 2002; Xu *et al.*, 2002; Hardjito *et al.*, 2002).

Katz (1998) trabalhando com escórias de alto forno confirma um aumento da resistência com o aumento da concentração do hidróxido do activador. Também outros autores investigaram o mesmo efeito na activação alcalina de metacaulinos (Wang *et al.*, 2005; Pinto, 2004). Contudo na activação alcalina de cinzas volantes Palomo *et al.* (1999) referem que a utilização de um activador com uma solução de 12M origina melhores resultados que uma solução de 18M.

Alguns autores utilizaram activadores simples sem silicatos tendo concluído não serem tão eficazes (Palomo *et al.*, 1999; Pinto, 2004).

O tipo de activador alcalino desempenha um papel crucial na reacção de polimerização desenvolvendo-se a reacção mais rapidamente quando o activador contém silicatos solúveis de sódio ou potássio, em vez de somente hidróxidos alcalinos (Palomo *et al.*, 1999).

Esta opinião é também partilhada por Criado *et al.* (2005) segundo o qual quando se utiliza não só NaOH mas também silicato a polimerização é favorecida, obtendo-se um produto de reacção com mais Si e maior resistência.

Jaarsveld *et al.* (1997,1999) concluem pela importância da razão atómica  $H_2O/SiO_2$  na síntese dos geopolímeros. Este resultado não é no entanto confirmado por Hardjito *et al.* (2002) que afirma que a razão  $Na_2O/SiO_2$  não influencia a resistência. Kirschener e Harmuth (2004) investigaram misturas de metacaulino, silicato de sódio e hidróxido de sódio tendo concluído que a resistência aumenta quando diminui a razão  $Na_2O/SiO_2$ . Rowles & O'Connor (2003) analisaram a activação de metacaulino e verificaram que a resistência era máxima para uma razão molar Si/Al/Na de 2,5:1:1,3.

Fernandez-Jimenez *et al.* (1999) analisaram argamassas de escórias de alto forno activadas alcalinamente tendo concluído que a natureza do activador alcalino é o factor que mais influencia a resistência, seguindo-se a concentração do activador, a temperatura de cura e a superfície específica. Para estes investigadores a concentração é benéfica até teores de 3 a 5% de  $Na_2O$  por massa de escórias. Valores superiores originam eflorescências e são pouco económicos.

Também Bakharev *et al.* (1999) constataram que o uso de silicato de sódio com  $M_s=1,25$  originava as resistências mais elevadas em argamassas de escórias activadas alcalinamente com silicato de sódio e hidróxido de sódio. Tendo obtido resistências máximas para teores de  $Na_2O$  de 8%.

Xu & Deventer (2000) confirmam que a adição de silicato a uma solução de hidróxido aumenta a efectividade da dissolução dos precursores. Além disso ao estudarem a activação alcalina de 16 aluminossilicatos minerais naturais, concluíram que a maioria dos minerais não consegue fornecer suficiente Si para iniciar a reacção tendo por isso sido necessário adicionar silicato de sódio. Os mesmos referem também que o uso de hidróxido de sódio provoca uma maior dissolução que o uso de hidróxido de potássio.

Puertas *et al.* (2000) usando pastas de cinzas/escórias de alto forno activadas alcalinamente afirmam que o desenvolvimento da resistência está directamente relacionado com a concentração do hidróxido de sódio e que a resistência á compressão das pastas, aumentou com a percentagem de escórias devido à maior reactividade destas últimas.

Lee & Deventer (2002) observaram que o excesso de álcalis aumenta a dissolução mas causa a precipitação de gel aluminossilicato nas primeiras idades contribuindo para a perda de resistência.

Vários autores concluem que a relação em massa silicato de sódio/hidróxido de sódio está directamente relacionada com a resistência à compressão (Pinto, 2004; Hardjito *et al.*, 2002). E também de alto forno que o uso de uma razão de 2,5 aumenta drasticamente a resistência em cinzas activadas alcalinamente (Hardjito *et al.*, 2002).

Krizan & Zivanovic (2002) estudaram a activação de escórias de alto forno com silicato e metasilicato de sódio tendo observado que a resistência é máxima para Ms (1.2-1.5). Xie & Xi (2001) analisaram a activação de cinzas volantes com silicato de sódio e NaOH, tendo observado que quando se baixa o módulo de sílica-MS de 1.64 para 1.0 por adição de NaOH o excesso de silicato de sódio cristaliza e origina uma maior resistência.

Fernandez-Jimenez & Palomo (2005) utilizaram soluções fortemente alcalinas com diferentes activadores nas quais o teor de Na<sub>2</sub>O variava entre (5% a 15%) por massa das cinzas volantes tendo concluindo que tanto o parâmetro SiO<sub>2</sub>/Na<sub>2</sub>O como a razão água/ligante são bastante influentes na resistência. Observaram também que as amostras com 5.5% de Na<sub>2</sub>O por massa das cinzas volantes, tem um pH baixo afectando negativamente a cinética da reacção e que o aumento da percentagem de Na<sub>2</sub>O conduz sempre a aumentos de resistência para ambos os activadores. Estes autores obtiveram a resistência máxima para argamassas activadas com silicato de sódio e NaOH com 14% Na<sub>2</sub>O sobre a massa das cinzas volantes.

#### 5.6.3.4 Aditivos

Muito embora as investigações de Davidovits incidam em materiais ricos em alumina e sílica e sem cálcio a verdade é que o cimento Pyrament é composto por 80% de cimento Portland (alegadamente devido somente ao baixo custo deste material) e por 20% de materiais geopoliméricos activados com carbonato de potássio tendo ácido cítrico como retardante (Davidovits, 1994a). Também os cimentos geopoliméricos patenteados PZ-Geopoly<sup>®</sup> e Geopolycem<sup>®</sup> contêm na sua constituição 11% de CaO (Davidovits, 1994), o que confirma a importância do cálcio na obtenção de ligantes activados alcalinamente.

Alonso & Palomo (2001) usando misturas de metacaulino/hidróxido de cálcio observaram que um aumento da proporção de metacaulino sobre o hidróxido de cálcio origina um aumento de formação de aluminossilicatos alcalinos devido ao aumento de material reactivo dissolvido. Observaram também que a temperatura acelera a activação alcalina diminuindo a mobilidade dos iões, dando mais energia às partículas regentes.

Os mesmos autores (2001a) usaram misturas de metacaulino/hidróxido de cálcio tendo investigado a influência da concentração do hidróxido de sódio

nos produtos de reacção formados tendo concluído que aqueles variam consoante a concentração do hidróxido de sódio:

- Quando a concentração do activador é maior que 10M a dissolução do  $\text{Ca(OH)}_2$  é muito dificultada pela presença de hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ), pelo que não haverá assim quantidade suficiente para a formação de precipitados de silicato de cálcio hidratado (CSH gel), gerando-se antes um aluminosilicato sódico. Contudo a formação deste produto fixa hidróxidos  $\text{OH}^-$  na sua estrutura, diminuindo conseqüentemente a dissolução do hidróxido de cálcio e a sua precipitação em silicatos de cálcio hidratado como produto de reacção secundário.
- Quando a concentração do hidróxido de sódio é menor que 5M a quantidade de hidróxidos  $\text{OH}^-$  é muito baixa havendo dissolução do hidróxido de cálcio. Pelo que haverá assim uma quantidade suficiente de  $\text{Ca}^{2+}$  para precipitação como silicato de cálcio hidratado. Além disso, como em meios alcalinos de baixa concentração a dissolução do metacaulino é muito baixa, não há aluminatos dissolvidos suficientes para precipitar em forma de um aluminosilicato alcalino pelo que a sílica precipita como CSH.

Lee & Deventer (2002) analisaram o efeito da adição de sais na activação alcalina de misturas de cinzas volantes e caulino tendo observado que a resistência e a durabilidade são afectadas negativamente pelos sais de cloreto pois precipitam no sistema reduzindo a sua resistência. Constataram ainda que os sais de carbonato são benéficos porque diminuem a quantidade de água dissolvida evitando o ataque hidrolítico ao gel geopolimérico.

Segundo Yip & Deventer (2003) o cálcio parece induzir acréscimos de resistência nos geopolímeros pela formação de estruturas amorfas de Ca-Al-Si. Estes autores detectaram a coexistência de gel geopolimérico e CSH sugerindo que a formação destas duas fases explica a durabilidade dos ligantes utilizados na antiguidade.

Escalante-Garcia *et al.* (2003) relatam a substituição de 10% de escórias de alto forno por sílica geotérmica (subproduto originado na produção de electricidade a partir de recursos geotérmicos), em argamassas activadas alcalinamente concluindo que a sua eficiência está dependente do activador utilizado. Quando o activador é NaOH a substituição origina sempre um aumento da resistência, enquanto que quando o activador é silicato de sódio só há ganho de resistência em idades iniciais. A partir dos 7 dias a resistência é menor que sem a adição o que fica a dever-se a excesso de Si na solução, precipitando como  $\text{H}_2\text{SiO}_3$ .

### 5.6.4 Mistura dos Componentes

Para alguns investigadores a ordem de mistura óptima dos componentes na execução de ligantes obtidos por activação alcalina, consiste na mistura inicial dos sólidos, seguida da introdução e mistura com os activadores previamente misturados entre si (Jaarsveld *et al.*, 1998; Swanepoel & Strydom, 2002; Cheng & Chiu, 2003).

Também Pinto *et al.* (2002) observaram que a ordem ideal de mistura dos componentes se obtém quando a areia, o metacaulino e outros sólidos são misturados à parte e posteriormente misturados com o activador.

Cheng & Chiu (2003) sugerem a mistura de metacaulino e hidróxido de potássio durante 10 minutos, seguida da adição de silicato de sódio e escórias e por fim a mistura do conjunto por 5 minutos. A mistura é depois colocada em moldes de 50x50x50 mm<sup>3</sup> com vibração por mais 5 minutos. Sendo estas condições as mais adequadas para a obtenção de resistências máximas.

Já Sumajow & Rangan (2006) relatam a mistura dos componentes sólidos durante 3 minutos em betoneira de eixo vertical a que se segue a introdução do activador misturado à parte sendo que a mistura dos sólidos e do activador é levada a cabo durante 4 minutos (Figura 5.36).



Figura 5.36: Adição do activador aos componentes sólidos (Sumajow e Rangan, 2006)

### 5.6.5 Cura

Diferentes condições de cura foram indicadas para diferentes materiais de partida e sujeitos a activação com diversos activadores.

Pinto *et al.* (2002) observaram que a cura em ambiente saturado reduz a resistência e que provetes com uma razão activador/metacaulino = 0.75, perdem 6% água por evaporação necessitando de ser cobertos com um filme que impeça a evaporação. Estes autores observaram também o aparecimento de eflorescências em provetes não protegidos.

Brough & Atkinson (2002) estudaram escórias activadas com silicato de sódio referindo que a cura a 80 °C durante 12 horas permite um ganho de resistência de 7MPa para 72 MPa comparativamente à cura a 20 °C. Este resultado é contraditório com o obtido por Wang *et al.* (1994), que utilizaram argamassas de escórias de alto forno activadas alcalinamente tendo observado que a temperatura depende do tipo de activador usado. A sua influência é quase nula quando se usam escórias de elevada superfície específica ou quando o activador é fortemente alcalino.

Também Kirschener & Harmuth (2004) confirmam que a cura em água provoca diminuição da resistência na activação de metacaulino tendo obtido resistências máximas para uma cura a 75 °C durante 4 horas.

Segundo Criado (2005) na activação de cinzas volantes para determinadas condições de cura há favorecimento de um processo de carbonatação que reduz o pH originando redução da resistência, recomendam por isso que os provetes devem ser isolados do contacto directo com a atmosfera.

Para Bakharev (2005) a temperatura é um factor crucial na activação alcalina das cinzas volantes devido á barreira de activação que tem que ser ultrapassada para que a reacção tenha início.

Esta observação é confirmada pelos trabalhos de Katz (1998) que observou um aumento drástico da resistência com a utilização de temperatura de cura. A energia de activação é maior nas cinzas volantes do que nas escórias pelo que o tratamento térmico é mais importante nas primeiras. Estes resultados são confirmados por outros autores (Fernandez-Jimenez & Puertas, 1997; Fernandez-Jimenez *et al.*, 1999; Puertas *et al.*, 2000).

Sumajow & Rangan (2006) fazem referência a uma nova variável designada por “*tempo de descanso*” que corresponde ao tempo que medeia entre a betonagem dos provetes e o início da cura desses provetes com recurso a uma fase de temperatura.

### 5.6.6 Resistência Mecânica

Vários autores referem o elevado nível de resistência dos ligantes activados alcalinamente em idades iniciais, para um nível similar de razão A/L do cimento Portland.

Wang (1991) descreve um caso de obtenção de um betão à base de escórias de alto forno com uma resistência à compressão de 125MPa, sem aditivos ou tratamento especial. Davidovits (1994a) descreve a obtenção de resistências mecânicas obtidas ao fim de 4 horas de 20MPa e evoluindo até 70MPa-100 MPa aos 28 dias.

Bakharev *et al.* (1999) estudaram pastas de escórias activadas alcalinamente com hidróxido de sódio e silicato de sódio com (A/L=0,5), tendo obtido resistências relativamente baixas e crescentes de 8,16MPa a 39MPa, respectivamente aos 1,7 e 28 dias. Contudo quando utilizaram argamassas de escórias (agregado/cinza=2), a resistência tinha uma evolução mais rápida nos primeiros dias 9MPa, 21MPa e 26 MPa.

Fernandez-Jimenez *et al.* (1999) utilizaram argamassas com escórias (agregado/escória=2), com uma razão A/L=0,51 e as quais foram activadas com silicato de sódio e hidróxido de sódio tendo obtido resistências de cerca de 100 MPa à compressão e 11 MPa à flexão.

Zhihua *et al.* (2003) utilizaram escórias e lamas vermelhas activadas com silicato de sódio (Ms=1.2) e clínquer de aluminato de sódio tendo observado altas resistências à compressão e à tracção, quer em idades iniciais como em idades finais  $f_c^1=20$  MPa  $f_c^{28}=56$  Mpa  $f_t^1=3,3$   $f_t^{28}=8.4$  MPa.

Pinto (2004) estudou argamassas de metacaulino activadas com silicato de sódio e NaOH e obteve resistências máximas de 53MPa e 60 MPa respectivamente aos 7 e 28 dias de 71MPa e 77 MPa para betões à compressão e de 10 MPa em tracção. As diferenças de resistência verificadas entre os 7 e os 28 dias foram pouco significativas.

Fernandez-Jimenez & Palomo (2005) utilizaram argamassas com cinzas volantes (agregado/cinza=2) e (A/L=0,35), activadas com silicato de sódio e hidróxido de sódio, tendo obtido resistências de 90 MPa ao fim de apenas 20 horas.

Bakharev *et al.* (2005) utilizaram pastas de cinzas volantes activadas alcalinamente com hidróxido de sódio e silicato de sódio (A/L=0,3) tendo observado resistências de 60 MPa aos 2 dias e permanecendo essa resistência quase estável a partir dessa altura.

## 5.6.7 Durabilidade

### 5.6.7.1 Resistência aos Ácidos

Vários investigadores, referem a resistência ao ataque por ácidos como uma das maiores vantagens dos ligantes obtidos por activação alcalina sobre os ligantes à base de cimento Portland.

Davidovits *et al.* (1990) mencionam perdas de massa de 6% e 7% em ligantes activados alcalinamente quando imersos durante 4 semanas em soluções de 5% de ácido clorídrico e sulfúrico. Os mesmos referem que a perda para betões à base de cimento Portland é de 78% a 95% (Figura 5.37).

Outros autores (Allahverdi & Skvára; 2001, 2001a, 2005, 2007) analisaram ligantes à base de cinzas volantes e escórias de alto forno referindo que a resistência ao ataque de ácidos dos ligantes geopoliméricos, depende do tipo de ácido utilizado e também do pH da solução ácida. Os mesmos autores observaram que as soluções de ácido nítrico com pH menor que 2, conduzem a uma degradação mais rápida dos ligantes. Já para concentrações da solução com um pH maior que 3 o mecanismo de corrosão é semelhante para os dois ácidos.

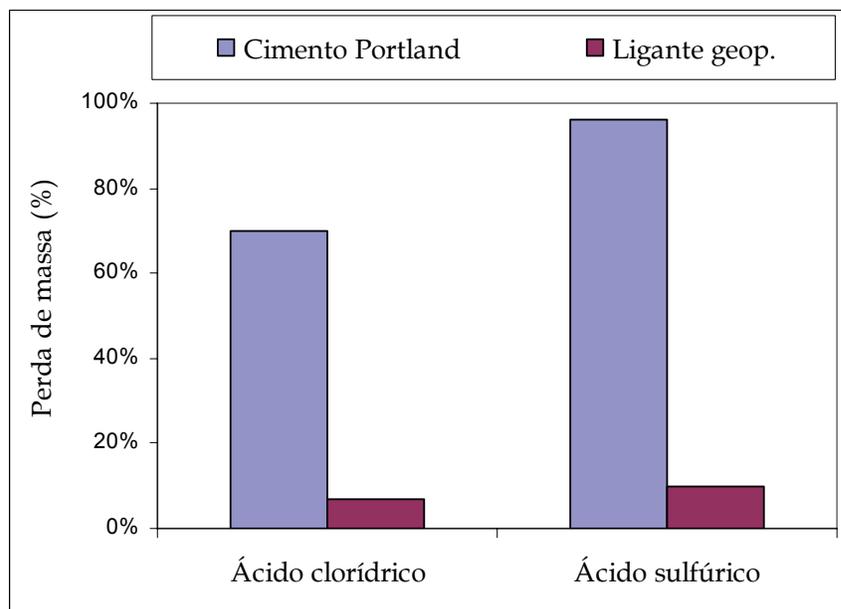
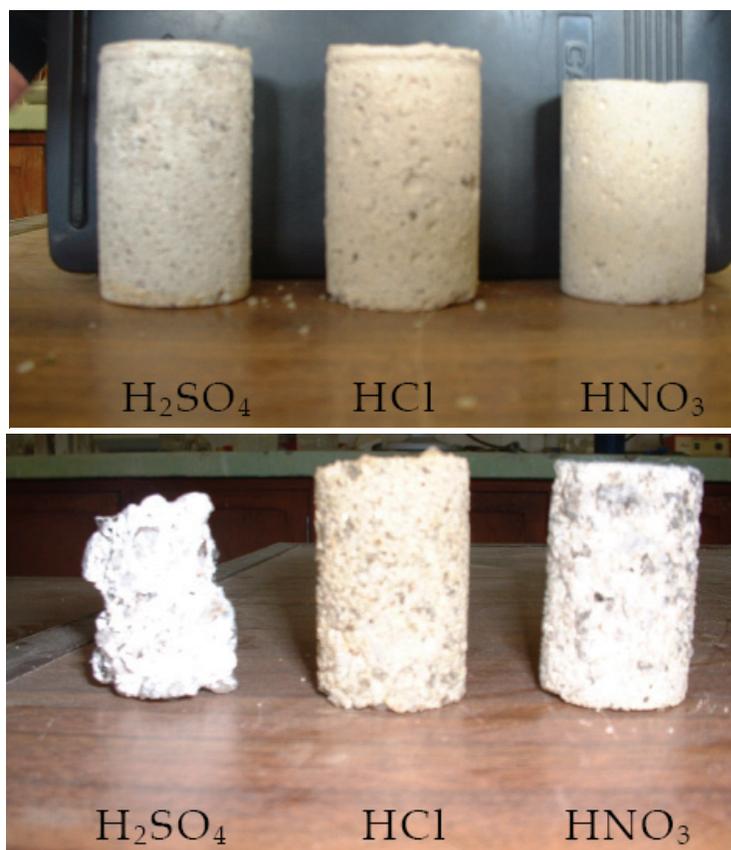


Figura 5.37: Resistência aos ácidos de cimento Portland e ligantes geopoliméricos (Davidovits, 1990)

Bakharev *et al.* (2002) analisaram a resistência de betões à base de escórias de alto forno activadas alcalinamente e de betões de cimento Portland ao ataque de sulfatos tendo observado que os primeiros apresentavam menores

reduções de resistência e sendo a diferença de resultados devida principalmente à diferença da constituição química entre os dois ligantes.

Pinto (2004) utilizou uma solução de 5% de ácido sulfúrico e um tempo de imersão de 30 dias referindo que os betões obtidos por activação alcalina de metacaulino com silicato de sódio e NaOH (15M) na razão 2:1 ( $f_{cd28}=61\text{MPa}$ ) perdem 2,32% da sua massa, enquanto que betões correntes à base de cimento Portland ( $f_{cd28}=49\text{MPa}$ ) apresentaram uma perda de massa de 20,7%. Já a perda de resistência foi respectivamente de 13% e 80%. O mesmo investigador utilizou soluções de ácido sulfúrico, nítrico e clorídrico com uma concentração de 10%, tendo referido as seguintes perdas de massa para os betões activados alcalinamente (7%, 11% e 12%) e para os betões correntes com cimento Portland (56, 17 e 18%) (Figura 5.38).



*Figura 5.38: Resistência aos ácidos: Em cima provetes de geopolímeros e em baixo provetes de betão CPN (Pinto, 2004)*

Song *et al.* (2005) utilizaram betões à base de cinzas activadas alcalinamente, os quais foram imersos durante 8 semanas em solução de ácido sulfúrico a 10%, tendo sido observadas perdas de massa e de resistência respectivamente de 3% e de 35%.

Outros autores (Gourley e Johnson, 2005) destacam o desempenho num ensaio cíclico de imersão em ácido sulfúrico (pH=1), conhecido como ensaio de Mississipi e no qual um betão com cimento Portland com uma vida útil de 50 anos perde 25% da sua massa ao fim de 80 ciclos, enquanto que um betão geopolimérico necessitou de 1400 ciclos para perder a mesma massa, o que significa que teria uma vida útil de 900 anos

### 5.6.7.2 Resistência a Altas Temperaturas

Enquanto os betões correntes à base de cimento Portland apresentam um fraco desempenho quando sujeitos a uma fase térmica, iniciando a sua desintegração para temperaturas acima dos 300 °C já os ligantes activados alcalinamente são termicamente mais estáveis. Alguns autores confirmam a estabilidade térmica dos ligantes obtidos pela activação de cinzas volantes, mesmo para temperaturas próximas de 1000 °C (Pawlasova & Skavara, 2007).

Bortnovsky *et al.* (2007) investigaram a activação de ligantes à base de metacaulino e resíduos de xisto tendo observado um bom desempenho mecânico dos novos ligantes quando sujeitos a uma fase térmica (Tabela 5.18).

**Tabela 5.18:** Percentagem de resistência residual de amostras submetidas a um aumento de temperatura (Bortnovsky, 2007)

Amostra	Resistência residual à flexão (%)			Resistência residual à compressão (%)		
	T=600 °C	T=900 °C	T=1200 °C	T=600 °C	T=900 °C	T=1200 °C
H160	90	90	157	81	82	110
H110	93	93	145	88	76	122
K80	-	91	155	-	76	85

Os provetes sofreram ligeiras perdas de resistência no intervalo de temperaturas 600°C a 1000 °C, apresentando no entanto e nalguns casos ganhos de resistência para 1200 °C.

Já Kong *et al.* (2008) estudaram o desempenho térmico de provetes obtidos pela activação alcalina de metacaulino concluindo que a resistência residual após a fase térmica até aos 800 °C é influenciada pela razão Si/Al do ligante. Os provetes em que a razão Si/Al se situava no intervalo 1,5-1,7 apresentavam uma maior resistência residual.

### 5.6.7.3 Resistência ao Fogo

Alguns autores (Krivenko & Guziy, 2007) analisaram o comportamento ao fogo de ligantes activados alcalinamente concluindo pelo seu bom desempenho neste ensaio (Figura 5.39). De tal forma que sugerem que este material é indicado para utilização em obras nas quais o risco de incêndio seja especialmente gravoso, como em túneis e em edifícios altos.



*Figura 5.39: Resistência ao fogo de placas de betão activado alcalinamente (Krivenko e Guziy, 2007)*

Perná *et al.* (2007) analisaram a possibilidade da utilização de ligantes activados alcalinamente como materiais anti-fogo. De acordo com as normas da República Checa um material apresenta um comportamento anti-fogo se na face oposta à acção do fogo a temperatura não exceder a temperatura de 120 °C. Nos ensaios realizados essa temperatura só foi atingida ao fim de aproximadamente 120 minutos, o que confirma o bom desempenho deste material (Figura 5.40).



*Figura 5.40: Placas obtidas por activação alcalina sujeitas a fase térmica. São visíveis dois termopares aplicados na face posterior da placa (Perna et al., 2007)*

### 5.6.7.4 Resistência ao Gelo-degelo

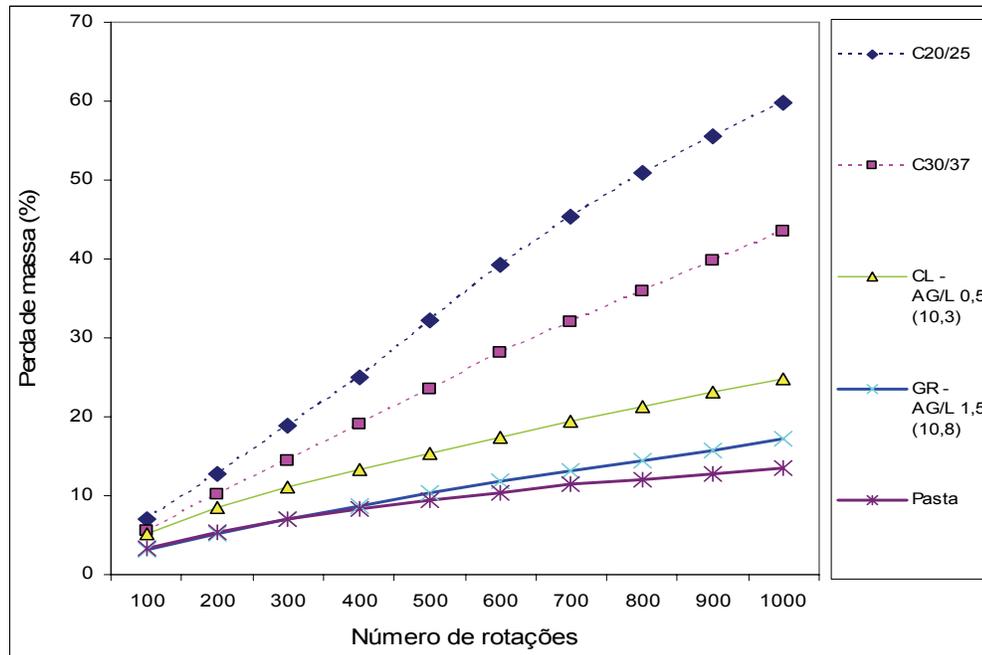
Dolezal *et al.* (2007) observaram a perda de somente 30% da resistência em ligantes obtidos pela activação de cinzas volantes após serem submetidos a 150 ciclos de gelo-degelo. Outros autores (Bortnovsky *et al.*, 2007), analisaram a resistência de ligantes geopoliméricos à base de escórias e resíduos de xisto quando submetidos a ciclos de gelo-degelo, apresentando aqueles um bom desempenho mecânico mesmo após 100 ciclos (Tabela 5.19).

**Tabela 5.19:** Resistência à compressão após ciclos de gelo-degelo (Bortnovsky, 2007)

Amostra	Resistência aos 180 dias de cura (MPa)	Resistência após 50 Ciclos (MPa)	Resistência após 100 ciclos (MPa)
K80	91	82	75
H110	105	84	90
K125	88	79	89
H160	110	85	79

### 5.6.7.5 Resistência à Abrasão

Torgal *et al.* 2007 confirmam o bom desempenho de ligantes activados alcalinamente no ensaio de Los Angeles (Figura 5.41).



**Figura 5.41:** Resistência ao desgaste por impacto no ensaio de Los Angeles (Torgal *et al.*, 2007)

Ao fim de 1000 rotações os provetes de material activado alcalinamente não tinham no caso mais desfavorável (CL - agregados de calcário), perdido sequer 30% da sua massa.

Também Hu *et al.* (2008) confirmam a elevada resistência à abrasão das argamassas activadas alcalinamente.

### 5.6.8 Reaproveitamento de Resíduos de Minas e Pedreiras

Torgal (2007a) estudou o reaproveitamento de lamas residuais das Minas da Panasqueira em ligantes activados alcalinamente. Situadas próximo do parque natural da Serra da Estrela e junto à paisagem protegida da Serra do Açor, as Minas da Panasqueira que se encontram ainda em actividade geraram ao longo do Séc.XX largas centenas de milhares de toneladas de lamas residuais que se encontram depositadas em lagos de superfície considerável e com um impacto ambiental significativo (Figura 5.42).

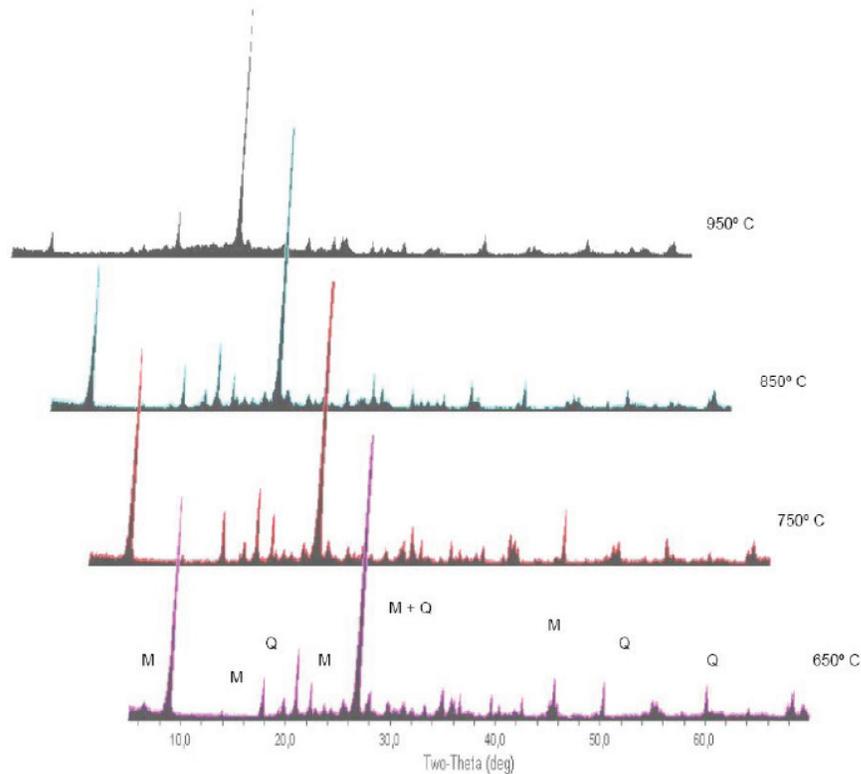


*Figura 5.42: Minas da Panasqueira: Em cima vista das escombrelas. Em baixo um dos lagos de lamas residuais já desactivado (Torgal,2007a)*

A composição mineralógica das lamas deduzida a partir do estudo dos espectros de difracção de raio-X (XRD), consiste em muscovite e quartzo, identificados pelos seus espectros característicos. A composição química das lamas residuais obtida pelo recurso a um espectrómetro de absorção atómica mostra que as lamas residuais consistem essencialmente em sílica e alumina,

contaminadas por sulfuretos e arsénio, com elevados teores de ferro e de potássio.

As lamas residuais foram alvo de tratamento térmico com vista a obter um aumento da sua reactividade por via da sua desidroxilação estrutural. Os espectros de XRD (Figura 5.43) indicam que não ocorreu uma destruição total da estrutura da muscovite. Medidas sobre a área dos picos indicam que cerca de 12% da estrutura da muscovite conseguiu resistir à temperatura de 950 °C.



*Figura 5.43: Influência da temperatura de calcinação interna das lamas (M – Muscovite, Q – Quartzo) (Torgal et al., 2005)*

As transformações moleculares ocorridas durante o processo de desidroxilação foram analisadas através de espectroscopia de infravermelhos que confirmou a ocorrência do processo de desidroxilação, contudo notou-se que não existia um alongamento total do pico referente aos hidroxilos, o que é indicativo de uma transformação parcial da estrutura da muscovite em concordância com os resultados obtidos nos espectros de XRD e no ensaio DSC-TGA.

O aumento da reactividade das lamas após o tratamento térmico foi também avaliado com recurso a ensaios de compressão de argamassas activadas

alcalinamente (AALRM) tendo-se concluído que o tratamento térmico das lamaz permite um aumento da sua reactividade em mais de 400% afeida peça sua resistência à compressão (Figura 5.44), comparativamente a argamassas com lamaz não calcinadas para o par temperatura/tempo de 950 °C/2 horas (Torgal et al., 2005a).

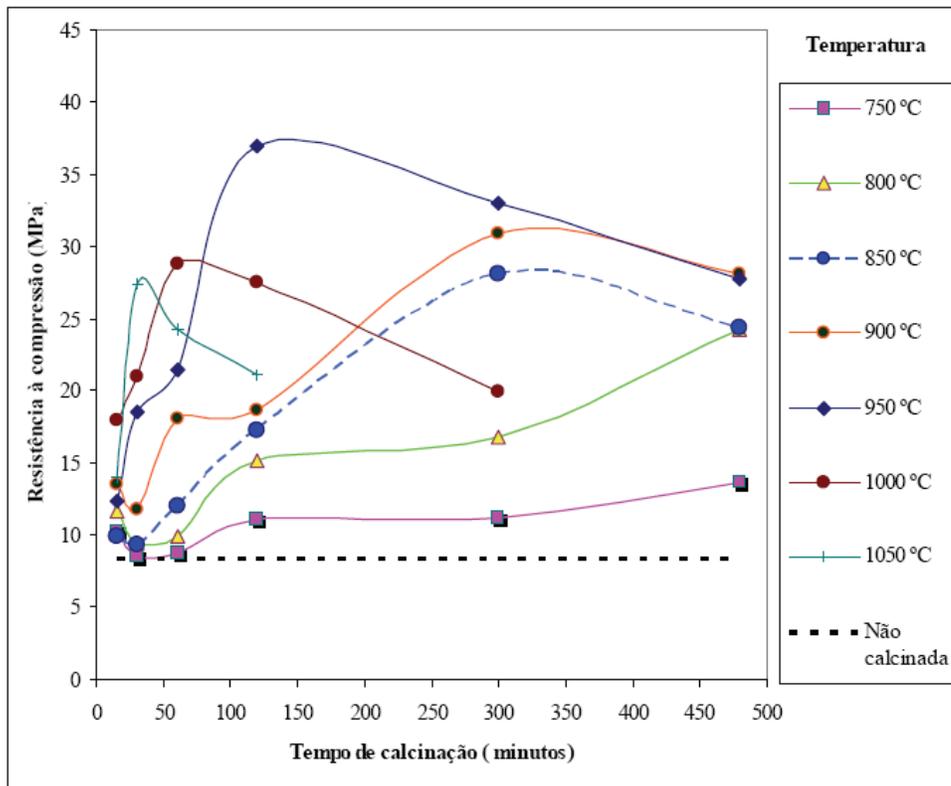


Figura 5.44: Influência do tempo e temperatura de calcinação na resistência à compressão de argamassas AALRM (Torgal et al., 2007a)

Os estudos sobre a influência da composição na resistência do novo ligante mostram que o activador alcalino mais indicado é constituído por uma mistura de hidróxido de sódio e silicato de sódio numa razão mássica de 1:2,5 (Torgal et al., 2008). A substituição de 10% de lamaz por hidróxido de cálcio conduz a um rápido endurecimento do ligante, com maximização da resistência à compressão.

Foram observadas resistências à compressão superiores a 30 MPa ao fim de apenas 1 dia atingindo valores de quase 70 MPa ao fim de 28 dias de cura e de 90 MPa aos 90 dias, bem como valores de resistência à flexão superiores a 10 MPa (Torgal et al., 2008). Tal desempenho é perceptível no facto de neste último ensaio os agregados se apresentarem fracturados e não se soltarem da matriz ligante (Figura 5.45).



Figura 5.45: Secção de provete de argamassa AALRM após ensaio de flexão

Constatou-se também que a natureza dos agregados condiciona a evolução da resistência. O comportamento observado é distinto do que acontece em ligantes correntes à base de cimento Portland em que o crescimento da resistência depende fundamentalmente da hidratação do cimento. Tal facto evidencia a existência de um papel activo por parte dos agregados nos ligantes activados alcalinamente. Este resultado é confirmado pela resistência à compressão da pasta a qual é bastante menor que a resistência das argamassas independentemente do tipo de agregado utilizado (Figura 5.46).

Em termos de absorção de água (à pressão atmosférica) o ligante activado alcalinamente apresenta valores entre 2% a 3,4%, que são bastante inferiores aos valores de absorção dos betões tradicionais. Já quanto ao módulo de elasticidade os valores observados variaram entre 29GPa e 34 GPa (Torgal *et al.*, 2008a) não diferindo substancialmente dos valores usualmente obtidos em ligantes à base de cimento Portland.

Os ligantes AALRM caracterizam-se por apresentarem uma boa resistência ao desgaste por abrasão (perda de massa máxima inferior a 25%). No mesmo ensaio os betões correntes à base de cimento Portland apresentaram perdas de massa entre 40% a 60% o que permite distinguir os dois materiais.

Os novos ligantes apresentaram também uma resistência química relativamente elevada (Figura 5.47). A composição com o melhor desempenho apresenta perdas de massa após exposição aos ácidos (clorídrico, nítrico e sulfúrico) de 2,6%, enquanto que para os betões correntes essa média é mais do que o dobro desse valor (Torgal *et al.*, 2007).

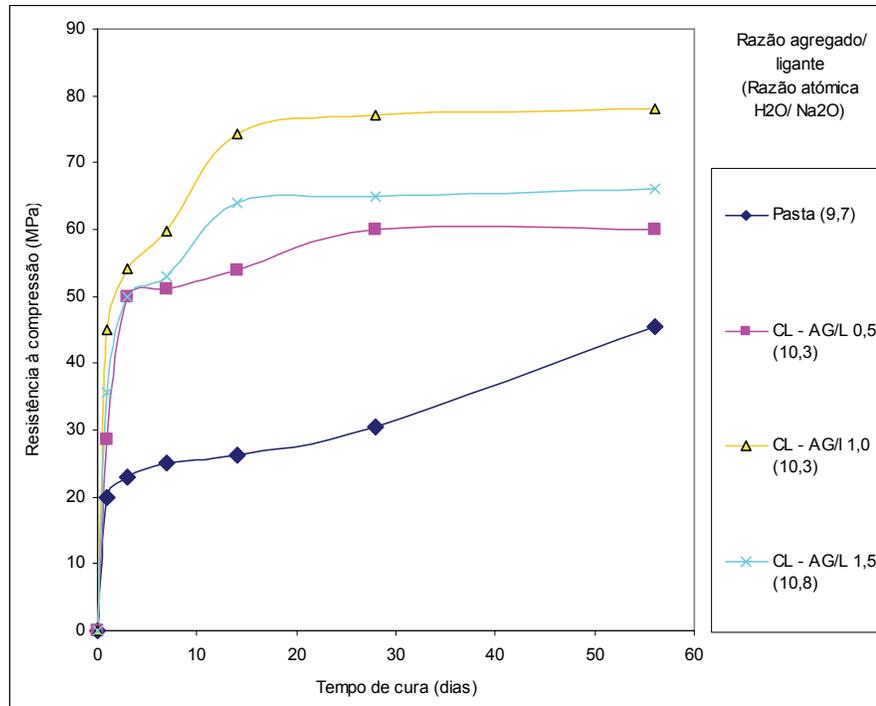


Figura 5.46: Resistência à compressão de argamassas AALRM (Torgal et al., 2008)

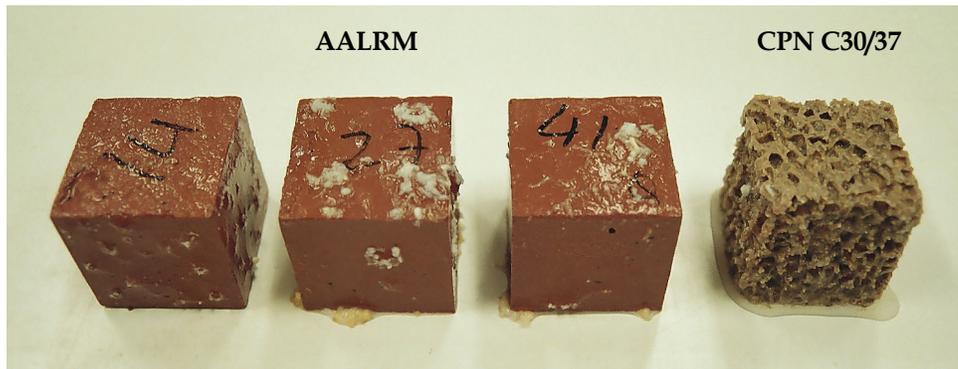


Figura 5.47: Imersão em ácido nítrico ao fim de apenas 24 horas (Torgal et al., 2007)

Os ligantes AALRM apresentam ainda uma excepcional aderência aos betões correntes a qual é independente da rugosidade da superfície da ligação, comparando muito favoravelmente com os produtos correntes de reparação de betão e com a vantagem adicional de apresentarem um custo muito menor (Torgal et al., 2006; 2008b).

Quanto ao comportamento ambiental do novo ligante a classificação da sua toxicidade em ensaios de lixiviação, revela que o material poderá em princípio ser considerado como inerte. Como desvantagens mais evidentes este tipo de ligantes costumam apresentar uma baixa trabalhabilidade e isto

mesmo após a adição de superplastificantes constituindo um aspecto que deve ser objecto de novas investigações.

O reaproveitamento pela indústria da construção civil das lamas residuais das Minas da Panasqueira em ligantes obtidos por activação alcalina, permitirá assim num futuro próximo reduzir o impacto ambiental da sua deposição, reduzir o consumo de recursos não renováveis e reduzir simultaneamente o nível de emissões de gases responsáveis pelo aumento do efeito de estufa (GEE), correntemente associados aos ligantes correntes de cimento Portland (Torgal et al., 2009).

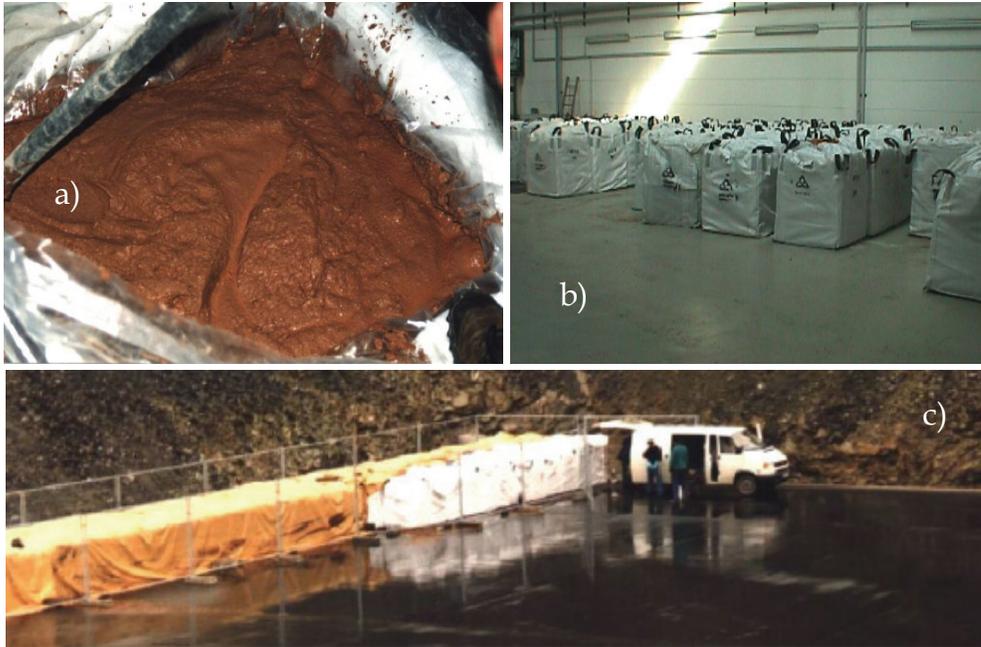
### 5.6.9 Imobilização de Resíduos Tóxicos e Radioactivos

A activação alcalina de aluminosilicatos tem vindo a ser utilizada como uma forma de imobilizar metais pesados. Jaarsveld et al. (1997) referem que a utilização de ligantes activados alcalinamente para imobilizar metais pesados em lamas de minas, fornece bons resultados com reduções da concentração do lixiviado relativamente à concentração inicial de respectivamente Fe (99%), Cu (99%), As (95%), sendo no entanto menos eficiente para o Ti (65%), Ni (40%), Zn (40%).

Jaarsveld & Deventer (1999) utilizaram misturas de cinzas volantes e metacaulinite com incorporação de chumbo e cobre activadas alcalinamente, tendo concluído que o estado de oxidação do ião influencia o raio iónico e o grau de lixiviação. Também que a imobilização de metais (chumbo e cobre), acontece não só por um mecanismo de encapsulação física, mas também porque parece que o metal fica ligado quimicamente à estrutura, não afectando os blocos tetraédricos Al/Si. Descobriram também que os metais afectam as propriedades do ligante, quer a resistência, quer as características químicas e físicas e que metais com iões maiores são melhor imobilizados e são mais dificilmente lixiviados.

Também Hermann *et al.* (1999) mostram que é possível conseguir com recurso a ligantes activados alcalinamente um elevado grau de imobilização de resíduos contendo metais tóxicos, hidrocarbonetos e elementos radioactivos, obtendo-se um produto final com a necessária resistência, química e durabilidade ao longo do tempo, sendo este processo bastante mais barato que a imobilização através da vitrificação.

Estes autores descrevem um procedimento de imobilização com recurso a “*big bags*” nos quais são colocados os ligantes activados alcalinamente com incorporação de resíduos sendo posteriormente levados a depósito (Figura 5.48).



**Figura 5.48:** Imobilização de resíduos radioactivos: a) Mistura de ligante à base de resíduos; b) ligante endurecido em "big bags"; c) Colocação dos "big bags" em aterros (Hermann et al., 1999)

A Tabela 5.20 apresenta o raio iónico de alguns iões onde são visíveis diferenças substanciais confirmando a maior apetência de alguns iões para serem lixiviados. Aliás os valores de eficiência de imobilização de metais pesados de lamas de minas com recurso a ligantes activados alcalinamente obtidos por Davidovits *et al.* (1990) apresentam uma boa correlação com o raio iónico dos iões (Tabela 5.21).

**Tabela 5.20:** Raio iónico de alguns iões

Ião	$\text{Cu}^{2+}$	$\text{Fe}^{3+}$	$\text{Cd}^{2+}$	$\text{As}^{5+}$	$\text{Pb}^{2+}$	$\text{Hg}^{2+}$
Raio (Å)	0,72	0,64	0,97	0,46	1,20	1,10

**Tabela 5.21:** Comparação entre a eficiência de imobilização de metais pesados de lamas de minas em ligantes activados alcalinamente (Davidovits et al., 1990) e o raio iónico

Elemento	Cu	Cd	Pb	Mo	Cr	Zn	Ni	V
Eficiência (%)	98	85	60	60	50	40	15	12
Raio (Å)	0,72/ 0,96	0,97/ 1,14	1,2 0	0,93	0,63/ 0,89	0,74	0,69	0,59

Phair & Deventer (2001) observam que a imobilização de Cu é menos efectiva que a do Pb por ter menor raio atómico, que facilita a difusão e a

lixiviação. À medida que baixa o pH diminui a eficiência da imobilização dos metais Cu e Pb, pois os metais tornam-se mais solúveis.

Palomo & Palácios (2003) estudaram a capacidade de imobilização de crómio e de chumbo em ligantes activados alcalinamente à base de cinzas volantes, tendo concluído que os mesmos apresentam uma boa capacidade para imobilizar chumbo embora com reduções de resistência bastante pequenas. Contudo não são capazes de imobilizar de forma eficiente o crómio pelo facto daquele metal perturbar o mecanismo de geopolimerização anulando a resistência, devido à formação de  $\text{Na}_2\text{OCrO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  que é um composto muito solúvel.

Quian *et al.* (2003) analisaram a imobilização de iões de mercúrio  $\text{Hg}^{2+}$  em pastas de escórias activadas alcalinamente, defendendo um mecanismo de encapsulamento que é devido à menor permeabilidade deste ligante por via de uma estrutura mais compacta e a um mecanismo de fixação química por incorporação do mercúrio na estrutura de CSH em substituição do  $\text{Ca}^+$ . Estes autores observaram um comportamento similar para pastas contaminadas com zinco (Quian *et al.*, 2003a).

Phair *et al.* (2004) relatam a maior capacidade de imobilização do ião chumbo (Pb) relativamente ao cobre (Cu) em ligantes activados alcalinamente à base de cinzas volantes, que se fica a dever à formação de precipitados maiores por parte do Pb. Os mesmos concluem que a imobilização do Pb e do Cu não envolve somente um mecanismo de encapsulação, mas também a formação de novas e insolúveis fases com a alumina e a sílica.

Bankowski *et al.* (2004) referem que a utilização de percentagens de cinzas inferiores a 40%, podem ser estabilizadas em geopolímeros à base de caulinite activada com hidróxido de sódio e silicato de sódio. Estes autores observaram reduções significativas na imobilização de arsénio, estrôncio, selénio e bário. Também que o crómio, cobre e molibdénio não sofreram alterações, enquanto o níquel, o vanádio e o zinco aumentaram de concentração.

Vinsova *et al.* (2007) abordam o bom desempenho dos ligantes activados alcalinamente na imobilização de chumbo, de cádmio e de crómio, sendo essa imobilização menos eficaz no caso do arsénio.

Lancellotti *et al.* (2010) apresentam resultados que comprovam a eficácia da imobilização de cinzas volantes provenientes da incineração de RSU, em ligantes geopoliméricos à base de metacaulino.

## 5.7 Conclusões Gerais

Seja pelo seu volume e pela sua importância económica no sector da construção, importância essa acrescida pelas expectativas de crescimento da procura num futuro próximo, seja pelos impactos ambientais que lhe estão associados, o capítulo relativo aos agregados, ligantes e betões, não podia de deixar constituir o capítulo mais extenso do presente livro. A substituição parcial de cimento Portland por resíduos ou sub-produtos industriais constitui presentemente a forma mais eficaz de reduzir, quer os impactos ambientais do betão quer mesmo os da deposição desses resíduos. As investigações realizadas até ao momento apontam para a possibilidade de incorporação de elevados volumes de aditivos pozolânicos no betão sem que isso resulte na redução da sua durabilidade. Antes pelo contrário. No que respeita à substituição de agregados naturais por agregados reciclados comprova-se que a regulamentação técnica anda muito atrás da investigação produzida até ao momento. Existe investigação relativa à substituição de agregados naturais por agregados reciclados provenientes de RCD há 5 décadas e mesmo mais recentemente sobre agregados dos mais diversos resíduos (madeira, plástico ou borracha). No entanto nem sequer o primeiro caso (agregados a partir de RCD), se tornou ainda uma situação de rotina no sector da construção, algo que terá a ver quer com a oferta de agregados naturais a preços extremamente competitivos, quer também com a inexistência de taxas de deposição suficientemente elevadas que a inibam, quer mesmo com o facto desta tecnologia não estar suficientemente disseminada, pois na verdade os actuais currícula dos cursos de Engenharia Civil pouco ou nada contém a este respeito. No que a Portugal diz respeito há ainda que ter em conta que só a partir de 2006 passou a existir regulamentação específica nesse âmbito, significando isto que só a partir desta data é que os actores do sector da construção se começaram a preocupar com este tema. Por oposição a este estado de coisas merece destaque no nosso país o sucesso do reaproveitamento da borracha reciclada de pneus em betões betuminosos, processo que embora só tenha tido início em 1999, já permitiu o reaproveitamento de mais de um milhão de pneus. O presente capítulo abordou ainda o caso dos betões com capacidade sensora, materiais que muito embora ainda não tenham chegado de forma efectiva ao mercado da construção, permitem que no futuro estes materiais possam deixar de ter o papel passivo que actualmente os caracteriza, para passarem a assegurar uma série de importantes funções, como por exemplo as relativas ao controlo da deformação ou da sua própria degradação, as quais permitirão uma maior vida útil das estruturas. Foi feita uma abordagem ao gesso sintético, resíduo (ou subproduto), gerado em diversos processos industriais e que bastantes investigações apontam para a possibilidade de permitir reduzir (ou mesmo eliminar) as explorações actuais de pedra de gesso. O presente capítulo encerra-se com a descrição das potencialidades de

uma nova família de ligantes. Os ligantes obtidos por activação alcalina (ou geopoliméricos), os quais são conhecidos por serem responsáveis por um nível de emissões de dióxido carbono inferior ao do cimento Portland. Estes materiais apresentam uma elevada resistência a acções mecânicas, térmicas e em meio ácido, a que acresce o facto de permitirem o reaproveitamento de resíduos de minas e pedreiras e ainda a de possuírem uma elevada capacidade de imobilização de resíduos tóxicos e radioactivos, características que lhes conferem uma relevante mais valia ambiental.

## 5.8 Referências

- ADOLF, Z.; BAZAN, J. (2007) *Utilisation of metallurgical slags as raw material basis for preparation of alkali activated materials*. In Proceedings of the 2007- Alkali Activated Materials - Research, Production and Utilization 3rd Conference, pp.11-19, Praga, República Checa
- ANDERSSON, R.; GRAM, H. (1988) *Properties of alkali-activated slag*. In: Alkali-activated slag, Stockolm. Swedish Cement and Concrete Research Institute 63CBI Research
- AKRAM, T.; MEMON, S.; OBAID, H. (2009) *Production of low cost self compacting concrete using bagasse ash*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp. 703-712.
- AGARWAL, S.K. (2006) *Pozzolanic activity of various siliceous materials*. Cement and Concrete Research, Vol.36, pp.1735-1739.
- AIELLO, M.; LEUZZI, F. (2010) *Waste tyre rubberized concrete: Properties at fresh and hardened state*. Waste Management, Vol.30, pp.1696-1704.
- ALBANO, C.; CAMACHO, N.; REYES, J.; FELIU, J.; HERNÁNDEZ, M. (2005) *Influence of scrap rubber addition to Portland concrete composites: destructive and non-destructive testing*. Compos Struct, Vol.71, p. 439-446.
- ALBANO, C.; CAMACHO, N.; HERNANDEZ, M.; GUTIERREZ, A. (2009) *Influence of content and particle size of waste pet bottles on concrete behaviour at different w/c ratios*. Waste Management, Vol.29, pp.2707-2716.
- ALONSO, S.; PALOMO, A. (2001) *Alkaline Activation of metakaolin and calcium hydroxide mixtures: influence of temperature, activator concentration and solids ratio*. Materials Letters Vol.47, pp.55-62.
- ALONSO, S.; PALOMO, A. (2001a) *Calorimetric study of alkaline activation of calcium hydroxide-metakaolin solid mixtures*. Cement and Concrete Research Vol.31, pp.25-30.
- AL-RAWAS, A. A.; HAGO, A. W.; CORCORAN, T.C. (1998) *Properties of Omani artificial pozzolana*. Applied Clay Science, Vol. 23, pp.275-292.
- ALLAHVERDI, A.; ŠKVÁRA, F. (2001) *Nitric acid attack on hardened paste of geopolymetric cements - Part 1*. Ceramics-Silikaty, Vol. 45, pp. 81-88.
- ALLAHVERDI, A.; ŠKVÁRA, F. (2001a) *Nitric acid attack on hardened paste of geopolymetric cements - Part 2*. Ceramics-Silikaty, Vol. 45, pp. 143-149.
- ALLAHVERDI, A.; ŠKVÁRA, F. (2005) *Sulfuric acid attack on hardened paste of geopolymer cements. Part 1. Mechanism of corrosion at relatively high concentrations*. Ceramics-Silikaty, Vol. 49, pp.225-229.
- ALLAHVERDI, A. & SKVARA, F. (2007) *Evaluating the potential application of fly ash/blast furnace slag geopolymer material for inhibiting acid corrosion, a comparative study*. Alkali Activated Materials - Research, Production and Utilization 3rd Conference, pp.21-37, Praga, República Checa
- ALVES, F. (2007) *Betões com agregados reciclados levantamento do "State-of-the-art" experimental nacional*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. IST, UTL.
- ANISON, M. (1964) *An investigation into a hypothetical deformation and failure mechanism for concrete*. Magazine of Concrete Research, Vol.47, pp.73-82.

- ANGULO, S.; CARRIJO, P.; FIGUEIREDO, A.; CHAVES, A.; JOHN, V. (2010) *On the classification of mixed construction and demolition waste aggregate by porosity and its impact on the mechanical performance of concrete*. Materials and Structures, Vol. pp.
- ANTUNES, M.; BAPTISTA, F.; EUSEBIO, M.; COSTA, M.; MIRANDA, C. (2000) *Characterization of asphalt rubber mixtures for pavement rehabilitation projects in Portugal*. In Proceedings of the Asphalt Rubber 2000, Vilamoura, Portugal.
- ANTÃO, A. (1994) *Caracterização de materiais calcários. Aplicação à pedra de Sangardão*. Tese de Mestrado, Universidade de Coimbra.
- AKCAOZOGLU, S.; ATIS, C.; AKCAOZOGLU, S.; K. (2010) *An investigation on the use of shredded waste PET bottles as aggregates in lightweight concrete*. Waste Management, Vol.30, pp.285-290.
- ASTM C1018-97 (1997) *Standard test method for flexural toughness and first-crack strength of fibre-reinforced concrete*. Pennsylvania.
- BAIRAGI, N.; VIDYADHARA, H.; RAVANDE, K. (1990) *Mix design procedure for recycled aggregate concrete*. Construction and Building Materials, Vol.4, pp. 188-193.
- BAKHAREV, T.; SANJAYAN, J. G.; CHENG, Y. B. (2002) *Sulfate attack on alkali-activated slag concrete*. Cement and Concrete Research 31, pp. 211-216.
- BAKHAREV, T.; TATIANA, SANJAYAN, JAY; CHENY, YI-BING (1999) *Alkali-activation of Australian slag cements*. Cement and Concrete Research Vol.29, pp.113-120.
- BAKHAREV, T. (2005) *Geopolymeric materials prepared using class F fly ash and elevated temperature curing*. Cement and Concrete Research Vol.35, pp.1224 - 1232.
- BALAHA, M.; BADAWY, A.; HASHISH, M. (2007) *Effect of using ground waste tire rubber as fine aggregate on the behaviour of concrete mixes*. Indian Journal of Engineering and Materials Sciences, Vol.14, pp.427-435.
- BANTHIA, N.; SHENG, J. (1996) *Fracture toughness of micro-fiber reinforced cement composites*. Cement and Concrete Composites, Vol. 18, pp.215-269.
- BANKOWSKI, P. ; ZOU, L. HODGES, R. (2004) *Using inorganic polymer to reduce leach rates of metals from brown coal fly ash*. Minerals Engineering 17, pp.159-166.
- BARBOSA, VALERIA F. ; MACKENZIE, KENNETH J. ; THAUMATURGO, CLELIO (2000) *Synthesis and characterisation of materials based on inorganic polymers of alumina and silica: Sodium polysialate polymers*. International Journal of Inorganic Polymers Vol.2, pp.309-317.
- BARNA, R.; RETHY, Z.; PERRODIN, Y.; MOSZKOWICZ, P.; TIRUTA-BARNA, L. (2000) *Environmental behaviour of a construction made of a mixture of hydraulic binders and air pollution control residues from municipal solid waste incineration. Part 1 Physico-chemical characterization and modeling of the source term*. Waste Management, Vol.20, pp.741-750.
- BARBHUIYA, S.; GBAGBO, J.; RUSSELL, M.; BASHEER, P. (2009) *Properties of fly ash concrete modified with hydrated lime and silica fume*. Cement and Concrete Research Vol.23, pp.3233-3239.
- BATAYNEH, M.; MARIE, I.; ASI, I. (2007) *Use of selected waste materials in concrete mixes*. Waste Management Vol.27, 1870-1876.
- BATAYNEH, M.; MARIE, I.; ASI, I. (2008) *Promoting the use of crumb rubber concrete in developing countries*. Journal of Waste Management, Vol.28, pp. 2171-2176
- BERNDT, M. (2009) *Properties of sustainable concrete containing fly ash, slag and recycled concrete aggregate*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp. 2606-2613.
- BENOSMAN, A.; TAIBI, H.; MOULI, M.; BELBACHIR, M.; SENHADJI, Y. (2008) *Diffusion of chloride ions in polymer-mortar composites*. Journal of Applied Polymer Science Vol.110, pp.1600-1605.
- BIEL, T.; LEE, H. (1996) *Magnesium oxychloride cement concrete with recycled tire rubber*. Transportation Research Board, Report N° 1561. Washington, DC: Transportation Research Board, pp.6-12.
- BIGNOZZI, M.; SANDROLINI, F. (2006) *Tyre rubber waste recycling in self-compacting concrete*. Cement and Concrete Research, Vol.36, pp. 735-739
- BLEISCHWITZ, R.; BAHN-WALKOWIAK, B. (2006) *Sustainable development in the European aggregate industry – A case for sectoral strategies*. Wupertal Institute for Climate, Environment and Energy, Germany.

- BLEISCHWITZ, R.; BAHN-WALKOWIAK, B. (2007) *Aggregates and construction markets in Europe: Towards a sectoral action plan on sustainable resource management*. Minerals and Energy, Vol.22, pp.159-176.
- BLOUQUETY, M.; DESCANTES, Y.; BARCELO, L.; DE LARRARD, F.; CLAUDAUD, B. (2007) *Experimental study of crushed aggregate shape*. Construction and Building Materials, Vol.21, pp.865-872.
- BRANCO, F.; REIS, M.; TADEU, A. (2006) *Utilização da cortiça como agregado em betões*. QIC Encontro Nacional sobre Qualidade e Inovação na Construção, LNEC, Lisboa.
- BRITO, J.; ROBLES, R. (2007) *Metodologia de previsão das propriedades de betão com agregados reciclados no estado endurecido*. Congresso da Construção 2007, Coimbra, Portugal.
- BRGM (2001) *Management of mining, quarrying and ore-processing waste in the european union*. European Commission, DG environment, 50319-FR
- BORTNOVSKY, O.; DVORAKOVA, K.; ROUBICEK, P.; BOUSEK, J.; PRUDKOVA, Z.; BAXA, P. (2007) *Development, properties and production of geopolymers based on secondary raw materials*. Alkali Activated Materials - Research, Production and Utilization 3rd Conference, pp.83-96, Praga, República Checa
- BROUGH, A. R.; ATKINSON, A. (2000) *Automated identification of the aggregate paste interfacial transition zone in mortars of silica sand with Portland or alkali-activated slag cement paste*. Cement and Concrete Research Vol.30, pp.849-854.
- BOUKNI, A.; SWAMY, R.; BALI, A. (2009) *Durability properties of containing 50% and 65% slag*. Construction and Building Materials Vol.23, pp.2836-2845.
- BUYLE-BODIN, F., HADJIEVA-ZAHARIEVA, R. (2002) *Influence of industrially produced recycled aggregates on flow properties of concrete*. Materials and Structures, Vol.35, pp. 504-509.
- CAO, J.; CHUNG, D. (2002) *Damage evolution during freeze-thaw cycling of cement mortar studied by electric resistivity measurement*. Cement and Concrete Research, Vol. 32, pp.1657-1661.
- CACHIM, P.; VELOSA, A. (2010) *Effect of Portuguese metakaolin on hydraulic lime concrete using different curing conditions*. Construction and Building Materials, Vol.24, pp.71-78.
- CAIRNS, R.; KEW, H.; KENNY, M. (2004) *The use of recycled rubber tyres in concrete construction*. Final Report, The Onyx Environmental Trust, University of Strathclyde, Glasgow.
- CAMÕES, A. (2002) *Betões de elevado desempenho com incorporação de cinzas volantes*. Tese de Doutoramento, Universidade do Minho.
- CHEN, B.; WU, K.; YAO, W. (2004) *Conductivity of carbon fiber reinforced cement-based composites*. Cement and Concrete Composites Vol. 26, pp.291-297.
- CHEN, S.; SU, H.; CHANG, J.; LEE, W. ; HUANG, K. HSIEH, L. ; HUANG, Y. ; LIN, W. ; LIN, C. (2007) *Emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from the pyrolysis of scrap tyres*. Atmospheric Environment, Vol.41, pp.1209-1220.
- CHENG, T. W.; CHIU, J. P. (2003) *Fire resistant geopolymer produced by granulated blast furnace slag*. Minerals Engineering Vol.16, pp.205-210.
- CHOI, Y.; MOON, D.; CHUNG, J.; CHO, S. (2005) *Effects of waste PET bottles aggregate on the properties of concrete*. Cement and Concrete Research, Vol.35, pp.776-781.
- CHOI, Y.; MOON, D.; KIM, Y.; LACHEMI, M. (2009) *Characteristics of mortar and concrete containing fine aggregate manufactured from recycled waste polyethylene terephthalate bottles*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp.2829-2835.
- CHOU, L.; LIN, C.; LU, C.; LEE, C.; LEE, M. (2010) *Improving rubber concrete by waste organic sulfur compounds*. Waste Management and Research, Vol.28, pp.29-35.
- CHUNG, D. (2000) *Cement reinforced with short carbon fibers: a multifunctional material*. Composites: Part B Engineering, Vol. 31, pp.511-526.
- CHUNG, D. (2002) *Electric conduction behavior of cement-matrix composites*. Journal of Materials Engineering and Performance Vol. 11, pp.194-204.
- COUTINHO, A. (1988) *Fabrico e propriedades do betão*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- CORREIA, J.; BRITO, J.; PEREIRA, A. (2006) *Effects on concrete durability of using recycled ceramic aggregates*. Materials and Structures, Vol.39, pp.169-177.

- CORINALDESI, V.; MORICONI, G. (2009) Influence of mineral additions on the performance of 100% recycled aggregate concrete. *Construction and Building Materials*, Vol.23, pp.2869-2876.
- COATANLEM, P.; JAUBERTHIE, R.; RENDELL, F. (2006) *Lightweight wood chipping concrete durability*. *Construction and Building Materials*, Vol.20, pp.776-781.
- CRIADO, M.; PALOMO, A.; FERNANDEZ-JIMENEZ, A. (2005) *Alkali activation of fly ashes. Part 1: Effect of curing conditions on the carbonation of the reaction products*. *Fuel* Vol.84, pp.2048-2054.
- CZARNECKA, E.; GILLOT, J. (1982) *Effect of different types of crushers on shape and roughness of aggregates*. *Cement Concrete Aggregates*, Vol.4, pp.33-38.
- DAY, R.; SHI, C. (1994) *Influence of the fineness of pozzolan on the strength of lime natural-pozzolan cement pastes*. *Cement and concrete Research* Vol.8, pp.1485-1491.
- DAY, K.; HOLTZE, K.; METCALFE, J.; BISHOP, C.; DUTKA, B. (1993) *Toxicity of leachate from automobile tyres to aquatic biota*. *Chemosphere*, Vol.27, pp.665-675.
- DAVIDOVITS, J. (1979) *Synthesis of new high temperature geo-polymers for reinforced plastics/composites*. SPE PACTEC 79 Society of Plastic Engineers, Brookfield Center, pp.151-154
- DAVIDOVITS, J.; SAWYER, J.L. (1985) *Early high strength mineral polymer*. U.S. Patent 4.509.958
- DAVIDOVITS, J. (1988) *Geopolymer chemistry and properties*. Proceedings of 88 Geopolymere Conference, pp.25-48.
- DAVIDOVITS, J.; COMRIE, D. C.; PATERSON, J.H.; RITCEY, D.J. (1990) *Geopolymeric concretes for environmental protection*. *ACI Concrete International* Vol.12, 30-40.
- DAVIDOVITS, J. (1994) *Geopolymers: Man-Made rock geosynthesis and the resulting development of very early high strength cement*. *Journal of Materials education* Vol.16, pp.91-139.
- DAVIDOVITS, J. (1994a) *Properties of geopolymeric cements*. Proceedings of the First International Conference on alkaline cements and concretes. Scientific Research Institute on Binders and Materials Kiev, Ukraine, pp.131-149.
- DAVIDOVITS, J. (1999) *Chemistry of geopolymeric systems. Terminology*. Proceedings of 99 Geopolymere Conference, pp.9-40.
- DAVIDOVITS, J. (1999) *Geopolymeric reactions in the economic future of cements and concretes: World-wide mitigation of carbon dioxide emission*. Proceedings of 1999 Geopolymer Conference 111- 121.
- DAVIDOVITS, J. (2005) *Geopolymer chemistry and sustainable development. The Poly(sialate) terminology: a very useful and simple model for the promotion and understanding of green-chemistry*. Proceedings of 2005 Geopolymere Conference, pp.9-15.
- DEGIRMENCI, N. (2008) *The using of waste phosphogypsum and natural gypsum in adobe stabilization*. *Construction and Building Materials* Vol. 22, pp.1220-1224
- DEGIRMENCI, N. (2008a) *Utilization of phosphogypsum as raw and calcined material in manufacturing of building products*. *Construction and Building Materials* Vol. 22, pp.1857-186.
- DEMIRBAS, A. (1996) *Optimizing the physical and technological properties of cement additives in concrete mixtures*. *Cement and Concrete Research* Vol. 26, pp.1737-1744.
- DOLEZAL, J.; SKVARA, F.; SVOBODA, P.; SULC, R.; KOPECKY, L.; PAVLASOVA, S.; MYSKOVA, L.; LUCUK, M.; DVORACEK, K. (2007) *Concrete based on fly ash geopolymers. Alkali Activated Materials - Research, Production and Utilization 3rd Conference*, pp.185-197, Praga, República Checa
- DUXON, P.; PROVIS, J.; GRANT, LUKEY.; MALLICOAT, SETH.; KRIVEN, WALTRAUD; DEVENTER, JANNIE (2005) *Understanding the relationship between geopolymer composition, microstructure and mechanical properties*. *Colloids and Surfaces* Vol.269, pp. 47-58.
- DUXON, P.; PROVIS, J.; LUCKEY, G.; VAN DEVENTER, J. (2007) *The role of inorganic polymer technology in the development of "Green Concrete"*. *Cement and Concrete Research* Vol.37, 1590-1597.
- DUXON, P.; VAN DEVENTER, J. (2009) *Commercialization of geopolymers for construction - opportunities and obstacles*. In *Geopolymers, Structure, Processing, Properties and Applications*,

- ISBN -13: 978 1 84569 449 4, Ed. J. Provis & J. Van Deventer, Woodhead Publishing Limited Abington Hall, Cambridge, UK, pp.379-400.
- EDG (2004) *European Union waste policy*. LIFE Focus: a cleaner, greener Europe, ISBN 92-894-6018-0.
- ELEAZER, W.; BARLAZ, M.; WHITTLE, D. (1992) *Resource recovery alternatives for waste tires in North Carolina*. School of Engineering, Civil Engineering Department, NCSU, US.
- ELINWA, A.; MAHMOOD, Y. (2002) *Ash from timber waste as cement replacement material*. Cement and Concrete Composites, Vol. 24, pp.219-222.
- ELINWA, A.; EJEH, S.(2004) *Effects of the incorporation of sawdust waste incineration fly ash in cements pastes and mortars*. Journal of Asian Architecture and Building Engineering, Vol.3, pp.1-7.
- EN1994 - Eurocode 4 (1994) *Design of composite steel and concrete structure*. British Standards Institution London.
- ERDEM, T.; KIRCA,O. (2008) *Use of ternary blends in high strength concrete*. Construction and Building Materials, Vol.22, pp.1477-1483.
- ESCALANTE-GARCIA, J. I.; GOROKHOVSKY, A. V.; MENDONZA, G.; FUENTES, A. F. (2003) *Effect of geothermal waste on strength and microstructure of alkali-activated slag cement mortars*. Cement and Concrete research Vol.33, pp.1567-1574.
- ETXEBERRIA, M.; MARI, A.; VAZQUEZ,E. (2007)*Recycled aggregate concrete as structural material*. Materials and Structures, Vol.40, pp. 529-541.
- European Commission. Council directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. Official Journal of the European Communities, L182, pp. 1-19.
- European Commission. Directive 2000/76/EC of the European Parliament and of the Council of 4 December 2000 on incineration of waste. Official Journal of the European Communities, L332; p. 91-111.
- EVANGELISTA, L.; BRITO, J. (2007) *Mechanical behaviour of concrete made with fine recycled concrete aggregates*. Cement and Concrete Composites, Vol. 29, 397-401.
- FARCASIU, M. (1993) *Another use for old tyres*. Chemtech, pp.22-24.
- FERREIRA R.; JALALI, S. (2006) *Quality control based on electrical resistivity measurements*. Proceedings of the European Symposium on Service Life and Serviceability of the Concrete Structures, Helsink, Finland.
- FERNANDES, M.; SOUSA, A; DIAS, A. (2004) *Impactes Ambientais e comercio de emissões. Industria cerâmica: Um caso de estudo*. Associação Portuguesa da Industria Cerâmica APICER.
- FERNANDEZ-JIMENEZ, A.; PALOMO, J.; PUERTAS, F. (1999) *Alkali activated slag mortars. Mechanical strength behaviour*. Cement and Concrete Research Vol.29, pp.1313-1321.
- FERNANDEZ JIMENEZ, A.; PALOMO, A. (2003) *Characterisation of fly ashes. Potential reactivity as alkaline cements*. Fuel Vol.82, pp.2259-2265.
- FERNANDEZ-JIMENEZ, A.; PALOMO (2005) *Composition and microstructure of alkali activated fly ash binder: Effect of the activator*. Cement and Concrete Research Vol.35, pp.1984-1992
- FERNANDEZ-JIMENEZ, A.; PALOMO; SOBRADOS, I.; SANZ, J. (2006) *The role played by reactive alumina content in the alkaline activation of fly ashes*. Microporous and Mesoporous materials Vol.91, pp.111-119.
- FIORITI, C.; INO, A.; AKASAKI,J. (2007) *Pavimentos intertravados de concreto com resíduos de pneus*. Revista Internacional Construlink, N°15, Vol.5, pp.56-67.
- FLETCHER, ROSS A.; MACKENZIE, KENNETH J. D.; NICHOLSON, CATHERINE L.; SHIMADA, SHIRO (2004) *The composition range of alumino silicate geopolymers*. Journal of European Ceramic Society Vol.25, pp. 1471-1477.
- FRIGIONE, M. (2010) *Recycling of PET bottles as fine aggregates in concrete*. Waste Management, Vol., pp.
- FONTES, L.; TRICHÊS,G.; PEREIRA,P.; PAIS, J. (2007) *Desempenho de misturas betuminosas com betume modificado com borracha*. XIV CILA : Congresso Ibero-Americano del Asfalto, La Habana, Cuba.

- FONTES, L. (2009) *Optimização do desempenho de misturas betumosas com betume modificado com borracha para reabilitação de pavimentos*. Tese de Doutoramento em Vias de Comunicação. Universidade do Minho
- FONSECA, N. (2009) *Betões estruturais com a incorporação de agregados grossos reciclados de betão. Influência das condições de cura no comportamento mecânico*. Dissertação de Mestrado UTL/IST.
- FREITAS, C.; GALVÃO, J.; PORTELLA, K.; JOUKOSKI, A.; FILHO, C. (2009) *Desempenho físico-químico e mecânico de concreto de cimento Portland com borracha de estireno-butadieno reciclada de pneus*. Química Nova, Vol.32, pp.913-918.
- GARTNER, E. (2004) *Industrially interesting approaches to "low-CO<sub>2</sub>" cements*. Cement and Concrete Research, Vol.34, pp.1489-1498.
- GALVÃO, J.; PORTELLA, K.; JOUKOSKI, A.; MENDES, R.; FERREIRA, E. (2010) *Use of waste polymers in concrete repair for dam hydraulic surfaces*. Construction and Building Materials (in press)
- GANJIAN, E.; KHORAMI, M.; MAGHSOUDI, A. (2009) *Scrap-tyre-rubber replacement for aggregate and filler in concrete*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp.1828-1836
- GESOGLU, M.; GUNEYISI, E.; OZBAI, E. (2009) *Properties of self-compacting concretes made with binary, ternary, and quaternary cementitious blends of fly ash, blast furnace slag, and silica fume*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp. 1847-1854.
- GHALY, A.; CAHILL, J. (2005) *Correlation of strength, rubber content, and water to cement ratio in rubberized concrete*. Can J Civil Eng, Vol.32, pp. 1075-1081.
- GJORV, O.E. (1992) *High strength concrete*. In : Malhotra VM editor. Advances in concrete technology. American Concrete Institute Montreal Canada, pp.21-77
- GLUKHOVSKY, V. (1959) *Soil Silicates*. Gostroiizdat Publish. Kiev, USSR
- GLUKHOVSKY, V. (1981) *Slag-alkali concretes produced from fine-grained aggregate*. Vishcha Shkolay, Kiev.
- GLUKHOVSKY, V.D.; ROSTOVSKAJA, G.S.; RUMYNA, G.V. (1980) *High strength slag alkaline cements*. 7th International Congress on the Chemistry of. Cement, pp.168.
- GOURLEY, J. (2003) *Geopolymers; Opportunities for environmentally friendly construction materials*. Materials 2003 Conference, Institute of Materials Engineering Australasia.
- GOURLEY, J.T.; JOHNSON, G.B. (2005) *Developments in geopolymer precast concrete*. In Proceedings of Geopolymer 2005 World Congress, Geopolymer Green Chemistry and Sustainable Development Solutions, pp.139-143. S. Quentin, France
- GOMES, M.; Brito, J. (2009) *Structural concrete with incorporation of coarse recycled concrete and ceramic aggregates: durability performance*. Materials and Structures, Vol.42, pp.663-675.
- GONÇALVES, P.; BRITO, J. (2008) *Utilização de agregados reciclados em betão. Análise comentada da regulamentação existente*. Revista Engenharia Civil, Universidade do Minho, N° 32, pp.73-86.
- GONZALEZ, J.M.M. (2007) *Betões reforçados com fibras de carbono. Estudo das propriedades mecânicas e físicas*. Dissertação de Doutoramento. Universidade do Minho, 2007.
- GRANIZO, M. (1998) *Activación alcalina de metacaolin: Desarrollo de nuevos materiales cementantes*. Tesis Doctoral, Universidad Autonoma de Madrid
- GUO, X.; SHI, H. (2008) *Thermal treatment and utilization of flue desulphurization gypsum as an admixture in cement and concrete*. Construction and Building Materials Vol. 22, pp. 1471-1476
- GUNEYISI, E.; GESOGLU, M.; OZTURAN, T. (2004) *Properties of rubberized concretes containing silica fume*. Journal of Cement and Concrete Research, Vol.34, pp. 2309-2317.
- GUNEYISI, E.; GESOGLU, M. (2008) *A study on the durability properties of high-performance concretes incorporating high replacement levels of slag*. Materials and Structures, Vol.41, pp.479-493.
- GUNEYISI, E. (2010) *Fresh properties of self-compacting rubberized concrete incorporated with fly ash*. Materials and Structures (in press).
- [HTTP://www.pyreco.com/](http://www.pyreco.com/)
- HANSEN, T.; NARUD, H. (1983) *Strength of recycled concrete made from crushed concrete coarse aggregate*. Concrete International, Vol.5, pp. 79-83.

- HANNAWI, K.; KAMALI-BERNARD, S.; PRINCE, W. (2010) *Physical and mechanical properties of mortars containing PET and PC waste aggregates*. Waste Management (in press)
- HARDJITO, D.; WALLAH, S. E.; SUMAJOUW; RANGAN, B. V. (2002) *Research into engineering properties of geopolymers concrete*. In proceedings of 2002 Geopolymer Conference. Melbourne, Australia.
- HARTWELL, S.; JORDAHL, D.; DAWSON, C.; IVES, A. (1998) *Toxicity of scrap tyre leachates in estuarine salinities: are tyres acceptable for artificial reefs?* Trans Am Fisheries Society, Vol.127, pp.796-806.
- HAZRA, P.C.; KRISHNASWAMY, V.S. (1987) *Natural pozzolans in India, their utility, distribution and petrography*. Records of the geological survey of India Vol.87, pp.675-706
- HERMANN, E.; KUNZE, C.; GATZWEILER, R.; KIEBIG, G.; DAVIDOVITS, J. (1999) *Solidification of various radioactive residues by geopolymers with special emphasis on long term stability*. In Proceedings of 1999 Geopolymer Conference, pp. 211-228.
- HOS, J.P.; MCCORMICK, P.G.; BYRNE, L.T. (2002) *Investigation of a synthetic aluminosilicate inorganic polymer*. Journal of Materials Science Vol.37, pp.2311-2316
- HU, S.; WANG, H.; ZHANG, G.; DING, Q. (2008) *Bonding and abrasion resistance of geopolymeric repair material made with steel slag*. Cement and Concrete Composites Vol. 30, pp. 239-244.
- HUANG, B.; DONG, Q.; BURDETTE, E. (2009) *Laboratory evaluation of incorporating waste ceramic materials into Portland cement and asphaltic concrete*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp.3451-3456.
- YAMASAKI, J.; TATEMATSU, K. (1998) *Strength and freeze-thaw resistance properties of concrete using high-quality recycled aggregate*. Transactions of the Japan Concrete Institute, Vol. 20, pp. 45-52.
- YELLISHETTY, M.; KARPE, V.; REDDY, E.; SUBHASH, K.; RANJITH (2008) *Reuse of iron ore mineral wastes in civil engineering constructions: A case study*. Resources, Conservation and Recycling, Vol. 52, pp. 1283-1289.
- YESILATA, B.; ISIKER, Y.; TURGUT, P. (2009) *Thermal insulation enhancement in concretes by using waste PET and rubber pieces*. Construction and Building Materials Vol.23, pp.1878-1882.
- YIP, C. K.; DEVENTER, J. S. (2003) *Microanalysis of calcium silicate hydrate gel formed within a geopolymeric binder*. Journal of Materials Science Vol.38, pp.3851-3860.
- JAARSVELD, J. G. S.; DEVENTER, J. S. J.; LORENZEN, L. (1997) *The potential use of geopolymeric materials to immobilise toxic metals: Part I. Theory and Applications*. Minerals Engineering pp.10, 659-669.
- JAARSVELD, J. G. S.; DEVENTER, J. S. J.; LORENZEN, L. (1998) *Factors affecting the immobilisation of metals in geopolymerised fly ash*. Metall. Mater. Trans. B 29 B, pp.283-291
- JAARSVELD, J. G. S.; DEVENTER, J. S. J. (1999) *The effect of metal contaminants on the formation and properties of waste-based geopolymers*. Cement and Concrete Research Vol.29, pp.1189-1200.
- JAARSVELD, J. G. S.; DEVENTER, J. (1999) *The effect of the alkali metal activator on the properties of fly-ash based geopolymers*. Ind. Eng. Res. 38, pp. 3932-3941.
- JAARSVELD, J. G. S.; DEVENTER, J. S. J.; LUKEY, G. C. (2002) *The effect of composition and temperature on the properties of fly ash and kaolinite based geopolymers*. Chemical Engineering Journal Vol.89, pp.63-73.
- JAARSVELD, J. G. S.; DEVENTER, J. S. J.; LUKEY, G. C. (2003) *The characterisation of source materials in fly ash-based geopolymers*. Materials Letters, pp.1272-1280.
- JACOMINO, V.M. (2003) *Fosfogesso*. Relatório Técnico Científico CDTN/CNEN.
- JIANG, L.; LIU, Z.; YE, Y. (2004) *Durability of concrete incorporating large volumes of low-quality fly ash*. Cement and Concrete Research, Vol.34, 1467-1469.
- JO, B.; SEUNG-KOOK, P.; CHEOL-HWAN, K. (2006) *Mechanical properties of polyester polymer concrete using recycled polyethylene terephthalate*. ACI Structural Journal Vol.103, pp.219-225.
- JO, B.; PARK, S.; PARK, J., (2008) *Mechanical properties of polymer concrete made with recycled PET and recycled concrete aggregates*. Construction and Building Materials 22, pp. 2281-2291.
- KATZ, A. (1998) *Microscopic study of alkali-activation fly ash*. Cement and Concrete Research Vol.28, pp.197-208.

- KHALOO, A.; DEHESTANI, M.; RAHMATABADI, P. (2008) *Mechanical properties of concrete containing a high volume of tire-rubber particles*. Waste Management, Vol.28, pp.2472-2482.
- KHATIB, Z.; BAYOMY, F. (1999) *Rubberized Portland cement concrete*. ASCE Journal of Materials in Civil Engineering, Vol.11, p.206-213.
- KIM, J.; PARK, C.; LEE, S.; LEE, S.; WON, J. (2008) *Effects of the geometry of recycled PET fibre reinforcement on shrinkage cracking of cement-based composites*. Composites: Part B Vol.39, pp.442-450.
- KIM, S.; YI, N.; KIM, H.; KIM, J.; SONG, Y. (2010) *Material and structural performance evaluation of recycled PET fiber reinforced concrete*. Cement and Concrete Composites Vol.32, pp.232-240 (2010).
- KIRSCHNER, ANDREA; HARMUTH, HARALD (2002) *Investigation of geopolymer binders with respect to their application for building materials*. Ceramics - Silicaty Vol.48, pp.117 - 120.
- KONG, D.; SANJAYAN, J.; SAGOE-CRETENSIL, K. (2008) *Factors affecting the performance of metakaolin geopolymers exposed to elevated temperatures*. Journal of Materials Science Vol. 43, pp. 824-831.
- KRIZAN, DARKO; ZIVANOVIC, BRANISLAV (2002) *Effects of dosage and modulus of water glass on early hydration of alkali-slag cements*. Cement and Concrete Research Vol.32, pp.1181-1188.
- KRIVENKO, P.; GUZIY, S. (2007) *Fire resistant alkaline portland cements*. Alkali Activated Materials - Research, Production and Utilization 3rd Conference, pp.333-347, Praga, República Checa
- KUMAR, S. (2002) *A perspective study on fly-ash lime-gypsum bricks and hollow blocks for low cost housing development*. Construction and Building Materials, Vol. 16, pp.519-525
- KURYATNYK, T.; LUZ, ANGULSKI; AMBROISE, J.; PÉRA, J. (2008) *Valorization of phosphogypsum as hydraulic binder*. Journal of Hazardous Materials Vol. pp.
- LAGIER, F.; KURTIS, K. (2007) *Influence of Portland cement composition on early age reactions with metakaolin*. Cement and Concrete Research Vol.37, pp.1411-1417.
- LANCELLOTTI, I.; KAMSEU, E.; MICHELAZZI, M.; BARBIERI, L.; CORRADI, A.; LEONELLI, C. (2010) *Chemical stability of geopolymers containing municipal solid waste incinerator fly ash*. Waste Management, Vol. 30, pp.673-679.
- LEE, W. K. W.; DEVENTER, J. S. J. (2002) *The effect of ionic contaminants on the early-age properties of alkali-activated fly ash-based cements*. Cement and Concrete Research Vol.32, pp.577-584.
- LEIVA, C.; ARENAS, C.; VILCHES, L.; VALE, J.; GIMENEZ, A.; BALLESTEROS, J.; FERNANDEZ-PEREIRA, C. (2010) *Use of FGD gypsum in fire resistant panels*. Waste Management Vol.30, pp.1123-1129.
- LNEC E471 (2006) *Guia para a utilização de agregados reciclados grossos em betões de ligantes hidráulicos*. MOPTC, Lisboa.
- LNEC E472 (2006) *Guia para a reciclagem de misturas betuminosas a quente em central*. MOPTC, Lisboa.
- LIU, J.N. (1998) *Strength and hydration of an activated alumino-silicate mineral*. Pennsylvania State University, USA.
- LI, G.; GARRICK, G.; EGGERS, J.; ABADIE, C.; STUBBLEFIELD, M.; PANG, S. (2004) *Waste tire fiber modified concrete*. Composites: Part B, Vol.35, p.305-312.
- LING, T.; NOR, H.; HAININ, M.; CHIK, A. (2009) *Laboratory performance of crumb rubber concrete block pavement*. International Journal of Pavement Engineering, Vol.10, p.361-374.
- LING, T.; NOR, H.; LIM, S. (2010) *Using recycled waste tyres in concrete paving blocks*. Proceedings of Institution of Civil Engineers: Waste and Resource Management, Vol.163, pp.37-45.
- MAHDI, F.; ABBAS, H.; KHAN, A. (2010) *Strength characteristics of polymer mortar and concrete using different compositions of resins derived from post-consumer PET bottles*. Construction and Building Materials Vol.24, pp.25-36.
- MALHOTRA, V. (1978) *Recycled concrete - a new aggregate*. Canadian Journal of Civil Engineering, Vol.5, pp. 42-52.

- MALHOTRA, V. M. (1987) *Supplementary cementing materials*. CANMET, Special Publication SP 86-8E, Energy, Mines and Resources, p.25 Canada.
- MARZOUK, O. (2005) *Valorization of plastic waste: thermal conductivity of concrete formulated with PET*. In 1<sup>st</sup> International Conference on Engineering for Waste Treatment, ISBN 2-951-1591-4-6, École de Mines d'Albi-Carmaux, France.
- MARZOUK, O.; DHEILLY, R.; QUENEUDEC, M. (2007) *Valorization of post-consumer waste plastic in cementitious concrete composites*. Waste Management, Vol.27, pp.310-318.
- MCCARTHY, M.; DHIR, R. (1999) *Towards maximising the use of fly ash as a binder*. Fuel, Vol.78, pp.121-123.
- MCCARTHY, M.; DHIR, R. (2004) *Development of a high volume fly ash cements for use in concrete construction*. Fuel, Vol.84, pp.1423-1432.
- MEHTA, K. (2001) *Reducing the environmental impact of concrete*. Concrete International, Vol.pp.61-66.
- MELLO, D.; PEZZIN, S.; AMICO, S. (2009) *The effect of post consumer PET particles on the performance of flexible polyurethane foams*. Polymer Testing Vol.28, pp.702-708.
- MEYER, C. (2009) *The greening of the concrete industry*. Cement and Concrete Composites, Vol.31,pp.601-605.
- MILLS-BEALE,J.; YOU, Z. (2009) *The mechanical properties of asphalt mixtures with recycled concrete aggregates*. Construction and Building Materials, Vol., pp.
- MYERS, N.; MITTERMEIER,R.; MITTERMEIER,C.; FONECA,G.; KENT,J. (2000) *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. Nature Vol., 403, pp.853-858.
- MODRO, N.L.; MODRO, N.; MODRO, N.R.; OLIVEIRA, A. (2009) *Avaliação de concreto de cimento Portland contendo resíduos de PET*. Revista Matéria 14, 725-736.
- MOHAMMED, B.S. (2010) *Structural behavior and m-k value of composite slab utilizing concrete containing crumb rubber*. Construction and Building Materials, Vol.24, pp. 1214-1221
- NAGDI, K. (1993) *Rubber as an engineering material: Guidelines for user*. Hanser Publication.
- NAIK, T.; SINGH, S. (1991) *Utilization of discarded tyres as construction materials for transportation facilities*. Report N° CBU - 1991-02, UWM Center for by-products utilization. University of Wisconsin, Milwaukee, 16.
- NAIK, T.; SINGH, S.; WENDORF, R. (1995) *Applications of scrap tire rubber in asphaltic materials: state of the art assessment*. Report N° CBU-1995-02, UWM Center for by-products utilization. University of Wisconsin, Milwaukee, 49.
- NEVILLE, A M. (1997) *Properties of concrete*. Fourth and Final Edition.
- OCHI, T.; OKUBO, S.; FUKUI, K.(2007) *Development of recycled PET fibre and its application as concrete-reinforcing fibre*. Cement and Concrete Composites Vol.29, pp.448-455.
- OIKNOMOU, N.; STEFANIDOU, M.; MAVRIDOU, S. (2006) *Improvement of the bonding between rubber tire particles and cement paste in cement products*. 15<sup>th</sup> Conference of the Technical Chamber of Greece, Alexandroupoli, Greece, pp.234-242.
- OIKONOMOU, N.; MAVRIDOU, S. (2009) *The use of waste tyre rubber in civil engineering works*. In Sustainability of construction materials Ed. J., Khatib, ISBN 978-1-84569-349-7, WoodHead Publishing Limited, Abington Hall, Cambridge, UK.
- OLMEZ, H.; ARDEN, E. (1989) *The effects of phosphogypsum on the setting and mechanical properties of portland cement and trass cement*. Cement and Concrete Research, Vol. 25, pp.377-384
- OLIVEIRA, L.; JALALI, S.; FERNANDES,J.; TORRES,E. (2005) *L'emploi de métakaolin dans la production de béton écologiquement efficace*. Materials and Structures, Vol.38, pp.403-410.
- OZKAN, S.; GJORV, O. (2008) *Electrical resistivity measurements for the quality control during concrete construction*. ACI Materials Journal, Vol. 105, pp.541-547.
- PALOMO, A.; BLANCO-VARELA, M. T.; GRANIZO, M. L.; PUERTAS, F.; VASQUEZ, T; GRUTZECK, M. W. (1999) *Chemical stability of cementitious materials based on metakaolin*. Cement and Concrete Research Vol.29, pp.997-1004.
- PALOMO, A.; PALACIOS, M. (2003) *Alkali-activated cementitious materials: alternative matrices for the immobilisation of hazardous wastes Part II. Stabilisation of chromium and lead*. Cement and Concrete research 33 (2003) 289-295.

- PARK, S.; LEE, B. (1993) *Mechanical properties of carbon-fiber-reinforced polymer-impregnated cement composites*. Cement and Concrete Composites, Vol. 15, pp.153-163.
- PAPAGEORGIU, A.; TZOUVALAS, G.; TSIMAS, S. (2005) *Use of inorganic setting retarders in cement industry*. Cement & Concrete Composites Vol. 27, 183-189.
- PAPADAKIS, V.; FARDIS, M.; VAYENAS, C. (1992) *Hydration and carbonation of pozzolanic cements*. ACI Materials Journal, pp.119-130.
- PAWLASOVA, S.; SKAVARA, F. (2007) *High-temperature properties of geopolymers materials*. Alkali Activated Materials - Research, Production and Utilization 3rd Conference, pp.523-524, Praga, República Checa
- PERNÁ, I.; HANZLICEK, T.; STRAKA, P.; STEINEROVA, M. (2007) *Utilization of fluidized bed ashes in thermal resistance applications*. Alkali Activated Materials - Research, Production and Utilization 3rd Conference, pp.527-537, Praga, República Checa.
- PESTANA, C.; PEREIRA, P.; PAIS, J.; PEREIRA, P. (2006) *Reabilitação de pavimentos utilizando misturas betuminosas com betumes modificados*. Revista Engenharia Civil, Universidade do Minho, N°26, pp.17-28.
- PIERCE, C.; WILLIAMS, R. (2004) *Scrap tire rubber modified concrete: Past, present and future*. In Proceedings of the International Conference organized by the Concrete and Masonry Research Group, Eds M., Limbachiya & J., Roberts, Sustainable Waste Management and Recycling: Used - Post-Consumer Tires, Thomas Telford, pp.1-16.
- PIGEON, M.; AZZABI, M.; PLEAU, R. (1996) *Can microfibers prevent frost damage ?* Cement and Concrete Research, Vol. 26, pp.1163-1170.
- PIGEON, M.; PLEAU, R.; AZZABI, M.; BANTHIA, N. (1996a) *Durability of microfiber-reinforced mortars*. Cement and Concrete Research, Vol. 26, pp.1163-1170.
- PINTO, A.T. (2004) *Sistemas ligantes obtidos por activação alcalina de metacaulino*. Tese de Doutoramento, Universidade do Minho.
- PHAIR, J. W.; DEVENTER, J. S. J. (2001) *Effect of silicate activator pH on the leaching and material characteristics of waste based inorganic polymers*. Minerals Engineering 14, pp. 289-304.
- PHAIR, J. W.; SMITH, J. D.; DEVENTER, J. S. J. (2004) *Effect of Al source and alkali activation on Pb and Cu immobilisation in fly ash based geopolymers*. Applied Geochemistry 19, pp.423-434.
- PUERTAS, F.; MARTINEZ-RAMIREZ, S.; ALONSO, S.; VASQUEZ, T. (2000) *Alkali-activated fly ash/slag cement. Strength behaviour and hydration products*. Cement and Concrete Research Vol.30, pp.1625-1632.
- PUERTAS, F.; FERNANDEZ-JIMENEZ, A. (2003) *Mineralogical and microstructural characterisation of alkali-activated fly ash/slag pastes*. Cement and Concrete Composites Vol.25, pp.287-292.
- PURDON, A. O. (1940) *The action of alkalis on blast furnace slag*. Journal of the Society of Chemical Industry Vol.59, pp.191-202.
- QIAN, G.; SUN, D.; TAY, J. (2003) *Characterization of mercury and zinc-doped alkali-activated slag matrix. Part I. Mercury*. Cement and Concrete Research 33, pp.1251-1256
- QIAN, G.; SUN, D.; TAY, J. (2003a) *Characterization of mercury and zinc-doped alkali-activated slag matrix. Part II. Zinc*. Cement and Concrete Research 33, pp.1271-1262
- RAGHAVAN, D.; HUYNH, H.; FERRARIS, C. (1998) *Workability, mechanical properties, and chemical stability of a recycled tyre rubber filled cementitious composite*. Journal of Materials Science, Vol.33, p.1745-1752.
- RAHIER, H.; VAN MELLE, B.; BIESEMANS, M.; WASTIELS, J.; WU, X. (1996) *Low temperature synthesized aluminosilicate glasses. Part I. Low temperature reaction stoichiometry and structure of a model compound*. Journal of Materials Science Vol.31, pp.71-79.
- RAHIER, H.; SIMONS, W.; VAN MELLE, B.; BIESEMANS, M. (1997) *Low temperature synthesized aluminosilicate glasses. Part III. Influence of composition of the silica solution on production, structure and properties*. Journal of Materials Science Vol.32, pp.2237-2247
- RAJAMMA, R.; TARELHO, L.; LABRINCHA, J.; FERREIRA, V. (2008) *Biomass fly ash incorporation in cement based materials*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCO'S 08. ISBN 978-989-95978-0-8, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.205-215.

- RAMACHANDRAN, V. S. (1992) *Concrete Admixtures handbook*. Properties Science and Technology, Noyes Publications, p.304.
- REBEIZ, K.; FOWLER, D.; PAUL, D. (1994) *Mechanical properties of polymer concrete systems made with recycled plastic*. ACI Mater Journal Vol.91, pp.40-45.
- REBEIZ, K.; SERHAL, S.; FOWLER, D. (1994) *Structural behaviour of polymer concrete beams using recycled plastics*. ASCE Journal Materials Civil Eng Vol.6, pp.150-165.
- REBEIZ, K. (1994) *Precast use of polymer concrete using unsaturated polyester resin based on recycled PET waste*. Construction and Building Materials Vol.10, pp.215-220.
- REBEIZ, K.; YANG, S.; DAVID, W. (1994) *Polymer mortar composites made with recycled plastics*. ACI Materials Journal Vol.91, pp.313-319.
- REBEIZ, K.; FOWLER, D. (1996) *Flexural strength of reinforced polymer concrete made with recycled plastic waste*. ACI Structural Journal Vol.93, pp.524-530.
- REBEIZ, K. (1995) *Time temperature properties of polymer concrete using recycled PET*. Cement and Concrete Composites Vol.17, pp.119-124.
- REJINDERS, L. (2007) *Cleaner phosphogypsum, coal combustion ashes and waste incineration ashes for application in building materials: A review*. Building and Environment, Vol.42, pp.1036-1042.
- REZA, F.; BATSON, J.; YAMAMURO, J.; LEE, J. (2003) *Resistant changes during compression of carbon fiber cement composites*. Journal of Materials in Civil Engineering, pp.476-483.
- ROBLES, R. (2007) *Previsão do comportamento de betões com agregados reciclados – levantamento do “state-of-the-art” experimental internacional*. Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia Civil, IST-UTL, Lisboa.
- ROY, D. (1987) *Hydration of blended cements containing slag, fly ash or silica fume*. Proceedings of Meeting Institute of Concrete Technology, Coventry, UK, PP.29-31.
- ROSARIO, J.; CASTELO BRANCO, F. (1994) *Agregados para a construção civil e obras públicas. A indústria e a qualidade*. Revista Portugal Mineral, nº34, Lisboa.
- ROSKOVIC, R.; BJEGOVIC, D. (2005) *Role of mineral additions in reducing CO<sub>2</sub> emission*. Cement and Concrete Research, Vol.35, pp. 974-978.
- ROWLES, M.; O'CONNOR, B. (2003) *Chemical optimisation of the compressive strength of aluminosilicate geopolymers synthesised by sodium silicate activation of metakaolinite*. Journal of Materials Chemistry Vol.13, pp.1161-1165.
- RUBIO, M.; MORENO, F.; BELMONTE, A.; MENENDEZ, A. (2010) *Reuse of waste material from decorative quartz solid surfacing in the manufacture of hot bituminous mixes*. Construction and Building Materials, Vol.24, pp.610-618.
- SABIR, B. B. ; WILD, S.; BAI, J. (2001) *Metakaolin and calcined clays as pozzolans for concrete: a review*. Cement and Concrete Composites Vol.23, pp.441- 454.
- SEGRE, N.; JOEKES, I. (2000) *Use of tire rubber particles as addition to cement paste*. Cement and Concrete Research, Vol.30, pp.1421-1425.
- SEGRE, N.; MONTEIRO, P.; SPOSITO, G. (2002) *Surface characterization of recycled tire rubber to be used in cement paste matrix*. Journal of Colloid and Interface Science, Vol.248, pp.521-523.
- SEGRE, N.; OSTERTAG, C.; MONTEIRO, P. (2006) *Effect of tire rubber particles on crack propagation in cement paste*. Materials Research, Vol.9, p.311-320.
- SIDDIQUE, R.; NAIK, T. (2004) *Properties of concrete containing scrap-tyre rubber – an overview*. Waste Management, Vol.24, pp.563-569.
- SILVA, B. (2005) *Estruturas Inteligentes utilizando Betão e Polímero Reforçado com Fibras de Carbono*. Tese de Mestrado. Universidade do Minho, 2005.
- SILVA, D.; BETIOLI, A.; GLEIZE, P.; ROMAN, H.; GOMEZ, L.; RIBEIRO, J. (2005) *Degradation of recycled PET fibers in Portland cement-based materials*. Cement and Concrete Research Vol.35, pp.1741-1746.
- SINGH, M.; GARG, M. (1995) *Phosphogypsum-fly ash cementitious binder-its hydration and strength development*. Cement and Concrete Research, Vol. 25, pp.752-758
- SINGH, M. (2002) *Treating waste phosphogypsum for cement plaster manufacture*. Cement and Concrete Research Vol. 32, pp. 1033-1038
- SHI, CAIJUN; DAY, ROBERT (1995) *A calorimetric study of early hydration of alkali-slag cements*. Cement and Concrete Research Vol.25, pp.1333-1346.

- SKRIPKIUNAS, G.; GRINYS, A.; CERNIUS, B. (2007) *Deformation properties of concrete with rubber waste additives*. Materials Science, Vol.13, pp.219-223.
- SNELSON, D.; KINUTHIA, J.M.; DAVIES, P.; CHANG, S. (2009) *Sustainable construction: Composite use of tyres and ash in concrete*. Waste Management, Vol.29, pp.360-367.
- SONG, X.; MAROSSZEKY, M.; BRUNGS, M.; MUNN, R. (2005) *Durability of fly ash based geopolymer concrete against sulphuric acid attack*. 10<sup>th</sup> International Conference on the Durability of Building Materials and Components, Lyon France.
- SON, K.; HAJIRASOULIHA, I.; PILAKOUTAS, K. (2010) *Strength and deformability of waste tyre rubber-filled reinforced concrete columns*. Construction and Building Materials (in press)
- SOUSA, S.; SANTOS SILVA, S.; VELOSA, A.; ROCHA, F. (2010) *Mitigação de RAS e DEF pela utilização de resíduos de minas de tungstênio*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCO'S10. ISBN 978-989-95978-1-5, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.217-228.
- SUKONTASUKKUL, P.; CHAIKAEW, C. (2006) *Properties of concrete pedestrian block mixed with crumb rubber*. Construction and Building Material, Vol.20, pp.450-457.
- SUKONTASUKKUL, P. (2009) *Use of crumb rubber to improve thermal and sound properties of pre-cast concrete panel*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp. 1084-1092.
- SUMAJOW, M.; RANGAN, B. (2006) *Low-calcium fly ash-based geopolymer concrete: Reinforced beams and columns*. Research Report GC, Curtin University of Technology, Perth, Australia.
- SWANEPOEL, J. C.; STRYDOM, C. A. (2002) *Utilization of fly ash in a geopolymeric material*. Applied Geochemistry Vol.17, pp.1143-1148.
- TALLING, B.; BRANDSTETR, J. (1989) *Present state and future of alkali-activated slag concretes*. 3rd International Conference on fly ash, silica fume, slag and natural pozzolans in concrete, pp.1519-1546 Trondheim Norway
- TAYLOR, M.; GIELEN, D.(2006) *Energy efficiency and CO<sub>2</sub> emissions from the global cement industry*. International Energy Agency, 2006.
- TÉSAREK, P.; DRCHALOVA, J.; KOLISKO, J.; ROVNANIKOVA, P.; CERNY, R. (2007) *Flue gas desulfurization gypsum: Study of basic mechanical hydric and thermal properties*. Construction and Building Materials Vol. 21, pp.1500-1509.
- TIRUTA-BARNA, L.; BENETTO,E.; PERRODIN,Y. (2007) *Environmental impact and risk assessment of mineral wastes reuse strategies: Review and critical analysis of approaches and applications*. Resources, Conservation and Recycling, Vol.50, pp.351-379.
- TOPÇU, I.; DEMIR, A. (2007) *Durability of rubberized mortar and concrete*. Journal of Materials in Civil Engineering, Vol.19, p.173-178.
- TOPÇU, I.; BILIR, T. (2009) *Experimental investigation of some fresh and hardened properties of rubberized self-compacting concrete*. Materials and Design, Vol.30, pp.3056-3065.
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2005) *Geopolymeric Binder Using Tungsten Mine Waste: Preliminary Investigation*. In Proceedings of Geopolymer 2005 World Congress, pp.93-98. S. Quentin, France
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2006) *Bond strength between concrete substrate and repair materials. Comparisons between Tungsten mine waste geopolymeric binder versus current commercial repair products*. In Proceedings of the 7<sup>th</sup> International Congress on Advances in Civil Engineering, n° 482, 10 p, Turquia.
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2007) *Ligantes obtidos por activação alcalina de lamas residuais das Minas da Panasqueira. Resistência ao desgaste e ao ataque ácido*. Revista de Engenharia Civil da Universidade do Minho n° 31, pp.67-76.
- TORGAL, F. PACHECO (2007a) *Desenvolvimento de ligantes obtidos por activação alcalina de lamas residuais das Minas da Panasqueira*. Tese de Doutoramento, Universidade da Beira Interior, 433 pp
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2007b) *Investigations about the effect of aggregates on strength and microstructure of geopolymeric mine waste mud binders*. Cement and Concrete Research Vol. 37, pp. 933-941
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2008) *Investigations on mix design of tungsten mine waste geopolymeric binders*. Construction and Building Materials, Vol.22, pp.1939-1949

- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2008a) *Properties of tungsten mine waste geopolymeric binder*. Construction and Building Materials, Vol.22, pp. 1201-1211
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2008b) *Adhesion characterization of tungsten mine waste geopolymeric binder. Influence of OPC concrete substrate surface treatment*. Construction and Building Materials Vol. 22, pp. 154-161.
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2010) *Ativação de lamas de minas de tungstênio no fabrico de materiais ligantes de endurecimento rápido e elevada aderência para a construção civil. Tratamento térmico, composição e aplicações*. (Pedido provisório de patente nº 104404S submetido em Fevereiro de 2009, convertido em pedido definitivo em Fevereiro de 2010).
- Produção de aditivos pozolânicos a partir de lamas de minas de tungstênio para substituição de cimento Portland em argamassas e betões*. Pedido provisório de patente nº 104979J submetido em Fevereiro de 2010).
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; JALALI, S. (2010) *Vantagens na utilização de cinzas volantes e metacaulino para o aumento da resistência de curto prazo e da durabilidade do betão*. Revista Construlink - Estruturas e Construções, (artigo aceite)
- TORGAL, F. M. ALVES S. P.; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2010) *Produção de aditivos pozolânicos a partir de lamas de minas de tungstênio para substituição de cimento Portland em argamassas e betões*. Pedido provisório de patente nº 104979J submetido em Fevereiro de 2010).
- TURANLI, L.; UZBAL, B.; BEKTAS, F. (2005) *Effect of large amounts of natural pozzolan addition on properties of blended cements*. Cement and Concrete Research Vol.35,pp.1106-1111.
- TURATSINZE, A.; BONNET,S.; GRANJU,J. (2007) *Potential of rubber aggregates to modify properties of cement based-mortars: Improvement in cracking shrinkage resistance*. Construction and Building Materials, Vol.21, pp.176-181.
- TURATSINZE, A.; GARROS, M. (2008) *On the modulus of elasticity and strain capacity of self-compacting concrete incorporating rubber aggregates*. Resources, Conservation and Recycling, Vol.52, pp.1209-1215.
- TZOUVALAS, G.; RANTIS, G.; TSIMAS (2004) *Alternative calcium-sulfate-bearing materials as cement retarders: Part II. FGD gysosum*. Construction and Building Materials Vol. 34, pp.2119-2125
- VAN DEVENTER, J.; PROVIS,J.; DUXSON,P.; BRICE,D. (2010) *Chemical Research and Climate Change as Drivers in the Commercial Adoption of Alkali Activated Materials*. Waste and Biomass Valorization, Vol.pp.1-11.
- WEN, S.; CHUNG, D. (2001) *Effect of carbon fiber grade on electrical behavior of carbon-fiber reinforced cement*. Carbon Vol. 39 (2001) pp.369-373.
- WEN, S.; CHUNG, D. (2005) *Strain-sensing characteristics of carbon-fiber reinforced cement*. ACI Materials Journal Vol. 39, pp.244-248.
- WEN, S.; CHUNG, D. (2006) *Self sensing of flexural damage and strain in carbon fiber reinforced cement and effect of embedded steel reinforcing bars*. Carbon Vol. 44, pp.369-373.
- WEIL, M.; DOMBROWSKI, K.; BUCHWALD, A. (2009) *Life-cycle analysis of geopolymers*. In Geopolymers, Structure, Processing, Properties and Applications, ISBN -13: 978 1 84569 449 4, Ed. J. Provis & J. Van Deventer, Woodhead Publishing Limited Abington Hall, Cambridge, UK, 194-210.
- VELOSA, A.; CACHIM, P.; (2007) *Hydraulic-lime based concrete: Strength development using a pozzolanic addition and different curing conditions*. International Congress Sustainable Construction, Materials and Practices - Challenge of the Industry for the New Millennium: Edited by Luis Bragança, Manuel Pinheiro, Said Jalali, Ricardo Mateus, Rogério Amoêda, Manuel Correia Guedes, ISBN 978-1-58603-785-7, Portugal SB07, Lisboa.
- VALADARES, F. (2009) *Desempenho mecânico de betões estruturais com granulado de borracha proveniente de pneus usados*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, IST-UTL.
- VELOSA, A.; CACHIM, P.; (2007) *Hydraulic-lime based concrete: Strength development using a pozzolanic addition and different curing conditions*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp.2107-2111.

- VIEIRA, R.; SOARES, R.; PINHEIRO, S.; PAIVA, O.; ELEUTÉRIO, J.; VASCONCELOS, R. (2010) *Completely random experimental design with mixture and process variables for optimization of rubberized concrete*. Construction and Building Materials (in press).
- VINSOVA, H.; JEDINAKOVA-KRIZOVA; GRIC, L.; SUSSMILCH, J. (2007) *Immobilization of toxic contaminants into aluminosilicate matrixes*. In Proceedings of the 2007- Alkali Activated Materials - Research, Production and Utilization 3rd Conference, pp.735-736, Praga, República Checa.
- WANG, SHAO DONG (1991) *Review of recent research on alkali-activated concrete in china*. Magazine of Concrete Research Vol.5154, pp.29-35.
- WANG, SHAO-DONG; SCRIVENER, KAREN; PRATT, P. (1994) *Factors affecting the strength of alkali-activated slag*. Cement and Concrete Research Vol.24, pp.1033-1043.
- WANG, SHAO-DONG; SCRIVENER, KAREN (1995) *Hydration products of alkali activated slag cement*. Cement and Concrete research Vol.25, pp.561-571.
- WANG, H.; LI, H.; YAN, F. (2005) *Synthesis and tribological behaviour of metakaolinite-based geopolymer composites*. Materials Letters Vol.59, pp.3976-3981
- WENG, L.; SAGOE-CRENTSIL, K.; BROWN, T.; SONG, S. (2005) *Effects of aluminates on the formation of geopolymers*. Materials Science & Engineering Vol.117, pp.163-168.
- WILD, S.; KHATIB, J.M. (1997) *Portlandite consumption in metakaolin cement paste and mortars*. Cement and Concrete Research Vol.27, pp.137-146.
- WONG, Y.; SUN, D.; LAI, D. (2007) *Value-added utilization of recycled concrete in hot-mix asphalt*. Waste Management, Vol.27, pp.294-301.
- WON, J.; PARK, C.; KIM, H.; LEE, S. (2007) *Effect of hydrophilic treatments of recycled PET fibre on the control of plastic shrinkage cracking of cement-based composites*. Journal of Korean Society of Civil Engineers Vol.27, pp.413-419.
- WON, J.; JANG, C.; LEE, S.; LEE, S.; KIM, H. (2010) *Long-term performance of recycled PET fibre-reinforced cement composites*. Construction and Building Materials Vol.24, pp.660-665.
- World Business Council for Sustainable Development - WBCSD (2010) *End-of-life tyres: A framework for effective management systems*.
- XIAO, J.; LI, J.; ZHANG, C. (2006) *On the relationships between the mechanical properties of recycled aggregate concrete: An overview*. Materials and Structures, Vol.39, pp.654-664.
- XIE, ZHAOHU; XI, YUNPING (2001) *Hardening mechanisms of an alkaline-activated class F fly ash*. Cement and Concrete Research Vol.31, pp.1245-1249.
- XU, HUA; DEVENTER, J. S. J. (2000) *The geopolymerisation of alumino-silicate minerals*. International Journal of Mineral Processing Vol.59, pp.247-266.
- XU, HUA; DEVENTER, J. S. J.; JANNIE S. J. (2002) *Geopolymerisation of multiple minerals*. Minerals Engineering Vol.15, pp.1131-1139.
- ZEGA, C.; VILLAGRAN-ZACCARDI, Y.; DI MAIO, A. (2010) *Effect of natural coarse aggregate type on the physical and mechanical properties of recycled coarse aggregates*. Materials and Structures, Vol.43, pp.195-202.
- ZHENG, L.; HUO, S.; YUAN, Y. (2008) *Experimental investigation on dynamic properties of rubberized concrete*. Construction and Building Materials, Vol.22, pp.939-947.
- ZHENG, L.; HUO, X.; YUAN, Y. (2008a) *Strength, modulus of elasticity, and brittleness index of rubberized concrete*. Journal of Materials in Civil Engineering, Vol.20, pp.692-699.
- ZHIHUA, PAN; DONGXU, LI; JIAN, YU; NANRY, YANG (2002) *Hydration products of alkali-activated slag red mud cementitious material*. Cement and Concrete Research Vol.32, pp. 357-362.
- ZHIHUA, PAN; DONGXU, LI; JIAN, YU; NANRY, YANG (2003) *Properties and microstructure of the hardened alkali-activated red mud-slag cementitious material*. Cement and Concrete Research Vol.33, pp.1437-1441.

# 6

## **Unidades para Alvenarias**

**6.1 Enquadramento**

**6.2 Tijolos Cerâmicos com Incorporação de Resíduos**

**6.3 Blocos não Cozidos**

**6.4 Unidades com Novos formatos**

**6.5 Conclusões Gerais**

**6.6 Referências**

## 6.1 Enquadramento

### 6.1.1 Introdução

Enquanto que as alvenarias em pedra existem quase desde o início da civilização humana já os primeiros tijolos consistiam apenas em lama seca ao sol e pensa-se que tenham sido usados pela primeira vez em 8.000 A.C na Mesopotâmia, (terra entre rios), uma zona delimitada pelos rios Tigre e Eufrates que se estende do Sudeste da Turquia, Norte da Síria e do Iraque até ao golfo Pérsico. Já os tijolos cozidos à base de argilas, acredita-se que existem desde 3.000 A.C. (Lynch, 1994).

Os tijolos cerâmicos vidrados da Porta de Ishtar (Figura 6.1), datados de 500-600 A.C. comprovam que por esta altura a construção em tijolos cerâmicos era uma técnica já objecto de alguma sofisticação.



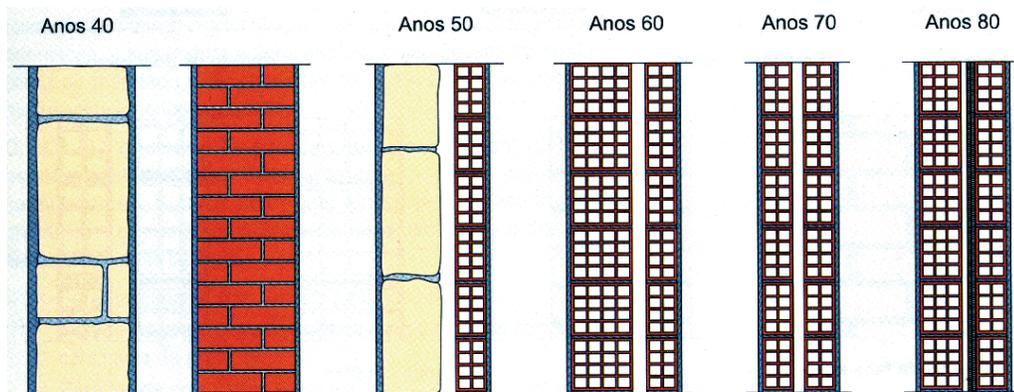
*Figura 6.1: Tijolos na Porta de Ishtar mandada construir pelo Rei Nabucodonosor entre 500-600 A.C.*

Embora a civilização Romana tenha deixado um vasto conjunto de obras onde predomina a alvenaria de pedra, existem ainda assim vários edifícios construídos por estes com tijolos cozidos como por exemplo a livraria de Celso em Efeso construída em 117 D.C. A partir do Séc. X, a construção em alvenaria de tijolo difundiu-se um pouco por todo o Planeta, sendo inúmeros os exemplos que o comprovam. Pelo seu interesse merece aqui referência a síntese relativa à designação dos vários tipos de paredes de alvenaria descritos por Pinho (2001) e que se reproduz na Tabela 6.1:

**Tabela 6.1:** Designação das paredes de edifícios antigos, de acordo com a natureza da sua dimensão, grau de aparelho e material ligante dos elementos constituintes (Pinho, 2001)

Natureza e características dos materiais e dos ligantes utilizados na construção das paredes dos edifícios antigos	Designação
Pedras de cantaria com as faces devidamente aparelhadas, assentes em argamassa, ou apenas sobrepostas e justapostas	Parede de cantaria
Pedras irregulares aparelhadas numa das faces, assentes em argamassa ordinária	Alvenaria de pedra aparelhada
Pedras toscas, de formas e dimensões irregulares, e ligadas com argamassa ordinária	Alvenaria ordinária
Alvenaria e cantaria; alvenaria e tijolo; alvenaria com armação de madeira; etc...	Paredes mistas
Pedras ligadas com argamassa hidráulica	Alvenaria hidráulica
Pedras ligadas com argamassa refractária	Alvenaria refractária
Paredes assentes por justaposição, apenas travadas entre si, sem qualquer tipo de argamassa	Alvenaria de pedra seca; Empredados
Paredes construídas com betão	Parede de betão
Paredes construídas com tijolo	Alvenaria de tijolo
Paredes construídas com terra	Paredes de adobe Paredes de taipa

Em Portugal só a partir do Século XX é que tem início um processo de construção com alvenarias de tijolo cozido, em substituição da até então predominante construção em alvenaria de pedra (Figura 6.2).



**Figura 6.2:** Evolução das paredes de alvenaria em Portugal (Silva, 1998)

As Tabelas 6.2 e 6.3 apresentam respectivamente, algumas características do material e dos tijolos cerâmicos correntemente utilizados em Portugal.

**Tabela 6.2:** Algumas características do material cerâmico (Dias, 2000)

Características do material cerâmico	Valor
Massa volúmica aparente	1800-2000 kg/m <sup>3</sup>
Porosidade aberta	20-30%
Absorção de água por imersão a frio	9-13%
Coefficiente de saturação	0,6-0,8
Absorção de água por capilaridade (1 min.)	11g/dm <sup>2</sup> .min <sup>0,5</sup>
Condutibilidade térmica	1,15 W/m <sup>2</sup> K
Coefficiente de absorção da radiação solar	0,65-0,8
Dilatação térmica linear	3,5-5,8×10 <sup>-6</sup> m/m.°C
Expansão por humidade	0,9-1,7 mm/m
Humidade em equilíbrio (20 °C e 80% HR)	0,11%
Módulo de elasticidade longitudinal	8300MPa
Coefficiente de Poisson	0,2

**Tabela 6.3:** Algumas características de tijolos cerâmicos (Dias, 2000)

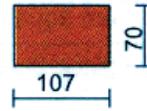
Formato	Resistência à compressão (MPa)	Massa (kg)
22×11×7 (maciço)	17-48	2,5-3,5
30×20×7	3,7-7,0	3-5
30×20×9	3,0-5,7	3,5-5,5
30×20×11	2,8-5,2	4-6
30×20×15	2,5-4,9	5-7
30×20×20	1,9-3,9	7-11

A Figura 6.3 e a Tabela 6.4 apresentam respectivamente, os formatos dos tijolos cerâmicos e as características dos blocos de betão utilizados na construção de alvenarias em Portugal.

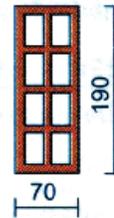
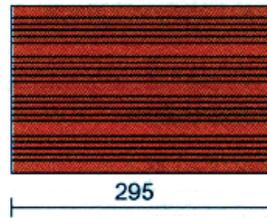
### 6.1.2 Considerações Prospectivas sobre a Construção em Alvenaria

A construção de alvenarias em edifícios tem-se pautado de há vários anos a esta parte por uma rigidez incompreensível, não espanta por isso que a caracterização feita há já alguns anos por Sousa (2002) a esse propósito, se mantenha actual. A construção em Portugal está actualmente como estava então subordinada ao primado das estruturas em betão armado em que as alvenarias têm somente um papel menor como função divisória, situação muito diferente daquilo que sucede em vários outros países (Figura 6.4).

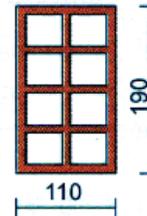
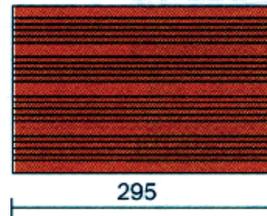
Tijolo  
face-à-vista



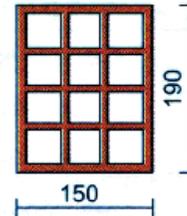
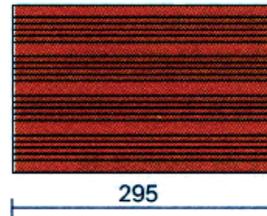
30 x 20 x 7



30 x 20 x 11



30 x 20 x 15



30 x 22 x 20

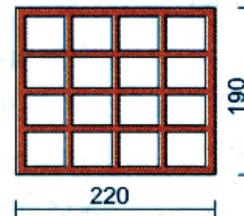
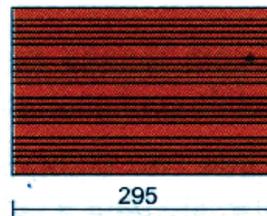
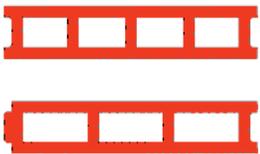


Figura 6.3: Formatos de tijolos cerâmicos correntes (Dias,2000)

**Tabela 6.4:** Características de blocos de betão correntes (Sousa, 2002)

Dimensão e formas (comp. x alt. x esp.) (cm)	Peso aprox. (kg)	Furação (%)	Resistência à Compressão <sup>(1)</sup> (MPa)
(50 ou 40) x 20 x30	20-29	45-65	3.5-4.5
	20-25	45-65	3.0-4.5
(50 ou 40) x 20 x25			
(50 ou 40) x 20 x20	15-22	40-50	3.0-4.5
			
(50 ou 40) x 20 x15	12-18	40-50	4-5
			
(50 ou 40) x 20 x12	12-15	40-50	4-5
			
(50 ou 40) x 20 x10	10-13	30-50	4-5
(50 ou 40) x 20 x8	8-12	30-50	4-6
			
(50 ou 40) x 20 x5	8-10	-	6-8
			

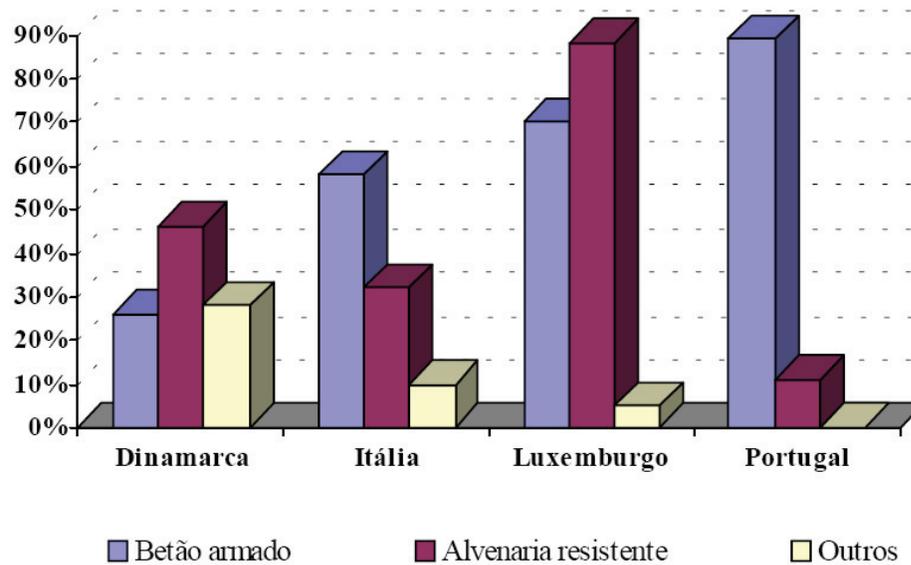


Figura 6.4: Soluções estruturais utilizadas nalguns países (Sousa,2002)

Também na mesma altura Dias (2002) referia não ser facilmente compreensível que estando demonstrada a competitividade económica da utilização de alvenarias de tijolo com capacidade resistente em edifícios de 2 e 3 pisos e estando publicada informação técnica suficiente, por via dos Eurocódigos 6 e 8, que as potencialidades das alvenarias de tijolo continuassem desaproveitadas.

Mais recentemente, Lourenço (2007) descreve alguns casos relativos à utilização de alvenarias de tijolo com funções resistentes (Figura 6.5), mas o próprio admite que são casos isolados. Este autor sugere que uma explicação possível para a quase total ausência de construção em alvenaria resistente no nosso país, poderá estar relacionada com a falta de formação dos Técnicos. *“a comunidade projectista, em geral, não esteja suficientemente capacitada para a elaboração de projectos de alvenaria estrutural, uma vez que esta temática não é habitualmente leccionada nas formações de 5 anos de Engenharia Civil”*.

Gouveia *et al.* (2007) afirmam haver bastante inércia quer por parte das entidades com responsabilidades formativas ao nível técnico, quer por parte da indústria da construção. Estes autores apresentam uma síntese dos diversos tipos de alvenarias com funções resistentes (Figura 6.6). Bem como descrevem vários projectos de investigação no sentido de contribuir para o aumento das potencialidades das alvenarias de tijolo, a saber:

- Projecto SINALES – Adequação de blocos de betão leve para alvenaria estrutural
- Projecto DISWall – Desenvolvimento de soluções para alvenaria armada localizadas em zonas de elevada ou moderada sismicidade

- Projecto cBloco – Desenvolvimento de bloco cerâmico cumprindo requisitos térmicos para alvenaria estrutural



*Figura 6.5: Alvenaria confinada: Em cima conjunto habitacional no Algarve; Em baixo: Execução de Parede com Blocos de Cerâmicos de Furação Vertical e Moradia em Ílhavo (Lourenço, 2007)*

### 6.1.3 Desempenho Ambiental das Indústrias do Sector

Relativamente à produção de blocos de betão os impactos ambientais desta indústria são na sua maioria devidos à produção de cimento Portland (questão já analisada no Capítulo 5) e são incomparavelmente menores que os impactos da indústria da produção de tijolos cerâmicos. Segundo Reddy & Jagadish (2001) uma unidade de alvenaria de tijolos cerâmicos, apresenta um consumo energético que é quase 300% superior ao consumo energético de uma alvenaria de blocos de betão.

A indústria de produção de tijolos cerâmicos, beneficia de uma situação geológica favorável do ponto de vista da disponibilidade de argilas no nosso país e tem uma produção que oscila entre 4 a 5 milhões de ton./ano. A mesma encontra-se distribuída um pouco por todo o país, sendo evidente um aumento do volume de produção no Litoral (Figura 6.7).

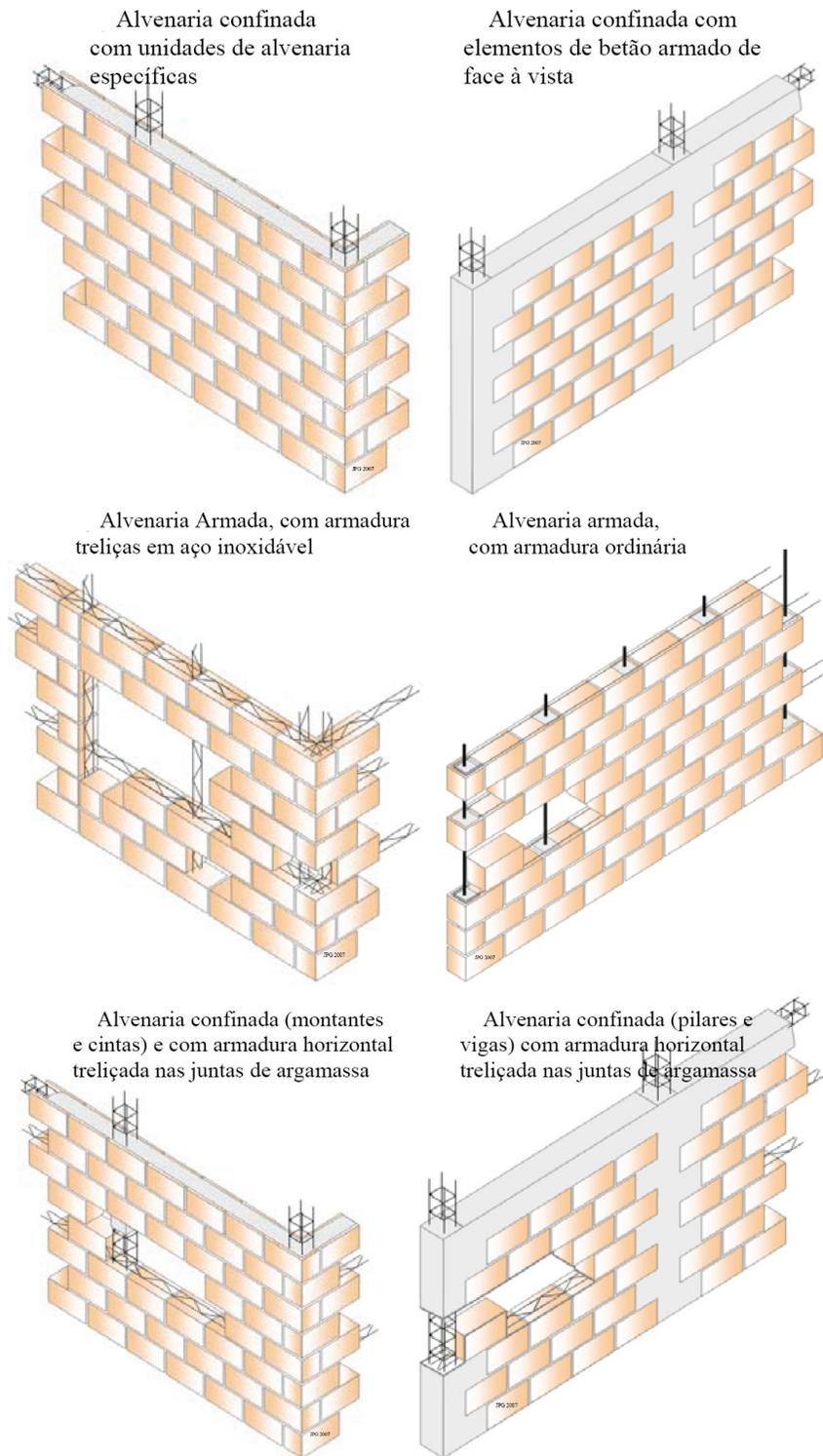


Figura 6.6: Exemplos de alvenaria armada e alvenaria confinada (Gouveia et al., 2007)

Relativamente aos impactos ambientais provocados por esta indústria, podem os mesmos ser resumidos da seguinte forma (Fernandes et al., 2004):

- Consumo de recursos não renováveis
- Consumo de energia
- Consumo de água
- Emissões de gases poluentes
- Produção de resíduos

### 6.1.3.1 Consumo de Recursos não Renováveis

Os impactos ambientais associados ao consumo de recursos não renováveis necessários a esta indústria não acontecem tanto pelas disponibilidades de argilas, que são bastante vastas quer a nível local quer mesmo a nível mundial, mas antes pela redução da área de solo disponível que tem consequências negativas em termos da preservação da biodiversidade. Muito embora o actual quadro legal obrigue à existência de um Plano Ambiental de Recuperação Paisagística para pedreiras e outras explorações mineiras nos termos do Decreto Lei N<sup>o</sup>270/2001 de 6 de Outubro, é evidente que em muitos casos será praticamente impossível restaurar o delicado equilíbrio ecológico existente, à data da abertura da exploração extractiva.

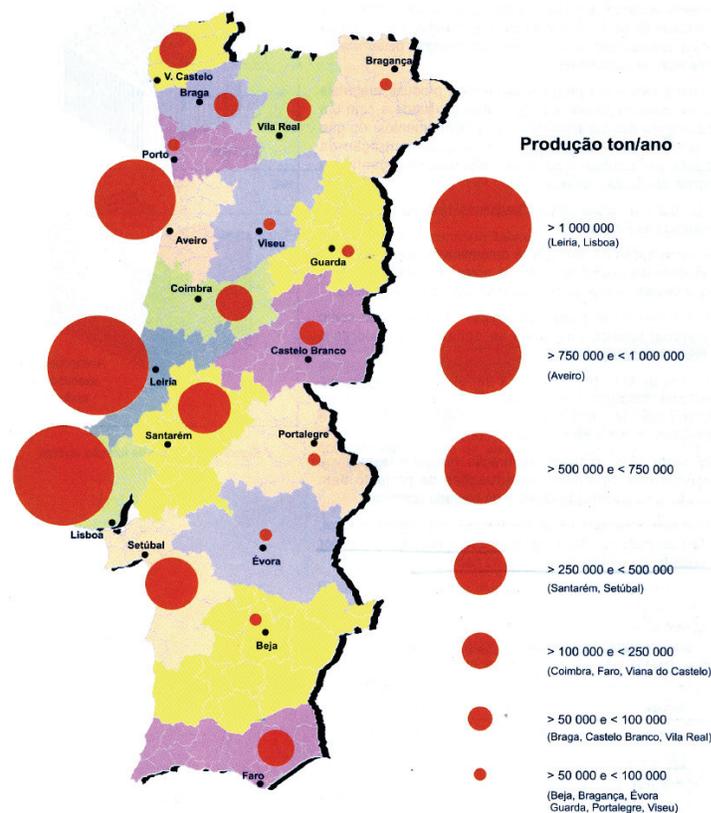


Figura 6.7: Localização da produção de tijolos cerâmicos (Dias, 2000)

### 6.1.3.2 Consumo de Energia

A necessidade de cozedura dos tijolos cerâmicos a elevadas temperaturas leva a que esta seja uma indústria de elevados consumos de energia. Algumas estatísticas apontam para o facto do fabrico de tijolos cerâmicos implicar um consumo unitário de 45kgep/ton, sendo que a nível global se estimam em aprox. 2 Gj/ano as necessidades energéticas da indústria de produção de tijolos cerâmicos. As fontes de energia utilizadas são várias abrangendo fuel, gás natural e gás propano. A utilização de equipamentos mais eficientes, o uso de biomassas ou a utilização de aditivos na composição dos tijolos que actuem como fundentes, pode ainda assim contribuir para a minimização do consumo de combustíveis fósseis.

### 6.1.3.3 Consumo de Água

Esta indústria implica o consumo de água em volumes que no entanto são bastante menores que os necessários a outras indústrias.

### 6.1.3.4 Emissões de Gases Poluentes

As emissões poluentes provocadas por esta indústria são constituídas por partículas de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), óxido de azoto (Nox), monóxido de carbono (CO), fluoreto de hidrogénio (HF) e dióxido de carbono. Relativamente a este último estima-se que a sua produção ronde aprox. 400.000 ton/ano.

### 6.1.3.5 Produção de Resíduos

A produção de resíduos desta indústria é composta na sua maioria por cacos crus e cozidos. Dadas as suas características estes são reaproveitados e incorporados novamente no processo produtivo ou podem ser utilizados como subprodutos para a indústria de produção de betões, conforme já referido no capítulo 5.

## 6.2 Tijolos Cerâmicos com Incorporação de Resíduos

A produção de tijolos cerâmicos com incorporação de resíduos de outras indústrias constitui uma boa forma da indústria cerâmica contribuir para uma construção mais sustentável. Por um lado porque há redução da extracção de argilas e por outro porque se evita a deposição em aterro dos referidos resíduos.

Lingling *et al.* (2005) estudaram a possibilidade de substituição de elevadas quantidades de argilas por cinzas volantes. Os tijolos com incorporação de

cinzas volantes necessitam de ser cozidos a aprox. 1050 °C, o que representa um acréscimo de 50°C a 100 °C. Comparativamente aos tijolos sem cinzas volantes, apresentam uma elevada resistência mecânica, uma baixa absorção de água e boa resistência ao gelo-degelo.

Na Tabela 6.5 é possível constatar que embora o aumento da adição de cinzas se traduza numa redução da resistência à compressão dos tijolos cerâmicos ainda assim a utilização de elevados volumes de cinzas permite a obtenção de tijolos com resistências mecânicas bastante elevadas.

Uma outra constatação que é possível fazer é que a utilização de elevadas percentagens de cinzas, se traduz numa redução da densidade dos tijolos cerâmicos.

**Tabela 6.5:** Propriedades de tijolos com diferentes volumes de cinzas volantes (Lingling et al., 2005)

Razão cinzas: argilas (volume)	Temperatura de cozedura (°C)	Porosidade aparente (%)	Absorção de água (%)	Massa volúmica (kg/m <sup>3</sup> )	Resistência à compressão (MPa)
50:50	1000	35,82	22,18	1610	50,0
	1050	30,37	17,62	1720	98,5
	1100	1,34	0,61	2200	Vitrificação
60:40	1000	39,83	26,94	1480	25,4
	1050	36,65	23,62	1550	39,6
	1100	16,14	7,95	2030	Vitrificação
70:30	1000	40,62	28,08	1440	21,5
	1050	39,76	27,54	1440	27,8
	1100	27,69	10,99	1870	Vitrificação
80:20	1000	42,12	31,26	1350	14,7
	1050	39,80	27,86	1430	25,4
	1100	29,05	12,61	1840	Vitrificação

Os mesmos autores referem que a utilização de elevados volumes de cinzas volantes reduz a plasticidade da mistura (Figura 6.8), sendo que misturas com índices de plasticidade abaixo de 6 dificultam o processo de extrusão.

Outros autores (Cultrone & Sabastian, 2009) estudaram o desempenho de tijolos contendo cinzas volantes comprovando que a sua incorporação contribui para diminuir a densidade da matriz. Estes autores referem também que a utilização de uma determinada percentagem de cinzas volantes conduz à alteração da cor dos tijolos. Este facto pode obstar à sua utilização em determinadas aplicações de face à vista quando os tijolos sejam provenientes de vários fabricantes.

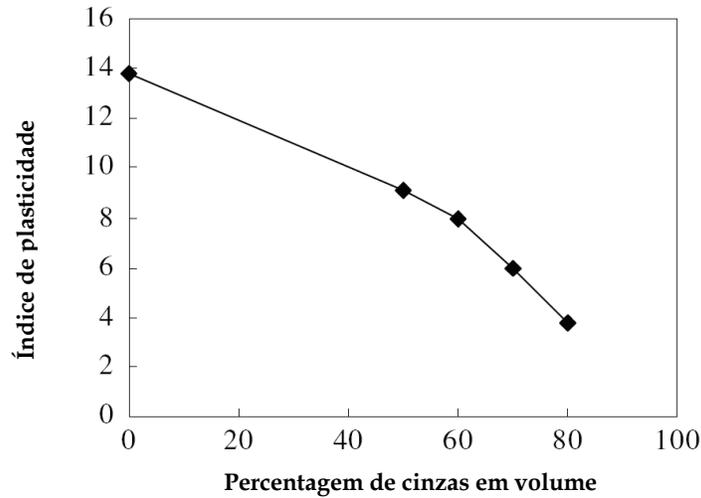


Figura 6.8: Índice de plasticidade de mistura argila-cinzas volantes (Lingling et al., 2005)

Saboya *et al.* (2007) analisaram a substituição de argila por um sub-produto da indústria de transformação de mármore, tendo obtido tijolos com elevada resistência à compressão (Figura 6.9).

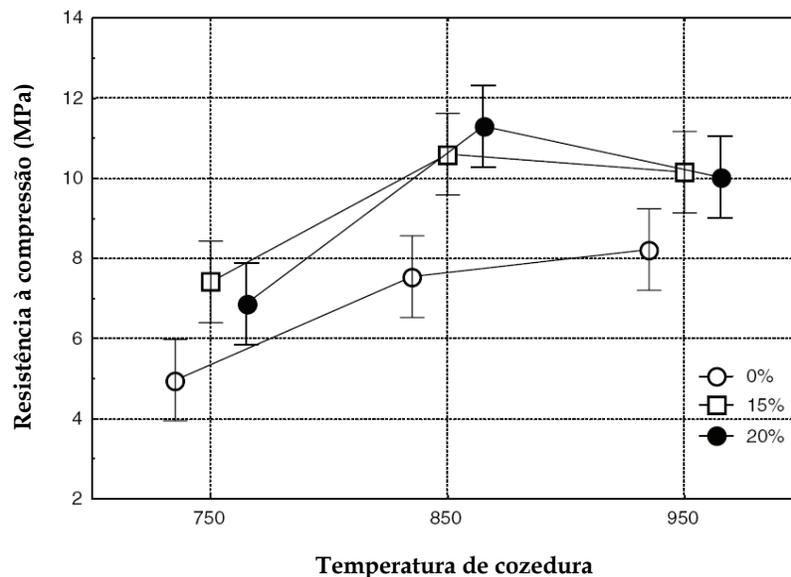


Figura 6.9: Variação da resistência segundo a temperatura de cozadura e a percentagem de substituição de argila por sub-produto de mármore (Saboya et al., 2007)

Estes autores concluem que a utilização de uma percentagem de substituição de 15% e o uso de uma temperatura de cozadura de 850 °C é a mais aconselhável devido à elevada absorção de água da mistura com 20% de substituição de argila pelo sub-produto de mármore (Figura 6.10).

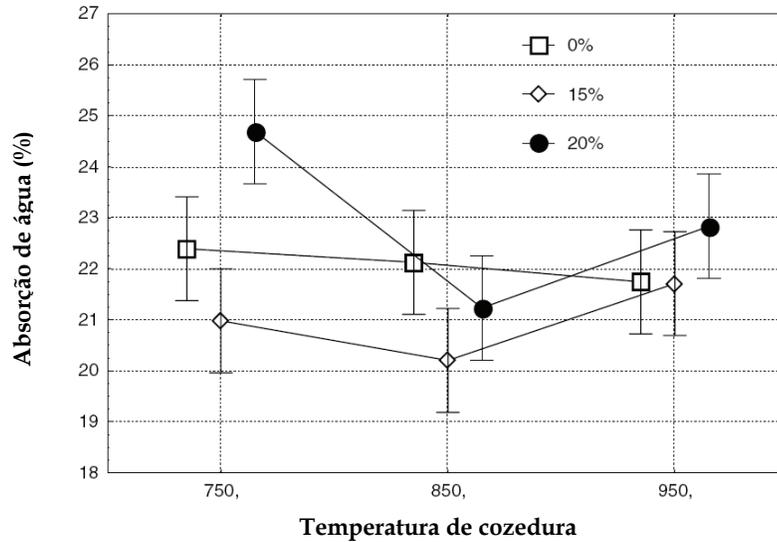


Figura 6.10: Variação da absorção de água segundo a temperatura de cozimento e a percentagem de substituição de argila por sub-produto de mármore (Saboya et al., 2007)

Outros autores (El-Mahllawy, 2008) analisaram a viabilidade da utilização de alguns resíduos minerais (pó de granito e de caulino) conjuntamente com escórias de alto forno, no fabrico de tijolos cerâmicos com elevada resistência aos ácidos, concluindo pela eficácia de uma composição com 50% de pó de caulino, 20% de pó de granito e 30% de escórias de alto forno.

Ajam et al. (2009) analisaram o desempenho de tijolos cerâmicos com substituição de argilas por fosfogesso constatando que a adição de fosfogesso não reduz a plasticidade da mistura e que a utilização de elevados volumes de fosfogesso permite a obtenção de um produto com suficiente resistência mecânica (Figura 6.11).

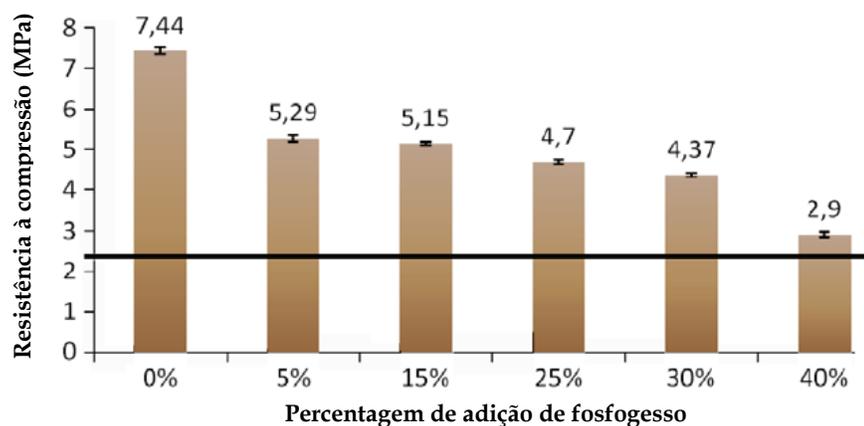


Figura 6.11: Resistência mecânica para tijolos com diferentes adições de fosfogesso (Ajam et al., 2009)

Os mesmos autores observaram ainda que os tijolos à base de fosfogesso apresentam valores de absorção de água inferiores aos limites regulamentares e também que a utilização de percentagens de fosfogesso de 5 e 10% se traduz numa redução da absorção de água, comparativamente aos tijolos sem fosfogesso (Tabela 6.6).

**Tabela 6.6:** Absorção de água para tijolos com diferentes adições de fosfogesso (Ajam *et al.*, 2009)

C <sub>0%</sub>	C <sub>5%</sub>	C <sub>15%</sub>	C <sub>25%</sub>	C <sub>30%</sub>	C <sub>40%</sub>	Limite Regul.
7,15	5,3	5,7	7,65	11,2	13,4	15

No entanto a retracção dos tijolos contendo 40% de fosfogesso, é superior ao limite regulamentar (Tabela 6.7), pelo que a percentagem de 30% surge como aquela que consegue um desempenho aceitável para as várias exigências físicas e mecânicas.

**Tabela 6.7:** Coeficiente de retracção de tijolos com diferentes adições de fosfogesso (Ajam *et al.*, 2009)

C <sub>0%</sub>	C <sub>5%</sub>	C <sub>15%</sub>	C <sub>25%</sub>	C <sub>30%</sub>	C <sub>40%</sub>	Limite Regul.
6,66	6,7	7,2	6,7	7,5	10	8

Já os resultados dos ensaios de lexiviação permitem confirmar que os tijolos contendo fosfogesso podem ser considerados não perigosos (Tabela 6.8).

**Tabela 6.8:** Resultados do Ensaio de Lexiviação, em mg/kg para L/S=10 l/kg (Ajam *et al.*, 2009)

Elemento	C <sub>0%</sub>	C <sub>5%</sub>	C <sub>15%</sub>	C <sub>25%</sub>	C <sub>30%</sub>	C <sub>40%</sub>	Limites para materiais inertes	Limites para materiais não perigosos
Cádmio	0	0	0	0	0,02	0,05	0,04	1
Cobre	0,004	0,012	0,07	0,001	0,05	0,037	2	50
Zinco	0,008	0,021	0,021	0,023	0,03	0,036	4	50
Níquel	0	0	0	0	0	0	0,4	10
Chumbo	0,052	0,047	0,061	0,06	0,07	0,073	0,5	10
Crómio	0,055	0,083	0,078	0,018	0,021	0,026	4	50

Monteiro & Vieira (2005) referem que a produção de tijolos cerâmicos pode contribuir para resolver o problema da deposição de resíduos provenientes do processamento de petróleo, evitando assim a sua deposição actual com recurso ao encapsulamento por bentonite. Os resíduos referidos contem

água (12,7%), uma parte substancial de matéria orgânica (hidrocarbonetos – 33,1%) e alguns metais pesados (Tabela 6.9).

**Tabela 6.9:** Composição química de resíduos da indústria petrolífera (Monteiro & Vieira, 2005)

SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SO <sub>3</sub>	BaO	CaO	Alc.	Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	CuO	SrO	ZnO
13,7	2,52	6,69	11,1	9,97	4,46	3,25	0,27	0,23	0,65	0,18

Os resultados obtidos mostram que a utilização de resíduos de petróleo até 30% não alteram a densidade, a absorção de água e a retracção linear dos tijolos cerâmicos (Tabela 6.10). Já a resistência à flexão começa por apresentar um ligeiro aumento diminuindo com o aumento da percentagem daqueles resíduos

**Tabela 6.10:** Propriedades de tijolos com resíduos de petróleo (Monteiro & Vieira, 2005)

Resíduos (%)	Densidade aparente (g/cm <sup>3</sup> )		Retracção linear (%)		Absorção de água (%)		Resistência à flexão (MPa)	
	750 °C	950 °C	750 °C	950 °C	750 °C	950 °C	750 °C	950 °C
	0	1,47	1,58	6,7	9,5	25,2	24,5	6,2
5	1,48	1,62	6,7	9,9	25,1	23,6	6,9	12,1
10	1,50	1,66	6,7	10,1	25,1	23,2	6,3	10,9
20	1,46	1,60	6,7	10,1	10,5	24,4	4,2	7,2
30	1,50	1,64	5,6	8,0	25,6	24,7	3,4	6,8

Monteiro *et al.* (2007) analisaram o mesmo problema, mas recorrendo à produção de tijolos em contexto industrial, por oposição aos estudos de laboratório envolvendo pequenos provetes cuja reprodutibilidade é limitada. Estes autores, confirmam a possibilidade de produção de tijolos cerâmicos com resíduos de petróleo mas aconselham a que se utilize uma percentagem de apenas 5%.

Os mesmos referem que os ensaios de lexiviação mostram valores que respeitam as normas regulamentares Brasileiras, adiantam contudo para o facto do processo de cozedura gerar uma quantidade substancial de gases poluentes (Tabela 6.11).

**Tabela 6.11:** Gases gerados na cozedura de tijolos com resíduos de petróleo (Monteiro *et al.*, 2007)

Gás	Percentagem de resíduos em massa	
	0%	10%
SO <sub>2</sub>	2 ppm	58 ppm
NO	-	-
CO	5650 ppm	7120 ppm
CO <sub>2</sub>	3750 ppm	38000 ppm
CH <sub>4</sub>	-	500 ppm

Mais recentemente Pinheiro & Holanda (2009) confirmam o facto da incorporação de resíduos de petróleo até 30% não comprometer as características físicas e mecânicas dos tijolos cerâmicos, omitem contudo qualquer observação relativa à emissão de gases durante o processo de cozedura dos tijolos. Estes não deixam no entanto de salientar que diversos autores utilizaram diferentes tipos de resíduos de petróleo.

Mekki *et al.* (2008) estudaram a possibilidade de incorporação de resíduos da indústria de produção de azeite em tijolos cerâmicos. Estes resíduos são usualmente designados por “águas ruças” e têm um teor orgânico muito elevado, especialmente polifenóis que são compostos tóxicos e que por isso representam um problema ambiental. Estes autores comprovaram que a produção de tijolos cerâmicos a partir da cozedura da mistura de argilas com “águas ruças” permite um produto final com características mecânicas idênticas às de tijolos sem essa adição, embora com um ligeiro aumento da retracção de 10% e da absorção de água de 12%. Os mesmos autores comprovaram ainda que a cozedura dos novos tijolos pode ser feita a 880 °C em vez dos tradicionais 920 °C o que permite uma redução do consumo energético.

Resultados idênticos são obtidos por Casa *et al.* (2009) que também comprovaram que o reaproveitamento de “águas ruças” permite produzir tijolos cerâmicos com características físicas e mecânicas idênticas às dos tijolos correntes e com a vantagem desta opção permitir poupanças energéticas entre 2,4% a 7,3%.

Em Portugal Cruz (2000) analisou o desempenho de blocos cerâmicos contendo resíduos de serradura, de poliestireno e de perlite concluindo pelo seu elevado potencial para o aumento do desempenho térmico e acústico dos tijolos cerâmicos contendo os referidos aditivos.

A técnica da redução da densidade de tijolos cerâmicos contendo aditivos orgânicos aproveita o facto de durante a fase de cozedura a combustão da matéria orgânica presente na mistura levar à formação de micro-poros,

tendo a mesma já sido objecto de investigação no trabalho de outros autores (Kohler,2002; Demir *et al.*, 2005; Demir, 2006; Ducman & Kopar, 2007).

Mais recentemente Demir (2008) estudou a viabilidade da utilização de vários resíduos orgânicos (serradura, resíduos de tabaco, resíduos vegetais) como potenciadores da formação de micro-poros em tijolos cerâmicos. Este autor refere que a utilização dos referidos resíduos, em substituição de argilas não gera problemas de moldagem até uma percentagem de 10% (em massa). Percentagens superiores necessitam de uma maior quantidade de água além do que dificultam o processo de extrusão.

Suctu & Akkurt (2009) utilizaram resíduos provenientes da indústria de reciclagem do papel, compostos por uma elevada quantidade de matéria orgânica (40% de celulose) e 60% de calcite e outros minerais argilosos, no fabrico de tijolos cerâmicos. Os mesmos autores referem ter obtido tijolos com uma redução de 50% da sua condutibilidade térmica (de 0.83W/m.K para 0.42W/m.K) mas ainda assim com suficiente resistência mecânica (Tabela 6.12).

**Tabela 6.12:** Propriedades dos tijolos com resíduos de papel cozidos a 1100 °C (Suctu & Akkurt., 2009)

Propriedades	Percentagem de resíduo em massa			
	0	10	20	30
Absorção de água (%)	16,7	23,9	31,9	40,4
Resistência à compressão (MPa)	39,2	15,7	7,5	4,9
Condutibilidade térmica (W/mK)	0,83	0,59	0,48	0,42

Samara *et al.* (2009) estudaram a utilização de resíduos provenientes da dragagem de leitos de rios que recebem efluentes de indústrias bastante poluentes (carvão, ferro, aço, vidro, química), circunstância que explica o seu elevado teor em substâncias tóxicas (Tabela 6.13).

**Tabela 6.13:** Concentração de metais pesados em sedimentos fluviais por mg/kg de material seco (Samara *et al.*, 2009)

Elemento	Cádmio	Crómio	Cobre	Chumbo	Zinco
Resíduos	12,8	413	150,7	1373	5032
Limite 1	1,2	90	45	100	276
Limite 2	2,4	180	90	200	552

A concentração de metais pesados apresentada na Tabela 6.13 é comparada com os limites de referência da legislação Francesa. Abaixo do limite 1 os resíduos são considerados inertes, resíduos com quantidades de substâncias perigosas entre os limites 1 e 2 devem ser objecto de investigação que leve

em conta a sua utilização futura, já aqueles que excedem o limite 2 necessitam de investigações que comprovem a sua inertização.

No caso vertente e atendendo ao elevado nível de metais pesados dos resíduos, os mesmos são previamente tratados pelo processo NOVOSOL®, que utiliza uma fase de calcinação a 650 °C para destruição da matéria orgânica e também de ácido fosfórico e cal para gerar compostos de fosfato de cálcio, de baixa solubilidade. Os sedimentos tratados são constituídos por um pó muito fino sem cheiro e com uma densidade semelhante à de uma argila. Os resíduos fluviais foram utilizados na substituição de 15% da areia necessária ao fabrico de tijolos em contexto industrial (Figura 6.12).



Figura 6.12: Tijolo cerâmico contendo resíduos de dragagem fluvial (Samara et al., 2009)

Os resultados obtidos apontam para um aumento de 63% da resistência à compressão, uma redução de 10% na porosidade e de 13% na absorção de água. Relativamente aos ensaios de lexiviação, quer utilizando água destilada (Tabela 6.14) ou ácido acético (Tabela 6.15), os resultados confirmam que a concentração de metais pesados lexiviados respeita limites regulamentares.

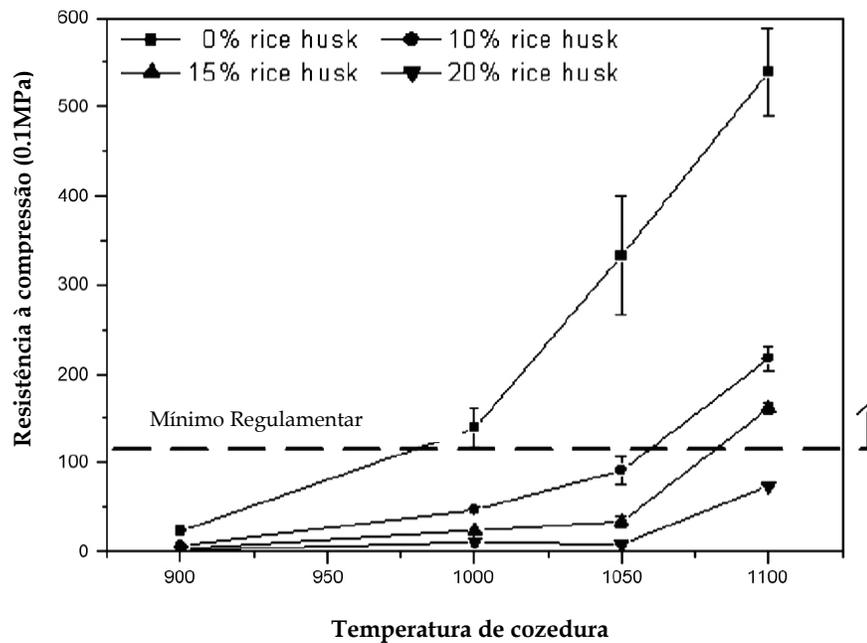
**Tabela 6.14:** Ensaio de lexiviação com água destilada, em amostras de tijolos com resíduos fluviais por mg/kg de material seco de acordo com a Norma Francesa AFNOR, XP X31-210 (Samara et al., 2009)

Elemento	Lexiviados	Limites para resíduos inertes L/S=10 (l/kg)	Limites para resíduos não perigosos L/S=10 (l/kg)
Cádmio	<0,02	0,04	1
Cobre	<0,03	2	50
Zinco	<0,053	4	50
Níquel	<0,07	0,4	10
Chumbo	<0,2	0,5	10

**Tabela 6.15:** Ensaio de lexiviação com ácido acético, em amostras de tijolos com resíduos fluviais por mg/kg de material seco, de acordo com a Norma Americana TLCP-USEPA (Samara et al., 2009)

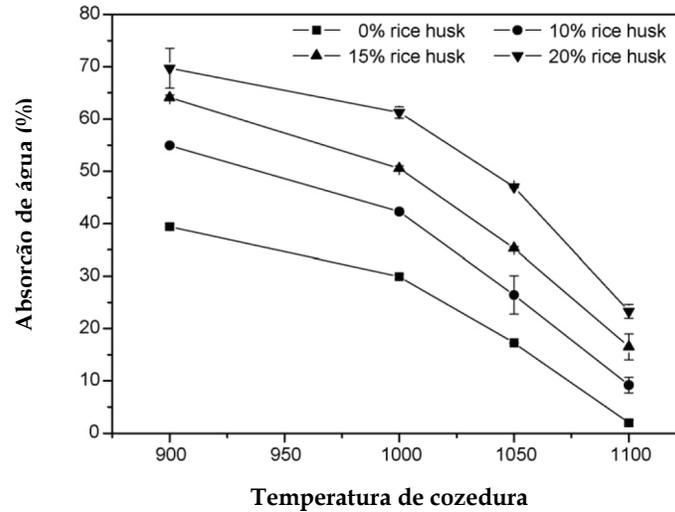
Elemento	Lexiviados	Limite TLCP
Cádmio	<0,04	1
Cobre	0,1	15
Zinco	3,7	25
Níquel	<0,14	-
Chumbo	<0,4	5

Outros autores (Chiang *et al.*, 2009) estudaram o reaproveitamento de cinzas de casca de arroz e de lamas provenientes de estações de tratamento de água na produção de tijolos leves. Os resultados obtidos mostram que a obtenção de tijolos com a resistência regulamentar mínima de 10MPa, implica uma temperatura de cozedura de 1100 °C e percentagens de cinzas não superiores a 15% (Figura 6.13).

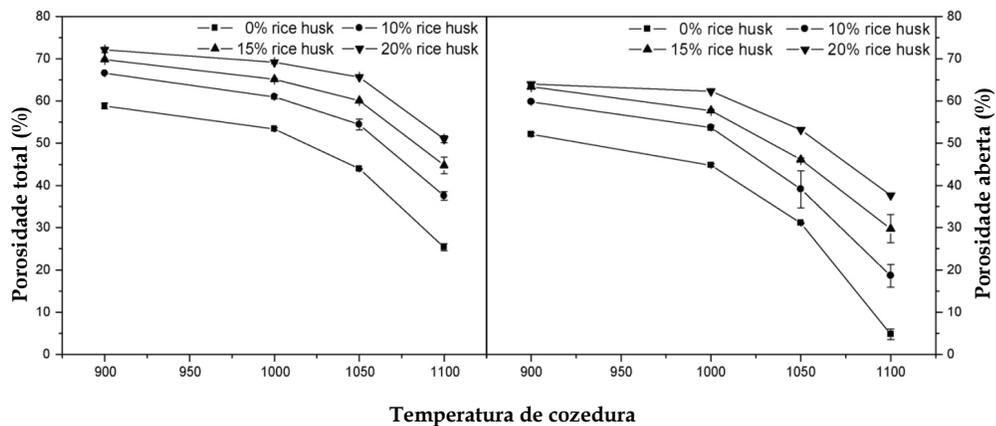


**Figura 6.13:** Influência da temperatura de cozedura e da percentagem de cinzas de casca de arroz na absorção de água de tijolos cerâmicos com lamas (Chiang *et al.*, 2009)

No que se refere à absorção de água dos tijolos referidos o aumento da percentagem de cinzas de casca de arroz traduz-se em elevados valores de absorção, os quais só se tornam aceitáveis com temperaturas de cozedura próximas dos 1100 °C (Figura 6.14). Estes resultados podem ser explicados pela porosidade dos tijolos cujo comportamento é de alguma forma similar para as diferentes percentagens de cinzas de casca de arroz e para as diferentes temperaturas de cozedura (Figura 6.15)

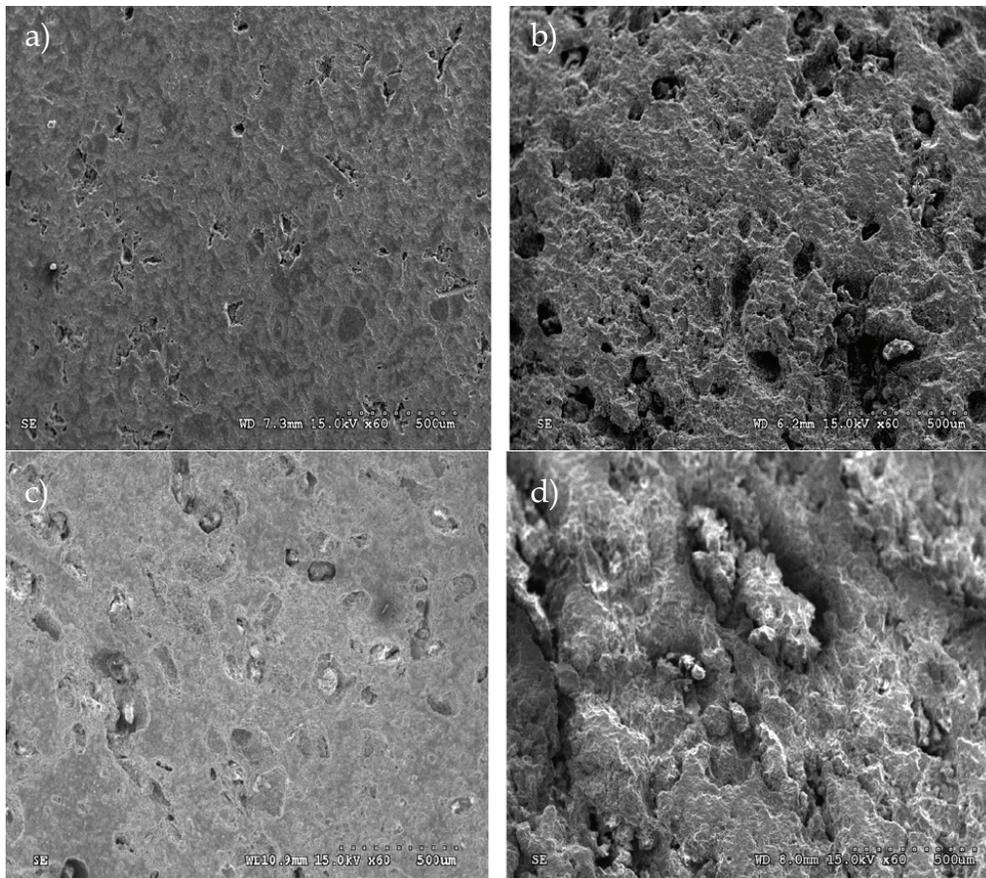


**Figura 6.14:** Influência da temperatura de cozadura e da percentagem de cinzas de casca de arroz na absorção de água de tijolos cerâmicos com lamas (Chiang et al., 2009)



**Figura 6.15:** Influência da temperatura de cozadura e da percentagem de cinzas de casca de arroz na porosidade total e na porosidade aberta de tijolos cerâmicos com lamas (Chiang et al., 2009)

Os resultados obtidos em termos de microestrutura (Figura 6.16), confirmam que os tijolos à base de lamas sem cinzas são bastante densos e logo é sem surpresa que apresentem uma baixa absorção de água e uma elevada resistência à compressão. À medida que se aumenta a percentagem de cinzas é visível que a microestrutura se apresenta menos compacta e mais porosa.



**Figura 6.16:** Microestrutura de tijolos com lamas e cinzas de cascas de arroz cozidos a 1100 °C segundo a percentagem de cinzas de casca de arroz na composição: a)0%; b) 10%; c)15%; d)20% (Chiang et al., 2009)

Lin (2007) estudou a inertização de resíduos provenientes de ecrãs de LCD (televisões e computadores) em tijolos cerâmicos. Estes resíduos são constituídos na sua maioria por vidro com alguns metais pesados (Tabela 6.16).

**Tabela 6.16:** Composição química e quantidade de metais pesados em resíduos de ecrãs de LCD (Lin, 2007)

SiO <sub>2</sub>	Na <sub>2</sub> O	Cu	Zn	Pb	Cr
64%	0,3%	0,27(mg/kg)	0,23(mg/kg)	0,65(mg/kg)	0,18(mg/kg)

O comportamento ambiental dos tijolos foi analisado através de ensaios de leixiação com a Norma TLCP-EPA, sendo que todas as composições ensaiadas inclusive aquelas contendo 40% de resíduos verificavam os limites relativos à concentração de metais dos leixivados. Relativamente ao desempenho físico e mecânico os resultados obtidos revelaram que os tijolos

com este tipo de resíduos apresentaram menor absorção e um ganho na resistência mecânica. A utilização de 30% de resíduos de ecrãs de LCD mostrou ser aquela que permite obter a resistência máxima. Segundo estes autores, a utilização deste tipo de resíduos permite, além de vantagens ambientais evitar os custos das taxas de deposição (40 euros/ton.) e os custos das argilas (10 euros/ton.).

Também Dondi *et al.* (2009) estudaram a possibilidade de inertização deste tipo de resíduos em tijolos cerâmicos sugerindo no entanto apenas uma percentagem de 2%, já que percentagens superiores podem implicar não só redução da plasticidade da mistura, mas também reduções de resistência, o que no entanto está dependente quer das características dos resíduos quer mesmo das argilas. Estes autores analisaram o comportamento ambiental destes resíduos através de ensaios de lexiviação de acordo com a norma DIN 38414-S4, observando que a concentração de metais pesados lexiviados não é significativa.

Os mesmos autores referem estimativas de Hermans *et al.* (2001) segundo as quais a produção destes resíduos nos países Europeus se estima em 25.000m<sup>3</sup>/ano por milhão de habitantes, o que evidencia a magnitude deste problema.

Outros autores (Loryuenyong *et al.*, 2009) analisaram a incorporação de resíduos provenientes de paredes de vidro estrutural em tijolos cerâmicos. Segundo estes o melhor desempenho físico e mecânico dos tijolos é obtido para percentagens de incorporação de resíduos de 15% (15G) e 30% (30G) (Figura 6.17). Percentagens superiores levam a uma menor resistência e a uma excessiva absorção de água.

## 6.3 Blocos não Cozidos

A produção de elementos para alvenarias sem utilização da fase de cozimento pelo recurso a materiais ligantes e subprodutos com características pozolânicas e ou hidráulicas, constitui uma forma de se diminuir o consumo de energia associada ao fabrico dos tijolos cerâmicos. No Reino Unido estima-se que as poupanças energéticas associadas à substituição de apenas 1% de tijolos cerâmicos por blocos não cozidos, permite poupanças de energia equivalentes às consumidas por 20.000 habitações (BGS, 2000).

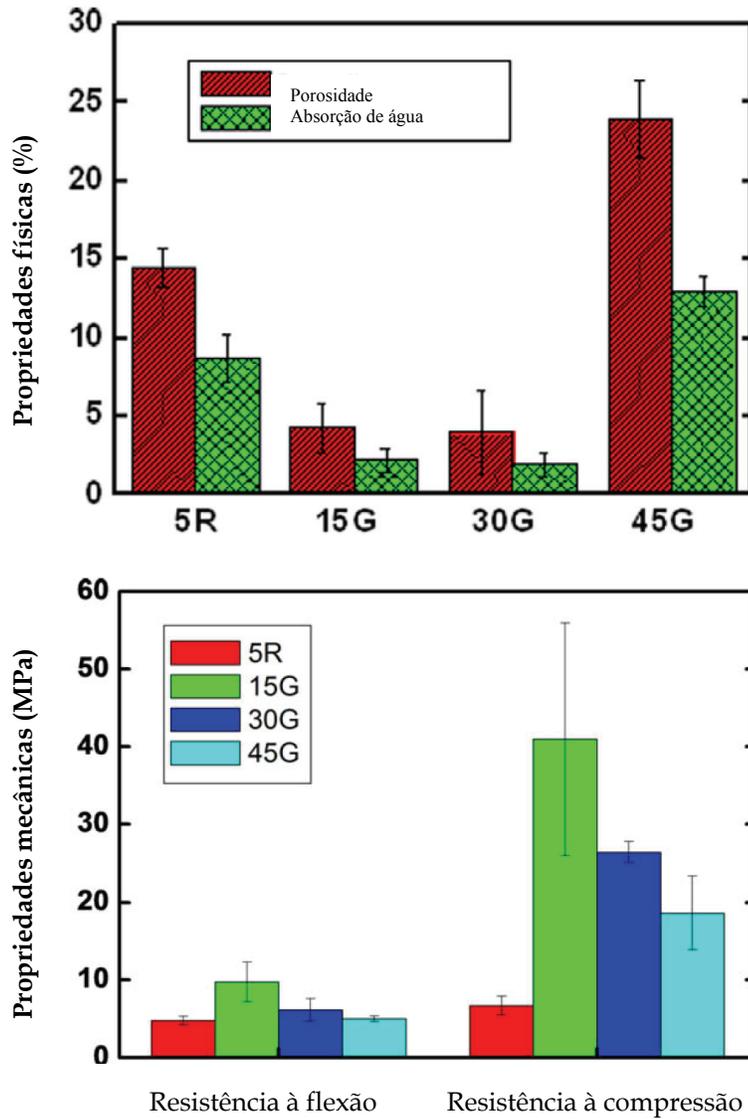


Figura 6.17: Propriedades de tijolos com resíduos de vidro: Em cima - Físicas; Em baixo - Mecânicas (Loryuenyong et al., 2009)

As preocupações da comunidade científica com este tema já vêm de longe. Arundass (1990) revela resultados relativos à produção de blocos à base de (solo arenoso+lamas vermelhas+cinzas volantes+cal). As lamas vermelhas são um sub-produto proveniente da indústria de produção de alumínio, compostas por óxidos de ferro, alumínio e titânio (Tabela 6.17).

**Tabela 6.17:** Composição química de lamas vermelhas (Arundass, 1990)

Constituintes	Fábrica A	Fábrica B	Fábrica C
SiO <sub>2</sub>	6-10	6,55	6-8
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	19-26	26,24	24-26
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	23-31	26,40	22-25
TiO <sub>2</sub>	20-27	22,10	18-21
CaO	2-4	3,5	-
Mg O	-	-	-
Na <sub>2</sub> O, K <sub>2</sub> O	4-7	4,20	-
L.O.I	8-11	10,8	10-31

Este autor utilizou uma prensa manual no fabrico dos blocos capaz de aplicar uma pressão de 4MPa, tendo obtido resultados bastante satisfatórios para misturas com 5% de cal (Tabela 6.18)

**Tabela 6.18:** Resistência e absorção de água dos blocos (Arundass, 1990)

Composição	Absorção de água (%)	Resistência à compressão (MPa)	
		28 dias	Após ensaio de desgaste
100% lamas - 0% solo - 5% cal	22,0	3,75	2,82
100% lamas - 0% solo - 8% cal	22,2	4,22	4,47
75% lamas - 25% solo - 5% cal	24,0	3,51	2,76
75% lamas - 25% solo - 8% cal	25,0	3,66	2,84
50% lamas - 50% solo - 5% cal	31,0	2,98	2,68
50% lamas - 50% solo - 8% cal	29,8	3,28	2,95
75% lamas -25% cinzas - 5% cal	33,5	1,92	1,55
75% lamas -25% cinzas - 8% cal	34,0	2,55	1,94

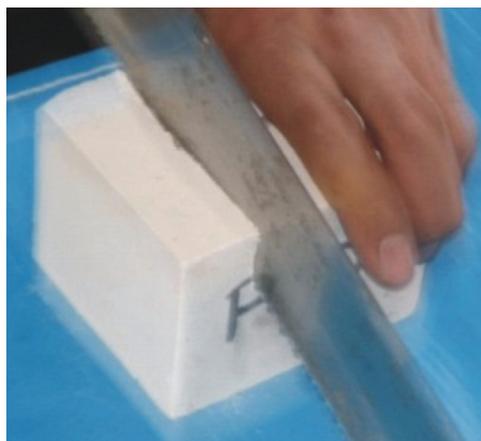
Kumar (2000, 2002) refere o desenvolvimento de blocos à base de (cinzas+cal+ fosfogesso), com a obtenção de um produto final de densidade 20-40% inferior à dos tijolos cerâmicos correntes, mas com uma resistência à compressão no intervalo 4MPa a 12MPa é suficiente para construção de alvenarias com uma elevada resistência a ambientes agressivos. A mistura reproduz as características de um ligante hidráulico, sendo que a sílica presente nas cinzas volantes reage com o hidróxido de cálcio para gerar silicatos de cálcio hidratado. Por sua vez a alumina conjuntamente com o hidróxido de cálcio reage com o gesso formando trissulfoaluminato de cálcio hidratado.

Outros autores (Algin & Turgut, 2007) estudaram a utilização de resíduos de pó de calcário e uma quantidade variável de resíduos de madeira (10,20 e 30%), conjuntamente com pequenas quantidades de cimento (aprox. 10% em massa), no fabrico de blocos (sob pressão) para alvenaria (Tabela 6.19).

**Tabela 6.19:** Propriedades físicas e mecânicas dos tijolos com resíduos de madeira e pó de calcário (Turgut & Algin, 2007)

Comp.	Resistência à compressão (MPa)	Resistência à flexão (MPa)	Densidade (g/cm <sup>3</sup> )	Absorção de água em massa (%)	UPV (m/sn)
Ref <sup>a</sup>	24,9	3,94	1,88	12,4	2718
Lw-10	16,6	3,75	1,70	13,9	2627
Lw-20	11,0	3,50	1,66	15,1	2383
Lw-30	7,2	3,08	1,51	19,2	2083

Os resultados obtidos em termos de resistência à compressão mostram que a utilização de uma percentagem de 30% de resíduos de madeira, é responsável por uma redução bastante significativa da resistência, mas que permite ainda assim respeitar requisitos mínimos regulamentares para materiais com aplicações estruturais, conforme definidos na BS 6073-1: 1981 (Precast concrete masonry units). É também evidente que o aumento da percentagem de resíduos de madeira conduz ao aumento da absorção de água dos tijolos embora esse aumento esteja longe de ser proporcional. Estes autores também constataram que o aumento de resíduos de madeira conduz a uma redução da densidade dos tijolos. Os mesmos autores (Algin & Turgut, 2008) analisaram ainda a possibilidade de reaproveitamento de resíduos de pó de calcário e uma quantidade variável de resíduos de algodão com cimento Portland (A/C=0,5), no fabrico de blocos (sob pressão) para alvenarias, obtendo-se um material leve, económico, resistente e que pode facilmente ser cortado com uma serra manual (Figura 6.18).



**Figura 6.18:** Corte com serra manual de bloco à base de algodão e pó de calcário (Algin & Turgut, 2008)

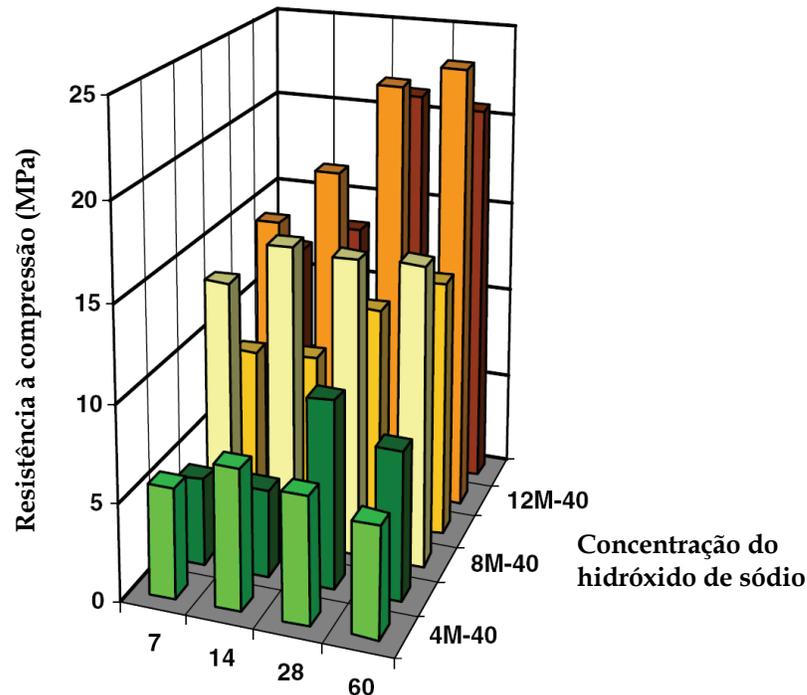
Turgut (2008) estudou o desempenho de blocos para alvenaria à base de resíduos de pó de calcário com uma quantidade variável de resíduos de vidro em pó (10,20 e 30%), utilizando cimento Portland ( $A/C=0,3$ ) e uma determinada pressão de compactação. Os resultados mostram que à medida que se aumenta o volume de vidro em pó a resistência à compressão sobe ligeiramente de 27,5 MPa para 30,1 MPa, já a resistência à flexão sobe de 4,15MPa para 7,76MPa. Quanto ao módulo de elasticidade este sobe de 12GPa para 19GPa. Curiosamente a absorção de água mantém-se praticamente inalterada, aprox.12%. Os resultados mostram ainda que, o aumento da adição de resíduos de vidro leva a um aumento considerável da resistência ao ensaio gelo-degelo (Figura 6.19).



*Figura 6.19: Aspecto dos provetes após 50 ciclos do ensaio de gelo-degelo segundo a percentagem de resíduos de vidro em pó-RVP na composição: a) Composição sem RVP; b) Composição com 10%; c) Composição com 20%; d) Composição com 30% (Turgut, 2008)*

Outros autores (Diop & Grutzeck, 2008) estudaram o fabrico de blocos com recurso a activação alcalina de solos com elevado teor em caulino. Os blocos foram sujeitos à compressão e à cura com aquecimento, apresentando

resistências consideráveis e isto apesar de se terem utilizado baixas concentrações de hidróxido de sódio (Figura 6.20).



*Figura 6.20: Resistência à compressão de provetes activados alcalinamente curados a 40 e 80°C para diferentes concentrações molares (Diop&Grutzeck,2008)*

Chindaprasirt & Pimraksa (2008) estudaram o fabrico de blocos à base de cal e cinzas volantes (10%+90%) com recurso a um processo de auto-clave (130 °C e 0,14MPa) durante 4 horas. Estes autores utilizaram cinzas volantes granuladas obtidas pela indução da formação de um filme de água em torno das mesmas, tendo observado que o processo de granulação provoca um aumento substancial da reactividade pozolânica pois contribui para o aumento do contacto inter-partículas. Os mesmos autores referem resistências à compressão entre 47-62MPa e valores de absorção de água entre 16-19%

Pimraksa & Chindaprasirt (2009) mostraram que utilizando as mesmas condições de autoclave em tijolos com uma composição à base de diatomite, cal e gesso (80%+15%+5%), é possível obter blocos com elevada resistência mecânica (14,5MPa) e baixa massa volúmica (880 kg/m<sup>3</sup>). Já os blocos contendo diatomite que foi previamente cozida a 500 °C, apresentam um para além de um aumento de resistência (17,5MPa) uma diminuição da sua massa volúmica (730 kg/m<sup>3</sup>) e uma baixa condutibilidade térmica.

Yilmaz & Degimerci (2009) analisaram o desempenho de argamassas à base de cimento e cinzas volantes, com 3 faixas de dimensões de resíduos de

borracha de pneus reciclados. Estes autores referem que a utilização destes resíduos provoca uma ligeira redução da resistência à compressão comparativamente à argamassa de referência (7,11MPa aos 28 dias), sendo que a mesma não está dependente do volume de resíduos (20 ou 30%), isto se a dimensão destes estiver entre 0,5 e 1mm (Figura 6.21). Referem ainda que as resistências obtidas respeitam os limites definidos na EN 771-1:2003, para blocos cerâmicos destinados a alvenarias.

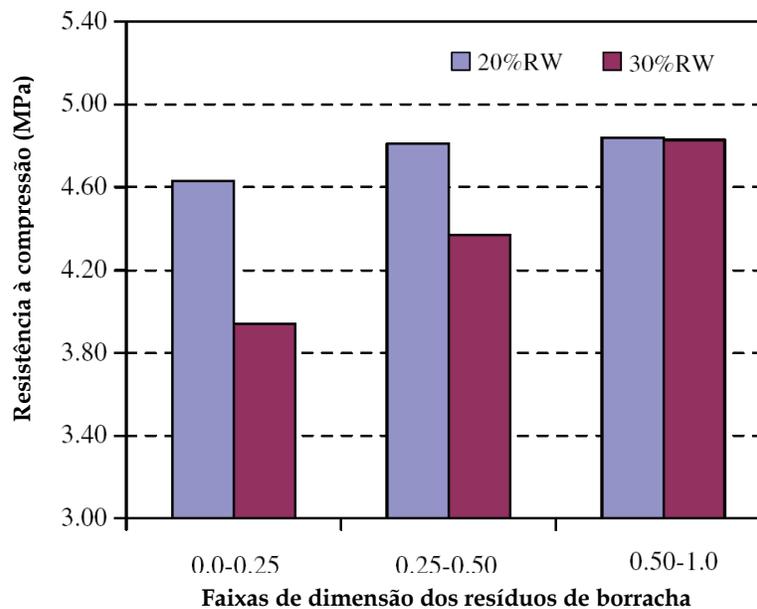


Figura 6.21: Resistência à compressão aos 28 dias de argamassas com resíduos de pneus (Yilmaz & Degimerci, 2009)

## 6.4 Unidades Com Novos Formatos

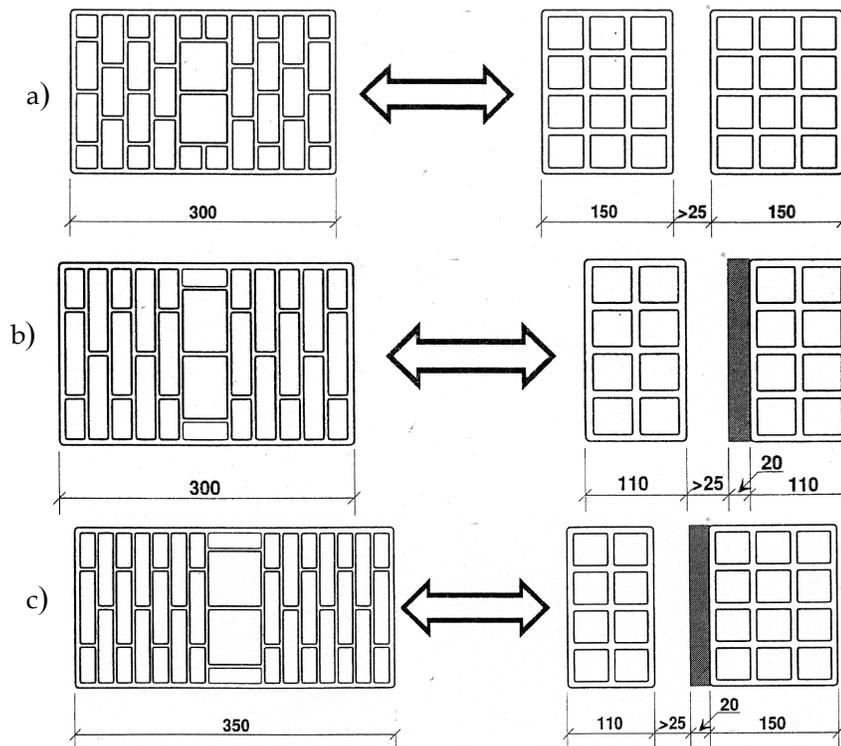
Dias *et al.* (1993,1993a) estudaram a concepção de novas geometrias e formatos de tijolos de furação horizontal capazes de permitirem a execução de panos de alvenaria simples com desempenho equivalente ao de paredes duplas.

Na Tabela 6.20 são apresentadas as características térmicas dos novos modelos.

**Tabela 6.20:** Características térmicas dos novos modelos de tijolos cerâmicos e das paredes com eles construídas (Dias *et al.*, 1993)

Modelo de tijolo ou parede	Condutância térmica dos tijolos ( $W/m^2\text{°C}$ )	Coefficiente de transmissão térmica da parede ( $W/m^2\text{°C}$ )
A	0,85	0,9
B	1,0	1,0
C	0,9	0,85
M	0,85	0,90
N	0,75	0,75
O	0,7	0,75
P	0,6	0,65
Q	3,0	2,1
R	1,85	1,60
S	1,3	1,20
T	0,85	1,80

Na Figura 6.22 são apresentadas as geometrias de alguns modelos dos novos tijolos cerâmicos comparando o seu desempenho térmico com o de uma solução construtiva tradicional.



**Figura 6.22:** Comparação entre o desempenho térmico de novos tijolos cerâmicos com o desempenho de paredes tradicionais: a) Modelo B comparado com parede dupla de tijolo de 15; b) Modelo M comparado com parede dupla de tijolo de 11 com placa de cortiça de 20mm na caixa de ar; c) Modelo O comparado com parede dupla de tijolos de 11 e de 15 com placa de cortiça de 20mm na caixa-de-ar.

Contudo e atendendo a que passadas que estão, quase duas décadas, se continua a assistir a um predomínio da execução de alvenarias exteriores em pano duplo com tijolos de formatos tradicionais, isso significa que vantagens dos novos formatos não foram suficientes para vencer algum do possível conservadorismo dos agentes que actuam no mercado da construção ficando por saber se tal, se deve à parte da produção ou ao consumidor final.

Sousa (1996) estudou a optimização térmica e mecânica de blocos de betão de argila expandida com  $50 \times 20 \times 25 \text{ cm}^3$ , por alteração da sua geometria. Na Figura 6.23 é apresentado um bloco com geometria melhorada.

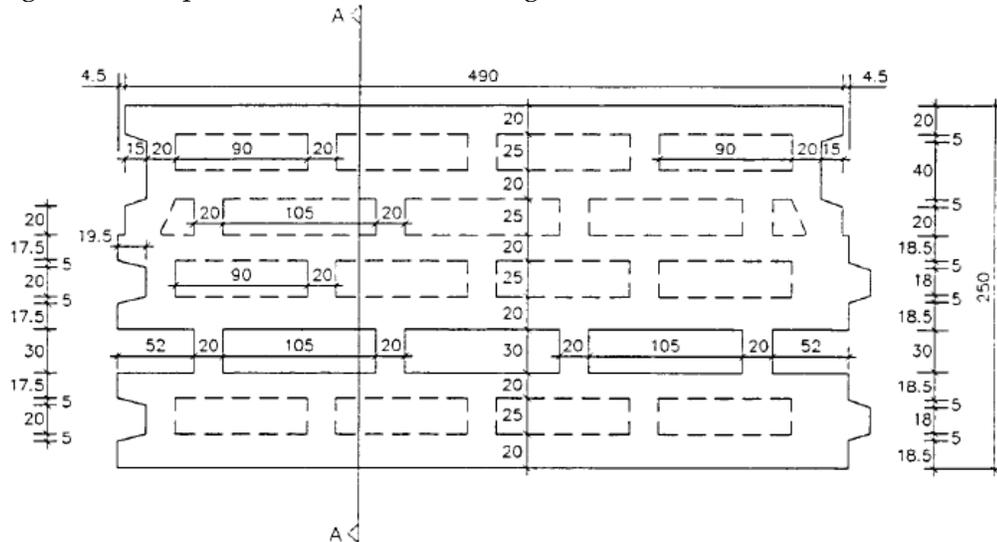


Figura 6.23: Bloco de betão de argila expandida com geometria melhorada (Sousa,1996)

Este autor analisou o desempenho de alvenarias executadas com o referido bloco tendo obtido um coeficiente de transmissão térmica de aprox.  $1 \text{ W}/(\text{m}^{\circ}\text{C})$ , o que corresponde a uma redução de aprox. 30% relativamente aos blocos de betão leve disponíveis comercialmente à data (Figura 6.24).

E se em termos mecânicos os blocos de argila expandida de geometria melhorada apresentam um acréscimo da resistência à compressão face aos blocos correntes de aprox. 15%, já as alvenarias não apresentam nesse âmbito diferenças dignas de registo (Sousa,1996).

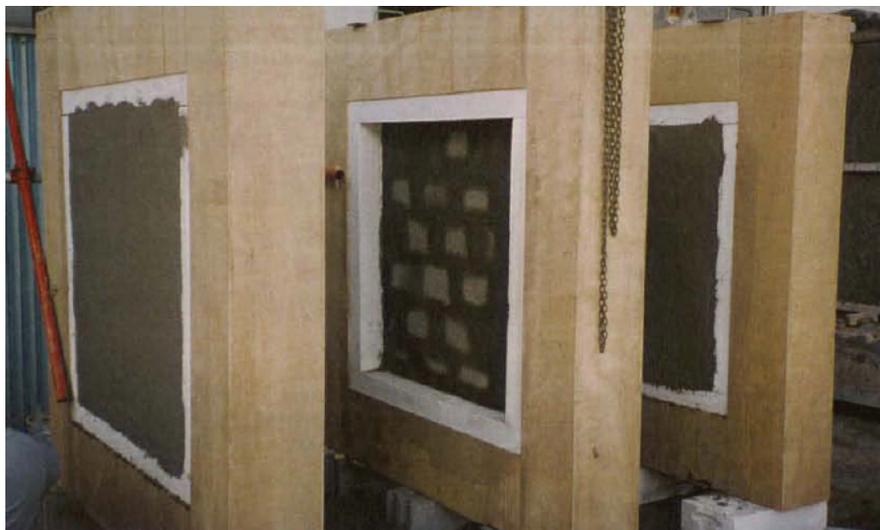


Figura 6.24: Preparação de alvenarias para ensaio de comportamento térmico (Sousa,1996)

Mais recentemente alguns autores (Neves, 2005; Magalhães, 2009) mencionam uma ligeira alteração aos formatos dos tijolos cerâmicos tradicionais ( $30 \times 20 \times 9$ ;  $30 \times 20 \times 11$ ;  $30 \times 20 \times 15$ ;  $30 \times 20 \times 20$  cm<sup>3</sup>), permitindo o encaixe vertical dos mesmos e dessa forma evitando a utilização de argamassa nas juntas verticais da alvenaria (Figura 6.25).



Figura 6.25: Alvenaria Executada com Tecnotijolo® (Neves, 2005)

Mascarenhas *et al.* (2008) sintetizam as vantagens deste novo formato do seguinte modo:

- Maior rapidez de execução de alvenaria;
- Redução do consumo de água, areia e cimento;
- Redução de desperdícios de argamassa;
- Redução da abertura de roços horizontais;
- Maior facilidade de transferência de humidades do interior para o exterior das habitações

Almeida *et al.* (2010) referem que na fase de extracção não se verificam diferenças nos impactos ambientais entre o Tecnotijolo® e os tijolos convencionais. Já na fase de obra, os primeiros apresentam consumos de água, areia e cimento que são cerca de metade dos consumos dos segundos.

Dias *et al.* (2008), apresentam resultados relativos ao projecto cBloco no qual se pretendeu desenvolver um novo bloco cerâmico conciliando as potencialidades mecânicas dos tijolos de furação vertical em alvenaria confinada, com a optimização do desempenho térmico por via da utilização de novas geometrias quer também pela incorporação de resíduos provenientes da indústria da madeira e papel como indutores de porosidade (Figura 6.26).

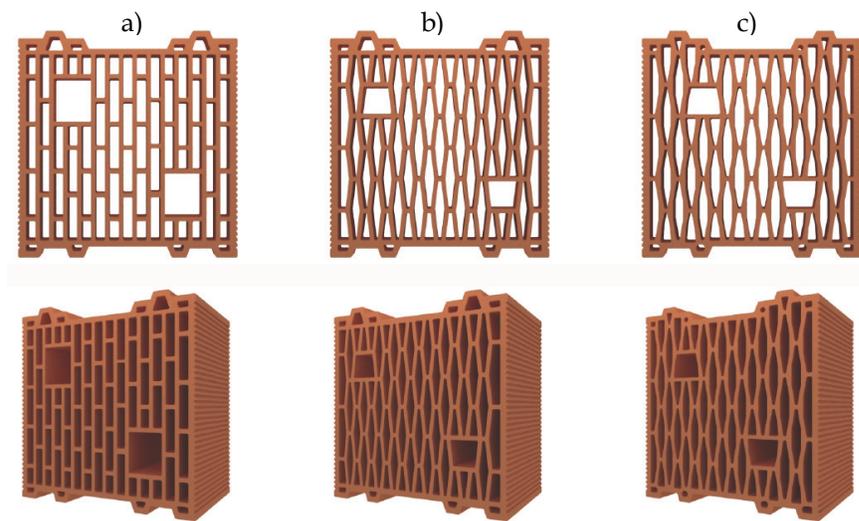


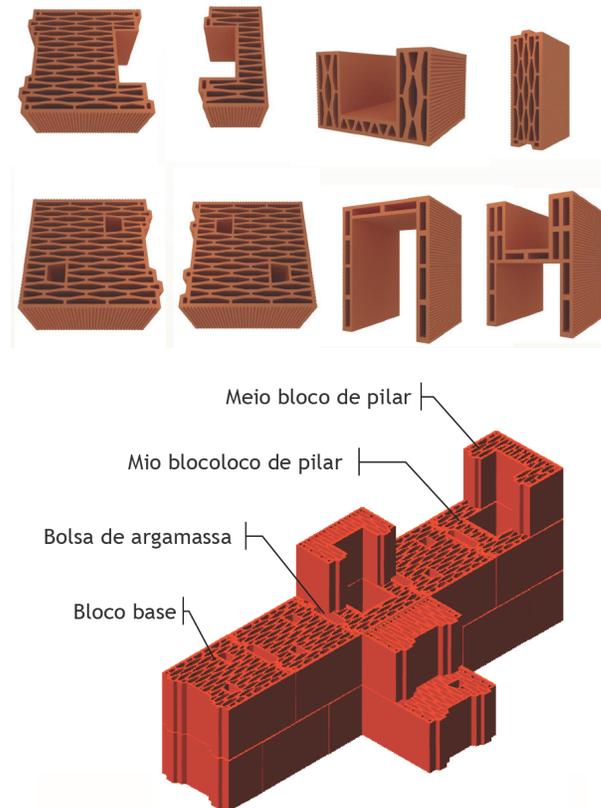
Figura 6.26: Tijolo cBloco 30×30×19:  
a) Rectângulos; b) Losangos; c) Bago de arroz (Dias *et al.*, 2008)

Os novos tijolos apresentam elevada resistência mecânica e elevado desempenho térmico (capaz de responder às exigências da zonas climáticas I1 e I2 definidas no actual RCCTE) e ainda um elevado isolamento acústico (Tabela 6.21).

Tabela 6.21: Algumas características do tijolo cBloco (Dias *et al.*, 2008)

Características do material cerâmico	Valor
Dimensões (mm)	300×300×200
Resistência mecânica (MPa)	13
Furação (%)	55
Massa (kg)	14
Massa volúmica real (kg/m <sup>3</sup> )	1850
Massa volúmica aparente (kg/m <sup>3</sup> )	750
Cerâmica $\lambda$ (W/mK)	0,50
U elemento (W/m <sup>2</sup> K)	0,60
Resistência acústica $R_w$ (dB)	44

Os autores referidos mencionam ainda o desenvolvimento de acessórios em argila com a mesma composição da unidade cBloco que permitem evitar cortes, desperdícios e pontes térmicas (Figura 6.27).



*Figura 6.27: Em cima acessórios para construção de alvenaria com cBlocos. Embaixo exemplo de alvenaria.*

## 6.5 Conclusões Gerais

A produção e a utilização de unidades para alvenarias (tijolos cerâmicos ou blocos de betão) como tradicionalmente a conhecemos, de elementos simples sem um desempenho de relevo nas vertentes térmica e acústica representa um resquício de um passado caracterizado por baixa tecnologia e que muito dificilmente se poderá enquadrar num contexto de materiais mais sustentáveis. As melhores soluções disponíveis comercialmente quer para tijolos cerâmicos quer para blocos de betão leve permitem a execução de paredes exteriores em pano único com elevados desempenhos térmicos ( $U$  inferior a  $0,6 \text{ W/m}^2 \cdot ^\circ\text{C}$ ) e também acústicos ( $R_w$  de aprox. 50 db) de alvenaria resistente pelo que a competitividade entre ambos se fará no futuro em termos do impacto ambiental de cada uma das soluções. No entanto e tendo

em conta a sua baixa energia incorporada é expectável que os blocos de betão à base de ligantes hidráulicos venham no futuro a conquistar uma maior quota de mercado. O futuro passará assim pela utilização de unidades de alvenaria capazes de cumprir simultaneamente vários requisitos de desempenho e que possam ainda incorporar resíduos de outras indústrias.

## Referências

- ALMEIDA, M.; FRADE, P.; CORTE-REAL, A.(2010) *Análise do desempenho ambiental do tecnotijolo face ao tijolo tradicional - caso de estudo*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCOs'10. ISBN 978-989-95978-1-5, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.535-539.
- ALGIN, H.;TURGUT, P. (2008) *Cotton and limestone powder wastes as brick material*. Construction and Building Materials, Vol.22, pp.1074-1080.
- ARUNDASS, S. (1990) *Lime-stabilized Red Mud Bricks*. Materials and Structures Vol. 23, pp.252-255.
- AJAM, L.; OUEZDOU, M.; FELFOUL, H.; MENSI, R. (2009) *Characterization of Tunisian Phosphogypsum and its Valorization in Clay Bricks*. Construction and Building Materials Vol. 23, pp. 3240-3247.
- BGS (2005) *Brick Clay - Mineral Planning Factsheet*. British Geological Survey, Office of the Deputy Prime Minister, UK,12 pp.
- CASA, J. DE LA; LORITE, M.; JIMÉNEZ, J.; CASTRO, E. (2009) *Valorisation of waste water from two-phase olive oil extraction in fired clay brick production*. Journal of Hazardous Materials Vol. 169, pp.271-278.
- CHIANG, K.; CHOU, P.; HUA, C.; CHIEN, K.; CHEESEMAN, C. (2009) *Lightweight Bricks Manufactured from Water Treatment Sludge and Rice Husks*. Journal of Hazardous Materials Vol. 171, pp.76-82.
- CHINDAPRASIRT, P.; PIMRAKSA, K. (2008) *A Study of Fly Ash-Lime Granule Unfired Brick*. Powder Technology Vol. 182, pp.33-41.
- CRUZ, J. (2000) *Estudo de Blocos Cerâmicos Aditivados para Melhoria do Desempenho Térmico*. Tese de Mestrado, Protocolo LNEC-IST.
- CULTRONE, G.; SEBASTIÁN, E. (2009) *Fly ash addition in clayey materials to improve the quality of solid bricks*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp.1178-1184.
- DEMIR, I.; BASPINAR, M.; ORHAN, M. (2005) *Utilization of kraft pulp production residues in clay brick production*. Building and Environment Vol.40, pp.1533-1537.
- DEMIR, I. (2006) *An investigation on the production of construction brick with processed waste tea*. Building and Environment, Vol. 41, pp. 1274-1278.
- DEMIR, I. (2008) *Effect of organic residues addition on the technological properties of clay bricks*. Waste Management, Vol.28, pp.622-627.
- DIAS, A.(1993) *Da Caracterização do Comportamento Mecânico e Térmico do Tijolo ao Redesenho da sua Geometria*. Tese de Mestrado, FCTUC,Coimbra.
- DIAS, A.; SOUSA,H.; LUCAS,J. (1993a) *Estudo do Redesenho do Tijolo*. Associação Portuguesa de Industriais de Cerâmica de Construção-APICC
- DIAS, A. (2002) *Construção em tijolo cerâmico: das exigências normativas do produto à prática de aplicação*. Seminário Paredes de Alvenaria, Ed. P.B. Lourenço & H.Sousa, Porto, pp.41-64.
- DIAS, A.; SOUSA, H.; LOURENÇO, P.; FERRAZ, E.; SOUSA, L.; SOUSA, R.; VASCONCELOS, G.; MEDEIROS, P. (2008) *Desenvolvimento de Um Bloco Cerâmico para a Construção Sustentável*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCOs'08. ISBN 978-989-95978-0-8, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.165-172.
- DIOP, M.; GRUTZECK, M. (2008) *Low Temperature Process to Create a Brick*. Construction and Building Materials Vol. 22, pp.1114-1121.

- DUCMAN, V.; KOPAR, T. (2007) *The influence of different waste additions to clay-product mixtures*. Materials and Technology Vol.41, pp.289-293.
- DONDI, M.; GUARINI, G.; RAIMONDO, M.; ZANELLI, C. (2009) *Recycling PC and TV Waste Glass in Clay Bricks and Roof Tiles*. Waste Management Vol. 29, pp.1945-1951.
- EL-MAHLLAWY, M. (2008) *Characteristics of acid resisting bricks made from quarry residues and waste steel slag*. Construction and Building Materials, Vol.22, pp.1887-1896.
- FERNANDES, M.; SOUSA, A; DIAS, A. (2004) *Impactes Ambientais e comercio de emissões. Industria cerâmica: Um caso de estudo*. Associação Portuguesa da Industria Cerâmica APICER.ISBN 972-99478-0-5.
- GOUVEIA, J.; LOURENÇO, P.B.; VASCONCELOS,G.(2007) *Soluções construtivas em alvenaria*. Congresso da Construção 2007, Universidade de Coimbra.
- HERMANS, J.; PEELEN,J.; BEI,J. (2001) *Recycling of the TV glass: profit or doom?* American Ceramic Society Bulletin, Vol.80, pp.51-56.
- YILMAZ, A.; DEGIRMENCI, N. (2009) *Possibility of using waste tire rubber and fly ash with Portland cement as construction materials*. Waste Management, Vol.29, pp.1541-1546.
- KUMAR, S. (2000) *Fly-Ash-Lime Phosphogypsum Cementitious Binder: A new Trend in Bricks*. Materials and Structures Vol. 33, pp.59-64.
- KUMAR, S. (2002) *A Perspective Study on Fly Ash-Lime-Gypsum Bricks and Hollow Blocks for Low Cost Housing Development*. Construction and Building Materials Vol. 16, pp.519-525.
- LYNCH, G. (1994) *Brickwork:History, Technology and Practice*. Donhead, Londres.
- LINGLING, X.; WEI, G.; TAO, W.; NANRU, Y. (2005) *Study on Fired Bricks with Replacing Clay by Fly Ash in High Volume Ratio*.Construction and Building Materials Vol. 19, pp.243-247.
- LIN, K. (2007) *The effect of heating temperature of thin film transistor-liquid crystal display (TFT-LCD) optical waste glass as a partial substitute partial for clay in eco-brick*. Journal of Cleaner Production, Vol.15, pp.1755-1759.
- LORYUENYONG, V.; PANYACHAI, T.; KAEWSIMORK, K.; SIRITAI, C. (2009) *Effects of recycled glass substitution on the physical and mechanical properties of clay bricks*. Waste Management, Vol. 29,pp. 2717-2721.
- LOURENÇO, P.B. (2007) *Possibilidades Actuais na Utilização da Alvenaria Estrutural*. Seminário Paredes de Alvenaria - Inovação e Possibilidades Actuais. Universidade do Minho, Guimarães, Portugal, pp.129-144.
- KOHLER, R. (2002) *Use of Leather Residues as pore-forming agents for masonry bricks*. Ziegelindustrie International Vol. 58, pp.30-38.
- MAGALHÃES, S. (2009) *Tecnotijolo - Inovação nas Alvenarias*. Monografia de Licenciatura. Universidade Fernando Pessoa.
- MASCARENHAS, J.; REIS, M.; BRANCO, F. (2008) *O TECNOTIJOLO - Uma Solução Mais Económica e Ecológica para a Execução de Alvenarias*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCO'08. ISBN 978-989-95978-0-8, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.103-108.
- MEKKI, H.; ANDERSON, M.; BENZINA, M.; AMMAR, E. (2008) *Valorization of Olive Mill Wastewater by its Incorporation in Building Bricks*. Journal of Hazardous Materials Vol. 158, pp.308-315.
- MONTEIRO, S.; VIEIRA, C. (2005) *Effect of oily waste addition to clay ceramic*. Ceramics International, Vol.31,pp.353-358.
- MONTEIRO, S.; VIEIRA,C.; RIBEIRO, M.; SILVA, F. (2007) *Red Ceramic Industrial Products Incorporated with Oily Wastes*. Construction and Building Materials Vol. 21, pp.2007-2011.
- NEVES, R. (2005) *Estudo do Comportamento e Optimização de Novos Tijolos: Avaliação Comparada*. Relatório N° 3.2.1.3201-1ª/04 para a CONSTRUCER.
- PIMRAKSA, K.; CHINDAPRASIRT, P. (2009) *Lightweight Bricks Made of Diatomaceous Earth, Lime and Gypsum*. Ceramics International Vol. 35, pp.471-478.
- PINHEIRO,B.; HOLANDA,J. (2009) *Processing of red ceramics incorporated with encapsulated petroleum waste*. Journal of Materials Processing Technology Vol.209, pp.5606-5610.
- PINHO, F.F.S (2001) *Paredes de Edifícios Antigos em Portugal*. Edição LNEC, Conservação e Reabilitação.

- REDDY, B.; JAGADISH, K. (2003) *Embodied energy of common and alternative building materials and technologies*. Energy and Buildings, Vol.35, pp.129-137.
- SAMARA, M.; LAFHAJ, Z.; CHAPISEAU, C. (2009) *Valorization of stabilized river sediments in fired clay bricks: Factory scale experiment*. Journal of Hazardous Materials, Vol.163,pp. 701-710.
- SABOYA, F.; XAVIER, G.; ALEXANDRE, J. (2007) *The Use of the Powder Marble By-Product to Enhance the Properties of Brick Ceramic*. Construction and Building Materials Vol. 21, pp.1950-1960.
- SILVA, J. (1998) *Fissuração das alvenarias. Estudo do comportamento das alvenarias sob acções térmicas*. Tese de Doutoramento. Coimbra,FCTUC.
- SOUSA, H. (1996) *Melhoria do Comportamento Térmico e Mecânico das Alvenarias por Actuação na Geometria dos Elementos. Aplicação a Blocos de Betão de Argila Expandida*. Tese de Doutoramento, Porto, FEUP.
- SOUSA, H. (2002) *Alvenarias em Portugal situação actual e perspectivas futuras*. Seminário Paredes de Alvenaria, Ed. P.B. Lourenço & H.Sousa, Porto, pp.17-40.
- SUTCU, M.; AKKURT (2009) *The Use of Recycled Paper Processing Residues in Making Porous Brick with Reduced Thermal Conductivity*. Ceramics International Vol. 35, pp.2625-2631.
- TURGUT, P.; ALGIN, H. (2007) *Limestone dust and wood sawdust as brick material*. Construction and Building Materials, Vol.42, pp.3399-3403.
- TURGUT, P. (2008) *Limestone Dust and Glass Powder Wastes as New Brick Material*. Materials and Structures Vol. 41, pp.805-813.



# 7

## **Materiais Compósitos com Fibras Vegetais**

**7.1 Enquadramento**

**7.2 Características e Propriedades das Fibras**

**7.3 Betões e Pré-fabricados com Fibras**

**7.4 Conclusões Gerais**

**7.5 Referências**

## 7.1 Enquadramento

A utilização de materiais de construção de origem renovável na indústria da construção é considerada em termos gerais como uma opção indispensável para que esta indústria se possa tornar mais sustentável. A referida premissa não pode contudo ser tomada de modo absoluto porquanto nem todas as situações envolvendo o uso de madeiras ou outras espécies vegetais são à partida isentas de qualquer impacto ambiental. Encontram-se neste caso quer a utilização de madeiras que tenham elevados impactos ambientais por via do seu transporte a longas distâncias ou aquelas que usem elevadas quantidades de fertilizantes, pesticidas ou fungicidas ou ainda que impliquem a destruição de ecossistemas durante a fase de crescimento (Swanson & Franklin, 1992; Powers, 1999; Sample, 2006; Burger, 2009).

Um dos piores exemplos de um desastre ecológico deste tipo pode encontrar-se na destruição de florestas tropicais inteiras para produção intensiva de espécies vegetais destinadas à produção de bio-combustíveis, como acontece na região da Sumatra, Bornéu e Malásia, onde nos últimos anos milhões de hectares de floresta tropical foram arrasados para a produção de óleo de palma (Figura 7.1), pondo em causa a sobrevivência de centenas de espécies nas quais se incluem alguns mamíferos como elefantes, tigres, rinocerontes e orangotangos (UNEP, 2007).

Considerações similares podem também tecer-se sobre a destruição de floresta tropical para produção de madeiras de utilização industrial ou o abate de madeiras nobres a uma taxa superior à sua renovação natural. Já a utilização de madeiras com produtos de protecção, que sejam tóxicos ou cancerígenos, conforme já referido no capítulo 2, também não pode deixar de se constituir como uma opção pouco sustentável.

Retirando as situações atrás relatadas e desde que a madeira em causa provenha de florestas certificadas (Rametsteiner & Simula, 2003) pode sem risco dizer-se que o ressurgimento de um material que antes era indispensável na indústria da construção e que estranhamente o deixou de ser, perdendo mercado para materiais como o aço e o betão não pode deixar de ser encarado com certo optimismo de um ponto de vista ambiental.

Tendo em conta as disponibilidades de madeira de pinho bravo (*Pinus pinaster*) em Portugal que representa 30% das espécies florestais e cuja superfície plantada se estima em aprox. 1.300.000 ha (Monteiro Alves & Radich, 2000), garantindo uma produção anual de aprox. 6.000.000 m<sup>3</sup>, a utilização desta espécie configura claramente uma situação com vantagens várias para a indústria da construção Portuguesa. Os benefícios dessa oportunidade estão bem patentes nos recentes esforços da comunidade

científica para explorar as potencialidades do pinho bravo em termos de aplicações estruturais (Gaspar, 2006; Morgado, 2008).



*Figura7. 1:Destruição de floresta tropical para plantação de óleo de palma na Indonésia*

Uma outra possibilidade interessante e mais versátil relativa ao reaproveitamento de madeira de pinho na produção de materiais para a indústria da construção, prende-se com a produção de painéis de matriz cimentícia contendo fibras de madeira.

Aliás neste contexto é necessário ter presente que devido ao seu risco carcinogénico (Azuma et al., 2009; Kumagai & Kurumatani, 2009), as Directivas 83/477/EEC; 91/382/EEC; 98/24/EC; 2003/18/EC e 2007/30/EC vieram proibir a produção de compósitos á base de cimento reforçados com silicatos fibrosos (amianto).

Nessa sequência as fibras minerais têm vindo a ser substituídas por fibras sintéticas como o PVA ou o polipropileno na produção de compósitos cimentícios pelo método Hatscheck (Figura 7.2). Trata-se de um processo industrial que representa 85% da produção dos compósitos de fibrocimento a nível mundial (Ikai et al., 2010).



*Figura 7.2: Produção de materiais compósitos de fibrocimento pelo processo Hatscheck (Ikai et al., 2010)*

Contudo e tendo em conta que a produção das fibras sintéticas implica a utilização de compostos de fenól como anti-oxidantes e de aminas como estabilizadores de ultravioletas e ainda outros aditivos como retardadores de ignição, dificilmente se pode considerar que as alternativas ás fibras de

amianto não apresentam também elas desvantagens evidentes do ponto de vista da protecção do ambiente e da saúde pública.

Esta situação representa assim uma boa oportunidade para a utilização de fibras vegetais na produção de materiais compósitos de base cimentícia. Não só porque as mesmas apresentam características de resistência bastante significativas, são bastante mais baratas e acima de tudo tem menor impacto ambiental, isto mesmo se levarmos em linha de conta que algumas delas necessitarão de tratamentos químicos prévios.

Outra variante relativa à utilização de materiais compósitos à base de cimento e fibras vegetais e já utilizada em Portugal há algum tempo passa pela produção de painéis contendo fibras de madeira de pinho, com espessuras bastante superiores às utilizadas no processo Hatscheck e que podem ir de 8 até 32mm.

Uma outra possibilidade também muito interessante e não despreciable relativa à utilização de fibras vegetais passa pela sua utilização na substituição das tradicionais armaduras de aço utilizadas no betão armado.

O betão é um material frágil que se caracteriza por possuir uma elevada resistência á compressão e uma baixa resistência à tracção. Já o material compósito á base de betão reforçado com armaduras de aço, possui uma boa resistência tanto à compressão como à tracção, permitindo nos casos dos elementos com elevada ductilidade uma longa deformação antes da ruptura. Infelizmente, os betões correntes possuem uma elevada permeabilidade que facilita a entrada de água e outras substâncias agressivas levando à carbonatação do betão e ao ataque por cloretos responsáveis pela corrosão das armaduras de aço (Glasser *et al.*, 2008; Bentur, 2008).

De facto, a corrosão das armaduras é o principal motivo associado ao deficiente comportamento das estruturas executadas em betão armado. Um estudo sobre pontes construídas na Noruega após 1970 indica que 25% apresentavam deterioração por corrosão de armaduras (Gjorv, 1994). Outros estudos indicam que 40% das cerca de 600.000 pontes existentes nos Estados Unidos estariam afectadas pela corrosão, com um custo de reparação de aproximadamente 50000 milhões de dólares (Ferreira, 2009).

Como em média se pode estimar que por cada metro cúbico de betão utilizado para fins estruturais são consumidos 200kg de armaduras de aço, a possibilidade de substituição deste material por uma alternativa vegetal é um contributo com evidentes vantagens ambientais.

Por outro lado, o aço utilizado no fabrico das armaduras só existe nalguns países, provém de fontes não renováveis e é além disso um material que está associado a elevados consumos de energia, já as fibras vegetais são um recurso renovável e encontram-se geograficamente dispersas por todo o Planeta Terra (Brandt, 2008). Nessa sequência o desenvolvimento e a utilização de materiais compósitos cimentícios reforçados com fibras vegetais constituem um apreciável contributo para a sustentabilidade da construção.

O presente capítulo abrange os materiais compósitos contendo fibras vegetais, especificamente na vertente dos materiais pré-fabricados contendo ligantes hidráulicos (e nalguns casos mesmo aéreos) e também o caso do betão com substituição de armaduras de aço por fibras longas (varões) de bambu.

## 7.2 Características e Propriedades das Fibras

As fibras vegetais são compósitos naturais com uma estrutura celular constituídas por camadas de celulose, hemicelulose e lenhina. A celulose é um polímero natural composto por moléculas de glucose e a semicelulose é um polímero composto de vários polisacarídeos, já a lenhina é uma mistura heterogénea de polímeros aromáticos e monómeros de fenilpropano (John *et al.*, 2005; Filho *et al.*, 2009).

A Figura 7.3 apresenta a microestrutura de fibras vegetais, bem como uma representação esquemática das mesmas.

Consoante a fibra vegetal assim varia a sua composição (Tabela 7.1).

**Tabela 7.1:** Composição de fibras vegetais (Arsene *et al.* 2003)

Fiber	Lenhina (%)	Celulose (%)	Semi-celulose (%)	Extraídos(%)	Cinzas (%)
Folha de bananeira	24,84	25,65	17,04	9,84	7,02
Tronco de bananeira	15,07	31,48	14,98	4,46	8,65
Casca de coco	46,48	21,46	12,36	8,77	1,05
Coco tecido	29,7	31,05	19,22	1,74	8,39
Eucalipto	25,4	41,57	32,56	8,20	0,22
Sisal	11,00	73,11	13,33	1,33	0,33

Apesar das fibras vegetais possuírem uma elevada resistência à flexão possuem um baixo módulo de elasticidade. Ainda assim comparam de forma favorável com as fibras sintéticas (Tabela 7.2).

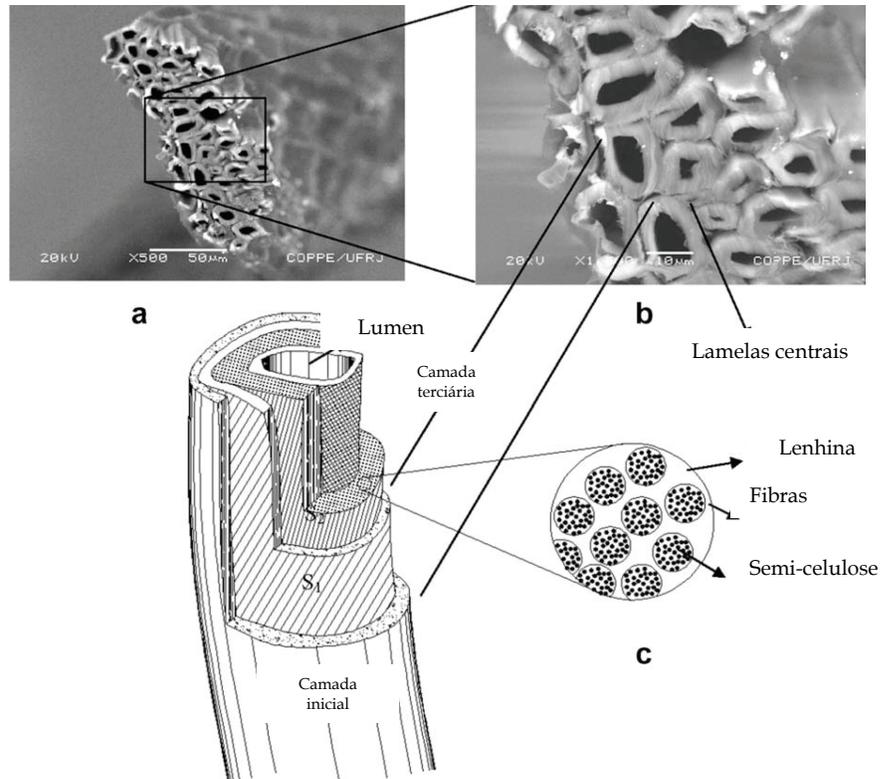


Figura 7.3: Microestrutura de fibra vegetal: a) Secção de uma fibra vegetal; b) ampliação; c) representação esquemática (Filho et al., 2010)

Tabela 7.2: Propriedades de fibras vegetais (Arsene et al.2003)

Propriedades	Massa volúmica (Kg/m <sup>3</sup> )	Absorção de água (%)	Resist. à flexão (MPa)	Módulo de elasticidade (GPa)
Sisal	1370	110	347-378	15,2
Coco	1177	93,8	95-118	2,8
Bambu	1158	145	73-505	10-40
Cânhamo	1500	85-105	900	34
Malva	1409	182	300-500	10-40
Bananeira	1031	407	384	20-51
Piaçava	1054	34-108	143	5,6
Palmeira	1300-1450	60-84	70-170	2,5-4
(Kriker et al., 2005)				
Polipropileno	913	-	250	2,0
PVA	1300	-	900	23
(Passuello et al., 2009)				

Uma das desvantagens relacionadas com o uso de fibras vegetais prende-se com o facto das suas propriedades não apresentarem um padrão regular e homogéneo, o que poderá originar um elevado grau de dispersão das propriedades dos compósitos cimentícios contendo estas fibras (Swamy, 1990; Li *et al.*, 2006). Alguns estudos comprovam que o pré-tratamento das fibras vegetais contribui para o aumento do desempenho de compósitos cimentícios reforçados com aquelas fibras. O processo de “*pulping*” é um dos tratamentos utilizados para aumentar a aderência entre as fibras e a pasta de cimento e também a resistência das mesmas à alcalinidade daquele meio (Savastano, 2001; Savastano, 2003).

Savastano *et al.* (2004) referem que alguns tratamentos são responsáveis por um melhor desempenho mecânico das fibras que outros. A Tabela 7.3 apresenta algumas condições utilizadas no tratamento “*pulping*” de fibras de sisal e de bananeira.

**Tabela 7.3:** Tratamento “*pulping*” de fibras de sisal e de bananeira (Savastano *et al.*, 2004)

Parametrro	Sisal	Bananeira
Alcális (%)	9	10
Sulfatos (%)	25	25
Licor/fibra	5:1	7:1
Temperatura (°C)	170	170
Tempo de digestão	~ 75 minutos a 120 °C de cozedura	~ 85 minutos a 120 °C de cozedura
Rendimento total (% massa)	55,4	45,9
Rendimento efectivo (% massa)	45,5	45,3

O tratamento das fibras pode ser efectuado através de processos químicos (*kraft*), que envolvem o seu cozimento com soluções de hidróxidos e sulfitos de sódio ou por meios mecânicos. Os últimos tem um custo que é cerca de metade dos primeiros e não necessitam de tratamento de efluentes (Savastano, 2001a).

Alguns autores sugerem a utilização de agentes à base de organosilanos como forma de reduzir a elevada absorção de água das fibras vegetais (Castellano *et al.*, 2004; Abdelmouleh, 2004).

Mais recentemente Joaquim *et al.* (2009) compararam o desempenho de compósitos de base cimentícia reforçados com fibras de sisal, tratadas respectivamente pelo processo “*pulp*” e através de agentes à base de organosilanos, concluindo que o melhor desempenho era obtido pelos primeiros. Já Arsene *et al.* (2007), referem que as fibras tratadas através de um processo de pirólise conseguem ver a sua resistência aumentada em cerca de 300%.

## 7.3 Betões e Pré-fabricados com Fibras

### 7.3.1 Matriz cimentícia

Alguns autores (Savastano *et al.*, 2000) referem que a utilização de fibras não tratadas em matrizes cimentícias é acompanhada da libertação de compostos ácidos que atrasam o tempo de presa. Outros autores (Bilba *et al.*, 2003; Stancato *et al.*, 2005) também confirmam a possibilidade dos açúcares das fibras poderem impedir a hidratação do cimento.

A presença de fibras vegetais pode ser responsável por um aumento do tempo de presa de aproximadamente 45 minutos (Sedan *et al.*, 2008). A explicação prende-se com o facto da pectina, um polímero natural, ter capacidade para reagir com o cálcio, impedindo a formação de compostos de silicatos de cálcio hidratados (CSH).

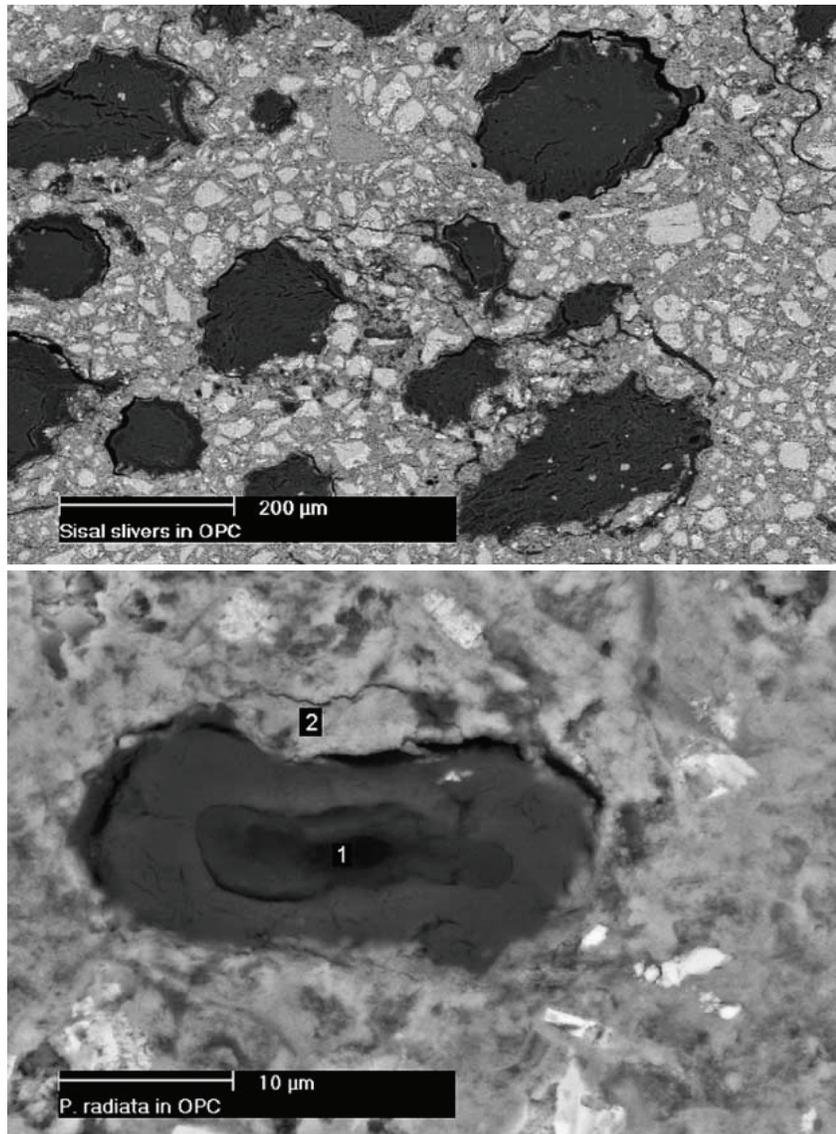
Boustingorry (2003) estudou a incorporação de resíduos de madeira em ligantes de gesso com o objectivo de aumentar a resistência do gesso à fissuração espontânea, que deriva da capacidade deste material absorver e restituir água do e para o ambiente com o qual está em contacto com variações de volume e tendo concluindo que as fibras de madeira influenciam a cinética da hidratação do gesso retardando-a.

Dalmay *et al.* (2010) estudaram a utilização de fibras de cânhamo no reforço de painéis de gesso, referindo que estas fibras aumentam para o dobro os tempos de início e de fim de presa. Os mesmos autores referem que a utilização de fibras de linho não está associada a esta desvantagem.

A zona de interface entre a pasta de cimento e as fibras é porosa, com bastantes fissuras e com elevado teor em cristais de hidróxido de cálcio, estimando-se que a sua espessura ao fim de 180 dias seja à volta de 200  $\mu\text{m}$  (Savastano & Agopyan, 1999).

Pelo contrário Savastano *et al.* (2005) observaram que a utilização de vácuo e de pressão elevada após a betonagem conduzem á obtenção de zonas de interface bastante densas (Figura 7.4). Os resultados da composição química das zonas 1 e 2 (Figura 7.4) obtidos por EDS, não comprovam a presença de hidróxido de cálcio (Portlandite) ao contrário do que acontece nos casos gerais de betões com fibras sem utilização de vácuo ou pressão.

Da análise da literatura constata-se que tanto o uso de produtos hidrófobos (Ghavami, 1995), como a utilização de tratamentos mecânicos (Coutts, 2005), ou os tratamentos com soluções alcalinas (Sedan *et al.*, 2008), propiciam a obtenção de elevados níveis de aderência entre as fibras e a pasta de cimento.



*Figura 7.4: Microestrutura da zona de transição entre fibras de sisal e matriz cimentícia (Savastano et al., 2005)*

Tonoli *et al.* (2009) compararam o desempenho de compósitos cimentícios com fibras previamente tratadas com dois tipos de organossilanos (MPTS e APTS), tendo observado que ao nível da microestrutura, o tratamento das fibras com MPTS impede a migração dos produtos de hidratação para as fibras. Já as fibras tratadas com APTS, evidenciam uma mineralização acelerada (Figura 7.5), o que leva a um comportamento frágil dos compósitos cimentícios.

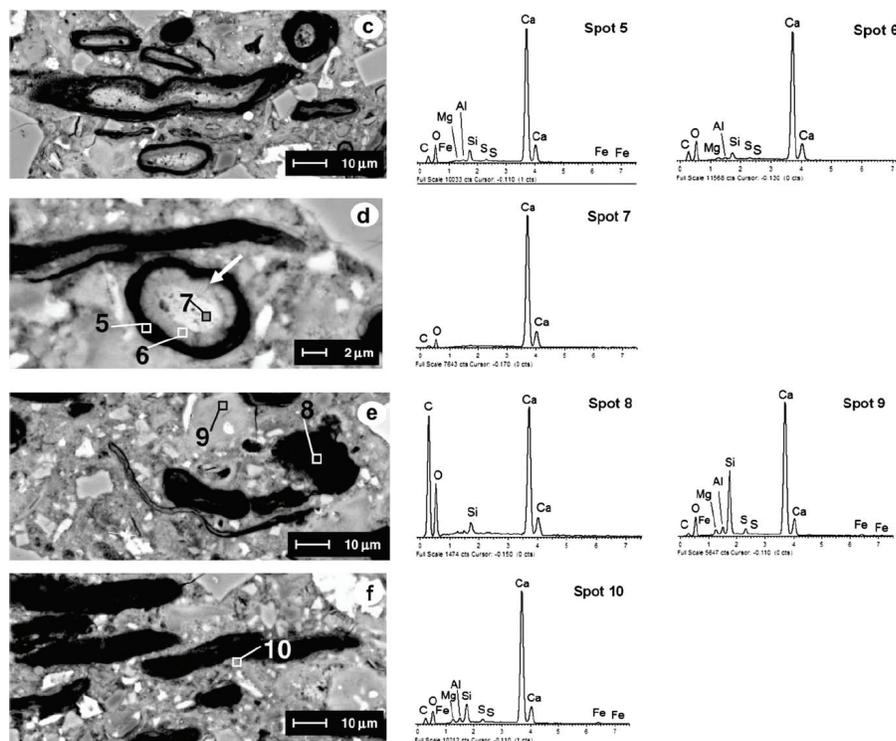


Figura 7.5: Microestrutura de compósitos de fibrocimento: a) fibras modificadas com APTS (zonas c e d); fibras modificadas com MPTS (zonas e e f) Tonoli *et al.* (2009)

## 7.3.2 Propriedades dos Compósitos Cimentícios

### 7.3.2.1 Fibras Dispersas na Matriz

Alguns autores referem que a utilização de 0,2% em volume de fibras de sisal com 25 mm originam uma redução da retração plástica (Filho *et al.*, 2005). Já outros referem que o uso simultâneo de fibras de coco e sisal atrasa a retração restringida, reduzindo a propagação de fissuras nas primeiras idades de cura. Relativamente ao comportamento mecânico dos betões com fibras vegetais constata-se que o uso de uma baixa percentagem daquelas origina aumentos da resistência á flexão e mesmo da resistência ao impacto, apresentando um desempenho similar à resistência de betões com fibras sintéticas (Al-Oraimi & Seibi, 1995).

Ramakrishna & Sundararajan (2005) referem a obtenção de resistências ao impacto, 3 a 18 vezes maiores comparativamente à resistência de compósitos sem fibras.

Segundo Razak & Ferdiansyah (2005) o uso de baixos volumes de fibras (0,6-0,8%) de Arenga Pinata contribui para o aumento da resistência ao impacto.

Reis (2006) constatou que o desempenho mecânico dos betões com fibras vegetais está muito dependente do tipo de fibra utilizada. Segundo este autor, algumas fibras contribuem para a resistência ao impacto como as fibras de cana-de-açúcar, não sucedendo o mesmo com outras fibras como as de bananeira, já a utilização de fibras de coco no betão originam resistências à flexão, superiores mesmo à resistência de betões com fibras sintéticas como as fibras de carbono ou as fibras de vidro.

Outros autores apresentam resultados de betões com fibras de sisal cujas resistências à compressão são inferiores às resistências de betões sem fibras, contudo este comportamento parece ficar a dever-se a problemas de trabalhabilidade (Silva *et al.*, 2007).

Eires *et al.* (2007) analisaram o desempenho de compósitos à base de cal e metacaulino reforçado com fibras de cânhamo contendo ainda pasta de celulose e granulado de cortiça. Os compósitos foram sujeitos a uma compressão de 375KPa e a cura térmica a 110 °C durante 3h, tendo evidenciado um bom desempenho térmico.

Roma *et al.* (2008) compararam o desempenho térmico de painéis de cimento-amianto relativamente a telhas feitas à base de cimento e fibras de sisal, observando uma diferença máxima de 11,5 °C a ocorrer perto das 12:00horas (Figura 7.6).

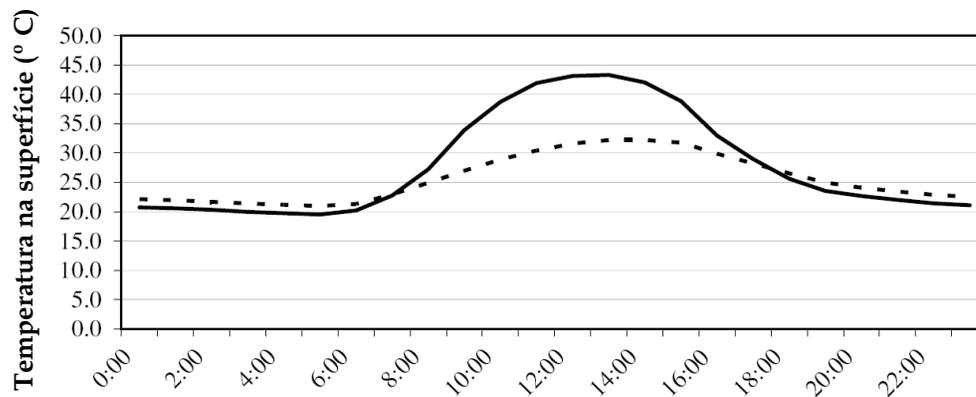


Figura 7.6: Temperatura na face inferior de coberturas com telhas de fibras de sisal (tracejado) e painéis à base de cimento-amianto (contínuo) (Roma *et al.*, 2008)

Estes autores referem que o bom desempenho térmico da cobertura com telhas à base de cimento e fibras de sisal pode ter várias explicações. Nomeadamente a diferença de espessuras do material, 10mm para as telhas e 5mm para os painéis cimento-amianto. Também devido á porosidade do material, 44,8% no primeiro caso contra 28,8 % no segundo e ainda ao facto da cobertura em telhas apresentar maior ventilação.

Savastano (2009) estudou o desempenho de compósitos reforçados com fibras de sisal (1,65 mm), de bananeira (1,05 mm) e de eucalipto (0,66mm). Os compósitos com as fibras de sisal e bananeira apresentaram um comportamento à fractura mais estável do que aqueles que continham fibras de eucalipto, confirmando que o tamanho das fibras influencia o processo de transferência da carga da matriz para as fibras.

Silva *et al.* (2010) analisaram compósitos em que as fibras de sisal foram colocadas de forma manual ao longo de todo o comprimento do molde metálico, em 5 camadas alternadas de argamassa/fibras. Estes materiais apresentaram resistências à flexão de 25 MPa.

Para Tonoli *et al.* (2010) os compósitos com fibras de eucalipto apresentam melhor desempenho mecânico após 200 ciclos de envelhecimento acelerado, quando comparados com outros contendo fibras de madeira de pinho, sendo que a explicação, se fica a dever a uma melhor distribuição das fibras na matriz (Figura 7.7a). Já os compósitos com fibras de pinho (Figura 7.7b), apresentam zonas com grande concentração de fibras (círculos a branco) e outras sem fibras ou com uma presença residual (rectângulos a vermelho).

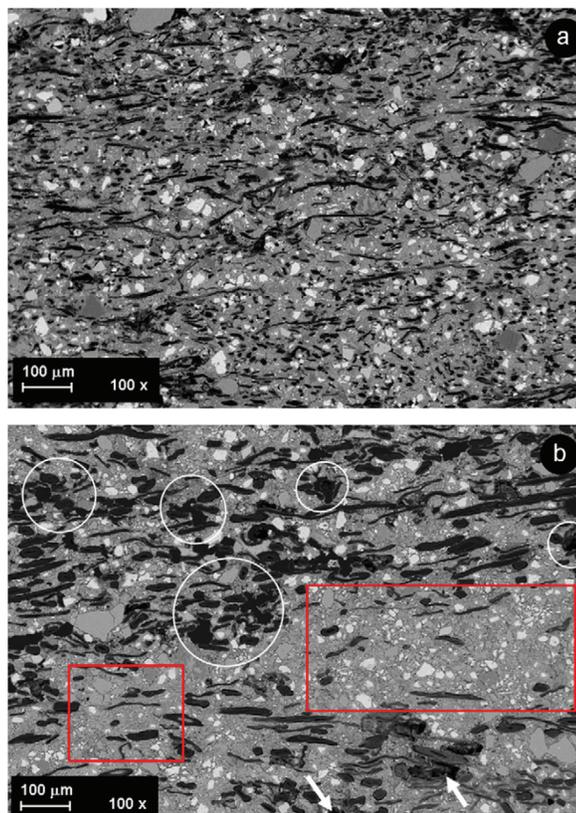


Figura 7.7:Imagens da microestrutura de compositos reforçados com fibras vegetais:  
a) Fibras de eucalipto;b) Fibras de madeira de pinho (Tonoli *et al.*, 2010)

### 7.3.2.2 Varões de Bambu

Khare (2005) ensaiou várias vigas de betão armadas com fibras de bambu concluindo que este material apresenta potencialidades para substituir as armaduras tradicionais de aço (Figura 7.8). Este autor refere que a capacidade resistente das vigas armadas com bambu foi de 35% relativamente à resistência das vigas com armaduras de aço.



*Figura 7.8: Betão com armaduras de bambu: a) montagem das armaduras; b) pormenor das armaduras; c) cofragem; d) ensaio da viga à flexão (Khare, 2005)*

A redução da capacidade resistente das vigas com armaduras de bambu atrás referida, fica a dever-se ao baixo nível de aderência entre o bambu e o betão (Figura 7.9).



*Figura 7.9: Amostra de betão onde é visível a zona de contacto com as fibras de bambu (Khare, 2005)*

Junior *et al.* (2005) referem ter obtido desempenhos inferiores, de apenas 25% da capacidade resistente relativamente às vigas com armaduras em aço.

A análise da aderência entre os varões de bambu/betão através de ensaios de arrancamento (Figura 7.10), comprova a obtenção de desempenhos inferiores aos obtidos com armaduras de aço correntes nervuradas e também que essa aderência é influenciada pela existência de nós no troço de bambu ensaiado (Jung, 2006). Este autor sugere que os varões de bambu devem ser submetidos a tratamentos prévios para aumentar a sua aderência à pasta de cimento.

Para Mesquita *et al.* (2006) a aderência entre bambu e betão é influenciada pela classe de resistência do betão utilizado e também que a comparação relativamente ao aço, deve ser feita em relação aos aços lisos. Segundo estes autores para um betão com uma resistência média à compressão de 35MPa, a aderência do bambu é de aproximadamente 70% comparativamente à aderência do aço liso. Contudo para um betão com uma resistência média à compressão de 15MPa a aderência do bambu já é de quase 90% da aderência relativamente ao aço liso. Os mesmos autores referem ainda que a inclusão de pinos nas fibras com um diâmetro de 8 mm, pode contribuir para um

aumento substancial da aderência do bambu, referindo que a utilização de bambu com dois pinos permite uma aderência ao betão que é superior à obtida com varões de aço liso.

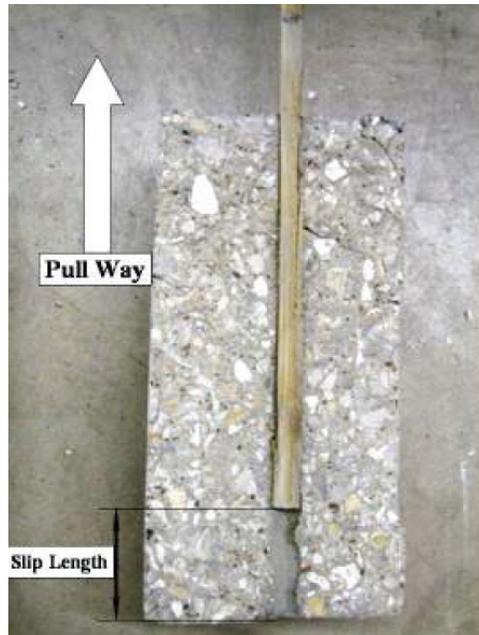


Figura 7.10: Ensaio de arrancamento (Jung, 2006)

Ferreira (2007) estudou a aderência do bambu ao betão através de ensaios de arrancamento para diversas situações, com pinos (bambu e aço) e aberturas e ainda tratamento da superfície do bambu com epóxi (Figura 7.11).



Figura 7.11: Varões de bambu, com furos e com pinos de bambu e metal (Ferreira, 2007)

Os resultados obtidos (Tabela 7.4) comprovam a baixa resistência à aderência do bambu simples quando comparada com a resistência dos varões de aço nervurado, a qual se torna ainda menor com a aplicação de epóxi na superfície do bambu.

**Tabela 7.4:** Aderência ao betão no ensaio de arrancamento (Ferreira, 2007)

Tipo de varão utilizado	Resistência á adesão (MPa)
Bambu simples	0,81
Bambu com epóxi	0,32
Bambu com um pino de bambu	0,82
Bambu com 1 pino de aço	0,69
Bambu com abertura	1,10
Aço nervurado	6,87
Aço liso	1,33

A utilização de varões de bambu com apenas 1 pino apresenta resultados pouco interessantes que não justificam a sua utilização. Além disso, os mesmos são contraditórios relativamente aos obtidos por Mesquita *et al.*, (2006), que referem acréscimos significativos da resistência à aderência devido à utilização dos pinos. A explicação poderá passar pelo facto da utilização dos pinos nos estudos levados a cabo por Ferreira (2007), terem eles próprios contribuído para uma diminuição da resistência do varão de bambu à tracção, por via da redução da secção útil.

Ferreira (2007) ensaiou diversas vigas de betão com uma resistência à compressão média de 20MPa, reforçadas com varões de bambu ( $2 \times 1 \text{cm}^2$ ) e estribos de aço, tendo observado um comportamento estrutural considerado aceitável.

### 7.3.3 Durabilidade de Compósitos Reforçados com Fibras

A durabilidade dos betões reforçados com fibras vegetais está relacionada com a capacidade destes para resistirem tanto a ataques externos (temperatura, variações da humidade, ataque de sulfatos ou cloretos etc.) ou internos (compatibilidade entre as fibras e a pasta de cimento, variações volumétricas das fibras etc.). A degradação das fibras quando imersas na pasta de cimento Portland deve-se ao ambiente de elevada alcalinidade que dissolve as fases de linhina e a hemicelulose enfraquecendo a estrutura fibrosa (Gram, 1983). Aquele foi o primeiro autor a estudar a durabilidade de betões com fibras de sisal e de coco. A deterioração das fibras foi avaliada sujeitando-as a soluções alcalinas e avaliando as variações na sua resistência à flexão. Este autor constatou o efeito dos iões de cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) na degradação das fibras, constatando igualmente que as fibras eram capazes

de preservar a sua flexibilidade e a sua resistência em áreas em que tivesse ocorrido a carbonatação do betão com um pH inferior ou igual a 9.

Outros autores (Filho *et al.*, 2000) também estudaram a durabilidade das fibras de sisal e de coco quando sujeitas a soluções alcalinas, observando que após 420 dias elas mantinham respectivamente 72,7% e 60,9% da sua resistência inicial. Já no respeitante à imersão das referidas fibras em hidróxido de cálcio observou-se a perda total da resistência original após terem decorrido 300 dias. Segundo aqueles autores a elevada degradação poderá ficar a dever-se à ocorrência de fenómenos de cristalização da cal nos poros das fibras.

Ramakrishna & Sundararajan (2005a) confirmam a degradação das fibras vegetais quando sujeitas a um ambiente alcalino. Contudo, Ghavami (2005) relata o caso de um betão armado com bambu o qual não apresentava qualquer indício de deterioração passados 15 anos da sua betonagem.

Outros autores estudaram betões reforçados com fibras de palmeira obtendo um fraco desempenho em termos de durabilidade, o qual se deve à degradação das fibras em meios alcalinos (Kriker *et al.*, 2008).

Roma *et al.* (2008) apresentam perdas de resistência ao impacto entre 53 a 68% de telhas à base de cimento e fibras vegetais (sisal e eucalipto), expostas durante 4 meses a condições ambientais correntes (Figura 7.12).

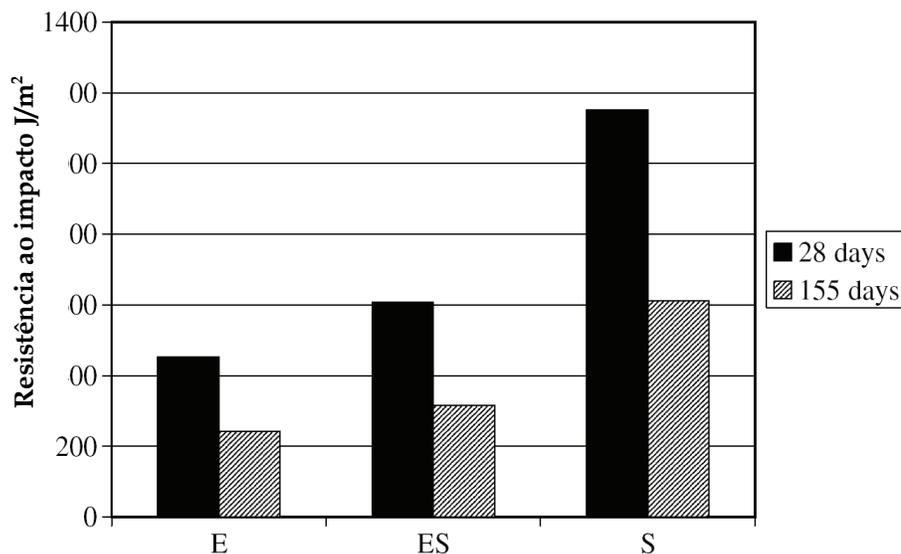


Figura 7.12: Resistência ao impacto de telhas à base de cimento e fibras vegetais: E (5% Eucalipto); S(3% Sisal); (1% Eucalipto, 3% Sisal) (Roma *et al.*, 2008)

Os resultados obtidos são influenciados pela natureza das fibras utilizadas e os melhores resultados foram obtidos em telhas contendo só fibras de sisal.

Estudos recentes sobre as variações da resistência à flexão e do módulo de elasticidade em betões armados com fibras de bambu quando sujeitos a ciclos de secagem-molhagem, concluem pela existência de variações insignificantes, o que confirma a durabilidade destes compósitos (Lima *et al.*, 2008).

Um outro aspecto que pode contribuir para a baixa durabilidade de betões com fibras vegetais é a absorção de água daquelas. A absorção de água é responsável por um aumento de volume que pode levar à fissuração do betão (Agopyan *et al.*, 2005).

Tonoli *et al.* (2007) referem ter obtido uma elevada durabilidade em compósitos com fibras de sisal, produzidos pelo processo Hatscheck.

O aumento da durabilidade de compósitos cimentícios com fibras vegetais pode ser conseguido através de dois modos distintos:

#### **a) Alterações da matriz cimentícia**

Utilização de composições com baixo nível de alcalinidade pelo recurso a aditivos pozolânicos como as cinzas de casca de arroz ou as cinzas volantes e ainda a aditivos de baixa hidraulicidade como as escórias de alto forno (Agopyan *et al.*, 2005; Gutierrez *et al.*, 2005; Savastano *et al.*, 2005a).

A literatura mostra que a utilização de misturas ternárias contendo escórias/metacaulino e sílicas de fumo são eficazes no combate à degradação (Mohr *et al.*, 2007). Embora por vezes a redução da alcalinidade não seja suficiente para evitar a decomposição da lignina

Já outros autores observaram que a rápida carbonatação do betão pode levar a uma redução da sua alcalinidade (Agopyan *et al.*, 2005). Contudo em certas situações esta redução da alcalinidade do betão não é suficiente para impedir a decomposição da lignina (John, 2005).

Este fenómeno é confirmado por Tonoli *et al.* (2010) que usaram carbonatação artificial para transformar  $\text{Ca(OH)}_2$  em  $\text{CaCO}_3$  obtendo uma maior resistência e uma redução da porosidade.

O uso de polímeros também pode ser uma forma de aumentar a durabilidade de compósitos com fibras vegetais (Pimentel *et al.*, 2006).

D'Almeida (2009) utilizaram composições com substituição de 50% do cimento por metacaulino, a fim de conseguirem uma matriz cimentícia livre de hidróxido de cálcio, para evitar a mineralização das fibras e o comportamento frágil dos compósitos.

#### **b) Alterações nas fibras vegetais**

Revestir as fibras para reduzir a absorção de água e a sua mineralização, o que pode ser conseguido com a utilização de produtos hidrófugos, como o silicato de sódio, o sulfito de sódio ou o sulfato de magnésio.

Ghavami (1995) constatou que a utilização de produtos hidrófugos no tratamento de fibras de bambu reduziu a absorção de água para apenas 4%. Também que o uso de compostos orgânicos como os óleos vegetais, reduz a fragilidade das fibras vegetais embora não totalmente (Filho *et al.*, 2003).

Investigações recentes constataam que a impregnação das fibras com um composto inorgânico (silano) constitui uma boa forma para o aumento da durabilidade de betões reforçados com fibras vegetais (Bilba & Arsen, 2008).

Também o processo de “*pulping*” já inicialmente referido, contribui para o aumento da durabilidade das fibras vegetais. Juarez *et al.* (2007) referem que o próprio processo de extracção tem influência na durabilidade. Já Motta (2009) observou que o uso de compressão associado á temperatura (120°C, 160 °C e 200 °C), é responsável por um aumento da resistência das fibras e também por uma diminuição da sua absorção de água.

## **7.4 Conclusões Gerais**

A utilização de fibras vegetais no fabrico de compósitos cimentícios em substituição quer das fibras minerais de amianto quer mesmo de fibras sintéticas, poderá contribuir para uma maior sustentabilidade da indústria da construção. O mesmo se passa quanto à possibilidade de substituição de armaduras de aço para o reforço de betões utilizando fibras de bambu. Há no entanto várias questões relacionadas com os materiais compósitos reforçados com fibras vegetais que necessitam ainda de ser investigadas. A literatura da especialidade refere que os estudos realizados até ao momento incidem fundamentalmente no comportamento mecânico. Por exemplo, só muito recentemente é que se começou a estudar a influência das fibras no aumento do tempo de presa. Como a principal causa da degradação das fibras vegetais se prende com a sua baixa resistência em meios alcalinos é necessário investigar mais profundamente as interacções entre a pasta de cimento e as fibras. São necessários novos estudos para se saber quais os tratamentos que podem contribuir para o aumento da compatibilidade entre

as fibras vegetais e a matriz cimentícia. São também necessárias novas investigações sobre os métodos de controlo de qualidade, que possam minimizar a dispersão das propriedades das fibras. Essas necessidades estendem-se também à questão da durabilidade dos betões com fibras vegetais. Relativamente ao betão reforçado com fibras de bambu haverá ainda que investigar de que forma pode ser melhorada a aderência daquelas fibras à pasta de cimento. Além disso será também pertinente analisar de que forma outras espécies vegetais podem também ser utilizadas em substituição de armaduras.

## 7.5 Referências

- ABDELMOULEH, M.; BOUFI, S.; BELGACEM, M.; DUARTE, A.; SALAH, A.; GANDINI, A. (2004) *Modification of cellulosic fibres with functionalised silanes: development of surface properties*. International Journal of Adhesives & Adhesives Vol.24, pp.43-54.
- AGOPYAN, V.; SAVASTANO, H.; JOHN, V.; CINCOTTO, M. (2005) *Developments on vegetable fibre-cement based materials in São Paulo, Brazil: an overview*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.527-536.
- AL-ORAIMI, S.; SEIBI, A. (1995) *Mechanical characterization and impact behavior of concrete reinforced with natural fibres*. Composite Structures 32, 165-171.
- ARSÈNE M-A, SAVASTANO JR H, ALLAMEH SM, GHAVAMI K, SOBOYEJO W. (2003) *Cementitious composites reinforced with vegetable fibers*. In: Proceedings of the First Interamerican conference on non-conventional materials and technologies in the Eco-construction and Infrastructure, 13-16 November 2003, Joao-Pessoa Brazil, IAC- NOCMAT 2003 Proceedings, ISBN 85-98073-02-4.
- ARSENE, M.; OKWO, A.; BILBA, K.; SOBOYEJO, A.; SOBOYEJO, W. (2007) *Chemically and thermally treated vegetable fibers for reinforcement of cement-based composites*. Materials and Manufacturing Processes Vol.22, pp.214-227.
- AZUMA, K.; UCHIYAMA, I.; CHIBA, Y.; OKUMURA, J. (2009) *Mesothelioma risk and environmental exposure to asbestos: Past and future trends in Japan*. International Journal of Occupational and Environmental Health, Vol.15, pp. 166-172.
- BENTUR, A.; MITCHELL, D. (2008) *Material performance lessons*. Cement and Concrete Research Vol. 38, pp.259-272.
- BILBA, K.; ARSENE, M.; OUENSANGA, A. (2003) *Sugar cane bagasse fibre reinforced cement composites. Part I. Influence of the botanical components of bagasse on the setting of bagasse/cement composite*. Cement & Concrete Composites Vol.25, pp.91-96.
- BILBA, K.; ARSENE, M. (2008) *Silane treatment of bagasse fiber for reinforcement of cementitious composites*. Composites: Part A 39, pp.1488-1495.
- BRANDT, A. (2008) *Fibre reinforced cement-based (FRC) composites after over 40 years of development in building and civil engineering`*. Composite Structures Vol.86, pp.3-9.
- BOUSTINGORRY, P. (2003) *Elaboration d'un matériau composite à matrice gypse et renfort bois fragmenté. Amélioration de la résistance au vissage de produits préfabriqués en gypse*. Tese pour le grade de Docteur. Ecole National Polytechnique de Grenoble.
- BURGER, J. (2009) *Management effects on growth, production and sustainability of managed forest ecosystems: Past trends and future directions*. Forests Ecology and Management Vol.17, pp.1335-2346.
- CASTELLANO, M.; GANDINI, A.; FABBRI, P.; BELGACEM, M. (2004) *Modification of cellulose fibres with organosilanes: Under what conditions does coupling occur?* Journal of Colloid and Interface Science Vol.273, pp.505-511.

- COUTTS, R. (2005) *A review of Australian research into natural fibre cement composites*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.518-526.
- D'ALMEIDA, A.; FILHO, J.; FILHO, R.(2009) *Use of curaua fibers as reinforcement in cement composites*. Chemical Engineering Transactions Vol.17, pp.1717-1722.
- DALMAY, P., SMITH, A., CHOTARD, T., SAHAY-TURNER, P., GLOAGUEN, V., KRAUSZ, P. (2010) *Properties of cellulosic fibre reinforced plaster: Influence of hemp or flax fibres on the properties of set of gypsum*. Journal of Materials Science Vol.45, pp. 793-803.
- EIRES, R.; JALALI, S.; CAMÕES, A.(2007) *Novos compósitos eco-eficientes para aplicações não estruturais na construção*. Congresso da Construção, Coimbra, Portugal
- FERREIRA, G. (2007) *Vigas de concreto armadas com taliscas de bamboo Dendrocalamus Giganteus*. PhD Thesis, UNICAMP, Brazil.
- FERREIRA, R. M. (2009) *Service-life Design of Concrete Structures in Marine Environments: A probabilistic based approach*. ISBN-13: 978-3639167108, VDM Verlag Dr. Muller Aktiengesellschaft & Co. KG.
- FILHO, R.; SCRIVENER, K.; ENGLAND, G.; GHAVAMI, K. (2000) *Durability of alkali-sensitive sisal and coconuts fibres in cement mortar composites*. Cement & Concrete Composites Vol.22, pp.127-143.
- FILHO, R.; GHAVAMI, K.; SANJUÁN, M.; ENGLAND, G (2005) *Free, restrained and drying shrinkage of cement mortar composites reinforced with vegetable fibres*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.537-546.
- FILHO, R.; GHAVAMI, K.; ENGLAND, G.; SCRIVENER, K. (2003) *Development of vegetable fibre-mortar composites of improved durability*. Cement & Concrete Composites Vol.25, pp.185-196.
- GASPAR, F. (2006) *Estruturas de madeira lamelada-colada : viabilidade da utilização de madeira de pinho bravo tratada com produto preservador*. Dissertação de Mestrado, UTIL/IST.
- GLASSER, F.; MARCHAND, J.; SAMSON, E. (2008) *Durability of concrete. Degradation phenomena involving detrimental chemical reactions*. Cement and Concrete Research Vol. 38, 226-246.
- GJORV, O.(1994) *Steel corrosion in concrete structures exposed to Norwegian marine environment*. ACI Concrete International, pp.35-39
- GHAVAMI, K. (1995) *Ultimate load behaviour of bamboo-reinforced lightweight concrete beams*. Cement & Concrete Composites Vol.17, pp.281-288.
- GHAVAMI, K. (2005) *Bamboo as reinforcement in structure concrete elements*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.637-649.
- GRAM, H. (1983) *Durability of natural fibres in concrete*. Swedish Cement and Concrete Research Institute, Stockolm.
- GUTIÉRREZ, R.; DÍAZ, L.; DELVASTO, S. (2005) *Effect of pozzolans on the performance of fiber-reinforced mortars*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.593-598.
- IKAI, S.; REICHER, J.; RODRIGUES, A.; ZAMPIERI, V. (2010) *Asbestos-free technology with new high toughness polypropylene (PP) fibers in air-cured Hatschek process*. Construction and Building Materials, Vol.24, pp.171-180.
- JOAQUIM, A.; TONOLI, G.; SANTOS, S.; SAVASTANO, H.(2009) *Sisal organosolv pulp as reinforcement for cement based composites*. Materials Research Vol.12, pp.305-314.
- JOHN, V.; CINCOTTO, M.; SJOTROM, C.; AGOPYAN, V.; OLIVEIRA, C. (2005) *Durability of slag mortar reinforced with coconut fibre*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.565-574.
- JUÁREZ, C.; DURÁN, A.; VALDEZ, P.; FAJARDO, G. (2007) *Performance of "Agave lechuguilla" natural fiber in Portland cement composites exposed to severe environment conditions*. Building and Environment Vol.42, pp.1151-1157.
- JÚNIOR, H.; MESQUITA, L.; FABRO, G.; ; WILLRICH, F.; CZARNIESKI, C. (2005) *Vigas de concreto reforçadas com bambu Dendrocalamus giganteus. I: Analise experimental*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental Vol.9, pp.642-651.
- JUNG, Y. (2006) *Investigation of bamboo as reinforcement in concrete*. Master of Science in Civil and Environment Engineering. University of Texas.

- KHARE, L. (2005) *Performance evaluation of bamboo reinforced concrete beams*. Master of Science in Civil Engineering. University of Texas.
- KRIKER, A.; DEBICKI, G.; BALI, A.; KHENFER, M.; CHABANNET, M. (2005) *Mechanical properties of date palm fibres and concrete reinforced with date palm fibres in hot dry climates*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.554-648.
- KRIKER, A.; BALI, A.; DEBICKI, G.; BOUZIANE, M.; CHABANNET, M. (2008) *Durability of date palm fibres and their use as reinforcement in hot dry climates*. Cement & Concrete Composites Vol.30, pp.639-648.
- KUMAGAI, S.; KURUMATANI, N. (2009) *Asbestos fiber concentration in the area surrounding a former asbestos cement plant and excess mesothelioma deaths in residents*. American Journal of Industrial Medicine, Vol.52, pp.790-798.
- LI, Z.; WANG, X.; WANG, L. (2006) *Properties of hemp fibre reinforced concrete composites*. Composites: Part A Vol.37, pp.497-505.
- LIMA, H.; WILLRICH, F.; BARBOSA, N.; ROSA, M.; CUNHA, B. (2008) *Durability analysis of bamboo as concrete reinforcement*. Materials and Structures Vol.41, pp.981-989.
- MESQUITA, L.; CZARNIESKI, C.; FILHO, A.; WILLRICH, F.; JÚNIOR, H.; BARBOSA, N. (2006) *Determinação da tensão de aderência do bambu-concreto*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental Vol.10, pp.505-516.
- MOHR, B.; BIERNACKI, J.; KURTIS, K. (2007) *Supplementary cementitious materials for mitigating degradation of kraft pulp fiber cement-composites*. Cement And Concrete Research Vol.37, pp.1531-1543.
- MONTEIRO ALVES, A.; RADICH, M. (2000) *Dois séculos de floresta em Portugal*. CELPA, Lisboa.
- MORGADO, T. (2008) *Aplicação estrutural da madeira de secção circular de pinheiro bravo*. Dissertação de Mestrado Integrado. FCT.UC.
- MOTTA, L.; JOHN, V.; AGOPYAN, V. (2009) *Thermo-mechanical treatment to improve properties of sisal fibres for composites*. 5th International Materials Symposium MATERIALS 2009 - 14th meeting of SPM - Sociedade Portuguesa de Materiais; Lisbon.
- PASSUELLO, A.; MORICONI, G.; SHAH, S. (2009) *Cracking behavior of concrete with shrinkage reducing admixtures and PVA fibers*. Cement and Concrete Composites, Vol.31, pp.699-704.
- PEHANICH, J.; BLANKENHORN, P.; SILSBEE, M. (2004) *Wood fiber surface treatment level effects on selected mechanical properties of wood fiber-cement composites*. Cement and Concrete Research Vol.34, pp.59-65.
- PIMENTEL, L.; BERALDO, A.; SAVASTANO, H. (2006) *Durability of cellulose-cement composites modified by polymer*. Engenharia Agrícola Vol.26, pp.344-353.
- POWERS, R.F. (1999) *On the sustainable productivity of planted forests*. New Forests, Vol.17, pp.263-306.
- RAMAKRISHNA, G.; SUNDARARAJAN, T. (2005) *Impact strength of a few natural fibre reinforced cement mortar slabs: a comparative study*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.547-553.
- RAZAK, A.; FERDIANSYAH, T. (2005) *Toughness characteristics of Arenga pinnata fibre concrete*. Journal of Natural Fibers Vol.2, pp.89-103.
- RAMAKRISHNA, G.; SUNDARARAJAN, T. (2005a) *Studies on the durability of natural fibres and the effect of corroded fibres on the strength of mortar*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.575-582.
- RAMETSTEINER, E.; SIMULA, M. (2003) *Forest certification - An instrument to promote sustainable forest management?* Journal of Environmental Management, Vol.67, pp. 87-98.
- REIS, J. (2006) *Fracture and flexural characterization of natural fiber-reinforced polymer concrete*. Construction and Building Materials 20, 673-678.
- ROMA, L.; MARTELLO, L.; SAVASTANO, H. (2008) *Evaluation of mechanical, physical and thermal performance of cement-based tiles reinforced with vegetable fibers*. Construction and Building Materials Vol.22, pp.668-674.
- SAMPLE, V. (2006) *Sustainable forestry and biodiversity conservation toward a new consensus*. Journal of Sustainable Forestry Vol.21, pp.137-150.

- SAVASTANO, H.; AGOPYAN, V. (1999) *Transition zone studies of vegetable fibre-cement paste composites*. Cement & Concrete Composites Vol.21, pp.49-57.
- SAVASTANO, H.; WARDEN, P.;COUTTS, R. (2000) *Brazilian waste fibres as reinforcement for cement-based composites*. Cement & Concrete Composites Vol.22, pp.379-384.
- SAVASTANO, H.; WARDEN, P.;COUTTS, R. (2001a) *Performance of low-cost vegetable fibre-cement composites under weathering*. CIB World Building Congress, Wellington, New Zealand, 11p.
- SAVASTANO, H.; WARDEN, P.;COUTTS, R. (2001b) *Ground iron blast furnace slag as a matrix for cellulose-cement materials*. Cement & Concrete Composites Vol.23, pp.389-397.
- SAVASTANO, H.; WARDEN, P.;COUTTS, R. (2003) *Mechanically pulped sisal as reinforcement in cementitious matrices*. Cement & Concrete Composites Vol.25, pp.311-319.
- SAVASTANO, H.; WARDEN, P.;COUTTS, R. (2005) *Microstruture and mechanical properties of waste fibre-cement composites*. Construction and Building Materials Vol.27, pp.583-592.
- SAVASTANO, H.; WARDEN, P.;COUTTS, R. (2005a) *Potential of alternative fibre cements as building materials for developing areas*. Cement & Concrete Composites Vol.25, pp.585-592.
- SAVASTANO, H.; SANTOS, S.; RADONJIC, M.; SOBOYEJO, W. (2009) *Fracture and fatigue of natural fiber-reinforced cementitious composites*. Cement & Concrete Composites Vol.31, pp.232-243.
- SEDAN, D.; PAGNOUX, C.; SMITH, A.; CHOTARD, T. (2008) *Mechanical properties of hemp fibre reinforced cement: Influence of the fibre/matrix interaction*. Journal of the European Ceramic Vol.28, pp.183-192.
- SILVA, J.; RODRIGUES, D.; DIAS (2007) *Compressive strength of low resistance concrete manufactured with sisal fiber*. 51<sup>o</sup> Brazilian Congress of Ceramics. Salvador, Brazil.
- SILVA, F.; FILHO, R.; FILHO, J.; FAIRBAIRN, E. (2010) *Physical and mechanical properties of durable sisal fiber-cement composites*. Construction and Building Materials Vol.24, pp.777-785.
- STANCATO, A.; BURKE, A.; BERALDO, A. (2005) *Mechanism of a vegetable waste composite with polymer-modified cement (VWCPMC)*. Cement & Concrete Composites Vol.27, pp.599-603.
- SWAMY, R. (1990) *Vegetable fibre reinforced cement composites – a false dream or a potential reality?* Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Symposium on Vegetable Plants and their Fibres as Building Materials. Rilem Proceedings 7. Chaman and Hall, 3-8.
- SWANSON, F.J., FRANKLIN, J.F. (1992) *New forestry principles from ecosystem analysis of Pacific Northwest forests*. Ecological Applications, Vol.pp. 262-274.
- TONOLI, G.; JOAQUIM, A.; ARSENE, M.; BILBA, K.; SAVASTANO, H.(2007) *Performance and durability of cement based composites reinforced with refined sisal pulp*. Materials and Manufacturing Processes Vol.22, pp.149-156
- TONOLI, G.; FILHO, U.; SAVASTANO, H.; BRAS, J.; BELGACEM, M.; LAHR, F.(2009) *Cellulose modified fibres in cement based composites*. Composites Part A, pp.2046-2053.
- TONOLI, G.; SAVASTANO, H.; FUENTE, E.; NEGRO, C.; BLANCO, A.; LAHR, F. (2010) *Eucalyptus pulp fibres as alternative reinforcement to engineered cement-based composites*. Industrial Crops and Products Vol.31, pp.225-232.
- TONOLI, G.; SANTOS, S.; JOAQUIM, A.; SAVASTANO, H.(2010a) *Effect of accelerated carbonation on cementitious roofing tiles reinforced with lignocellulosic fibre*. Construction and Building Materials Vol.24, pp.193-201.
- UNEP (2007) *The last stand of the orangutan. State of emergency: Illegal logging, fire and palm oil in Indonesia's national Parks*. Ed. Nellemann,C.; Miles,L.; Kaltenbom, B.; Virtue, M.; Ahlenius,H. United Nations Environment Programme.

# 8

## **A Sustentabilidade da Construção em Terra**

- 8.1 Enquadramento**
- 8.2 Vantagens Ambientais**
- 8.3 Conclusões Gerais**
- 8.4 Referências**

## 8.1 Enquadramento

Não é consensual a data em que o homem começou a utilizar a terra na construção. Minke (2006) refere que deve ter sido há mais de 9.000 anos, estribando essa convicção na descoberta de habitações no actual Turquemenistão à base de blocos de terra (adobe) datadas de um período entre 8.000 a 6.000 a.C. Já Pollock (1999) afirma que a utilização da terra para construção remonta ao período de El-Obeid na Mesopotâmia (5.000 a 4.000 a.C.). Por outro lado, Berge (2009) refere que datam de 7.500 A.C os exemplares mais antigos de blocos de adobe, os quais foram descobertos na bacia do rio Tigre, pelo que na sua opinião as habitações em terra poderão ter começado a ser usadas há mais de 10.000 anos.

Não parece contudo ser muito relevante (no que ao presente livro respeita), saber se a construção em terra se iniciou há mais de 9.000 ou há mais de 10.000 anos. Porém, não se estará muito longe da verdade se se admitir que a construção em terra tenha tido o seu início juntamente com o início das primeiras sociedades agrícolas num período cujos conhecimentos actuais remontam entre 12.000 a 7.000 A.C. São inúmeros os casos de construções em terra, que executadas há alguns milhares de anos atrás conseguiram chegar ao séc.XXI.

Também a Grande Muralha da China cuja construção se iniciou há aproximadamente 3.000 anos apresenta troços bastante extensos construídos em taipa. Importa ter presente que muitos troços que inicialmente foram construídos em taipa, só mais tarde foram revestidos com alvenaria de pedra. Existem indícios relativos à utilização da construção em terra pelos fenícios na bacia do Mediterrâneo incluindo Cartago em 814 A.C (Jaquin, 2008). Este autor refere descrições de Plínio “o Velho” sobre a construção de torres de terra levadas a cabo pelos exércitos do General Cartaginês Aníbal durante a invasão da Ibéria em 218 A.C. No Japão, o Templo de Horyuji possui paredes de taipa construídas há 1300 anos atrás.

Jaquin (2008) refere a existência de construções em taipa na região dos Himalaias construídas no Séc. XII há aproximadamente 800 anos atrás. Foi também por essa altura que se iniciaram as invasões Árabes ao Norte de África e à Península Ibérica, onde aqueles deixaram vestígios de construções de taipa. Estruturas de adobe são comuns nas construções da América Central. As ruínas da cidade de Chanchán no Peru constituem um dos mais antigos conjuntos arquitectónicos feitos com terra (Alexandra, 2006). Entre as construções mais antigas construídas em terra está também o Povoado de Taos, no estado do Novo México, que foi erguido entre 1000 e 1500 D.C, com paredes de argila seca ao sol e reforçada com fibras vegetais (Figura 8.1).



*Figura 8.1: Edificações em terra, Taos, Novo México*

Existe uma cidade histórica quase toda em terra e hoje ainda habitada, a cidade de Shibam do Iémen que teve origem no século III, embora os edifícios dessa cidade que persistiram até aos nossos dias sejam na sua maioria do século XVI. A cidade é composta por edifícios que possuem entre 5 a 11 andares (Helfritz, 1937), havendo inclusive um minarete que tem 38 m de altura. Estes são construídos com paredes exteriores em adobe cuja espessura se estreita gradualmente nos andares superiores para aligeirar o seu peso e melhorar a estabilidade (Figura 8.2).



*Figura 8.2: Edifícios em adobe, Shibam, Iémen*

Na Península Ibérica a construção em terra terá surgido por influência de diversos povos como os Fenícios, Cartagineses, Romanos ou Muçulmanos. Tendo sido maior a influência por parte dos últimos que foram os que mais divulgaram este tipo de construção (Ribeiro 1969). Existem ainda alguns

exemplos de arquitectura militar Islâmica em taipa no nosso país, como os Castelos de Paderne e de Silves (taipa forrada a pedra vermelha grés).

Actualmente podem ainda observar-se em quase todo o nosso país vários edifícios antigos, os quais ilustram as diversas técnicas tradicionais de construção em terra. Na zona abaixo do Tejo e estendendo-se até ao Algarve, podem ainda hoje encontrar-se muitos exemplares construídos em taipa (Figura 8.3 a), técnica que consiste na execução de paredes auto-portantes *in situ*.

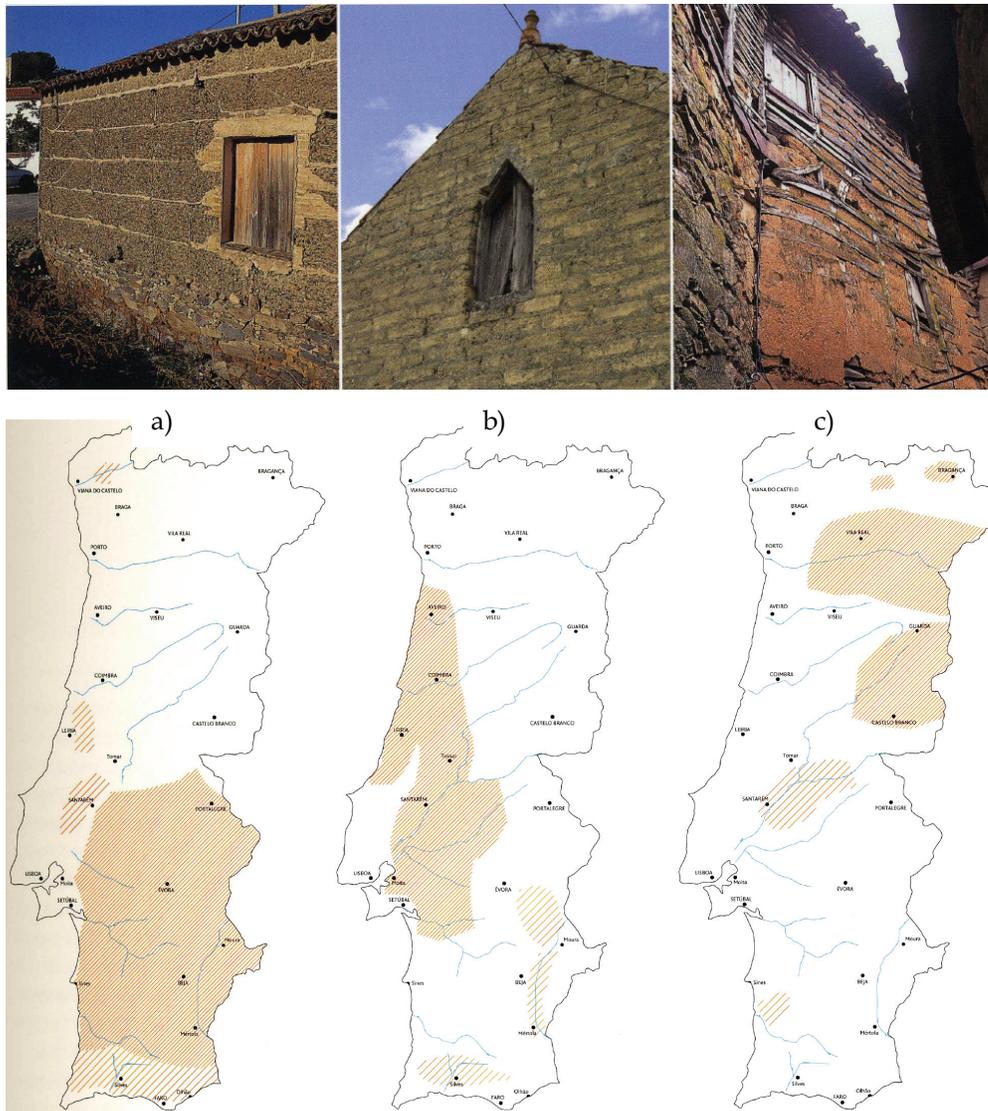


Figura 8.3: Distribuição geográfica das construções tradicionais Portuguesas em terra: a) Taipa; b) Adobe; c) Tabique (imagem extraída de Jorge et al., 2005)

A Sustentabilidade da Construção em Terra  
Carvalho *et al.* (2008) analisaram solos utilizado na construção de paredes de taipa na região de Trás-os-Montes e Alto Douro concluindo pela utilização

nas mesmas de estabilizantes de cal. Já quanto aos edifícios de paredes feitas com recurso a blocos de terra (adobe) estes localizam-se numa faixa mais ou menos rectangular que se estende de Sul para Norte e abarca vários distritos a saber, Setúbal, Évora, Portalegre, Santarém, Leiria, Coimbra e Aveiro (Figura 8.3 b). Edifícios com paredes constituídas por um engradado de madeira e preenchidas por terra (tabique) podem ainda hoje em dia ser encontrados na zona das Beiras (Baixa e Alta), Trás-os Montes e entre Douro e Minho (Figura 8.3c). Araújo (2005), cita Galhano & Oliveira (1992) para quem as construções em tabique em Portugal são anteriores ao séc. XVII.

### 8.1.1 Panorama Actual

Vários autores (Rael, 1971; Dethier, 1986; Eires & Jalali, 2008) referem que quase 50% da população mundial vive em habitações feitas com terra, qualquer coisa como 3.000 milhões de indivíduos (Figura 8.4). Contudo, o facto dessas referências estarem cronologicamente desfasadas entre si de quase três décadas, não permite no entanto perceber de que forma é que essa percentagem se alterou nesse espaço de tempo.



Figura 8.4: Mapa-mundo - Zonas com elevada densidade de construção em terra

Cruzando a localização das zonas com maior densidade de construção em terra, com a informação relativa aos valores da precipitação e temperatura médias anuais a nível mundial (Figura 8.5), não se pode afirmar que exista uma relação óbvia e directa entre ambas. Na verdade é possível encontrar construção em terra onde a temperatura não é muito elevada como por exemplo na Europa ou na Ásia. O mesmo se pode dizer relativamente à precipitação, sendo clara a existência de construções em terra em zonas de elevada pluviosidade como é caso da América do Sul ou mesmo do Reino Unido, país onde existem 500.000 fogos habitados de construção em terra.

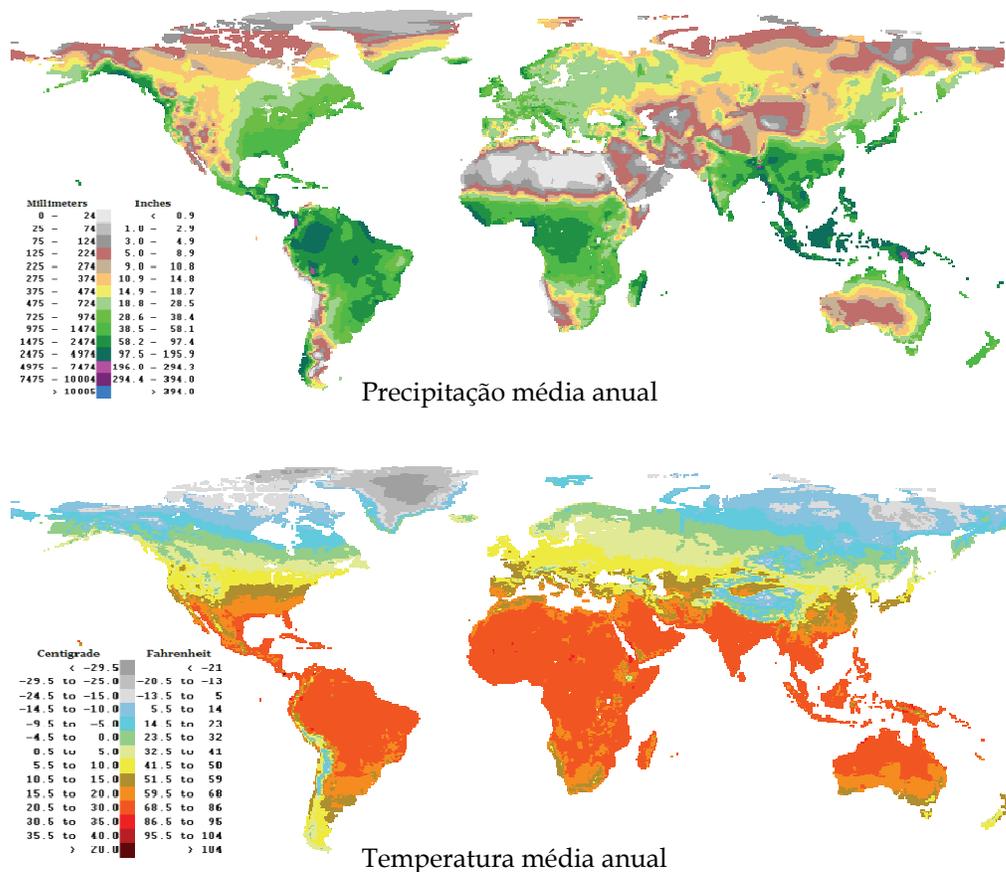


Figura 8.5: Mapa-mundo - Precipitação e temperatura médias anuais

Aliás, tanto o Reino Unido como a Alemanha ou a França são alguns exemplos a nível Europeu, onde desde há já algumas décadas que a construção em terra começou a ser encarada como uma alternativa bastante credível à construção corrente, à base de alvenaria de pedra ou de tijolo cozido. Também nos Estados Unidos, Brasil e Austrália se tem assistido a um crescimento bastante significativo deste tipo de construção, fundamentalmente devido à actualidade da temática do desenvolvimento sustentável, do qual a construção em terra é parte indissociável.

Na França o Grupo CRATerre que é um Laboratório de investigação ligado à Escola de Arquitectura de Grenoble e constituído em 1979 adquiriu a partir de 1986 uma dimensão institucional com o reconhecimento do próprio Estado Francês. O mesmo tem - se afirmado a nível internacional como uma referência incontornável em termos da construção em terra.

Schroeder *et al.* (2008a) referem a existência na Alemanha de formações vocacionais acerca da construção em terra e também de cursos que conferem

o título de Especialista nesta área. No entanto ao nível universitário só três instituições oferecem cursos sobre este tema, respectivamente a Universidade de Kassel, a Universidade de Ciências Aplicadas de Potsdam e a Universidade de Weimar (Bauhaus).

Houben *et al.* (2008) mencionam o sucesso de uma pedagogia educacional levada a cabo no CRAterre no âmbito da construção em terra, constando de um workshop científico com mais de 150 experiências interactivas de cariz altamente intuitivo, que em apenas 4 anos já tinha sido frequentado por 11.000 visitantes. Nalgumas Universidades é aliás frequente a utilização de trabalho “*in situ*” como uma componente indispensável da aprendizagem da construção em terra.

Em Portugal não tem havido infelizmente, um movimento em torno da construção em terra com uma força similar à que tem lugar nos já referidos países, este facto é tanto mais paradoxal se atendermos às condições climáticas favoráveis do nosso país e ao facto deste tipo de construção fazer parte do nosso património edificado. Apesar disso deve em abono da verdade reconhecer-se que Portugal tem assistido nos últimos anos a um crescente interesse pela construção em terra. A dinâmica formativa à volta construção em terra e mesmo o entusiasmo com que novas gerações de audazes e “desempoeirados” Arquitectos encaram este tema, ainda não encontra correspondência ao nível do sector da construção civil. Ainda assim, é importante não deixar de referir que apesar de constituírem uma percentagem sem grande expressão em termos do mercado imobiliário, vão já tendo lugar várias obras de construção em terra no Alentejo e Algarve (Figura 8.6), sendo que a sua incidência se faz sentir com mais intensidade nas proximidades da Costa Vincentina.

## 8.1.2 Técnicas Construtivas

Existem várias técnicas de construção em terra no mundo inteiro as quais se podem no entanto subdividir em três sistemas fundamentais:

- monolítica (*in situ*);
- por unidades (alvenaria);
- por enchimento e revestimento.

### 8.1.2.1 Monolítica

A construção monolítica pode ser executada de diversas formas. A taipa, por exemplo, a técnica mais conhecida no nosso país, consiste na compactação de terra húmida num taipal (cofragem de madeira). A terra vazada ou moldada é um processo construtivo que recorre ao uso de cofragens à semelhança da taipa, mas é utilizada terra num estado mais plástico e sem compactação.



*Figura 8.6: Construção de habitação unifamiliar em taipa na zona de Odemira (Parreira, 2007)*

Outro processo mais actual, é a terra armada com aço á semelhança do betão, mas recorrendo a uma cofragem perdida em madeira pelo interior e terra projectada pelo exterior, sendo devidamente regularizada a sua superfície (Figura 8.7).



*Figura 8.7: Técnica monolítica de terra projectada*

A terra empilhada ou “Cob” realiza-se como o próprio nome indica, pela colocação da terra por empilhamento, normalmente com adição de palha e com posterior regularização da superfície. Esta técnica potencia a criação de paredes com um carácter mais escultural.

#### 8.1.2.2 Por Unidades

Na execução de paredes em alvenaria de terra são utilizados diferentes tipos de unidades pré-fabricadas como sejam o adobe, o bloco de terra compactado (BTC), os blocos de terra recortada ou a terra extrudida.

O adobe é um bloco produzido mediante a moldagem de terra plástica, podendo tal ser feito através de um processo manual ou mecanizado.

O BTC produz-se pela prensagem da terra no seu estado húmido, podendo ter um processo de fabrico mecânico ou hidráulico.

#### 8.1.2.3 Por Enchimento e Revestimento

Entre estas técnicas encontra-se o tabique ou taipa à galega, também designada por taipa de mão, pau a pique ou barro armado no Brasil, por “*torchis*” na França, ou por “*Wattle and Doub*” no Reino Unido. Esta técnica consiste em colocar terra no seu estado plástico, sobre um suporte engradado de madeira cana ou vime (Figura 8.8).

Existe ainda uma variante que passa pelo enchimento de terra entre uma parede dupla de alvenaria de pedra ou tijolo, técnicas de revestimento de paredes em terra, bem como o revestimento de coberturas. As técnicas mais utilizadas e que serão neste capítulo abordadas com maior detalhe são a taipa, o adobe e o bloco de terra compactado.

#### 8.1.2.4 Taipa

A taipa é uma técnica de construção monolítica que consiste na compactação de um solo de consistência de terra húmida. Designada por “pisé” na França e “tapial” na Espanha, a técnica da construção em taipa encontra-se disseminada a nível mundial e muitas dessas construções já fazem parte do património mundial da UNESCO.

Em Portugal até aos anos 50, a taipa era a técnica construtiva mais utilizada no centro e sul do país (Ribatejo, Alentejo e Algarve). Nas últimas décadas a taipa e o adobe têm sido substituídos pelo tijolo de barro furado de produção industrial, contudo verifica-se um pior comportamento térmico dos edifícios correntes em relação às espessas paredes de taipa tradicional. (Correia, 2000).



*Figura 8.8: Paredes de terra sobre engradado em madeira*

A taipa é um método que requer pouca quantidade de água e por essa razão esta técnica encontra-se com mais frequência onde a água não abunda. As paredes em taipa tradicional apresentam muitas vezes a incorporação de outros materiais como reforço quando a terra não tem a propriedades desejadas para a estabilidade das paredes. Entre estes materiais encontra-se o tijolo cerâmico maciço, pedra, cortiça ou argamassas nas juntas entre os blocos monolíticos de taipa. Em Portugal, a construção em taipa é feita por camadas de 0,5m de altura, 0,40m a 0,70m de largura e 2m de comprimento. A terra é compactada em camadas de aproximadamente 10 cm, até preencher todo o taipal (Figura 8.9), este é posteriormente removido e reerguido para a camada seguinte. A forma de encaixe entre camadas na horizontal é recta ou inclinada para melhorar o travamento entre as camadas.



*Figura 8.9: Taipal tradicional com aperto por varões roscados*

A compactação faz-se de forma manual com recurso a peças de madeira, designadas por pilões, maços ou malhos. Este processo de apiloar requer rapidez para que a compactação seja realizada com a terra na humidade correcta para que se obtenha a coesão desejada (Figura 8.10).



*Figura 8.10: Pilões ou maços utilizados na taipa tradicional*

### **A Taipa Mecanizada**

Mais recentemente com o uso das novas tecnologias desenvolveu-se a taipa mecanizada. Esta é realizada segundo os mesmos moldes que a taipa tradicional diferindo apenas na qualidade e dimensões da cofragem e no meio de compactação. A cofragem pode ser móvel ou amovível conforme as dimensões utilizadas, recorrendo a placas e perfis à base de contraplacado de madeira ou de metal (Figura 8.11).



*Figura 8.11: Construção em taipa com cofragens metálicas, Austrália  
(foto Bill Swaney,  
Maniatidis & Walker 2003)*

Esta selecção de materiais de cofragem e dimensões dependem da textura que se pretende obter na parede de taipa (Figura 8.12).



Figura 8.12: Nk'Mip Desert Cultural Centre, Canadá. Arq.s Hotson, Bakker, Boniface e Haden (2007)

A compactação é realizada através de um compactador pneumático um pouco à semelhança dos compactadores utilizados na compactação de pavimentos. Deste modo, o tempo necessário para compactar a terra é bastante mais curto que na taipa tradicional, havendo assim uma optimização do tempo de construção.

Middleton (1992) sugere pilões mecânicos de cabeça circular com um diâmetro entre 70 e 150mm. Na Figura 8.13, apresenta-se um exemplo da compactação mecânica utilizada na execução de paredes de taipa, numa obra realizada em 2007 no Alentejo.

As fundações neste tipo de taipa têm sido executadas em betão armado ou alvenaria de pedra para evitar a ascensão de humidade por capilaridade, tal como acontece na taipa tradicional. Em relação às espessuras mínimas das paredes de taipa existem diferentes recomendações sobre este assunto as quais revelam valores bastante díspares.

Segundo Schroeder *et al.* (2008) as especificações alemãs, "*Lehmbau Regeln*", exigem que as paredes resistentes tenham uma largura mínima de 36,5 cm, baixando esse valor para 32,5 cm no caso de paredes de taipa.



*Figura 8.13: Compactação de terra por meios mecânicos (Foto da firma Betão e Taipa- Construção de adega, Herdade do Rocim)*

Para se determinar a largura ideal de uma parede, o CEPED - Centro de Pesquisas e Desenvolvimento realizou uma série de ensaios entre os anos 70 e 90, tendo concluído que para uma mistura com aproximadamente 6% de cimento e pé direito até 2,80 metros a espessura poderá ser de 12 cm, função das condições de resistência e estabilidade a que estão sujeitas (Soares *et al.* 2004)

#### **8.1.2.5 Adobe**

O adobe é uma técnica de construção com simplicidade de fabrico e edificação e talvez por essa razão a maioria das construções em terra antigas, muitas delas ainda habitadas actualmente, foram feitas em adobe.

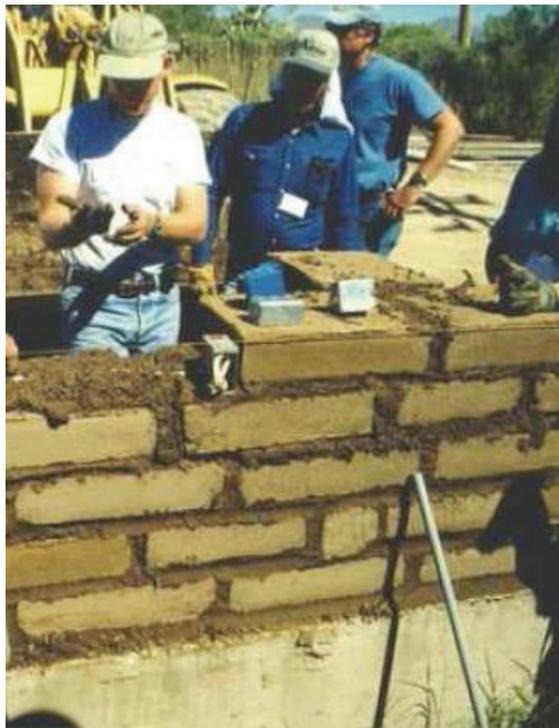
O termo adobe deriva do árabe “attob” que significa tijolo seco ao sol (Rogers & Smalley, 1995). Este facto leva a pensar que esta técnica terá sido introduzida na Península Ibérica durante a ocupação Árabe. No Sul de Portugal são frequentes edifícios de habitação com alvenaria em adobe (solo arenoso e cal), ainda em razoáveis condições de conservação que datam do início do século XX.

O seu fabrico consiste na moldagem de pequenos blocos normalmente utilizando moldes em madeira, desmoldados ainda no estado fresco e colocados a secar à temperatura ambiente. Existem diversos formatos e diversas dimensões de blocos de adobe. Podem ser fabricados blocos

simples ou com encaixe macho-fêmea para melhor travamento da parede e tijolos de  $\frac{1}{2}$  ou  $\frac{3}{4}$ . A técnica de construção em adobe requer o uso de um solo plástico e argiloso por isso é sobretudo utilizada em locais onde é possível encontrar água. A utilização de solo argiloso leva ao aparecimento de fissuras quando o adobe seca devido à retracção do material. Por isso é costume reforçar o adobe misturando palha ou outras fibras vegetais para evitar este comportamento.

Relativamente à introdução de fibras na mistura existem diferentes apreciações. Neumann *et al.* (1984) afirmam que essa operação controla a microfissuração, já outros pelo contrário salientam que as fibras podem apodrecer com o tempo e formar poros que diminuem as resistências dos adobes .

A forma de construir em adobe é igualmente simples e semelhante à colocação do tijolo convencional formando uma alvenaria (Figura 8.14). O assentamento dos adobes é realizado com argamassa à base de terra a fim de se obter um melhor comportamento de conexão entre os materiais, uma vez que se mantém o mesmo nível de retracção evita-se assim o aparecimento de fissuras ou destacamento de material.



*Figura 8.14: Alvenaria de adobe*

Em termos estéticos as paredes de adobe podem ficar com os adobes à vista, sem tratamento superficial ou estes podem ser rebocados com uma

argamassa à base de terra. Além do adobe convencional realizado à mão existem outras técnicas para a realização de adobe como por exemplo, o adobe mecanizado, o “*adobeton*” e o adobe “*in situ*”.

### Adobe Mecanizado

Este tipo de adobe faz uso da tecnologia actual utilizando máquinas semelhantes às agrícolas o que possibilita um fabrico mecanizado e mais rápido dos blocos (Figura 8.15).



Figura 8.15: Produção mecânica de adobes

### 8.1.2.6 BTC

Esta técnica surgiu de uma evolução do adobe por estabilização do solo por meios mecânicos, consistindo da prensagem do solo confinado num molde, permitindo obter pequenos bolos de terra prensada, mais resistente e duráveis em relação ao adobe.

A prensagem da terra é realizada através de uma prensa accionada de forma manual ou mecanizada, permitindo realizar diversos tipos de blocos, maciços ou perfurados, e placas de revestimento. A consistência da terra utilizada é de terra húmida semelhante à da taipa, permitindo obter blocos bastante resistentes embora mais pesados que o adobe. Este tipo de construção permite uma rápida execução, facilidade de montagem e uma diminuição dos resíduos de construção.

A execução de unidades habitacionais com alvenarias de BTC é pouco frequente em Portugal, tendo no entanto vindo a aumentar muito pela carga de sustentabilidade que lhe está associada com a vantagem adicional de apresentarem desempenhos superiores às alvenarias de adobe (Figura 8.16).



*Figura 8.16: Construção de alvenarias com recurso a BTC, Alentejo*

#### **BTC em Prensa Manual**

A primeira prensa manual para compactar blocos de terra, a CINVA-Ram foi criada por Raul Ramirez no *International American Housing Centre* (CINVA) em 1956 (Mukerji & CRAterre, 1988). Na Figura 8.17 é visível a execução de um BTC com a prensa CINVA-Ram. Actualmente existem diversas prensas manuais, de diferentes marcas, baseadas neste mecanismo. As prensas correntes aplicam pressões da ordem dos 2MPa, embora existam prensas capaz de aplicar pressões superiores estas tem no entanto o inconveniente de serem bastante pesadas e caras.

Estes blocos compactados com recurso a prensas manuais requerem mais mão-de-obra e tempo de fabrico. Tem a vantagem de serem mais económicos em termos de consumo energético e facilidade de transporte para o local da obra, podendo fabricar-se blocos com a terra do próprio local de implantação da obra.

Segundo Shittu (2008) dependendo do tipo de solo utilizado nem sempre a aplicação de tensões de compressão, como as obtidas com a prensa Cinva-Ram ou outras similares dá os melhores resultados, acontecendo que por vezes a acção de compressão tem o efeito pernicioso de se limitar a expulsar a água presente na mistura podendo levar à desintegração dos blocos.



*Figura 8.17: Execução de BTC com a prensa Cinva-ram: a) Enchimento da câmara com terra; b) confinamento da mistura; c) elevação do BTC; d) retirada do BTC*

### **BTC em prensa hidráulica**

O bloco de terra compactado em prensa hidráulica não requer força manual, tornando-se num processo de fabrico mais rápido sobretudo em máquinas que compactam diversos blocos ao mesmo tempo.

Estes blocos apresentam resistências mecânicas substancialmente maiores em relação aos prensados manualmente. Tendo ainda uma maior resistência ao contacto com a água, uma vez que o ajuste entre as partículas é maior, existindo assim uma menor quantidade de vazios.

As prensas hidráulicas podem ser fixas ou móveis (Figura 8.18). A mobilidade destas últimas permite a execução dos blocos no local da obra tal como nas prensas manuais, com a vantagem de uma maior rapidez de fabrico. Assim, é possível manter uma maior sustentabilidade deste tipo de construção evitando o transporte desnecessário e economicamente desvantajoso de blocos.

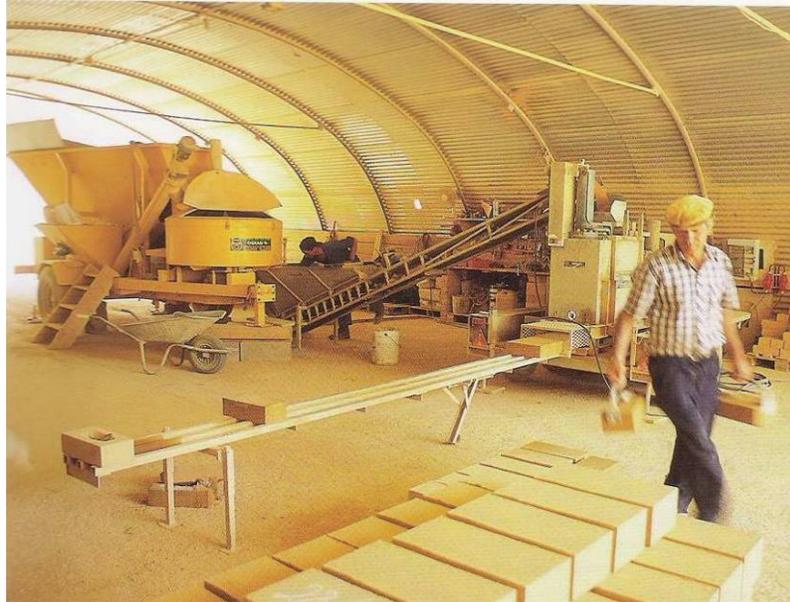


Figura 8.18: Prensa hidráulica fixa para fabrico de BTC (Quintino, 2005)

### 8.1.3 Caracterização e Estabilização

O material utilizado como matéria-prima na construção em terra, consiste somente na fase mineral dos solos. Esta fase é constituída por partículas minerais de tamanho variável nomeadamente argilas, siltes e material arenoso, as quais se encontram misturadas entre si também em proporções variáveis.

O comportamento de um determinado solo é assim função da quantidade de argilas, siltes e areias mas também da quantidade de água presente nesse solo, não só da água livre existente abaixo do nível freático, mas também da água capilar retida nas vizinhanças dos pontos de contacto das partículas sólidas e da água adsorvida, que envolve as partículas com dimensões inferiores a 0,002mm (Correia, 1995). Uma etapa fundamental no conhecimento das propriedades do solo torna por isso necessário que previamente se proceda à sua caracterização com recurso a ensaios específicos para o efeito.

#### Testes de Caracterização

A caracterização da fase mineral de um determinado solo é levada a cabo através de uma série de ensaios que permitem quantificar diversos tipos de propriedades, nomeadamente a sua granulometria, o seu comportamento mecânico e o seu comportamento à deformação para um determinado nível de humidade. Esses ensaios podem ser subdivididos, em ensaios expeditos a realizar a nível de campo com um nível de fiabilidade pouco elevado e em ensaios de laboratório, segundo procedimentos normalizados.

**Ensaio de campo**

Este tipo de ensaios permite para determinadas situações, algumas conclusões iniciais sobre que tipo de solo existe disponível no local de trabalho, dispensando por isso a realização de ensaios de laboratório, os quais são sempre dispendiosos. Os ensaios que se seguem são uma adaptação de ensaios utilizados pelo grupo francês CRAterre e citados por Eusébio (2001):

**a) Observação da cor**

A matéria orgânica imprime usualmente aos solos uma cor escura, a qual costuma aparecer nas primeiras camadas de solo. Os solos pálidos significam a presença de areias quartzosas ou feldspáticas. Já os solos com cor vermelha, podem dever essa cor à presença de óxidos de ferro.

**b) Teste do cheiro**

Um solo orgânico é identificado por um forte cheiro a húmus, o qual é potenciado pelo aquecimento ou humedecimento desse solo.

**c) Teste do tacto**

Ao esfregar-se uma amostra de solos entre as mãos, percebe-se a presença de um solo arenoso pelo tacto de ser áspero. Solos plásticos ou viscosos quando húmidos, indicam elevada quantidade de argilas.

**d) Teste do brilho**

Uma bola de solo ligeiramente humedecida e recentemente cortada por uma faca, apresentará superfície opaca se houver predominância de silte ou uma superfície brilhante se houver predominância de argila.

**e) Teste de aderência**

Na bola de terra com que foi executado o teste do brilho, ensaia-se a penetração de uma espátula. Se a penetração é difícil e a terra adere à espátula, trata-se de um solo argiloso. Caso a espátula, entre e saia com facilidade o solo é eminentemente saibroso.

**f) Teste de sedimentação**

Com recurso a um frasco com um litro de volume, enche-se até  $\frac{1}{4}$  da sua capacidade com solo e completa-se com água. Agita-se, deixa-se repousar uma hora, e repete-se o procedimento 2 vezes. Posteriormente mede-se a espessura das camadas, de areia, de silte e de argila.

**g) Teste visual por peneiração expedita**

Utilizando um solo seco, completamente solto e com recurso a dois peneiros da série ASTM, nº200 (0,074mm) e nº10 (2mm), passa-se o solo no peneiro nº200 e a parte retida neste é passada depois no peneiro nº10. Por comparação do tamanho dos montículos de solo que passam em cada peneiro é possível uma classificação grosseira do solo:

O solo será argiloso se o montículo que passou (areia e silte) no peneiro nº200, for maior que o montículo do solo retido. Se no entanto o montículo de material que ficou retido, for em maior quantidade que aquele que passou está-se em presença de um solo arenoso ou pedregoso. Para a utilização do peneiro nº10, estaremos em presença de solo pedregoso

quando o montículo de solo passado for inferior ao retido e será um solo arenoso no caso contrário.

#### **h) Teste de retenção de água**

Faz-se um peneiração de solo por um peneiro com uma malha de 1mm. Com o material retido faz-se uma bola do tamanho de um ovo e junta-se água para a manter unida sem que ela se cole às mãos. Pressiona-se a bola na palma da mão e em seguida golpeia-se fortemente com a outra mão. Se forem necessários 5 a 10 golpes para a água aparecer à superfície e se a bola ficar esmigalhada, trata-se de um solo composto por areia fina ou silte grosso. Se o mesmo resultado for obtido com 20 a 30 golpes e a bola não ficar esmigalhada, trata-se de um silte ligeiramente plástico ou de uma argila siltosa. Já se não houver nenhuma reação, trata-se de um solo com elevada quantidade de argila.

#### **i) Teste de resistência à secagem**

Com solo retido num peneiro com malha de 1mm, tomam-se três porções, que são ligeiramente espalmadas de forma a ficarem com 1cm de espessura e 5cm de diâmetro. Em seguida colocam-se essas amostras ao sol para secar. Analisando a dureza do solo, através do seu aperto entre o polegar e o indicador podemos classificar o solo como argila se não se desfizer, como argila arenosa ou siltosa se a amostra se desfizer após alguma esforço e uma areia se o solo se desfizer facilmente.

### **Ensaios de laboratório**

#### **Teor de água**

Ensaio no qual se compara a massa de uma amostra de solo antes e depois de seca numa estufa à temperatura de 105 °C.

#### **Matéria orgânica**

A quantificação da quantidade de matéria orgânica presente no solo, envolve o seu aquecimento a 400 °C, de forma a calcinar a matéria orgânica e por diferença de massas se conhecer a quantidade de material calcinado.

#### **Análise granulométrica**

O ensaio consiste na identificação das percentagens mássicas da fracção arenosa do solo acima de 0,074 mm (peneiro nº200 ASTM), obtidas por peneiração através de uma série de peneiros normalizados. A peneiração é efectuada por via húmida para se obter a desagregação das partículas mais finas (LNEC E239-1970). O solo retido em cada peneiro é posteriormente seco em estufa, para apurar a percentagem em relação à massa do provete. Para a identificação dos diferentes constituintes do solo abaixo de 0,074 mm (siltos e argilas), utiliza-se não a peneiração mas o ensaio de sedimentação (LNEC E 196-1966). O solo é colocado em suspensão num líquido, para

determinar da velocidade de sedimentação a qual é por sua vez função do diâmetro das partículas, através da lei de Stokes. O ensaio passa pelo enchimento de um frasco até  $\frac{1}{4}$  da sua altura com solo e os restantes  $\frac{3}{4}$  com água, ao fim de várias horas mede-se a espessura das várias camadas, sabendo-se que a primeira camada a depositada foi a de saibros, a que se seguem as camadas de siltes e argilas.

### **Limites de consistência**

Também conhecidos como limites de Atterberg, os limites de consistência são constantes físicas permitem inferir para a fracção de solo inferior a 0,4mm, o seu comportamento quando em presença de água. Os limites de consistência determinados pela NP 143-1969, compreendem o limite de liquidez (LL), o limite de plasticidade (LP), o índice de plasticidade (Ip) que se obtém da diferença numérica entre os dois anteriores limites (LL-LP) e ainda o limite de retracção (LR). Houben (1989) referem o parâmetro Retracção relativa obtido da seguinte forma:

$$RR=(LL-LP) (\gamma_{seca}/\gamma_w)$$

Faria (2002) sugere um ensaio designado como “ensaio da caixa”, para avaliação da retracção linear dos solos, o qual utiliza uma caixa que permite a execução simultânea de 5 barras prismáticas de solo com  $60 \times 8,5 \times 3,5$  cm<sup>3</sup>, sendo que não são aceites os solos com uma retracção superior a 20mm.

**Limite de liquidez** – teor em água obtido no aparelho de Casagrande, o qual consiste num prato côncavo preenchido com uma pasta de solo, no qual é traçado um rasgo que se volta a unir numa distância de 1 cm após 25 ressaltos.

**Limite de plasticidade** – teor de água de um rolo de terra o qual se separa para um diâmetro de 3mm. Se o rolo se partir com menos de 3mm, tem água a mais e a experiência deve repetir-se com menos água. Se o rolo se partir com um diâmetro superior a 3mm, a experiência deve repetir-se com um teor de água superior.

### **Compactação com ensaio Proctor**

Ensaio utilizado para determinar o teor de água óptimo o qual corresponde à máxima compactidade do solo (E LNEC 197-1971). Este ensaio utiliza uma fracção de solo inferior a 4,76mm (peneiro nº 4) ao qual se adicionam teores de água crescentes com diferenças de 2%, a qual é compactada em 3 camadas com 25 pancadas por camada, de um aparelho manual (2,49kg e queda de 30,5 cm) ou mecânico. Regista-se a massa e o volume e num gráfico marca-se a massa volúmica seca versus teor de água, onde posteriormente se retira o teor de água óptimo que corresponde à baridade

máxima. Alguns autores defendem contudo que o ensaio Proctor, possui uma baixa energia de compactação o que faz com que o teor de água ótimo seja superior ao recomendado para a compactação de taipa com equipamentos pneumáticos. Maniatidis & Walker (2003) referem um ensaio para a obtenção expedita do teor de água ótimo através de um “teste de queda”. Neste procedimento prepara-se com a mão uma bola de solo com um determinado teor de água, sendo que esta bola é deixada cair de uma altura de 1,5m. Se após a queda a bola não quebrar, o teor de água é excessivo, se fracturar em vários pedaços o teor de água é baixo.

### Ensaio de resistência à compressão simples

A análise da resistência à compressão de provetes de terra (não confinada), é feita de forma similar ao que acontece para o ensaio de betões, tijolos ou outros materiais. O ensaio que consiste em levar à rotura um provete, por aumento da carga axial.

### Propriedades e Classificação

O grupo CRAterre, referido no trabalho de Doat *et al.* (1979), classifica o solo segundo a sua massa volúmica seca após o ensaio de compactação Proctor, em 4 intervalos que vão do medíocre ao excepcional (Tabela 8.1).

**Tabela 8.1:** Massa volúmica seca após compactação (Doat *et al.*, 1979)

Massa volúmica seca (kg/m <sup>3</sup> )	Classificação
1650-1760	Medíocre
1760-2100	Muito satisfatório
2100-2200	Excelente
2200-2400	Excepcional

Os mesmos autores recomendam valores para os limites de consistência que devem ser respeitados pelos solos da construção em terra (Tabela 8.2).

**Tabela 8.2:** Limites de consistência para solos utilizados na construção em terra (Doat *et al.*, 1979)

	Recomendados	Máximos e mínimos
Índice de plasticidade	7-18	7-29
Limite de liquidez	30-35	25-50
Limite de plasticidade	12-22	10-25
Limite de retracção	<Teor água ótimo	8-18

Aqueles autores também apresentam uma classificação para as classes de plasticidade dos solos em função do parâmetro  $I_p$  (Tabela 8.3).

**Tabela 8.3:** Classificação da plasticidade de um solo (Doat *et al.*, 1979)

Plasticidade	$I_p$
Fraca	5-10
Média	10-20
Forte	>20

Para Michel (1976), os solos com mais aptidão para serem estabilizados, apresentam baixos índices de plasticidade. A partir do índice de plasticidade das argilas, define-se uma índice de actividade das argilas ( $A_c$ ) ou índice de Skempton, quanto maior a actividade de uma argila, maior a sua superfície específica e maior a sua expansibilidade e deformabilidade (Tabela 8.4).

**Tabela 8.4:** Grau de actividade de argilas (Doat *et al.*, 1979)

Tipo de argila	$A_c = IP / (\% \text{ argila } < 0,002\text{mm})$
Pouco activa	$A_c < 0,75$
Normalmente activa	$0,75 < A_c < 1,25$
Activa	$1,25 < A_c < 2,0$
Muito activa	$A_c > 2,0$

Houben *et al.* (1989) classificam a retracção do solo em três classes como se apresenta na Tabela 8.5.

**Tabela 8.5:** Classificação da retracção de um solo (Houben *et al.*, 1989)

Classificação do solo	RR (%)
Susceptível a forte retracção	>70
Retráctil	50-70
Retracção fraca	<50

Na Tabela 8.6 apresentam-se as características de alguns solos utilizados para a construção em terra.

**Tabela 8.6:** Características de solos para construção em terra

	Bahar (2004)	Guettala <i>et al.</i> (2006)
Argilas e siltes (%)	62	36
Areias (%)	38	64
Limite de liquidez (%)	39	31
Índice de plasticidade	15	14
Teor de água ótimo (%)	11	11,8
Mássa volúmica máx. (kg/m <sup>3</sup> )	1760	1877

Motta (1997) analisou a aptidão de solos da zona do Baixo Alentejo para a construção em terra. Na Tabela 8.7 apresenta-se a sua distribuição granulométrica, na Tabela 8.8 os limites de consistência desses solos e na Tabela 8.9 o teor de água ótimo e a baridade seca máxima..

**Tabela 8.7:** Análise granulométrica (Motta, 1997)

	% de argilas <0,002mm	% de siltes >0,002 <0,06 mm	% areias >0,06 <2 mm	% de seixos >2 <60 mm	% de finos argilas + siltes	% de grossos areias+seixos
Albergaria 1	8	10	81	1	18	82
Albergaria 2	8	6	71	15	14	86
S. Susana	14	21	31	34	35	65
Pulo do Lobo	9	39	40	12	48	52
S. Luis	7	7	75	11	14	86
S. Clara	17	11	55	17	28	72
Porto Covo	2	3	3	92	5	95
Barragem Roxo	6	22	23	49	28	72
Messejana	7	23	41	29	30	70

**Tabela 8.8:** Limites de consistência (Motta, 1997)

	Limite de Liquidez (%)	Limite de Plasticidade (%)	Índice de plasticidade (%)	Limite de retracção (%)	Retracção relativa
Albergaria 1	Solo não plástico (NP)				
Albergaria 2	19	14	5	14	10
S. Susana	27	21	5	15	21
Pulo do Lobo	26	19	7	14	23
S. Luis	Solo não plástico (NP)				
S. Clara	27	18	9	23	6
Porto Covo	39	31	8	18	32
Barragem Roxo	22	17	5	6	31
Messejana	24	18	6	18	10

Os solos são bastante heterogéneos entre si, havendo solos com mais fracção argilosa (S. Clara e S. Susana) e outros com maior quantidade de areias (Porto Covo e S. Luis). O solo com mais fracção argilosa, é também o solo com o maior índice de plasticidade (9%), mas também aquele mais susceptível à retracção. Este autor classifica no entanto os solos analisados como pouco retrácteis, referindo que isso sucede para valores da retracção relativa abaixo de 50%, o que quer dizer que os solos aqui apresentados da zona do Baixo Alentejo não são do tipo retráctil. O solo de S. Clara que tem a maior percentagem de material argiloso, apresenta o maior índice de plasticidade

**Tabela 8.9:** Ensaio de compactação Proctor (Motta, 1997)

	Teor água óptimo(%)	Baridade seca máxima (g/cm <sup>3</sup> )
Albergaria 1	10,5	1,89
Albergaria 2	11,1	1,88
S. Susana	15,9	1,72
Pulo do Lobo	10,4	1,91
S. Luis	12,0	1,86
S. Clara	22,5	1,55
Porto Covo	12,3	1,52
Barragem Roxo	10,2	1,96
Messejana	14,5	1,72

Segundo as Directivas da CRAterre, os solos com teores de água óptimos entre 9-17% são os mais fáceis de estabilizar (Lourenço, 2002), pelo que à excepção do solo de S.Clara todos os outros se inserem no intervalo referido.

Já Bahar *et al.* (2004) recomendam um intervalo mais restrito para o teor de água óptimo entre 9,5-11%. Hall & Djerbib (2004) referem que a norma NZS 4298 recomenda que na construção em taipa este valor deve variar entre um mínimo de 3% abaixo do teor de água óptimo e um máximo de 5% acima daquele.

Em princípio, a terra de qualquer jazida pode ser usado para a confecção de paredes, blocos e tijolos. Os mais indicados são os solos que possuem 50% a 70% de teor em areia na sua composição. A quantidade de água adicionada à mistura varia conforme o tipo de solo a usar, quanto mais argiloso for o solo, maior a necessidade de água.

Para a construção em adobe, Doat *et al.* (1979) recomendam os seguintes valores para a constituição do solo:

55-75% de areia;

10-28% de silte;

15-18% de argila;

<3% de matéria orgânica

Barbosa (2002) recomenda para os BTC, limites para a constituição do solo que não diferem muito dos anteriores:

50-70% de areia;

10-20% de silte;

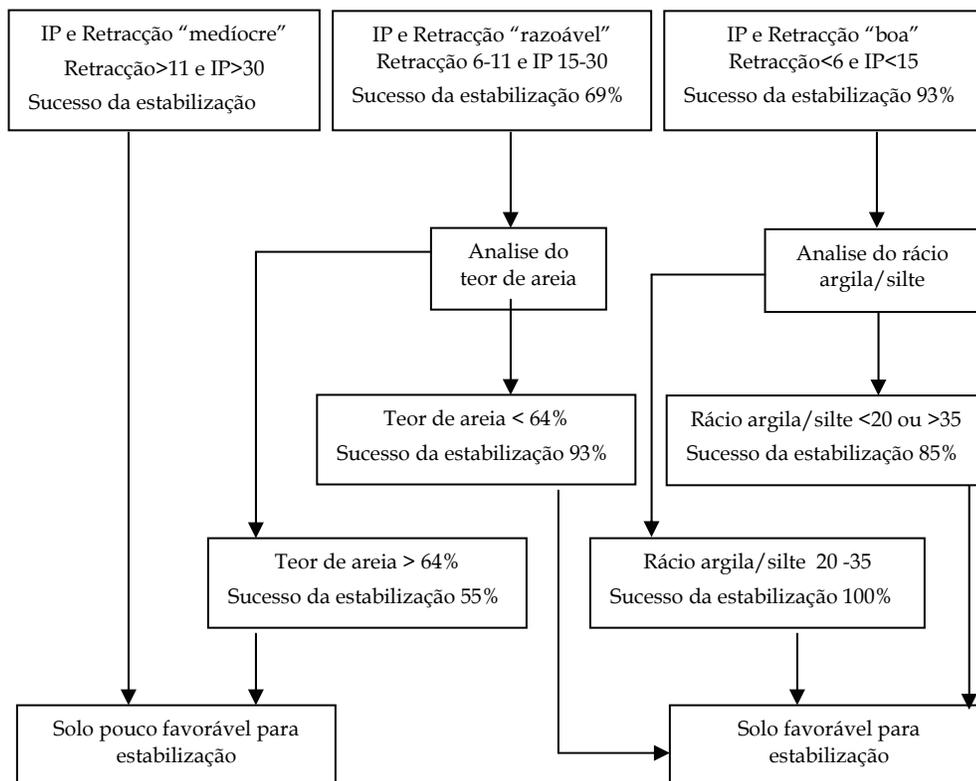
1-20% de argila

Brito (2006) cita o trabalho dos investigadores Maniatidis & Walker (2003), os quais analisaram as proporções recomendadas para a constituição do solo utilizados para a construção em taipa. Os mesmos concluíram que para a estabilização com cimento os solos devem, ter mais de 50% (de preferência 75%) de areias e britas e baixas percentagens de argila, inferiores a 20%. Este autor refere que os elementos com dimensão acima de 5-10mm devem ser retirados e que deve haver um mínimo de 20-25% de argilas e siltes, suficientes para terem função coloidal.

Delgado & Guerrero (2007) referem que independentemente da técnica construtiva utilizada, os solos devem possuir um mínimo de 5% de argila. Sendo que em termos gerais a revisão de literatura levada a cabo por aqueles autores refere um valor entre 10 a 20% para a execução de BTC e entre 10 a 15% para a construção em taipa. Já o teor de silte deve variar entre 10 a 25%.

Jayasinghe & Kamaladasa (2007) referem reduções substanciais da resistência a compressão de solos lateríticos estabilizados com cimento, quando a percentagem de finos (argilas e silte) é superior a 40%. Sugerindo que essa percentagem não deve exceder 30% (Perera & Jayasinghe).

Burroughs (2008) analisou 104 tipos de solo, os quais foram estabilizados com cal ou cimento num total de 219 estabilizações. Este autor utilizou como critério de validação da aptidão do solo para poder ser estabilizado, a obtenção de uma resistência à compressão superior a 2MPa (Figura 8.19).



*Figura 8.19: Metodologia para aferir a aptidão de um solo para ser estabilizado (Burroughs, 2008)*

### Correcção granulométrica

Quando os solos não apresentem as características mais favoráveis para a construção em terra, podem ser objecto de adição com outros solos com vista à obtenção de um solo com as características pretendidas. Assim se o solo for muito argiloso e muito plástico, poderá ser lhe adicionado material arenoso, já se for um solo muito arenoso poderá ser objecto de correcção com material fino. Quando um solo contém uma elevada quantidade de elementos grossos, bastará peneirá-lo com um peneiro de malha igual à dimensão que

convenha. Contudo se o solo tiver demasiados elementos finos, a solução poderá passar por uma operação de lavagem, o inconveniente desta operação está associado ao facto de se poderem retirar a quase totalidade dos finos, pelo que é preferível a adição com um solo arenoso. Quando o solo tenha uma granulometria descontínua, a sua melhoria envolve a adição de elementos com as dimensões em falta.

### **Estabilização**

A estabilização ou melhoramento de solos consiste numa alteração das características dos solos de maneira a melhorar o seu comportamento mecânico ou físico. Os métodos para a estabilização de solos para a construção em terra subdividem-se basicamente em:

- Estabilização mecânica em que se procuram melhorar as características dos solos através duma melhor arrumação das suas partículas sólidas e/ou recorrendo a correcções da sua composição granulométrica;
- Estabilização química em que as características dos solos são modificadas através de aditivos (cal ou cimento ou outros aditivos).

Anger *et al.* (2008) analisam a questão do mecanismo de coesão do material terra. Segundo estes autores, um dos responsáveis pela coesão é a água, devido à sua tensão superficial. Já a matriz argilosa é constituída por partículas microscópicas lamelares cuja coesão se deve a ligações capilares de dimensão nanométrica. Sendo que a estabilização óptima deve ocorrer em duas etapas: em primeiro lugar deve haver dispersão das argilas por indução da repulsão electrostática a fim de minimizar o teor de água e reduzir a porosidade final e em segundo lugar, após a adequada organização e estruturação das argilas é que deve ter lugar o mecanismo de ligação (reação pozolânica, geopolimerização, oxidação ferrosa).

Os mesmos autores, referem a existência de vários cimentos disponíveis na natureza, como o betão sílicioso “silcrete” que resulta da dissolução e reendurecimento da sílica ou o betão ferroso “ferricrete” que resulta da aglomeração de areias e outros agregados pela acção do óxido de ferro devido à oxidação de soluções de percolação contendo sais de ferro

A estabilização de solos para construção em terra pode incluir fibras naturais (Ghavami *et al.*, 1999) ou fibras artificiais (Binici *et al.*, 2005) ou até mesmo excrementos de animais (Ngowi, 1997). O conceito de melhoramento ou estabilização dos solos através de reacções químicas entre as partículas de solo, a água dos vazios e os materiais adicionados é semelhante tanto para o cimento como para a cal, porém os efeitos da estabilização com cal são mais rápidos do que os efeitos da estabilização com cimento (Cristelo, 2001).

### Estabilização com cal

Ao misturar cal num solo húmido ocorrem várias reacções químicas que provocam a aglutinação das suas partículas e modificação das suas características. As reacções mais importantes durante o processo de estabilização com cal são agrupadas da seguinte forma:

- Permuta iónica e floculação.
- Acção de cimentação (ou reacção pozolânica).
- Acção de carbonatação.

A permuta iónica faz com que os catiões  $\text{Ca}^{2+}$  se adsorvam à superfície das partículas diminuindo a sua electronegatividade e promovendo a floculação. A acção dos iões cálcio, inicia-se logo após a adição de cal ao solo plástico, deixando a mistura húmida solta a curar (processo este também chamado de apodrecimento, devido ao cheiro que se desenvolve), há uma diminuição da plasticidade, o solo torna-se friável e facilmente se desagrega.

A argila, agora formada por partículas de maiores dimensões, perde plasticidade, coesão e expansibilidade e aumenta a sua trabalhabilidade. Para atingir estes benefícios basta utilizar uma pequena quantidade de cal.

A acção de cimentação exige bastante tempo, sendo por isso uma reacção lenta, o que a torna responsável pela acção a longo prazo da cal na estabilização. É designada por reacção pozolânica e acontece sob condições climáticas quentes, podendo ser acelerada com recurso a aditivos adequados. Promove a formação de silicato hidratado de cálcio e/ou aluminato de cálcio pela reacção entre a cal, a sílica e a alumina livres nas partículas de argila.

A interacção entre a cal e a argila dissolve a sílica e a alumina das partículas de solo em ambiente de pH elevado, criado pelas moléculas de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Os materiais dissolvidos combinam-se com os iões cálcio, compondo produtos cimentícios que interligam as partículas argilosas.

Finalmente a reacção de carbonatação é a reacção da cal com o dióxido de carbono da atmosfera. Consiste na alteração química dos minerais argilosos devido à reacção do ião carbonato ou bicarbonato com qualquer substância mineral, principalmente com iões cálcio dos minerais, formando carbonato de cálcio. Esta é a reacção inversa da produção de cal a partir do calcário, e deve ser evitada uma vez que os carbonatos de cálcio e magnésio formados prejudicam a reacção pozolânica, impedindo o alcance da resistência desejada (Castro & Serafim, 1974).

A identificação das propriedades físico-químicas da cal é essencial para a sua aplicação na estabilização de solos. Uma das principais propriedades a ter em conta é a granulometria, uma vez que esta influencia várias propriedades da mistura solo-cal, como por exemplo a velocidade de hidratação, a massa volúmica e também a homogeneidade. A granulometria da cal é condicionada pela granulometria da rocha calcária, pelo processo de calcinação, pelo produto obtido (cal viva ou cal apagada) e por possíveis moagens suplementares devido às diferentes utilizações que podem ser atribuídas à cal. O conhecimento da superfície específica da cal, pode ser útil para a avaliação do grau de homogeneização e de reacção da cal com o solo e com a água, pois maiores superfícies de contacto dão origem a misturas mais equilibradas. A estrutura porosa das partículas de cal faz com que a superfície exterior esteja em contacto com a água mas, através dos fenómenos de absorção e adsorção, também uma parte interior da sua superfície é envolvida pela água.

A reactividade revela a rapidez da acção da cal depois da aplicação e a eficiência da sua acção estabilizante. Esta propriedade permite antecipar a duração das reacções e, se estas forem exotérmicas, o aumento da temperatura produzida. Para a realização de uma mistura solo-cal para modificação ou estabilização de solos, é necessário encontrar o teor em cal mais adequado para a situação em estudo e depois determinar as propriedades da mistura e a sua alteração ao longo do tempo.

O teor óptimo em cal, depende da futura aplicação do material estabilizado, pois há uma grande variedade de teores, que podem ser adoptados em função das propriedades requeridas. Estas podem ter como objectivo a diminuição da plasticidade e o aumento da trabalhabilidade – melhoramentos – ou a realização de alterações definitivas com efeitos na resistência da mistura – estabilizações.

Para a dosagem das misturas solo-cal determinam-se, os limites de consistência, a granulometria e a classificação e realizam-se ensaios de compactação, resistência e durabilidade, para cada solo. Para a escolha final da mistura realizam-se ensaios de resistência e durabilidade, todavia os critérios mínimos adoptados são variáveis. Em climas frios, por exemplo, a durabilidade é a maior exigência (Castro & Serafim, 1974).

O teor em cal a usar na estabilização dos solos, deve ser sempre da ordem de 1 a 10%, contudo, deve ser determinado em cada caso. A utilização de quantidades superiores não é económica nem necessária, mas nunca se deve utilizar menos de 3%, pois mesmo que em laboratório se tenha obtido as modificações pretendidas com um teor inferior, as condições de mistura na obra são sempre mais imperfeitas.

As dosagens para as misturas solo-cal baseiam-se em várias características, sendo que as principais são: o limite de consistência, a granulometria, a classificação, a compactação, a resistência e a durabilidade. Por vezes, também se podem ter em conta outras características como o pH, a composição mineralógica, a expansibilidade, o teor em matéria orgânica e em sulfatos e a capacidade de permuta iónica. A modificação de solos tem como objectivo a redução da plasticidade, a melhoria da trabalhabilidade e da resistência à desfloculação e à erosão, o aumento da resistência ao corte e a redução do potencial de variação de volume.

A estabilização com cal é sobretudo indicada para os solos com fracção fina muito plástica e expansiva. O material inicia o processo de cimentação, fortifica e torna-se mais granular, podendo assim considerar-se um material agregado com partículas de maiores granulometria e maior ângulo de atrito. A estabilidade assim alcançada melhora a resposta dos solos em relação aos movimentos de assentamento ou deslizamento, possibilitando a sua utilização em aplicações estruturais. Para que uma mistura solo-cal tenha um bom comportamento em obra, deve ter características satisfatórias, sendo estas permanentes e resistentes às acções de meteorização, e deve também ser convenientemente aplicado.

Quando os teores em cal usados são elevados, a durabilidade das misturas é maior, sendo por isso recomendado por alguns autores (Castro & Serafim, 1974) que se utilize no mínimo 5% de cal, mesmo quando uma quantidade menor permita alcançar a resistência necessária.

Cristelo (2001) estudou a estabilização de solos com cal concluindo que a utilização de adições residuais de cloreto de sódio é mais vantajosa que o aumento do teor de cal, este autor observou que a adição de 0,12% de cloreto sódio equivale a um aumento da adição de cal de 4%.

Millogo *et al.* (2008) estudaram a influência da adição de cal a solos argilosos para fabrico de blocos de adobe, concluindo que a utilização de 10% de cal maximiza a resistência à compressão e minimiza a absorção de água dos blocos de adobe. De acordo com aqueles autores, a adição de percentagens crescentes de cal induz a formação de compostos visíveis ao nível da microestrutura de calcite e fases de CSH, formadas a partir da reacção entre a cal e o quartzo (sílica) do solo. Já quando a percentagem de cal sobe para 12% há lugar à formação de portlandite.

### **Estabilização com cimento**

A estabilização de um solo por adição de cimento consiste na preparação de uma mistura homogénea de solo pulverizado, cimento e água, em proporções determinadas, em que a acção estabilizante do cimento pode

ocorrer segundo dois mecanismos distintos, consoante o teor que é adicionado ao solo (Cruz& Jalali, 2009).

Para teores em cimento mais baixos, verifica-se fundamentalmente uma modificação da fracção argilosa do solo, que diminui a sua plasticidade, podendo ser ou não acompanhada de aumento da resistência mecânica, uma vez que o cimento, nestes casos, forma núcleos independentes na massa de solo. Durante estas reacções de hidratação é libertada alguma cal que provocará uma aglutinação das partículas argilosas, no entanto, pouco significativa sobretudo se comparada com a proporção de partículas granulares que passarão a estar interligadas.

Durante estas reacções de hidratação é libertada alguma cal que provocará uma aglutinação das partículas argilosas, no entanto, pouco significativa sobretudo se comparada com a proporção de partículas granulares que passarão a estar interligadas. Esta hidratação dos constituintes do cimento prolongar-se-á no tempo, conduzindo aos aumentos de resistência, devido à criação de produtos ligantes amorfos e à consolidação do endurecimento a longo prazo, devido aos produtos cristalinos. Por sua vez, a cal libertada durante as reacções de hidratação do cimento vai provocar o endurecimento dos agregados de partículas de argila (Cristelo, 2001).

A granulometria e a plasticidade conduzem a mecanismos de estabilização distintos (acção aglutinante ou modificadora) que podem ser simultâneos ou não, consoante o teor em cimento. Nas misturas de solos granulares com cimento a quantidade de aditivo não é suficiente para preencher a totalidade dos vazios existentes. Assim, no caso destes solos o cimento ligará as áreas de contacto das partículas de solo. Como estas áreas dependem da granulometria do solo, maximizando-se o número de pontos de contacto, o que aumenta com a boa graduação dos solos, menor será o teor em cimento necessário para se atingir certa resistência.

Nos solos coesivos, durante as reacções iniciais de hidratação do cimento dá-se a libertação de iões cálcio, o que pode provocar a permuta com os iões existentes nas partículas de argila, alterando assim a distribuição das cargas eléctricas, o que conduz a uma atracção mútua das partículas e à sua flocculação. As partículas de argila adquirem maiores dimensões e perdem plasticidade e coesão. De salientar que os processos envolvidos na estabilização de solos com cimento são fortemente prejudicados pela presença de matéria orgânica no solo, que inibe ou retarda a acção aglutinante do cimento e dificulta a libertação de iões de cálcio.

Relativamente à quantidade de água nas misturas de solo-cimento esta corresponde ao teor em água óptimo para a compactação, obtido através do

ensaio Proctor na mistura de solo e cimento. O teor em água necessário para a hidratação do cimento é inferior ao óptimo para a compactação, pelo que a água necessária para a hidratação está assegurada se forem satisfeitas as necessidades de compactação e se não houver perdas durante o período de cura. Esta água permite obter a máxima densidade através da lubrificação dos grãos de solo e permite a hidratação do cimento que endurece o solo numa massa sólida. Sendo assim, o teor em água da mistura de solo-cimento, desde o fim da mistura húmida até ao fim do acabamento, deve estar compreendido entre 0.95 e 1.10 vezes o teor em água óptimo (Pereira, 1970).

O estabilizante correntemente utilizado no fabrico de BTC, é o cimento embora a cal se assuma como um estabilizante mais barato e mais sustentável, porquanto não tem um impacto ambiental tão elevado, pelo que é expectável que a sua utilização venha no futuro a ganhar uma utilização superior.

### 8.1.4 Durabilidade

Aquilo que se conhece em termos da durabilidade das construções em terra resulta da constatação de que algumas construções delas conseguiram perdurar durante dezenas e até centenas de anos, também do comportamento daquelas construções em ensaios de envelhecimento acelerado e mais recentemente da monitorização de troços experimentais de alvenarias de terra construídas para o efeito há algumas dezenas de anos atrás.

O principal mecanismo responsável pela erosão das paredes de terra tem que ver com a energia cinética do impacto das chuvas nas paredes feitas com aquele material (Heathcote, 1995). Este facto justifica o pior comportamento das paredes de terra orientadas a Sul, direcção associada a chuvas com uma componente horizontal devida ao vento. Já outros autores (Ogunye & Boussabaine, 2002) referem que a chuva nem sempre tem um efeito erosivo nas paredes de terra o que só sucede para intensidades a partir de 25mm/m.

Bui *et al.* (2008) avaliaram o desempenho de 104 troços de paredes de taipa com e sem estabilização, expostos durante 20 anos a condições climáticas naturais (Figura 8.20).

A avaliação da durabilidade das construções em terra pode ser efectuada de forma indirecta através da análise da resistência à compressão ou da permeabilidade, também com ensaios de desgaste ou de impacto mecânico ou de queda de água gota a gota (Tabela 8.10).



*Figura 8.20: Troços de paredes de taipa expostos durante 20 anos aos agentes atmosféricos: a) Pareda em terra estabilizada com 5% de cal; b) Pareda em terra sem estabilização (solo misturado); c) Pareda em terra sem estabilização (Bui et al., 2008).*

**Tabela 8.10:** Avaliação da durabilidade das construções em terra (Heathcote, 2002).

Ensaio	Tipos de ensaios		
	Indirectos	Simulação	Erosão acelerada
Resistência à compressão	x		
Resistência superficial	x		
Permeabilidade	x		
Desgaste	x		
Queda de água gota a gota	x	x	
Jacto de água			x

Um outro conjunto ensaios que permitem uma simulação da erosão em modo acelerado respeitam à utilização de um jacto de água (Heathcote, 2002).

Ensaio “Geelong Test” - Entre os ensaios de erosão para provetes de terra, o ensaio Geelong foi especificamente concebido para provetes de adobe (Walker, 2000). O ensaio consiste em fazer cair sobre um provete inclinado a 30° uma determinada quantidade de água gota a gota, de uma altura de 400mm com recurso a um feltro embebido num recipiente de água. O ensaio termina quando o volume de água pingada for de 100ml, o que deve acontecer ao fim de 30 minutos. O grau de erosão é dado pela profundidade do desgaste provocado pela queda da água no bloco de terra, sendo que para profundidades superiores a 15mm se considera que os provetes devem ser rejeitados.

Ensaio acelerado de erosão SAET - O ensaio consiste em deixar cair um fio de água durante 10 minutos sobre um provete inclinado a 30°, a partir de um reservatório a 1500 mm da superfície do provete. Os resultados são obtidos a partir da profundidade de desgaste provocada pela queda de água, sendo que os provetes com uma profundidade de desgaste superior a 30mm são considerados não aptos.

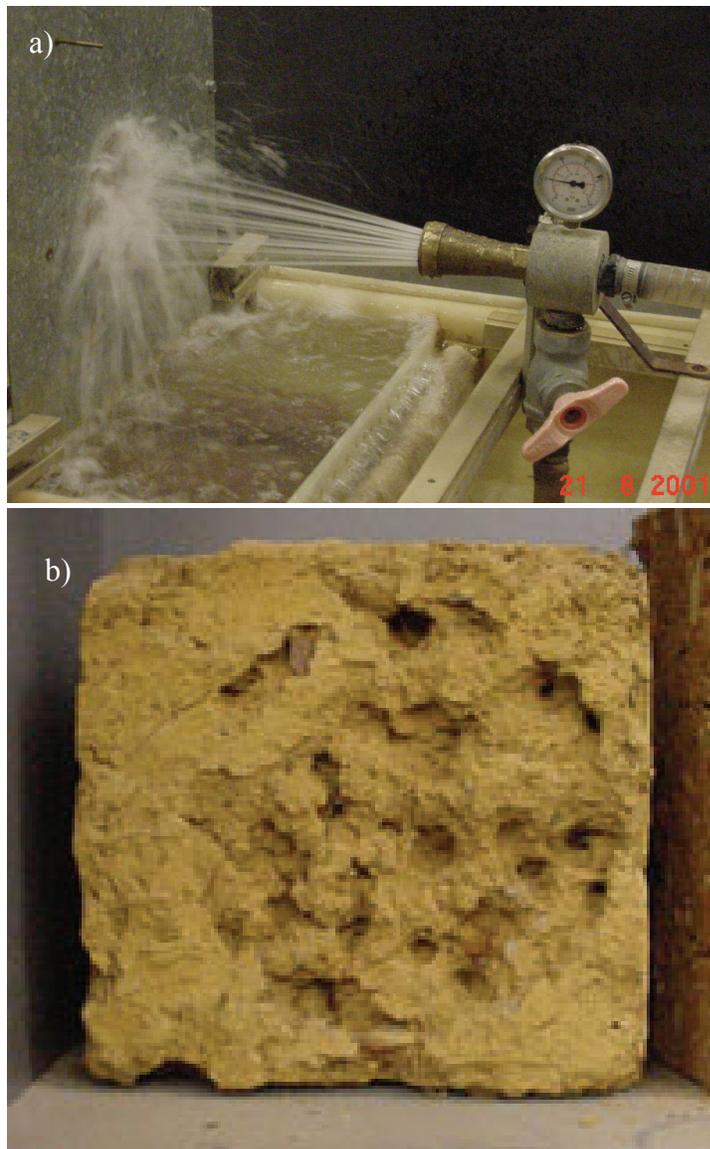
Relativamente aos ensaios de erosão acelerada que passam pela aplicação de um jacto de água contra os provetes de terra, nos últimos 50 anos foram desenvolvidas diversas variantes para o efeito que se apresentam na Tabela 8.11.

**Tabela 8.11:** Ensaios de erosão acelerada com jacto de água (Maniatidis & Walker, 2003).

	Distância (mm)	Pressão (kPa)	Jacto	Tempo (minutos)
Israel (Cytryn, 1955)	250 vert.	50	Spray	33
Austrália - CSIRO	470 vert.	50	Spray	60
Dep. Housing Washington	175 hor.	137	Chuveiro	120
Norton	180 hor.	137	Chuveiro	120
Houben & Guillaud	200 hor.	140	Chuveiro	120

Ensaio acelerado de erosão Bulletin 5 - Este ensaio foi desenvolvido na Austrália no início da década de 80 e tem o nome do documento onde estava incluído. O ensaio consiste na aplicação de um jacto de água horizontal a uma pressão de 50 KPa (o que corresponde a uma velocidade de 10 m/s), durante 1 hora ou até o grau de erosão atravessar o provete (Figura 8.21a). A cada período de 15 minutos interrompe-se o teste para medir a profundidade da erosão. A profundidade da erosão ao fim uma hora é expressa em mm por minuto. Heathcote & Moore (2003) afirmam no entanto que este ensaio não reproduz a acção da chuva pois o seu efeito é muito intenso e localizado deixando buracos nos provetes (Figura 8.21b).

Ensaio acelerado de erosão - University of Technology Sydney (UTS) - O ensaio UTS levado a cabo por Heathcote & Moore (2003) é um aperfeiçoamento do ensaio Bulletin 5, que embora utilizando um pressão de água superior produz um efeito erosivo mais distribuído em virtude da utilização de um tipo específico de chuveiro (Figura 8.22).



*Figura 8.21: Ensaio acelerado de erosão Bulletin 5:  
a) Ensaio; b) Provete erodido (Heathcote e Moore, 2003)*

## 8.2 Vantagens Ambientais

A utilização de solo para a construção em terra embora não possa ser considerada como uma utilização de um recurso renovável, também tão pouco pode considerar-se como estando associada aos impactos tradicionais da actividade extractiva de materiais para o fabrico de cimento, para o fabrico de tijolos cerâmicos ou mesmo do aço, os quais produzem grandes

depósitos de escomboreiras e lagos de lamas, pois regra geral o solo utilizado na construção em terra localiza-se imediatamente abaixo da camada de terra vegetal.



*Figura 8.22: Ensaio acelerado de erosão UTS (Heathcote & Moore, 2003)*

Se assumirmos que o edifício é executado com solo localizado na sua proximidade não há sequer poluição causada pelo transporte deste material. Já a utilização de alvenarias de tijolos cerâmicos ou de betão cuja produção é muito localizada e raramente próximo das zonas de construção dos edifícios

de habitação implicam sempre elevadas distâncias de transporte com os consequentes impactos em termos de emissões de poluentes gasosos.

No que respeita aos desperdícios da construção em terra (não estabilizados) estes podem simplesmente ser objecto de deposição no sítio da sua extracção sem qualquer perigo ambiental envolvido. Mesmo quando o solo é objecto de estabilização com cal ou cimento, este pode voltar a ser reutilizado neste tipo de construção, pelo que se pode assim considerar que no tocante à parte de geração de resíduos, a construção em terra praticamente não os gera, com excepção daqueles que respeitam à utilização de outros materiais.

Em comparação a utilização tradicional de alvenarias de tijolo furado, implicam desperdícios relevantes deste material pois tratando-se de unidades monolíticas com 30 cm de comprimento (formatos 30×20×7, 30×20×11, 30×20×15, 30×22×20), é muito frequente a inutilização parcial de bastantes unidades de tijolo durante a execução das paredes de edifícios de habitação.

A utilização de solo para a construção em terra envolve em termos gerais e basicamente a remoção da camada superficial de terra vegetal e não tem um impacto significativo em termos energéticos dado que é uma tarefa que pode ser efectuada em termos manuais. Alguns autores comparam as emissões de carbono de materiais correntemente utilizados na execução de alvenarias com as emissões equivalentes de blocos de terra, evidenciando o bom desempenho ambiental destes últimos (Figura 8.23)

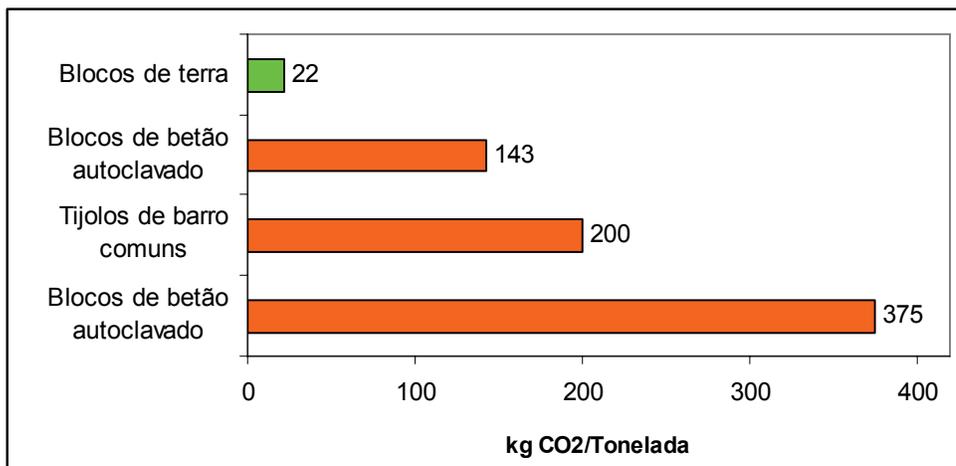


Figura 8.23: Carbono incorporado em materiais para alvenarias (Morton et al., 2005)

Para uma habitação de 3 quartos com 92m<sup>2</sup> com paredes interiores em blocos de terra os valores da Figura 8.23 representam uma redução de 24MWh ou 7

A Sustentabilidade da Construção em Terra toneladas de CO<sub>2</sub> relativamente à execução das mesmas divisórias com tijolos de barro cozidos, ou uma redução de 14 toneladas de CO<sub>2</sub> face à utilização de blocos de betão autoclavado.

Quintino (2005) utilizando valores para o caso específico da produção de BTC em Portugal, refere que a energia incorporada nos blocos fabricados em processo mecânico é de aprox. 100 kw/h por tonelada, valor muito inferior aos 1200 kw/h por tonelada dos tijolos cerâmicos cozidos em fornos.

Para Morton (2008) a substituição de apenas 5% de blocos de betão utilizados no Reino Unido por alvenaria de terra implicaria uma redução nas emissões de CO<sub>2</sub> de aproximadamente 100.000 toneladas.

Segundo Sukla *et al.* (2008) as poupanças energéticas de uma habitação em adobe permitem uma redução de 100 toneladas de CO<sub>2</sub> anuais.

Lourenço (2002) analisou os gastos energéticos relativos à produção dos principais materiais (madeira, betão, aço, tijolos cozidos e cimento), utilizados para a execução de uma pequena moradia de R/C, contemplando as seguintes variantes:

- Caso 1: Moradia com estrutura em betão armado, alvenarias de tijolo furado cozido e laje de esteira em vigotas pré-esforçadas e abobadilhas.
- Caso 2: Com realização de alvenarias portantes em BTC coroadas com lintéis em betão e com cobertura em vigas de madeira
- Caso 3: Com realização de alvenarias exteriores portantes em taipa, paredes interiores em adobe e com cobertura em vigas de madeira.
- Caso 4: Moradia com estrutura em betão armado e alvenarias só com funções de vedação executadas em adobe.

Esta autora observou que a solução de construção corrente implica para esses materiais, um consumo energético que é mais do dobro do consumo associado às soluções 2 e 3 (Figura 8.24).

A mesma autora refere que os consumos energéticos relativos à ocupação dos imóveis são substancialmente superiores aos consumos energéticos para a sua execução, tendo simulado valores energéticos somente para as funções de iluminação, aquecimento com sistema central e arrefecimento com recurso a ar condicionado, de 22.728 MJ/ano.

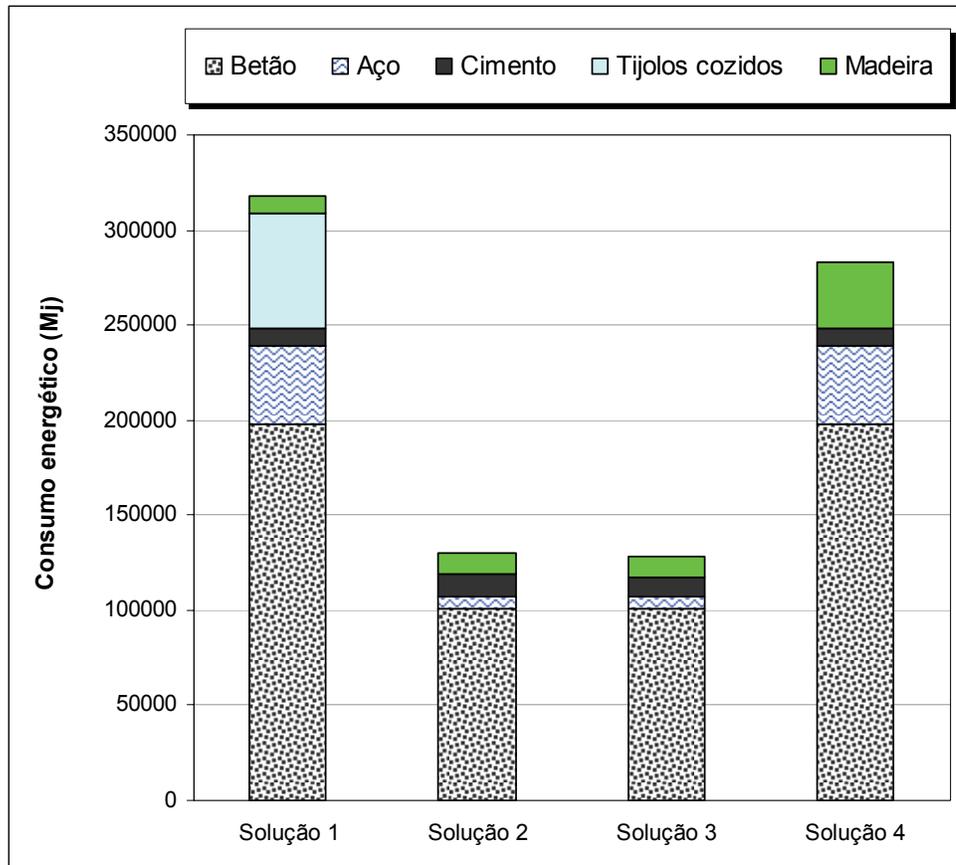


Figura 8.24: Consumos energéticos dos principais materiais (adaptado de Lourenço, 2002)

Sukla *et al.* (2008) analisaram habitações em adobe tendo obtido valores de energia incorporada de 475 GJ para cada 100m<sup>2</sup> de área construída com a seguinte distribuição: Estrutura - 102 GJ; Fundações - 214 GJ; Pavimentos - 55 GJ; Acabamentos - 5 GJ; Mobiliário - 18 GJ; Manutenção - 59 GJ; Instalação eléctrica - 4 GJ

Estes autores referem que embora a energia incorporada seja baixa, o valor para manutenção é significativo e corresponde a 12,5% do total. Os mesmos observam também que os gastos em aquecimento e arrefecimento ascendem a 370GJ.

Zami & Lee (2010) pronunciam-se sobre as vantagens da construção em terra relativamente às construções correntes baseadas em alvenarias de tijolo cozido e betão armado.

Por outro lado a construção em terra não está associada aos efeitos nocivos em termos da contaminação do ar interior com compostos orgânicos voláteis

A Sustentabilidade da Construção em Terra (COVs), pelo que os ocupantes destas habitações experimentarão uma qualidade do ar superior (Wargocki *et al.*, 1999).

Uma outra vantagem da construção em terra em termos da qualidade do ar do interior das habitações, tem que ver com a sua capacidade para controlar o nível de humidade relativa (Minke, 2000).

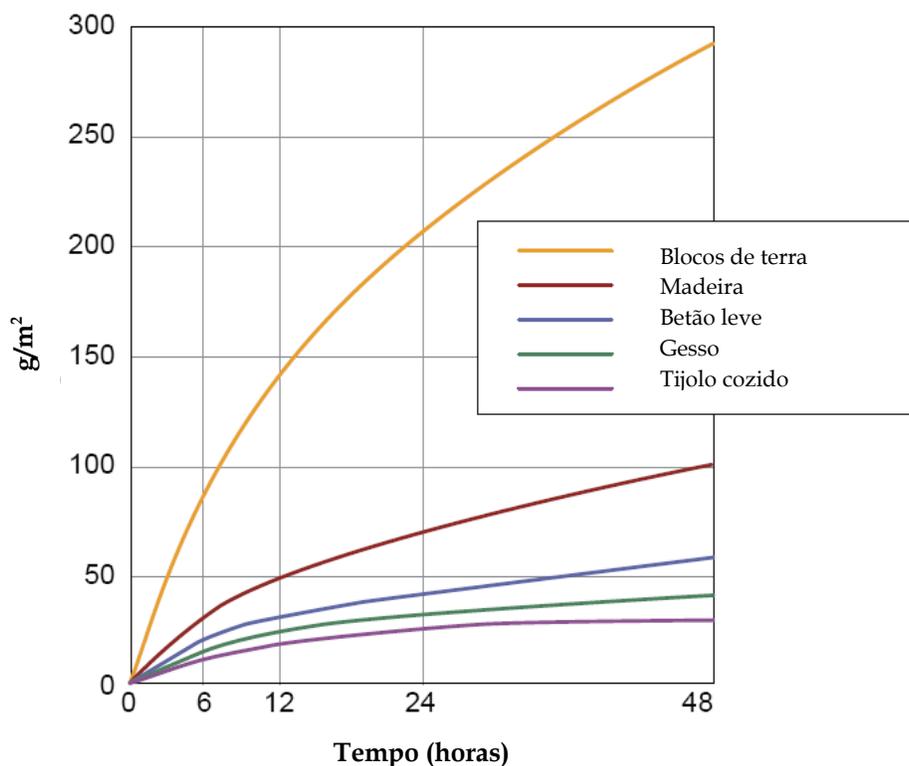


Figura 8.25: Água absorvida por diferentes materiais quando a humidade relativa do ar sobe de 50% para 80% (Minke, 2000)

Investigações sobre o desempenho de alguns materiais de construção, comprovam que os blocos de terra são capazes de absorver 10 vezes mais humidade do ar, do que os tijolos cerâmicos tradicionais (Figura 8.25).

Segundo Morton (2008) a higroscopicidade dos materiais de construção, consegue por vezes ser mais efectiva na redução da humidade do ar interior do que a utilização de ventilação. Este autor refere um estudo realizado na Grã-Bretanha onde se constatou que a construção em terra conseguia manter os níveis de humidade do ar interior entre 40 a 60%. Sendo que este intervalo de humidade é o mais indicado para efeitos de saúde humana.

Também recentemente Allison & Hall (2010) comprovaram que as paredes de terra estabilizada apresentam elevado potencial na estabilização da humidade do ar do interior das habitações.

De facto, elevados níveis de humidade relativa no interior das habitações acima de 70%, são responsáveis pelo aparecimento de bolores os quais podem desencadear reacções alérgicas (Arundel *et al.*, 2006). Valores de humidade acima de 60% estão associados à presença de ácaros e doenças do foro asmático (Hovieson, 2005).

Por outro lado, valores de humidade relativa abaixo de 40% estão ligados ao síndrome dos “edifícios doentes” típico de ambientes muito secos. Nestes ambientes há lugar a uma secagem da mucosa respiratória, propiciando o aparecimento de doenças do foro respiratório como as amigdalites, faringites ou bronquites. Entende-se por isso facilmente que as estatísticas sobre saúde pública refiram que das últimas décadas a esta parte se registou um aumento de quase 50% na ocorrência de problemas de saúde do foro respiratório, como a asma, o que também se repercute negativamente em termos da produtividade dos ocupantes destes edifícios (Heerwagen, 2000).

Berge (2009) refere o caso do Hospital de Feldkirch na Áustria no qual está construída uma galeria com 180 m de comprimento revestida lateralmente com troços de taipa (nalguns casos com 6 m de altura), com o único fim de se conseguir uma estabilização da humidade do ar sem recurso aos meios mecânicos convencionais (Figura 8.26).



Figura 8.26: Parede em taipa, Hospital de Feldkirch, Áustria (Berge, 2009)

## 8.3 Conclusões Gerais

Caracterizada por baixos consumos de energia e de emissões de carbono, por estar associada a baixos ou quase nulos níveis de poluição e ainda por ser responsável por níveis de humidade no interior dos edifícios benéficos em termos da saúde humana, a construção em terra possui assim vantagens competitivas face à construção corrente que lhe auguram um futuro promissor. No que a Portugal diz respeito o futuro da construção em terra passa em primeiro lugar pelo reconhecimento institucional da importância deste tipo de construção, traduzido em regulamentação própria, em segundo lugar pelo fomento de uma política formativa que contemple as especificidades técnicas e científicas desta área e permita uma generalização daquilo que já é feito actualmente em termos formativos mas agora à escala nacional. Sem que estas condições estejam cumpridas dificilmente a população civil deixará de olhar para esta construção como sendo algo que só pode contentar aqueles que não tem recursos financeiros para terem uma habitação construída em moldes correntes.

## 8.4 Referências

- ALLISON, D.; HALL, M. (2010) *Hygrothermal analysis of a stabilised rammed earth test building in the UK*. Energy and Buildings Vol. 42, pp.845-852
- ANGER, R.; FONTAINE, L.; HOUBEN, H.; DOAT, P.; DAMME, H.; OLAGNON, C.; JORAND, Y. (2008) *Earth: a Concrete Like any other?* 5<sup>th</sup> International Conference on Building with Earth - LEHM 2008, Weimar, Germany, pp.59-65.
- ARAÚJO, G. (2005) *Terra sobre engredado em Portugal*. Editora Argumentum, ISBN: 972-8479-36-0, pp.57-61.
- ARUNDEL, A.; STERLING, E.; BIGGIN, J.; STERLING, T. (1986) *Indirect health effects of relative humidity in indoor environments*. Environmental Health Perspectives, Vol. 65, pp.351-361.
- BARBOSA, N.; MATTONE, R.; MESBAH, A. (2002) *Blocos de concreto de terra: uma opção interessante para a sustentabilidade da construção*. 44<sup>o</sup> Congresso Brasileiro do Concreto. Belo Horizonte - Minas Gerais.
- BAHAR, R.; BENZAOUZ, M.; KENAI, S. (2004) *Performance of Compacted Cement-Stabilised Soil*. Cement & Concrete Composites 26, pp.811-820.
- BERGE, B. (2009) *The ecology of building materials*. 2<sup>o</sup> Edition, Architectural Press, ISBN 978-1-85617-537-1, Elsevier Science
- BRITO, J. (2006) *Características do Solo para a Execução de Taipa*. Parte I. Revista construção Magazine 42-45.
- BUI, Q.B.; MOREL, J.C.; VENKATARAMA, B.V.; GHAYAD, W. (2008) *Durability of rammed earth walls exposed for 20 years to natural weathering*. Building and Environment 44, pp. 912-919.
- BURROUGHS, S. (2008) *Soil property criteria for rammed earth stabilization*. Journal of Materials in Civil Engineering, pp.265-273.
- CARVALHO, J.; PINTO, J.; VARUM, H.; JESUS, A.; LOUSADA, J.; MORAIS, J. (2008) *Estudo do material terra usado nas construções em tabique na região de Trás-os-Montes e Alto Douro*. Terra Brasil 2008, II Congresso de Arquitectura e Construção com Terra no Brasil. S.Luis, Maranhão, Brasil.

- CASTRO, E.; SERAFIM, L.A. (1974) *O Solo-Cal na pavimentação de estradas e aérodromos*; Memória N.º 450. Ministério do Equipamento Social e do Ambiente, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.
- CORREIA, A. G.C. (1995) *Mecânica dos solos e fundações I-Elementos teóricos*, IST-UTL, Lisboa.
- CORREIA, M. (2000) *Le pisé d'alentajo*, Portugal. Dissertação de Mestrado sob a orientação de Hubert Guillaud, DPEA-Terre, CRAterre, École d'Architecture de Grenoble, França.
- CRISTELO, N.M.C. (2001) *Estabilização de solos residuais graníticos através da adição de cal*. Tese de Mestrado em Engenharia Civil – Estruturas, Geotecnia e Fundações. Universidade do Minho.
- CRUZ, M.L.; JALALI, S. (2009) *Estabilização de Solos com Cimento*. Edição TecMinho. ISBN: 978-989-95961-2-2, Guimarães, Portugal.
- DELGADO, M.C.; GUERRERO, I.C. (2007) *Earth building in Spain*. Construction and Building Materials 20, pp.679-690.
- DETHIER, J. (1986) *Des Architectures de terre*. In Edition de Centre Pompidou, Paris
- DOAT, P.; HAYS, A.; HOUBEN, H.; MATUK, S.; VITOUX, F. (1979) *Construire em terre*. France CRAterre- École d'Architecture de Grenoble.
- EUSÉBIO, A.P.J. (2001) *Reabilitação e melhoramento de paredes de terra crua-taipa*. Tese de Mestrado em Construção. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico, Portugal.
- EIRES, R.; JALALI, S. (2008) *Inovações científicas de construção em terra crua*. Conferência Internacional - Angola: Ensino, Investigação e Desenvolvimento (EIDAO 08), Braga
- FARIA, O. (2002) *Utilização de Macrófitas Aquáticas na Produção de Adobe: um Estudo no Reservatório de Salto Grande*. Tese de Doutoramento em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de S.Paulo.
- GALHANO, F.; OLIVEIRA, E. (1992) *Arquitetura tradicional portuguesa*. D. Quixote, Lisboa.
- GUETTALA, A.; ABIBSI, A.; HOUARI, H. (2006) *Durability Study of Stabilized Hearth Concrete under Both Laboratory and Climatic Conditions Exposure*. Construction and Building Materials 20, pp.119-127.
- GHAVAMI, K.; FILHO, R.; BARBOSA, N. (1999) *Behaviour of Composite Soil Reinforced with Natural Fibres*. Cement and Concrete Composites 21, pp. 39-48.
- HALL, M.; DJERBIB, Y. (2004) *Moisture ingress in rammed earth: Part 1 – the effect of soil particle-size distribution on the rate of capillary suction*. Construction and Building Materials 18, pp.269-280.
- HEATHCOTE, K.A. (1995) *Durability of earthwall buildings*. Construction and Building Materials 9, pp.185-189.
- HEATHCOTE, K.A. (2002) *An investigation into the erodibility of earth wall units*. PhD Thesis, University of Technology Sydney.
- HEATHCOTE, K.; MOORE, G. (2003) *The UTS durability test for earth wall construction*. [www.dab.uts.edu.au/ebf/research/leipzig-paper.doc](http://www.dab.uts.edu.au/ebf/research/leipzig-paper.doc)
- HEERWAGEN, J.(2000) *Green buildings, organizational success and occupant productivity*. Building Research & Information Vol.28,pp.353-367.
- HOUBEN, H.; GUILLAUND, H. (1989) *Traité de Construction en Terre*. Editions Parenthèses, Marseille.
- HOUBEN, H.; DOAT, P.; FONTAINE, L.; ANGER, R.; AEDO, W.; OLAGNON, C.; DAMME, H. (2008) *Builders grains – a new Pedagogical Tool for Earth Architecture Education*. 5th International Conference on Building with Earth - LEHM 2008, Weimar, Germany, pp.51-57.
- HOWIESON, S. (2005) *Housing and asthma*. Spon Press, London ISBN 0-415-33646-5.
- HELFRITZ, H. (1937) *Land without shade*. Journal of the Royal Central Asian Society 24 (2): 201-16.
- JAYASINGHE, C.; KAMALADASA, N. (2007) *Compressive Strength of Cement Stabilized Rammed Earth Walls*. Construction and Building Materials 21, pp.1971-1976.
- JAQUIM, P.A. (2008) *Analysis of historic rammed earth construction*. PhD Thesis. Durham University, United Kingdom.

- JORGE, F.; FERNANDES, M.; CORREIA, M. (2006) *Arquitetura de terra em Portugal*. 1ª Edição, Lisboa, Argumentum ISBN 972-8479-36-0.
- LOURENÇO, P.I. (2002) *Construções em Terra*. Tese de Mestrado em Construção. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico, Portugal.
- MANIATIDIS, V.; WALKER, P. (2003) *A Review of rammed earth construction*. University of Bath.
- MINKE, G. (2000) *Earth Construction HandBook. The building material earth in the modern Architecture*. WIT Press, Southampton, U.K.
- MINKE, G. (2006) *Building with earth, design and technology of a sustainable architecture*. Birkhäuser - Publishers for Architecture, Basel- Berlin-Boston.
- MIDDLETON, G.F. (1992) *Bulletin 5. Earth wall construction*. Fourth Edition, CSIRO Division of Building, Construction and Engineering, North Ryde, Australia.
- MILLOGO, Y.; HAJJAJI, M.; OUEDRAOGO, R. (2008) *Microstructure and Physical Properties of Lime-Clayey Adobe Bricks*. Construction and Building Materials 22, pp. 2386-2392.
- MICHEL, J. (1976) *Etude sur la Stabilisation et la Compressin des Terres. Pour Leur Utilisation dans la Constrution*. Annales de l'Institut Technique de Batiment et des Travaux Publics. Série Matériaux, pp.22-35.
- MOTTA, M (1997) *Construções rurais em alvenaria de terra crua no Baixo Alentejo*. Tese de Mestrado, UTL-IST.
- MORTON, T.; STEVENSON, F.; TAYLOR, B.; SMITH, C. (2005) *Low cost earth brick Construction: monitoring and evaluation*. Arc. Architects. ISBN 0-9550580-0-7.
- MUKERJI, K.; CRATERRE (1988) *Soil block presses*. Publication of Deutsches Zentrum fr Entwicklungstechnologien - GATE, a Division of the Deutsche Gesellschaft fr Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, 38p.
- NEUMANN, J.V.; BERNALES, J.B.; BLONDET, M. (1984) *Resistência sísmica de la Mamposteria de adobe*. Pontificia Universidade Católica del Peru, 19p.
- NGOWI, A. (1997) *Improving the Traditional Earth Construction: a Case Study in Botswana*. Construction and Building Materials Vol.11, pp.1-7.
- OGUNYE, F.O.; BOUSSABAIN, H. (2002) *Diagnosis of assessment methods for weatherability of stabilized compressed soil blocks*. Construction and Building Materials 16, pp.163-172.
- PEREIRA, O. A. (1970) *Estabilização de Solos*. Curso de especialização 108, LNEC, Lisboa
- PERERA, A.; JAYASINGHE, C. (2003) *Strength Characteristics and Structural Design Methods for Compressed Earth Block Walls*. Masonry International 16, pp.34-38.
- POLLOCK, S. (1999) *Ancient mesopotamia*, Cambridge University Press.
- QUINTINO, G. (2005) *Blocos de terra compactada. Arquitetura de Terra em Portugal*. Editora Argumentum ISBN: 972-8479-36-0, pp.53-56.
- RAEL, R. (1971) *Earth architecture*. ISBN 978-1-56898-767-5, Princeton Architectural Press, New York
- RIBEIRO, O. (1969) *Geografia e civilização*. Temas Portugueses, Coleção Espaço e Sociedade, Livros Horizonte, Lisboa, Portugal.
- ROGERS, C.D.F.; SMALLEY, I.J, (1995) The adobe reaction and the use of loess mud in construction. Construction and Building Materials 40, pp. 137-138.
- SHITTU, T. (2008) *Earth building norms and regulation: a review of Nigerian Building Codes*. 5th International Conference on Building with Earth - LEHM 2008, Weimar, Germany, pp.41-47.
- SCHROEDER, H.; VOLHARD, F.; ROHLEN, U.; ZIEGERT, C. (2008) *The "Lehmbau Regeln" in 2008 - a review after 10 years of use in practice*. 5th International Conference on Building with Earth - LEHM 2008, Weimar, Germany, pp.13-21.
- SCHROEDER, H.; ROHLEN, U.; JORCHEL, S. (2008a) *Education and vocational training in building with earth in Germany*. 5th International Conference on Building with Earth - LEHM 2008, Weimar, Germany, pp.193-197.
- SOARES, J.; TOMAZETTI, R.; PINHEIRO, R. (2004) *Habitação em paredes monolíticas de Solo-Cimento*. Teoria e Prática da Engenharia Civil Vol.5, pp.51-57.
- SHUKLA, A.; TIWARI, G.; SODHA, M.S. (2008) *Embodied energy analysis of adobe house*. Renewable Energy Vol.34, pp. 755-761.

WALKER, P. (2000) *Review and experimental comparison of erosion tests for earth blocks*. In: Terra 2000, Proceedings of the 8<sup>th</sup> international Conference on the study and conservation of earthen architecture. Icomos, Torquay, UK, pp.176-181.

WARGOCKI, P.; WYON, D.; BAIK, Y.; CLAUSEN, G.; FANGER, P. (1999) *Perceived air quality, sick building syndrome (SBS) symptoms and productivity in an office with two different pollution loads*. Indoor Air, Vol.9, pp. 165-179.

ZAMI, M.; LEE, A. (2010) *Economic benefits of contemporary earth construction in low-cost urban housing - State-of-the-art review*. Journal of Building Appraisal Vol. 5, pp.259-271

# 9

## **Durabilidade de Materiais Ligantes**

- 9.1 Enquadramento**
- 9.2 Patologia e Durabilidade**
- 9.3 Prevenção e Reabilitação**
- 9.4 Referências**
- 9.5 Conclusões**

## 9.1 Enquadramento

A importância da durabilidade para a sustentabilidade dos materiais de construção foi bem expressa por Mora (2007), quando referiu que o aumento da durabilidade do material betão de 50 para 500 anos significa uma redução do seu impacto ambiental de um factor de 10 vezes.

Materiais com baixa durabilidade implicam frequentes operações de conservação e de reabilitação ou mesmo de substituição integral, que envolvem o consumo de materiais e de energia. É por isso evidente que um material de elevada energia incorporada mas com uma elevada durabilidade, possa ser em termos ambientais preferível a um material com uma menor energia incorporada mas com uma durabilidade bastante menor.

Embora se intua como um passo positivo a utilização de materiais reciclados ou o reaproveitamento de resíduos em materiais de construção é contudo licito questionar se tal não coloca pertinentes dúvidas sobre a durabilidade dos mesmos, reduzindo ou anulando a sua aparente vantagem ambiental.

O presente capítulo aborda a patologia, a durabilidade e a reabilitação do betão e dos revestimentos de edifícios antigos. Relativamente ao betão são tecidas considerações sobre a importância da fissuração para a redução da durabilidade a que se segue uma descrição dos mecanismos de degradação, uma análise das duas metodologias de abordagem da durabilidade deste material e o enquadramento regulamentar existente nesse âmbito. Já na parte da prevenção e reabilitação do betão, são analisadas as medidas para evitar a ocorrência de RAS, a impermeabilização da superfície deste material e a utilização de tratamentos electroquímicos para proteger as armaduras da corrosão. No que se refere aos revestimentos de edifícios antigos, dá-se particular destaque à degradação dos mesmos através da cristalização por sais solúveis, porquanto é um dos problemas mais prementes com que os projectistas e os construtores se deparam. Relativamente a estes materiais é ainda analisada a questão da identificação dos seus constituintes e também quais os requisitos que devem respeitar as argamassas de restauro.

## 9.2 Patologia e Durabilidade

### 9.2.1 Betão

A durabilidade do betão caracteriza em termos gerais, a capacidade deste material para resistir a ataques de natureza física ou química. Uma determinada estrutura em betão deverá então ser capaz de manter o

desempenho previsto, durante a sua vida útil. E quando se fala do betão, fala-se mais especificamente da matriz cimentícia, porque em termos gerais é a pasta de cimento endurecida que mais contribui para a deterioração do betão, pois é o recobrimento poroso que vai permitir a entrada de agentes agressivos do exterior para o interior daquele material. A durabilidade surge assim associada à minimização da possibilidade dos agentes agressivos poderem ingressar no betão, o que poderá acontecer sob determinadas condições ambientais por qualquer um dos seguintes mecanismos de transporte: permeabilidade, difusão ou capilaridade (Figura 9.1).

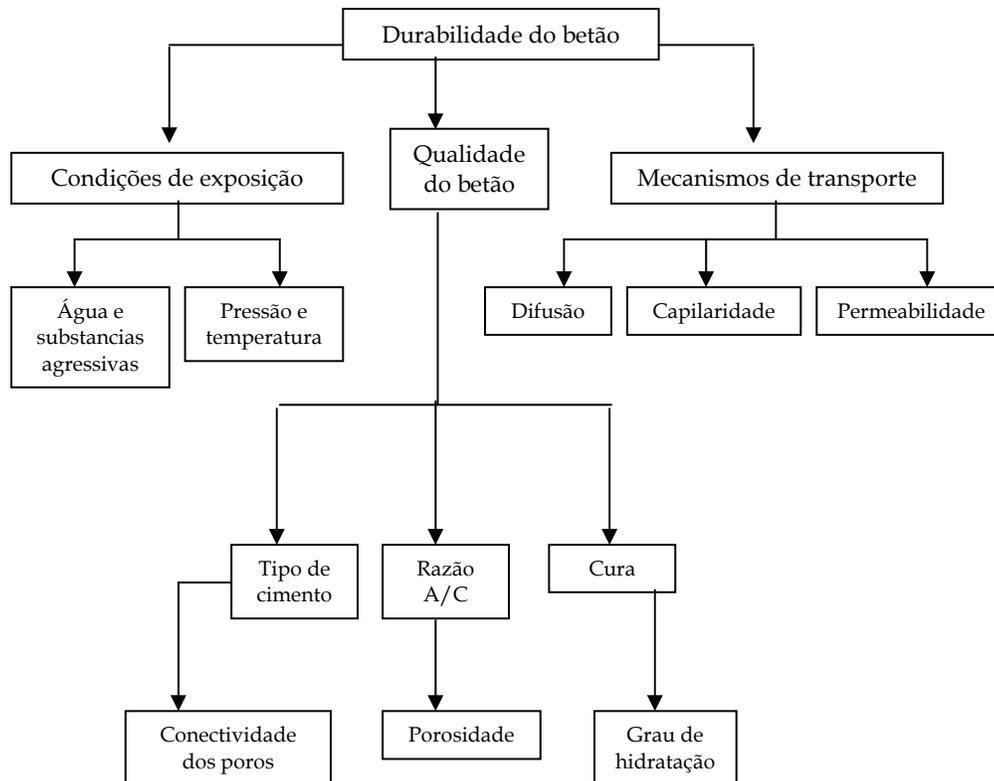


Figura 9.1: Durabilidade do betão (Bai, 2009)

### 9.2.1.1 Fissuração e Durabilidade

Sendo o ingresso de substâncias agressivas no betão um factor condicionante da durabilidade deste material, decorre daí que impedir a sua ocorrência é um requisito fundamental para o efeito. A Figura 9.2 sintetiza as principais causas responsáveis pela ocorrência de fissuras no betão.

### 9.2.1.2 Causas de Degradação

Os mecanismos de degradação do betão, podem ser de natureza física, química ou uma combinação de ambas (Tabela 9.1).

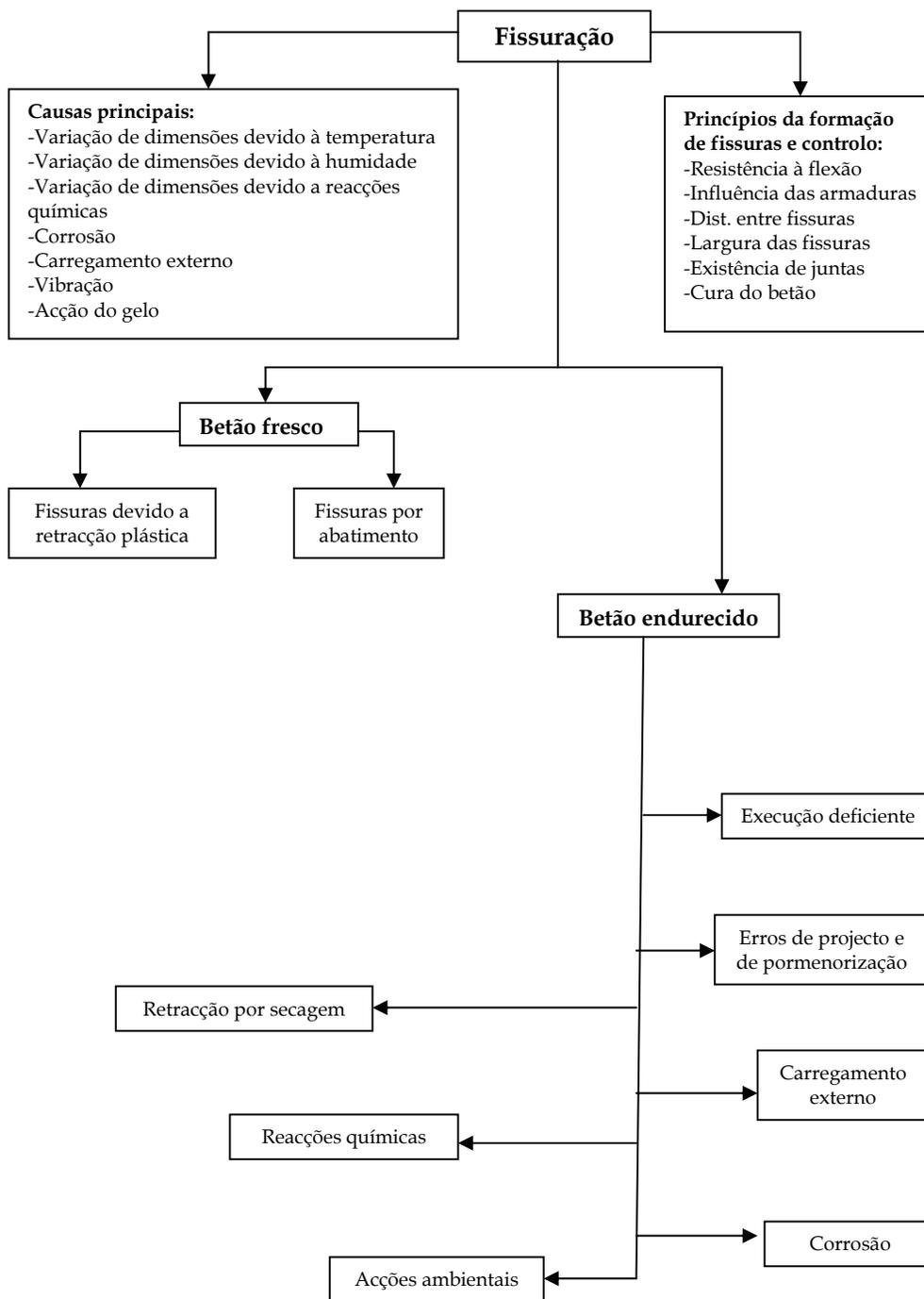


Figura 9.2: Causas responsáveis pela fissuração do betão (Bai, 2009)

**Tabela 9.1:** Factores de degradação do betão (Sarja & Vesikar, 1996)

<b>Factor de degradação</b>	<b>Processo</b>	<b>Degradação</b>
<b>Mecânicos</b>		
Carregamento estático	Deformação	Deflexão, fendilhação e rotura
Carregamento ciclico	Fadiga, deformação	Deflexão, fendilhação e rotura
<b>Biológico</b>		
Micro-organismos	Produção de ácido	Lixiviação
Bactérias	Produção de ácido	Lixiviação
<b>Químicos</b>		
Água pura	Lixiviação	Desagregação do betão
Ácido	Lixiviação	Desagregação do betão
Ácido e gases ácidos	Neutralização	Despassivação do aço
Dióxido de carbono	Carbonatação	Despassivação do aço
Cloretos	Penetração, destruição da camada de despassivação	Despassivação do aço
Despassivação do aço + H <sub>2</sub> O+O <sub>2</sub>	Corrosão	Expansão do aço, perda de secção e de aderência
Tensão + cloretos	Corrosão do aço	Pré-esforço
Sulfatos	Pressão dos cristais	Desagregação do betão
Agregado (sílica) + álcalis	Reacção da sílica	Expansão, desagregação
Agregado (carbonato) + álcalis	Reacção do carbonato	Expansão, desagregação
<b>Físicos</b>		
Variação de temperatura	Expansão/contracção	Deformação restringida
Variação de humidade	Retracção e expansão	Deformação restringida
Baixa temperatura + água	Formação de gelo	Desagregação do betão
Sal descongelante+ geada	Transferência de calor	Escamação do betão
Gelo (mar)	Abrasão	Escamação, fendilhação
Trânsito	Abrasão	Desgaste e rotura
Água corrente	Erosão	Danos superficiais
Água turbulenta	Cavitação	Cavidades
<b>Electromagnéticos</b>		
Electricidade	Corrosão	Expansão do aço, perda de secção e de aderência
Magnetismo	Corrosão	Expansão do aço, perda de secção e de aderência

Merecem contudo pela sua importância algum destaque, as seguintes:

### **Reacção álcalis-agregado**

A reacção álcalis-agregado é um processo químico que ocorre entre alguns minerais dos agregados, os iões alcalinos ( $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ ) e hidróxilos ( $\text{OH}^-$ ) que estão dissolvidos na solução dos poros do betão. Os iões e hidróxilos podem ser provenientes do cimento, da água de amassadura, dos próprios agregados e de materiais pozolânicos entre outros. Daquilo que se conhece sobre as reacções que se desenvolvem entre agregados de natureza expansiva e o cimento Portland podem subdividir-se em três tipos consoante o tipo de agregados utilizados (Reis & Silva, 1997; Santos Silva, 2005):

- a) Reacção dos hidróxilos alcalinos com o carbonato de cálcio de certos calcários dolomíticos, também designada reacção álcalis-carbonato.
- b) Reacção entre os iões alcalinos e hidróxilos e a sílica amorfa dos agregados, também designada reacção álcalis-sílica (RAS)
- c) Reacção álcalis-silicato, que é idêntica à RAS mas é muito mais lenta e ocorre não entre a sílica livre dos agregados mas entre alguns silicatos presentes nos feldspatos, ocorre também em certas rochas sedimentares (grauvaques), metamórficas (quartzitos) e magmáticas (granitos).

Relativamente ao primeiro caso, na reacção álcalis-carbonato os álcalis do cimento vão reagir com o calcário dolomítico provocando a saída do magnésio e expondo a argila do calcário à penetração da água, o que origina um fenómeno de expansão (Wood & Johnson, 1993; Poitvin, 1999). Recentemente Granttan-Bellew *et al.* (2010) comprovaram que esta reacção é idêntica à RAS.

No segundo caso e o mais frequente, a RAS do agregado referida pela primeira vez por Stanton em 1940, envolve o ataque do material silicioso pelos hidróxidos alcalinos derivados dos álcalis do cimento. Sendo que é necessária a contribuição simultânea de três factores para que a reacção ocorra: a) quantidade suficiente de sílica amorfa, b) iões alcalinos, c) água (Hobbs, 1988; Jensen, 1993; Sims & Brown, 1998).

A RAS, inicia-se com o ataque da sílica reactiva dos agregados pelos hidróxidos alcalinos do cimento formando-se um gel que atrai água por osmose ou difusão, tendendo a aumentar de volume. Como o gel está confinado pela pasta de cimento a pressão interna origina a fendilhação do mesmo (Figura 9.3).



*Figura 9.3: Betão fissurado por ocorrência de RAS*

Esta hipótese foi confirmada por diversas experiências, tendo sido medidas pressões osmóticas de 4MPa em gel de silicato alcalino. Tais tensões são superiores às tensões de rotura do betão por tracção, sendo por isso admissível que o gel possa provocar a sua expansão e fissuração.

Segundo Santos Silva (2005) os primeiros estudos que detectaram a ocorrência de RAS em Portugal, tiveram lugar na década de 80 e dizem respeito à barragem da Pracana (Figura 9.4).



*Figura 9.4: Barragem da Pracana, concelho de Mação, Santarém*

O mesmo autor apresenta uma descrição de várias obras onde foram registadas ocorrências de RAS (Tabela 9.2)

**Tabela 9.2:** Lista de obras com ocorrência de RAS em Portugal (Santos Silva, 2005)

Barragens de betão	Obras de arte	Outras estruturas
Cabril	Viaduto Duarte Pacheco	Depósito de água
Picote	Viadutos no Baixo Mondego	Travessas monobloco
Santa Luzia	Ponte sobre o Guadiana	
Alto Ceira	Ponte da Figueira da Foz	
Fagilde		
Caia		
Roxo		

Em termos geológicos as zonas do país com maior probabilidade de ocorrência de sílica reactiva (*rochas graníticas, quartzíticas e xisto-grauváquicas*), abrangem o Minho, Trás-os-Montes, Beira Alta e Alentejo (Tabela 9.3)

**Tabela 9.3:** Áreas dos distritos de Portugal Continental com rochas reactivas ou contendo álcalis (Santos Silva, 2005)

Distrito	% de área dos afloramentos rochosos	
	A	B
Aveiro	7,1	41,4
Beja	48,8	47,9
Braga	11,4	64,5
Bragança	52,6	31,3
Castelo Branco	1,1	31,9
Coimbra	8,8	23,6
Évora	12,2	25,5
Faro	58,8	33,2
Guarda	1,9	65,7
Leiria	11,6	1,1
Lisboa	12,7	13,5
Portalegre	17,5	35,3
Porto	5	62,1
Santarém	7,6	9,9
Setúbal	28,2	32
Viana do Castelo	3,8	77
Vila Real	21,6	72,4
Viseu	17,5	79,7

A (sílica reactiva); B(rochas com álcalis)

### Ataque de sulfatos

O ataque dos sulfatos ao betão caracteriza-se pela reacção química dos iões sulfatos, (como substância agressiva) com a alumina do agregado ou com o aluminato tricálcico ( $C_3A$ ), da pasta de cimento endurecido, na presença de

água, formando sulfoaluminato de cálcio hidratado (etringite secundária, assim referida para a distinguir da gerada durante a hidratação do cimento e não expansiva) e gesso (sulfato de cálcio), ambos produtos que ocupam um volume superior aos seus componentes o que origina expansão e fissuração do betão (Gonçalves, 2000).

O ataque de sulfatos ocorre quando no sistema poroso do betão penetram por difusão, soluções de sulfatos provenientes da água do solo, do mar ou de efluentes industriais. Os betões com cimentos do tipo I são os mais vulneráveis a este tipo de ataque, sendo os mais resistentes os cimentos pozolânicos e os cimentos de escórias, embora estas adições não tornem o betão imune a este tipo de ataque em todas as situações. Todos os tipos de sulfatos levam à degradação do betão, o mecanismo e grau de ataque depende do tipo de sulfato, sendo que o sulfato de magnésio tem uma acção mais devastadora do que os sulfatos de cálcio e de sódio.

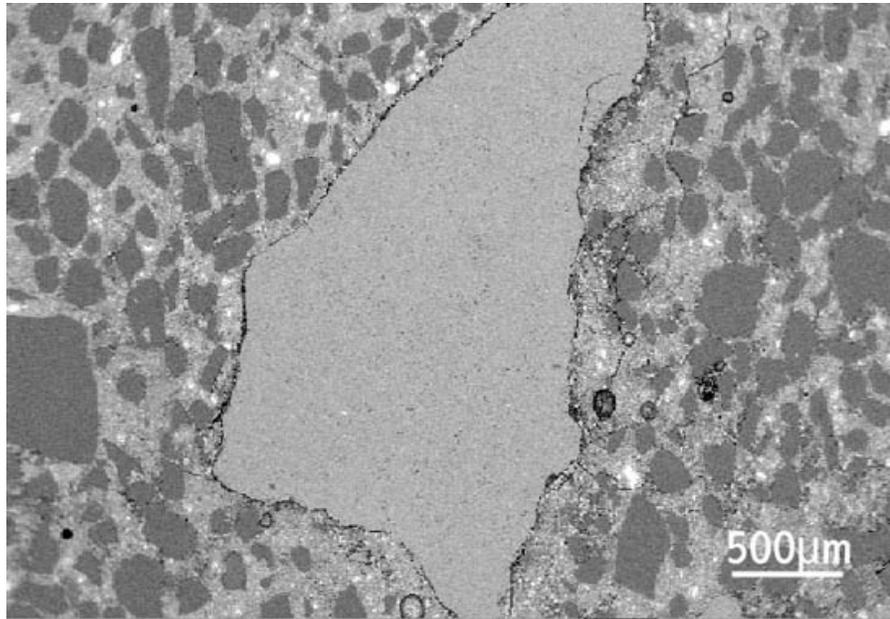
Um tipo particular de ataque por sulfatos, é designado por formação retardada de etringite (*DEF-delayed ettringite formation*) ou ataque interno por sulfatos. Este tipo de ataque costuma ocorrer em betões à base de cimento Portland, curados com tratamento térmico.

A formação de etringite retardada pode manifestar-se nas seguintes condições:

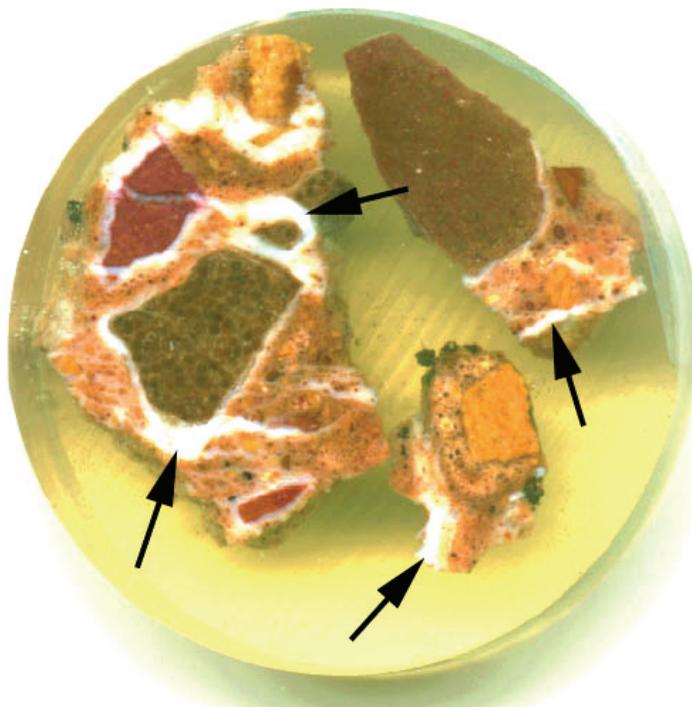
- ausência de fontes externas de sulfatos
- história de cura por calor
- presença de vazios em torno dos agregados (Figura 9.5)
- vazios proporcionais aos agregados

O ataque por sulfatos com formação de taumasite reveste um caso particular, em que contrariamente aos dois casos já referidos, há formação de gesso e etringite secundária. Neste caso concreto não são os aluminatos cálcicos hidratados que são sujeitos a ataque mas sim os silicatos cálcicos hidratados (CSH). A substituição dos CSH por taumasite leva à perda da resistência mecânica do betão, com transformação deste material numa massa pastosa (Figura 9.6).

Este tipo de ataque é assim muito mais grave do que aqueles em que há fissuração por expansão, pois esta não reduz de forma tão drástica a capacidade resistente deste material. A ocorrência deste tipo de ataque necessita de iões sulfato, iões carbonato, CSH, e água. Sendo os agregados calcários uma fonte de iões carbonato, as obras de fundações realizadas com betões de agregados calcários, em solos com água e sulfatos estão sujeitas a um elevado risco de um ataque deste tipo (Coutinho, 2001).



*Figura 9.5: Imagem em microscópio electrónico de uma partícula de agregado, característica de um ataque de sulfatos com formação de etringite retardada. É visível o contorno do agregado que se deve à formação de etringite secundária*



*Figura 9.6: Amostra de betão recolhida numa estrutura viária. As setas indicam a formação de taumasite junto aos agregados*

### Carbonatação

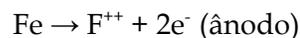
A carbonatação do betão é um processo pelo qual o dióxido de carbono atmosférico reage na presença de humidade com os produtos do cimento hidratado para formar carbonato de cálcio. A importância deste fenómeno reside no facto de reduzir a alcalinidade do betão, ora as armaduras de aço quando inseridas no meio alcalino do betão criam uma fina camada de passivação (óxido de ferro) que as protege da reacção com o oxigénio e a água impedindo a sua corrosão, contudo a manutenção dessa camada, necessita de um pH elevado entre 12 a 14, enquanto que a carbonatação pode reduzir esse valor para 8, com a consequente eliminação daquela camada. O principal factor que controla a carbonatação é a difusividade da pasta de cimento que por sua vez é função da estrutura porosa, daí que a razão A/C e a humidade sejam factores cruciais. A título de exemplo, num betão com uma razão A/C=0,6 pode atingir-se uma profundidade de carbonatação de 15mm em 15 anos, mas se a razão A/C for de 0,45, a mesma profundidade de carbonatação levará 100 anos a atingir (Wiering, 1984).

### Penetração de cloretos

O ingresso de cloretos para o interior do betão tem como principal consequência a corrosão das armaduras de aço e secundariamente a fissuração do próprio betão provocada pelo aumento de volume dos produtos dos óxidos da corrosão. O ingresso de cloretos no interior do betão pode ocorrer por permeabilidade, capilaridade ou difusão, ou ainda através da utilização de agregados contaminados, pela água da mistura ou pela utilização de adjuvantes com este elemento. Nem todos os iões de cloro contribuem para o ataque às armaduras, alguns reagem com os compostos do cimento e ficam fixos, sendo que somente os iões de cloro livres, podem iniciar o processo de corrosão se existirem em concentração suficiente.

### Corrosão de armaduras

A corrosão das armaduras ocorre por perda da camada de passivação ou por carbonatação ou pelo ingresso de um determinado valor crítico de cloretos no interior do betão. A corrosão do aço ocorre devido a uma acção electroquímica, característica quando metais com naturezas distintas estão em contacto eléctrico na presença de água e oxigénio (Figura 9.7). O processo anódico consiste na dissolução do ferro (Fe):



quando os iões de ferro carregados positivamente passam para a solução e o excesso de electrões com carga negativa passam para o aço através do cátodo, onde são absorvidos pelos constituintes do electrólito formando iões hidróxido (OH)<sup>-</sup>

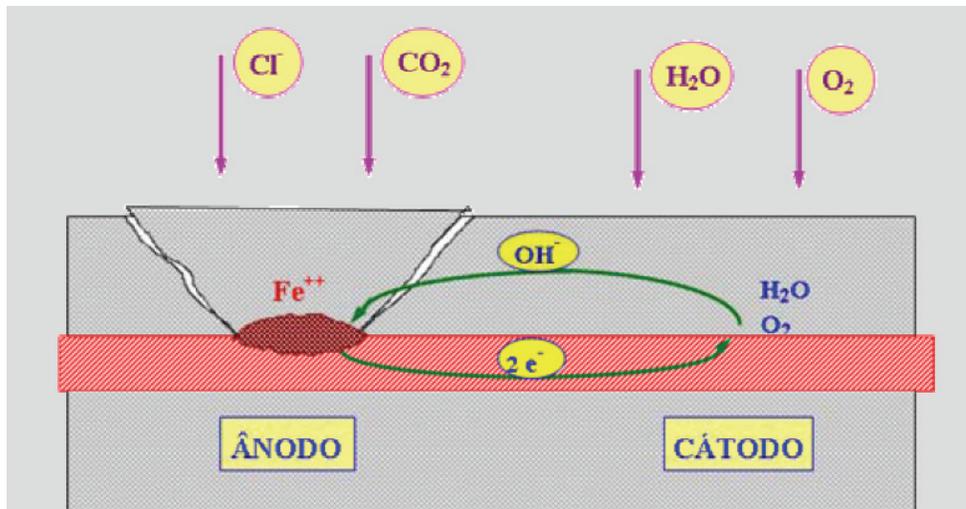
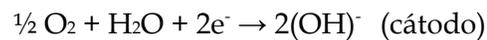
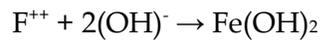


Figura 9.7: Modelo de uma célula de corrosão



Estes por sua vez combinam-se com os íons de ferro formando hidróxido férrico, que se converte em ferrugem após mais oxidação:



Na zona anódica ocorrem também uma série de reacções secundárias com aumento de volume (Figura 9.8)

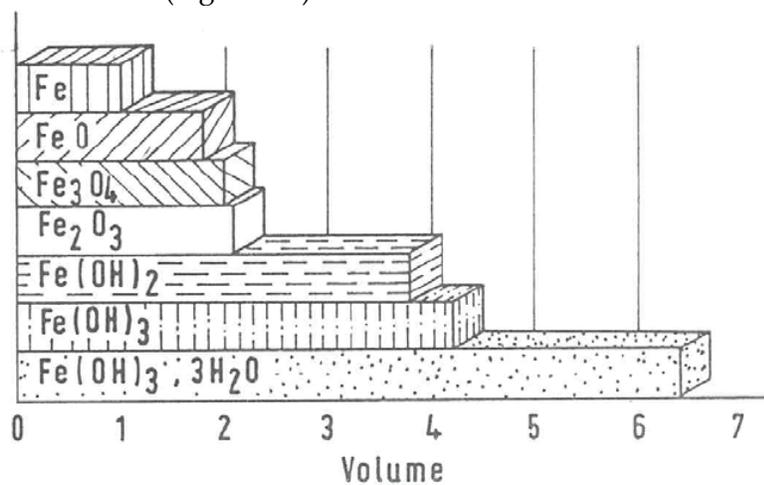


Figura 9.8: Reacções anódicas secundárias e aumento de volume associado.

O aumento de volume associado à formação dos produtos óxidos de corrosão irá levar à fendilhação e delaminação do betão do recobrimento (Figuras 9.9).



*Figura 9.9: Destacamento da camada de recobrimento em viga de betão devido à formação de produtos de corrosão*

### 9.2.1.2 Metodologias de Abordagem da Durabilidade e Regulamentação

Existem basicamente duas formas de controlo da durabilidade dos betões. Uma será através da imposição de limites à composição em termos de razão A/C e da quantidade mínima de cimento ou garantindo valores mínimos de recobrimento ou de classe de resistência. Esta abordagem é fácil, mas simplista e conservadora. Uma outra variante ligada aos requisitos de desempenho tem a vantagem de permitir otimizar o projecto alcançando um benefício em termos de custo, sem sacrificar a segurança da estrutura (Ferreira, 2004, 2009). Nesta segunda abordagem especifica-se o desempenho mas não a forma de o alcançar. No entanto a transição de normas prescritivas para normas de desempenho nem sempre é fácil, pois requer o desenvolvimento de ensaios de desempenho que avaliem os materiais em condições aplicáveis na vida real (Ferreira, 2006).

Na nova regulamentação os requisitos para o betão resistir às acções ambientais são apresentados em termos de valor limite para a sua composição e também de propriedades estabelecidas para o betão, no entanto e em alternativa podem resultar em especificações baseadas no desempenho deste material. Esta abordagem inovadora em termos normativos inicia um novo ciclo, pautado por uma maior engenharia dos materiais.

**LNEC E 461-2007-Metodologias para prevenir reacções expansivas internas**

Esta norma identifica as rochas e os minerais existentes no nosso país potencialmente reactivos aos álcalis, define metodologias para avaliar a reactividade dos agregados e a possibilidade das composições de betão virem a desenvolver reacções expansivas internas e estabelece as medidas a tomar para evitar a ocorrência de reacções expansivas por reacções álcali-sílica ou por formação de etringite retardada.

Esta especificação não trata as reacções álcali-carbonato por não ser conhecida a sua ocorrência em Portugal, nem as outras reacções sulfáticas internas pelo facto do cumprimento das normas de produtos relevantes prevenirem a sua ocorrência. A norma descreve quais os tipos de rochas e minerais potencialmente reactivos aos álcalis e propõe uma metodologia para a avaliação da reactividade dos agregados. Esta metodologia, não é no entanto aplicável aos granitóides, para os quais é aplicável uma outra metodologia.

Também para as rochas calcárias se dispensa a presente metodologia desde que o teor de resíduo insolúvel em ácido seja inferior a 2%. Em face da aplicação das metodologias de avaliação de reactividade os agregados são classificados em 3 classes:

Classe I - Agregado não reactivo

Classe II - Agregado potencialmente reactivo

Classe III - Agregado potencialmente reactivo

Ao nível do projecto o dono da obra ou o projectista deve identificar o nível de prevenção aplicável, em função do risco associado à ocorrência de fenómenos de degradação da estrutura e da categoria de exposição à humidade. Em face do risco e da categoria ambiental são definidos três níveis de prevenção:

P1 - Ausência de precauções especiais

P2 - Nível de prevenção normal

P3 - Nível de prevenção especial

Para o caso P1 não é necessário tomar qualquer medida. Para o nível de prevenção P2, deve aplicar-se uma das seguintes medidas:

- controlar a alcalinidade dos poros do betão
- evitar a presença de humidade e manter o betão seco
- teor crítico de sílica reactiva
- modificar as propriedades do gel para não ser expansivo

Já para o caso P3, devem aplicar-se pelo menos duas das medidas indicadas para o caso P2.

Relativamente às reacções sulfáticas internas é adoptada a metodologia anterior, identificando-se o nível de prevenção aplicável em função do risco associado à ocorrência de fenómenos de degradação da estrutura e da categoria de exposição à humidade e são também definidos três níveis de prevenção, P1, P2 e P3. Sendo que para o nível P1, não é necessário tomar qualquer medida. Para o nível de prevenção P2, deve aplicar-se uma das seguintes medidas:

- controlar a temperatura máxima do betão
- controlar a teor de álcalis do betão e de aluminatos e sulfatos do ligante
- controlar a humidade e manter o betão seco
- controlar o teor de hidróxido de cálcio

Também aqui para o caso P3 devem aplicar-se pelo menos duas das medidas indicadas para o caso P2.

### **LNEC E 464-2007 - Metodologia para uma vida útil de projecto de 50 e de 100 anos face às acções ambientais**

A presente especificação esclarece a selecção de classes de exposição em que foram organizadas as acções ambientais agressivas para o betão e fixa as medidas prescritivas que permitem esperar que seja satisfeita a vida útil de projecto das estruturas de 50 ou 100 anos nos ambientes correspondentes às diversas classes de exposição. Estabelece ainda o enquadramento geral para garantir a vida útil de projecto das estruturas de betão e a aptidão do conceito de desempenho equivalente. A norma repete as classes de exposição, já apresentadas na NP-EN 206-1, acrescentando-lhes mais exemplos informativos sobre situações reais a que correspondem.

Em substituição dos valores limites para a composição e resistência do betão com carácter informativo e indicados no anexo F da NP EN 206-1 (página 72 da mesma), a presente norma estabelece valores de recobrimento mínimo nominal, de máxima razão A/C, de mínima dosagem de cimento e de mínima classe de resistência, que o betão deve satisfazer sob as acções ambientais para que a estrutura tenha uma vida útil de 50 anos. Assim como também se indicam os tipos de cimentos que se podem utilizar.

Já para uma vida útil de 100 anos a Especificação LNEC E464 introduz as seguintes alterações relativamente às exigências formuladas para uma vida útil de 50 anos:

- para betões armados ou pré-esforçados sujeitos à acção do dióxido de carbono ou de cloretos o recobrimento mínimo nominal aumenta 10 mm.
- nos betões sujeitos à acção gelo-degelo ou ao ataque químico, o valor A/C é diminuído de 0,05, a mínima dosagem de cimento é aumentada de 20kg/m<sup>3</sup> e a classe de resistência à compressão é aumentada de duas classes.

Nos casos em que a estrutura esteja sujeita a mais do que uma classe de exposição, devem utilizar-se os requisitos mais exigentes da dosagem de cimento, da razão A/C e da classe de resistência entre as diversas classes. No caso de se pretender utilizar outros cimentos que não os indicados na referida Especificação, ou se os recobrimentos forem menores que os recobrimentos mínimos previstos consoante se pretenda uma vida útil de 50 anos ou 100 anos, deve recorrer-se ao conceito de desempenho equivalente do betão. O princípio deste conceito é o de que sobre uma composição de referência que satisfaça as exigências de composição para a classe de exposição objecto de estudo de equivalência e com o cimento de referência indicado para esta classe se determinem as propriedades referidas no Tabela 9.4.

Os resultados obtidos na composição de referência são depois comparados com os correspondentes valores da composição de estudo e extraídas conclusões sobre a equivalência de comportamento das duas composições. A especificação LNEC E 464 apresenta em anexo, os princípios e regras de aplicação relativas ao recobrimento das armaduras, de acordo com a EN 1992-1-1.

**Tabela 9.4:** Propriedades, métodos e provetes de ensaios

Classe de exposição	Propriedade	Método de ensaio	Provetes (mm)
XC1 XC2 XC3 XC4	Carbonatação acelerada	LNEC E 391	1 provete 150×150×600
	Permeabilidade ao oxigénio	LNEC E 392	3 provetes Ø150; h=50
	Resistência à compressão	NP EN 12390-3	3 provetes 150×150×150
	XS1/XD1 XS2/XD2 XS3/XD3	Coef. de difusão de cloretos	LNEC E 463
Absorção capilar		LNEC E393	3 provetes Ø150; h=50
Resistência à compressão		NP EN 12390-3	3 provetes 150×150×150

Assim, o recobrimento nominal ( $c_{nom}$ ) a utilizar nos cálculos estruturais, a especificar nos desenhos e a garantir na execução, é a soma do recobrimento mínimo ( $c_{min,dur}$ ) tabelado e uma parcela ( $\Delta c_{dev}$ ) relativa a tolerâncias de execução de valor especificado função do tipo de estruturas (Na NP ENV 13670-1 é  $\Delta c_{dev}=10\text{mm}$ ).

**LNEC E 465-2007 - Metodologia para estimar as propriedades de desempenho do betão que permitem satisfazer a vida útil do projecto de estruturas de betão armado ou pré-esforçado sob as exposições ambientais XC e XS**

Esta especificação estabelece uma metodologia para estimar as propriedades de desempenho do betão armado ou pré-esforçado, sujeito à acção do dióxido de carbono ou dos cloretos que permitem satisfazer a vida útil pretendida. A norma aborda a questão da modelação quer da humidade do ambiente que conduz à deterioração do betão, quer do próprio comportamento do material em termos da degradação do betão armado por corrosão das armaduras, como forma de ultrapassar as limitações dos modelos prescritivos em termos de dosagens e limites das propriedades.

A Especificação retoma o conceito de vida útil da norma EN 1990:2002 – Eurocode basis of structural design (Tabela 9.5), atendendo a que diversas obras ou mesmo diversas partes de uma obra devem ter diferentes vidas úteis.

**Tabela 9.5:** Categorias de vida útil

Vida útil pretendida		Exemplos
Categoria	$t_g$ (anos)	
1	10	Estruturas temporárias
2	10 a 25	Partes estruturais substituíveis
3	15 a 30	Estruturas para a agricultura e semelhantes
4	50	Edifícios e outras estruturas comuns
5	100	Edifícios monumentais, pontes e outras estruturas de engenharia civil

A especificação LNEC E-465 apresenta também uma metodologia geral para o projecto de durabilidade, quando o betão é a única barreira às acções que deterioram o betão armado, recomendando a quantificação do:

- a) tempo de vida útil através do tabela 9.5
- b) valor de probabilidade máximo aceitável (mínimo índice de fiabilidade) de ser atingido o estado limite de utilização
- c) estado limite de utilização
- d) desenvolvimento no tempo da “acção” imposta pela acção ambiental (S), bem como da resistência da estrutura a essa acção (Rs)

Nessa sequência são definidas três “Classes de Consequências”:

CC3 - Elevadas consequências económicas, sociais e ambientais, aplicável a edifícios altos, pontes principais, hospitais e teatros

CC2 - Médias consequências, aplicável a edifícios de habitação, industriais e de escritórios

CC1 - Pequenas consequências, aplicável a armazéns ou construções pouco frequentadas

A estas classes correspondem classes de fiabilidade, RC1, RC2 e RC3 com probabilidade de ocorrência  $\beta$ , estando os níveis  $\beta$  ligados às classes de inspecção previstas na NP ENV 13670-1.

A metodologia geral do projecto de durabilidade procura garantir para o estado limite de utilização e para a vida útil pretendida  $t_g$ :

-que a resistência da estrutura face às acções ambientais  $RS(t_g)$ , calculada utilizando os modelos de desempenho, seja superior à acção ambiental,  $S(t_g)$ , ou em alternativa que a vida útil,  $T_L$ , avaliada através dos modelos de desempenho, seja superior à vida útil pretendida,  $t_g$ .

A presente norma recorre a factores de segurança de vida útil, definidos em função das classes de fiabilidade para estimar as propriedades de desempenho. Para a modelação da deterioração do betão armado, a especificação LNEC E-465 baseia-se no modelo de Tuuti (1982), com um primeiro período de iniciação da corrosão e um segundo de propagação dessa corrosão. O período de iniciação corresponde ao tempo necessário para que o dióxido de carbono ou os cloretos penetrem no betão de recobrimento e criem condições para a despassivação do aço, o período de propagação decorre entre a despassivação e o atingir-se um estado limite, pelo que é a existência no betão de recobrimento de poros ou fissuras que é responsável pela falta de resistência do betão às acções ambientais.

Para a modelação da humidade admite-se que no betão é o grau de saturação de água nos poros que condiciona a taxa de corrosão das armaduras, enquanto que a profundidade de penetração do dióxido de carbono varia inversamente com o grau de saturação e ocorrendo o contrário com os cloretos. Sendo o grau de saturação função dos períodos de chuva e crescendo com a sua frequência e duração, a norma modela a humidade em função da humidade relativa e do tempo de molhagem.

Os modelos para o cálculo do período de iniciação relacionam a profundidade de penetração do dióxido de carbono ou dos cloretos com este período de tempo através de propriedades de desempenho ligadas ao movimento do CO<sub>2</sub> ou dos CL nos poros abertos do betão de recobrimento. Assim, tendo em conta o período de propagação e a vida útil pretendida e satisfeitos os requisitos de estabilidade, pode-se diminuir os requisitos de desempenho às acções ambientais do betão, aumentando a espessura de recobrimento.

### 9.2.2 Revestimentos de Edifícios Antigos

Ao longo da história utilizaram-se revestimentos contendo os mais diversos tipos de ligantes. Na Figura 9.10 apresenta-se um retrato bastante elucidativo da evolução do uso dos ligantes ao longo dos tempos. Os revestimentos de edifícios antigos construídos até ao Séc.XX são constituídos na sua maioria por ligantes aéreos e/ou com componentes hidráulicos. A sua execução não obstante assentar à data na disponibilidade de uma mão-de-obra com um conhecimento operacional bastante elevado (que não abunda actualmente) era ainda assim bastante demorada. E o resultado final era um material pouco resistente e nalguns casos pouco durável. Já no Séc.XX, o aparecimento do cimento Portland, associado a elevadas resistências mecânicas em idades jovens levou a uma generalização das argamassas bastardas e mesmo de argamassas contendo como único ligante o cimento. A utilização de argamassas à base de cimento Portland para a reabilitação de revestimentos de edifícios antigos, levaram ao aparecimento de patologias várias:

Apresentam um elevado módulo de elasticidade incapaz de acomodar as deformações das alvenarias, serem pouco permeáveis, serem quimicamente incompatíveis com as argamassas à base de cal e serem responsáveis pela introdução de sais solúveis. As eflorescências são de facto um dos mais graves tipos de patologias associados a todos os revestimentos de edifícios antigos, sendo que a solução deste problema dificilmente passará pela utilização de produtos “milagrosos” disponíveis comercialmente (Lubelli et al, 2006, 2006a).

Também Gonçalves & Rodrigues (2010) referem que a degradação por cristalização de sais solúveis constitui um dos principais mecanismos de degradação de argamassas em edifícios antigos. Na Figura 9.11 os referidos autores apresentam um esquema dessa patologia. A cristalização de sais solúveis costuma ocorrer à superfície do revestimento (eflorescências) ou na interface reboco/alvenaria (subflorescências), esta última é mais gravosa porque conduz a uma deterioração mais rápida do revestimento (Groot *et al.*, 2008).

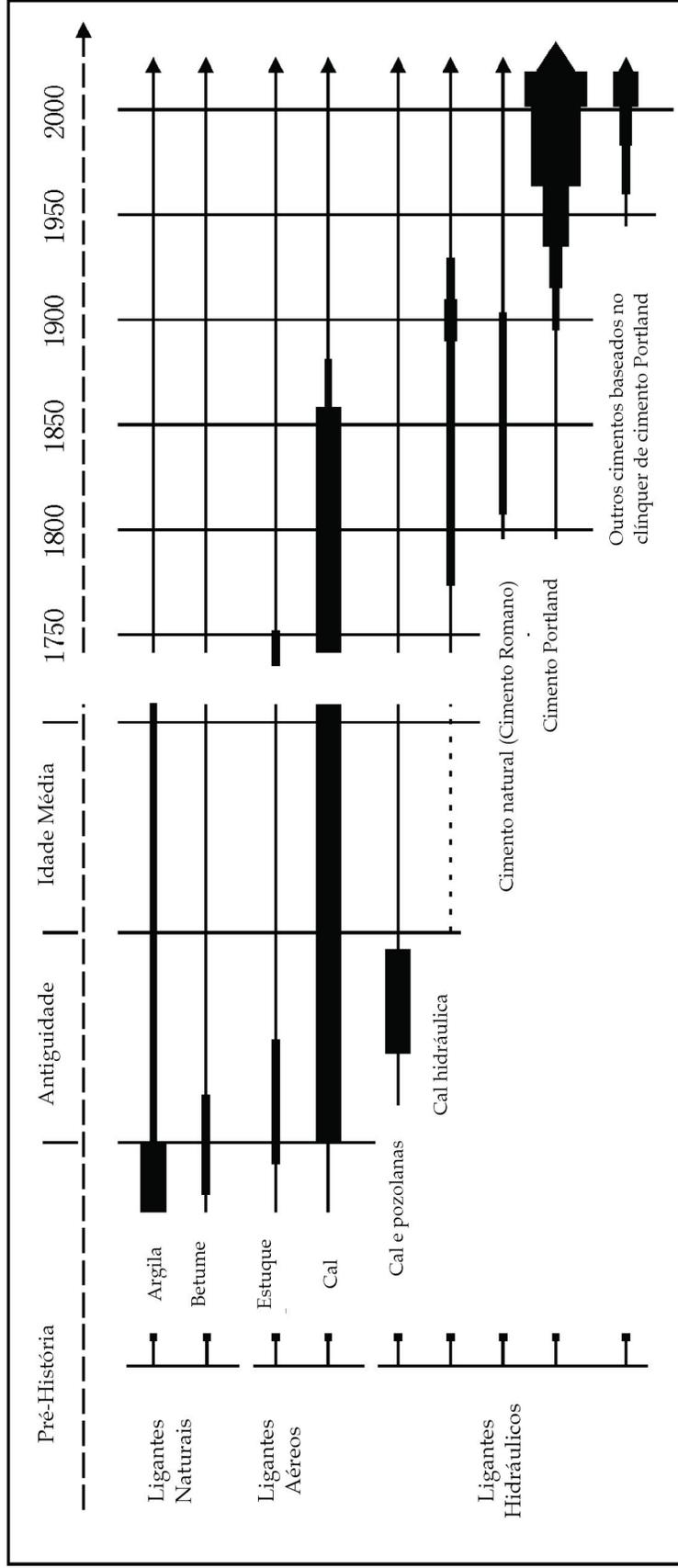


Figura 9.10: Uso de ligantes ao longo da história (Eisen et al., 2010)

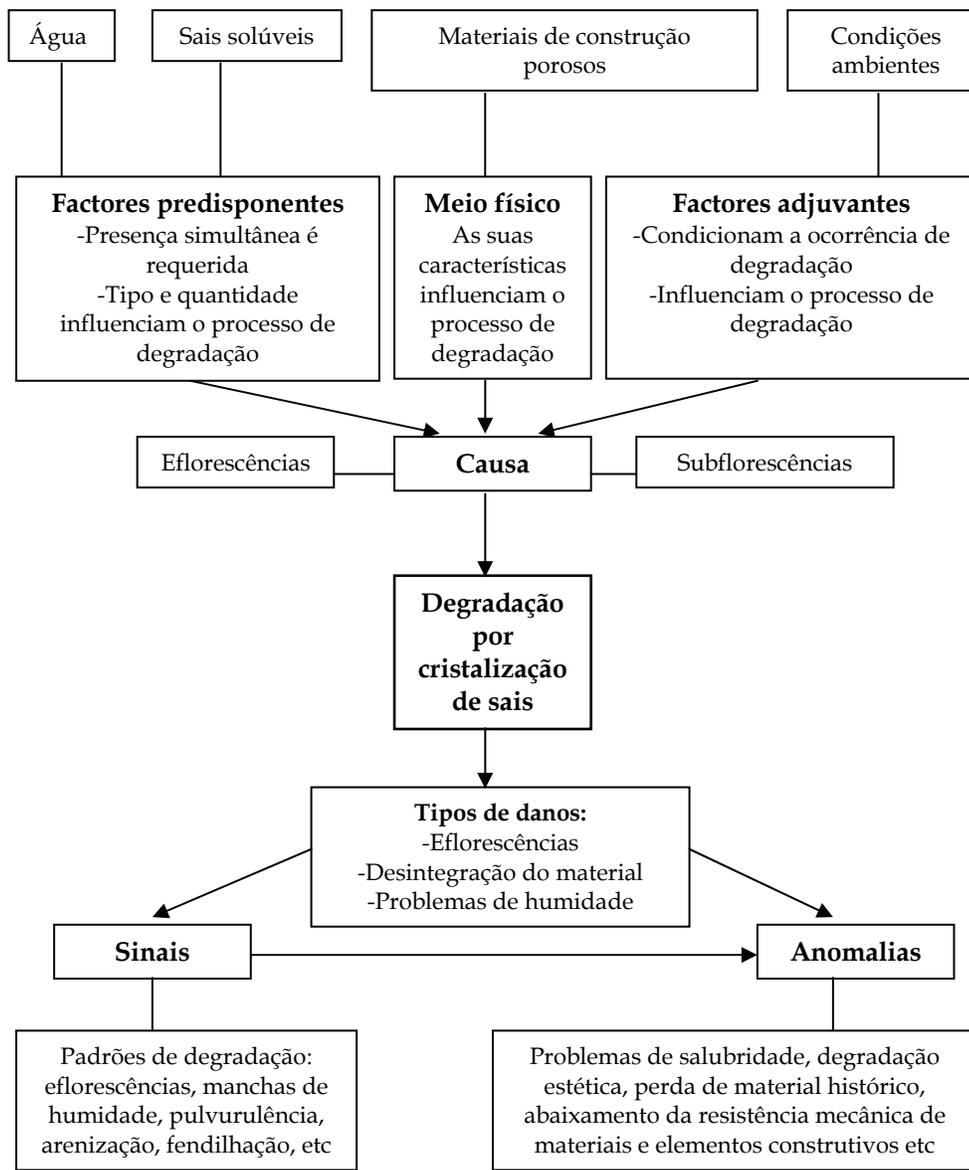


Figura 9.11: Patologia de degradação por cristalização de sais solúveis (Gonçalves & Rodrigues, 2010)

É frequente que a degradação de revestimentos por cristalização de sais solúveis se agrave depois de uma operação de reabilitação, devido à utilização de soluções de revestimento, que reduzem a sua permeabilidade ao vapor de água (Gonçalves, 2007; Gonçalves *et al.*, 2008).

A Figura 9.12 apresenta uma dessas situações relativas à reabilitação do revestimento de uma parede carregada com sais de cloreto de sódio provenientes de uma inundação. A durabilidade dos revestimentos de edifícios antigos está assim condicionada a operações de reabilitação, que consigam num primeiro momento identificar os materiais e as composições originais e posteriormente sejam aplicadas em boas condições para

assegurar um restauro eficaz, questões essas que serão abordadas na secção 9.3.2.



*Figura 9.12: Deterioração de argamassa de reabilitação aplicada entre 1991 e 1995 em edifício antigo na Holanda (Hees et al., 2009)*

Relativamente aos revestimentos em estuque as patologias mais graves estão associadas a problemas de humidades e ou infiltrações de água, que decorrem quer da existência de fugas em canalizações de água em telhados deteriorados (Figura 9.13), com ou sem apodrecimento das estruturas de suporte em madeira, ou da presença de humidade quer por condensação, quer devido à sua presença no interior das paredes de alvenaria por ascensão capilar.

Razões estas que se conjugam com o mau comportamento do gesso na presença de água e que explicam a deterioração deste material. A utilização de pinturas impermeáveis contribui também para o aparecimento de manchas e em último caso para a desagregação dos revestimentos de estuque, porquanto anulam a permeabilidade das paredes não permitindo a saída de humidade do interior do edifício para o exterior e estando também na origem do aparecimento de subflorescências.



*Figura 9.13: Degradação de revestimentos em estuque devido a deterioração da estrutura da cobertura (Cotrim et al., 2008)*

Embora menos frequentes, os casos relacionados com a utilização de argamassas à base de cimento portland em acções de reparação deste tipo de revestimentos, inserem-se também no domínio da patologia dos revestimentos de estuques, porquanto ao fim de pouco tempo manifestam sinais de perda de aderência por formação de taumasite (Corinaldesi et al., 2003). Além de contribuírem com a introdução de sais solúveis para o aparecimento posterior de eflorescências, com o consequente “apodrecimento” do estuque, como é evidente na Figura 9.14.



*Figura 9.14: Revestimento de estuque degradado por eflorescências (Torgal & Jalali, 2009)*

Menos graves, mas não menos frequentes surgem as patologias associadas à fendilhação dos revestimentos de estuque e que estão associadas quer a problemas de ordem estrutural do edifício (Figura 9.15), com deformações dos pavimentos, que por sua vez afectam o comportamento das paredes que suportam.



. *Figura 9.15: Revestimento de estuque com fissuras de origem estrutural*  
(Torgal & Jalali, 2009)

Um outro tipo de patologia corrente em estuques antigos, prende-se com a queda de troços de peças decorativas de gesso. Esta ocorrência é originada pela perda de aderência entre a peça decorativa e o estuque que tem como primeira causa a perda de propriedades mecânicas devido à presença de humidade ou por envelhecimento dos materiais e que é agravada pelos movimentos de contracção e expansão do fasquiado de madeira, sobre o qual estão aplicados os revestimentos de estuque (Figura 9.16).



*Figura 9.16: Queda de troços de peça decorativa em gesso  
(Torgal & Jalali, 2009)*

## 9.3 Prevenção e Reabilitação

### 9.3.1 Betão

#### 9.3.1.1 Medidas para Minimizar a Ocorrência de Reacções Álcálicas-Sílica (RAS)

Atendendo ao papel fundamental da água para iniciar a RAS no betão a utilização de revestimentos impermeabilizantes que impeçam o seu acesso ao interior do betão com agregados reactivos, constitui uma forma preventiva de minimizar a ocorrência de RAS.

Santos Silva (2005) refere que a utilização de pozolanas no betão é a forma mais eficaz de reduzir substancialmente a probabilidade de ocorrência de RAS no betão com agregados reactivos, pelo facto das mesmas consumirem a quase totalidade do hidróxido de cálcio proveniente dos produtos de reacção do cimento e que é indispensável para iniciar a reacção. O mesmo autor constatou também que o metacaulino é mais efectivo do que as cinzas volantes na inibição da RAS, porquanto esta pozolana é mais reactiva (para mais informações sobre a reactividade pozolânica ver a secção 5.2). Para os agregados analisados foi necessário utilizar uma quantidade mínima de 20% de cinzas volantes em volume na substituição de cimento, enquanto que

para o metacaulino bastaram somente 15%. É no entanto sugerido que no caso de serem utilizados agregados mais reactivos, será conveniente utilizar o dobro das quantidades atrás referidas.

Moisson (2005) comprovaram a possibilidade de reduzir a ocorrência de RAS no betão pela utilização de agregados reactivos moídos como aditivos.

Também outros autores (Carles-Gibergues, 2008) são da opinião que é possível reduzir a ocorrência de RAS no betão, se na sua composição se utilizar como aditivo agregados reactivos moídos. Os resultados obtidos por estes autores comprovam que este aditivo se comporta como uma pozolana, mas mostram também que a sua eficácia está dependente da finura do aditivo e da composição petrográfica dos agregados reactivos a partir do qual é obtido.

Ichikawa (2009) refere que a eficácia da utilização de pozolanas na supressão da RAS está dependente do seu teor de cálcio. Este autor cita trabalhos sobre a utilização de cinzas volantes ricas em cálcio que ao invés de reduzirem o problema da RAS contribuíram para o agravar.

Sousa et al. (2010) referem que a substituição de 30% de cimento por lamaz de minas de tungsténio constitui uma solução eficaz na mitigação da RAS.

### 9.3.1.2 Tratamentos da Superfície do Betão

A utilização de tratamentos da superfície do betão com materiais impermeabilizantes, para impedir o acesso ao seu interior de substâncias agressivas, é uma forma de contribuir para a durabilidade destes materiais. Os tratamentos hidrorrepelentes mais comuns utilizam resinas poliméricas à base de epoxi, silicone (siloxanos), acrílicos, poliuretanos, polimetacrilatos (para mais informações sobre o epoxi e o poliuretano ver secção 2.3).

Bijen (2000) refere que as resinas epoxi apresentam baixa resistência à radiação ultra-violeta e os poliuretanos são sensíveis a ambientes de elevada alcalinidade, embora Huang *et al.* (2002) apontem para uma vida útil de 10 anos para estes materiais.

Por outro lado embora alguns materiais hidrorrepelentes consigam ser eficazes para um determinado mecanismo de transporte (difusão, capilaridade, permeabilidade) podem não o ser para outro. Moreira (2006) comparou a capacidade de impermeabilização de betões com três resinas poliméricas (epoxidicas, silicone, acrílicas), tendo constatado que o verniz de silicone é mais eficaz (99,2%) na redução da absorção de água por capilaridade, que a resina epoxídica (93,6%), mas que em termos da difusão

de cloretos a resina epoxídica é 100% eficaz, enquanto que o verniz de silicone não vai além de 67,5%.

Medeiros & Helene (2008) utilizaram um material hidrorrepelente à base de silano-siloxano tendo constatado que embora o mesmo seja eficaz a reduzir a absorção de água por capilaridade do betão (redução entre 2 a 7 vezes), só conseguiu uma redução da difusão de cloretos entre 11 a 17% e não conseguiu impedir o acesso de água por permeabilidade.

Torgal & Jalali (2009) confirmam que o tratamento da superfície do betão com um material hidrorrepelente é eficaz mas acima de tudo bastante mais barato quando comparado com a alternativa de utilizar um aditivo polimérico na composição do betão.

Mais recentemente, Zhang *et al.* (2010) referem que a utilização de geopolímeros para impermeabilização da superfície do betão pode ser mais eficaz do que os polímeros orgânicos utilizados até aqui.

Uma nova técnica para impermeabilização da superfície do betão faz uso de bactérias que são responsáveis pela produção de cristais de carbonato de cálcio, os quais irão reduzir a porosidade e a permeabilidade do betão. Esta nova técnica é em termos de sustentabilidade mais vantajosa que a utilização corrente de polímeros (orgânicos ou inorgânicos).

De Muynck *et al.* (2008) referem uma redução entre 65% a 90% na absorção de água por imersão e uma redução entre 10 a 40% na difusão de cloretos devido à utilização de bactérias *Bacillus Sphaericus*. Os resultados obtidos por De Muynck *et al.* (2008a) revelam que em termos da absorção de água por capilaridade e permeabilidade se obtém resultados idênticos aos obtidos com hidrorrepelentes à base de polímeros orgânicos.

Jonkers *et al.* (2010) estudaram a incorporação de bactérias no interior do betão durante a fase de betonagem para avaliar a possibilidade destas poderem contribuir para o preenchimento de fissuras. Os resultados embora promissores revelam que as mesmas só se mantêm activas em idades iniciais e que à medida que prossegue a hidratação do cimento as mesmas vão desaparecendo (Figura 9.17)

Também Tittelboom *et al.* (2010) obtiveram resultados promissores em termos da selagem de fissuras no betão com bactérias referindo no entanto que tal só possível para fissuras até 10mm de profundidade e que se torna necessário proteger as bactérias da elevada alcalinidade do betão com um gel de sílica.

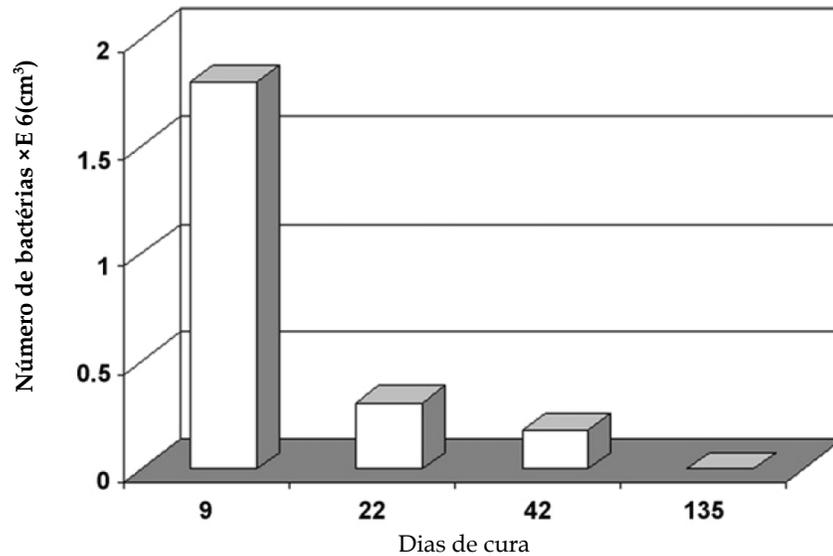


Figura 9.17: Número provável de bactérias no interior de pasta de cimento acordo com a idade de cura (Jonkers et al., 2010)

### 9.3.1.3 Protecção e ou Reparação Electroquímica

A utilização de técnicas electroquímicas para evitar a corrosão das armaduras existentes nas estruturas de betão armado ou para reduzir a corrosão já existente em armaduras fazem uso da aplicação de uma corrente eléctrica entre as armaduras e um elemento exterior (ânodo), a qual leva as armaduras a funcionarem como um cátodo (carga electronegativa), forçando os iões cloretos também carregados negativamente a afastarem-se das armaduras. Para além da remoção dos iões cloretos pode também ocorrer a formação de iões hidróxidos que levam à restauração da camada de passivação das armaduras. De acordo com a Federal Highway Administration-FHWA, a protecção catódica é a única técnica capaz de impedir a corrosão em pontes, sujeitas de forma quase constante ao espalhamento de sal para evitar a formação de gelo e isto independentemente do teor de cloretos no betão (Bijen, 2000).

Pedefferri (1996) refere alguns efeitos colaterais associados à protecção catódica: a utilização de correntes elevadas pode reduzir a adesão entre as armaduras e o betão; a fragilização de aços de alta resistência pelo hidrogénio e o aumento do nível de alcalinidade pode ser responsável pelo aparecimento de RAS no caso do betão conter agregados reactivos.

Da Silva (2007) descreve três técnicas de protecção e ou reparação electroquímica, que se distinguem pela intensidade da corrente utilizada e pela duração da polarização (Tabela 9.6).

**Tabela 9.6:** Técnicas de protecção e ou reparação electroquímica (Da Silva, 2007).

	<b> Protecção catódica</b>	<b> Dessalinização</b>	<b> Realcalinização</b>
<b> Objectivo</b>	Polarização da armadura com um potencial de protecção	Remoção de cloretos no betão/repassivação	Aumento do pH do betão/repassivação
<b> Duração da polarização</b>	Permanente	6-10 semanas	1-2 semanas
<b> Densidade da corrente (m<sup>2</sup> de betão)</b>	3 a 20 A/m <sup>2</sup>	0,8 a 2 A/m <sup>2</sup>	0,8 a 2 A/m <sup>2</sup>

Betolini *et al.* (2008) analisaram os efeitos da utilização da protecção catódica em armaduras de lajes durante 5 anos referindo que a utilização de uma densidade de corrente acima de 1,7 mA/m<sup>2</sup> impediu o aparecimento de corrosão.

Da Silva (2007) comparou em termos económicos a reparação de uma estrutura de betão sujeita a um ambiente marítimo com protecção catódica contra a alternativa de utilizar armaduras de aço inox, concluindo que embora as segundas tenham um custo bastante elevado (5 a 7 vezes superior aos aços correntes), tornam-se ainda assim numa opção economicamente mais vantajosa. Note-se contudo que o referido estudo só analisou taxas de substituição de armaduras correntes por armaduras de aço inox abaixo de 50% pelo que a utilização de taxas superiores aumenta a competitividade económica da protecção catódica. Lambert (2009) pronuncia-se sobre o desempenho económico da protecção catódica numa obra de arte referindo que pode custar menos de 5%, relativamente à opção da substituição integral da estrutura.

#### 9.3.1.4 Utilização de Argamassas de Reabilitação

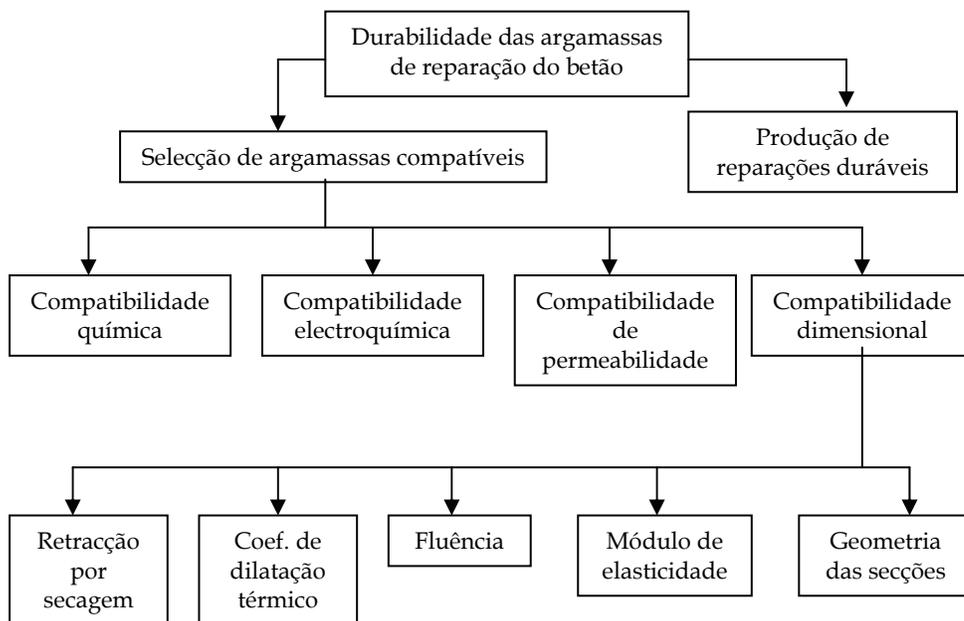
A reabilitação de uma determinada estrutura de betão com recurso a argamassas de reparação pressupõe que a montante tenha sido acautelado o cumprimento de requisitos de estabilidade estrutural. Ou seja, entende-se que esta operação é uma operação de reabilitação que pressupõe que por exemplo não houve lugar a uma redução da secção de armadura e não há por isso necessidade de reforço da estrutura através de meios específicos. Como também não será o caso da estrutura a reabilitar ter sido insuficientemente calculada, pelo que a reabilitação do betão degradado não resolveria o problema, já que este voltaria novamente a fendilhar quando colocado em serviço.

Também a reabilitação de estruturas degradadas por via de reacção álcali-silica por se tratar de uma reabilitação profunda não é passível de ser solucionada com recurso a argamassas de reparação. A aplicação das argamassas de reparação é precedida de operações de limpeza da zona a intervir, de forma a remover as partes de betão degradadas. Além disso, como a rugosidade da zona de betão a reparar condiciona o desempenho de algumas argamassas de reparação, por vezes torna-se necessário aumentar artificialmente a rugosidade do betão do substrato independentemente da operação de limpeza. Regra geral os meios para levar a cabo esta operação são variados e fundamentalmente do tipo mecânico como sejam por exemplo as seguintes:

- Escovagem com escova metálica
- Picagem com martelo pneumático
- Raspagem com ferramenta pneumática
- Aplainamento com discos múltiplos
- Projecção de granalha
- Projecção de jacto de areia
- Projecção de jacto de água

### Requisitos que devem cumprir as argamassas de reparação

As argamassas de reparação de estruturas de betão armado devem respeitar certos requisitos de forma a assegurarem uma compatibilidade com o betão do substrato (Figura 9.18).



*Figura 9.18: Factores que influenciam a durabilidade das argamassas de reparação de betão (Morgan, 1996)*

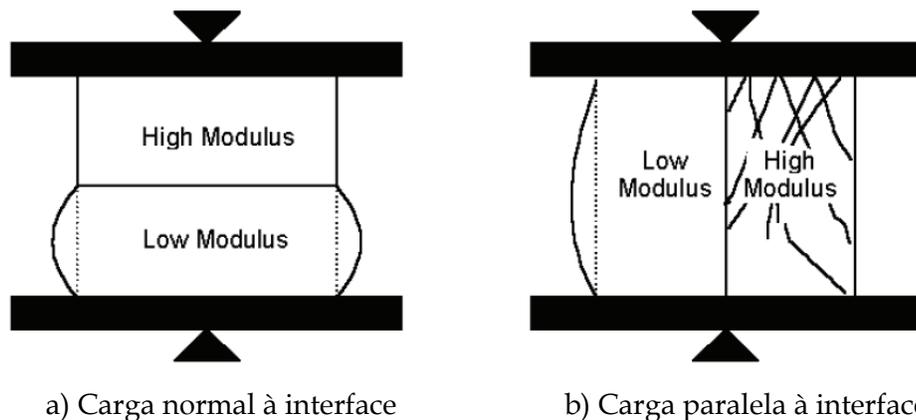
Afim de assegurar a compatibilidade estrutural as argamassas de reparação do betão devem satisfazer os requisitos definidos na Tabela 9.7.

**Tabela 9.7:** Compatibilidade estrutural - requisitos gerais para argamassas de reparação de betão (Morgan, 1996)

Propriedades	Relação entre a argamassa de reparação (Ar) e o betão do substrato (Bs)
Resistência à compressão e flexão	$Ar \geq Bs$
Módulo de elasticidade	$Ar \sim Bs$
Coef. de Poisson	Depende do mód. de elast.
Coef. de dilatação térmico	$Ar \sim Bs$
Adesão em tensão e esforço transverso	$Ar \geq Bs$
Cura e retracção de longo prazo	$Ar \geq Bs$
Extensão	$Ar \geq Bs$
Fluência	Depende da fluência
Fadiga	$Ar \geq Bs$

A Figura 9.19 é elucidativa sobre as desvantagens que podem advir quando se associam materiais com diferentes módulos de elasticidade.

Uma das propriedades fundamentais das argamassas de reparação é a rápida aderência ao betão do substrato, que permita a colocação da estrutura novamente em serviço. Para quantificar o nível de aderência têm sido utilizados vários ensaios como o ensaio de “*pull-off*” ou o ensaio de “*slant shear*”, os quais são influenciados quer pelo material de reparação quer pelo estado de tensão na superfície de reparação (Austin *et al.*, 1999; Momayez *et al.*, 2005).



**Figura 9.19:** Comportamento mecânico de materiais com diferentes módulos de elasticidade

O ensaio “*slant shear*” foi adoptado em várias normas havendo contudo diferenças significativas, quer ao nível da dimensão dos provetes, do ângulo de ligação e do acabamento das superfícies. O ensaio “*slant shear*” tem mostrado ser um ensaio significativo, sendo um ensaio económico, sensível

à rugosidade da superfície de ligação e apresentando uma boa correlação com o ensaio “*pull-off*” (Júlio, 2001; Júlio *et al.*, 2004; Santos, 2005).

A Concrete Society (1991) recomenda a utilização de materiais que obtenham um valor de 0,8MPa no ensaio de “*pull-off*”, valor de aderência que corresponde a aproximadamente 5MPa no ensaio de “*slant shear*”. Esta aderência depende não só das características do material de reparação mas também da rugosidade da superfície do betão do substrato, a não ser que se utilize uma resina epóxídica antes da colocação do material de reparação, sendo que neste caso determinados níveis rugosidade não influenciam a aderência entre o betão do substrato e o material a reparar.

Actualmente a maioria das argamassas de reparação subdivide-se em dois tipos conforme o ligante utilizado seja orgânico (resinas epóxídicas ou de poliéster) ou inorgânico (cimento portland). Estas últimas têm a vantagem de ser uma opção mais barata e menos tóxica (para mais informações sobre o epoxi e o poliuretano ver secção 2.3) e são disponibilizadas a nível comercial em forma de um pré-preparado ao qual basta juntar água, consistindo na mistura de cimento Portland, agregados seleccionados, sílicas de fumo, fibras e outros aditivos. Mais recentemente investigações ao nível de argamassas geopoliméricas apontam para uma terceira família de materiais com elevadas potencialidades no campo da reabilitação de estruturas de betão armado (Torgal *et al.*, 2008).

Sendo a aderência uma propriedade fundamental a satisfazer pelas argamassas de reparação, a qual é bastante influenciada pela rugosidade do betão do substrato apresentam-se alguns resultados em termos do desempenho comparado entre produtos comerciais de reparação de estruturas de betão armado e argamassas geopoliméricas em função da rugosidade da superfície do betão do substrato. Os provetes reparados com argamassas geopoliméricas aparecem designados por GP, enquanto os provetes reparados com os produtos comerciais aparecem designados por R1 e R2. Os diferentes tipos de superfície do betão do substrato, aparecem referenciados com as seguintes designações:

- NTS - Superfície serrada sem tratamento
- ES - Superfície serrada sujeita a tratamento químico
- MF - Superfície betonada sobre cofragem metálica
- WF - Superfície betonada sobre cofragem de madeira de pinho

Os resultados da influência das diversas soluções de reparação na aderência média dos materiais em termos da resistência ao corte é apresentada na Figura 9.20.

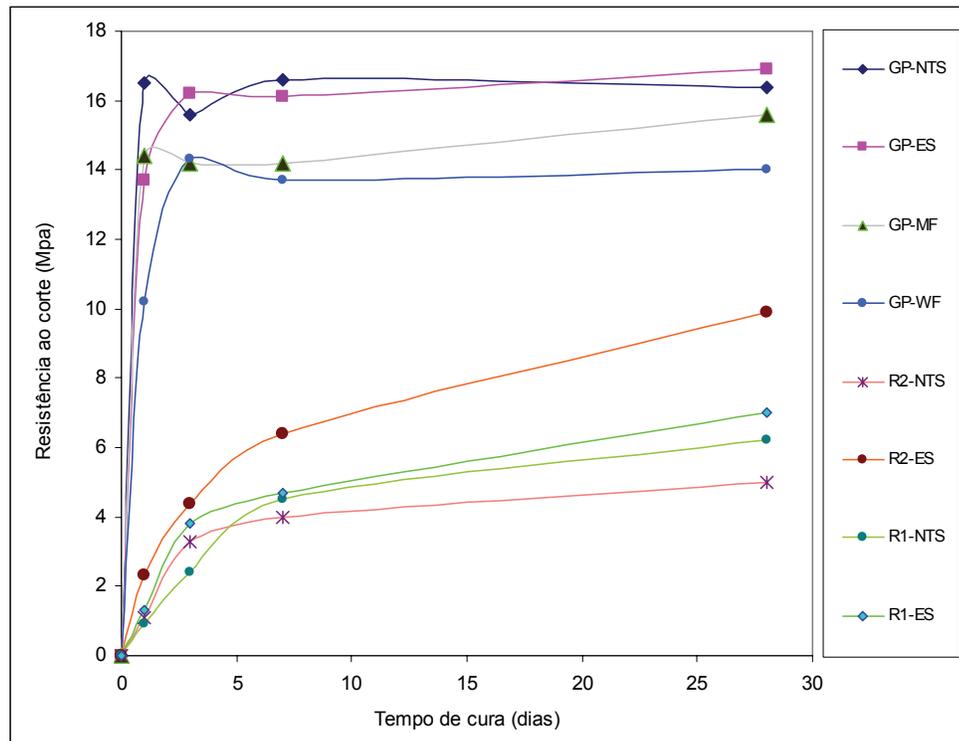


Figura 9.20: Resistência ao corte no ensaio “slant-shear” (Torgal, 2007)

Os valores da resistência ao corte por aderência nos provetes reparados com argamassas geopoliméricas apresentam altas resistências logo a partir do primeiro dia, evidenciando nessa idade uma resistência superior aos provetes reparados com produtos comerciais aos 28 dias. Sendo até bastante superiores ao valor mínimo recomendado para a resistência à adesão pela Concrete Society. A resistência ao corte nos provetes reparados com argamassas geopoliméricas não é influenciada pelo tratamento químico da superfície serrada do betão do substrato.

O desempenho em termos da aderência dos provetes reparados com produtos comerciais é muito dependente do tempo de cura, pelo que isso constitui um obstáculo quando se pretendem altas aderências iniciais. Os resultados mostram que a utilização do produto R2 é claramente influenciada pelo tipo de tratamento da superfície do betão do substrato, evidenciando um ganho de resistência muito substancial (quase o dobro) relativamente à aderência da superfície serrada. Por seu lado o produto R1, apresenta em superfícies sem tratamento um valor de aderência superior ao produto R2, contudo o nível de aderência pouco cresce com o aumento da rugosidade da superfície. Em termos económicos, os produtos comerciais de reparação são bastante mais caros que a solução de base geopolimérica (Tabela 9.8).

Tabela 9.8: Custo dos materiais e das argamassas de reparação

Solução de reparação	Custo dos materiais (€/ton.)							Custo total	
	AALRM <sup>a</sup> (25 €/ ton)	Agregados (7,7 €/ ton)	Silicato de sódio (428 €/ ton)	Hidróxido de sódio (728 €/ ton)	Hidróxido de cálcio (100 €/ ton)	Argamassa R1 (910 €/ ton)	Argamassa R2 (1646 €/ ton)	(€/ton.)	(€/ m <sup>3</sup> )
Argamassa GP	6,3	3,3	85,6	28,5	2,8	-	-	126,5	263
Argamassa R1	-	-	-	-	-	910	-	910	1820
Argamassa R2	-	-	-	-	-	-	1646	1646	3292

Mesmo que os produtos comerciais apresentassem o mesmo desempenho em termos de aderência a betões de cimento Portland, as soluções de reparação com ligantes geopoliméricos-AALRM eram 6,9 vezes mais económicas que a solução envolvendo o produto comercial com o menor preço.

Já quando a comparação é feita em termos de rácio custo/resistência “*slant shear test*” as diferenças tornam-se bastante maiores. Neste caso a solução envolvendo o produto comercial mais barato é 13,8 vezes mais cara que a solução com ligantes AALRM. (Figura 9.21), o que é indicativo da capacidade concorrencial evidenciada por este tipo de ligantes.

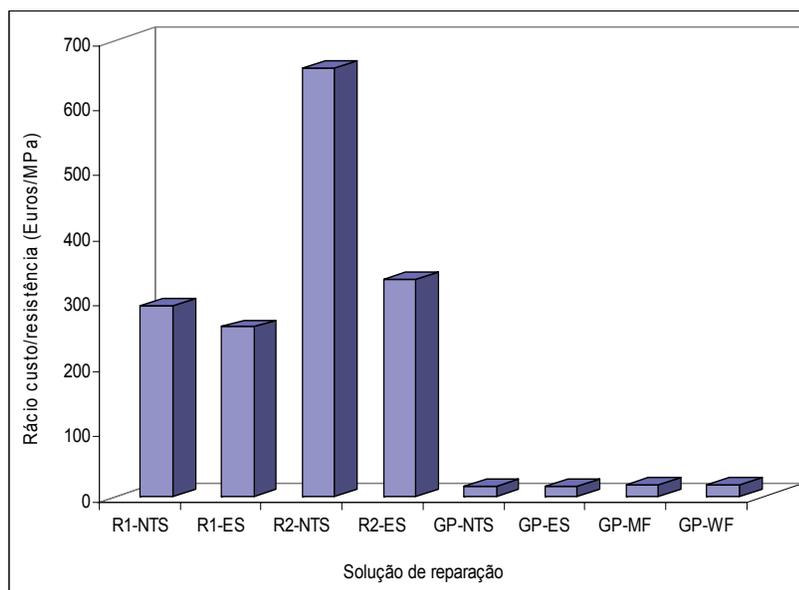


Figura 9.21: Rácio custo/resistência ao corte para as diversas soluções de reparação analisadas (Torgal, 2007)

## 9.3.2 Revestimentos de Edifícios Antigos

### 9.3.2.1 Considerações Prévias

As acções com vista à preservação de edifícios foram durante os dois últimos séculos pautadas por juízos de valor bastantes distintos entre si. Enquanto a escola Francesa teorizada por Eugene Emmanuel Violet-le-Duc (1814-1879), defendia o “*gosto pelo aspecto novo*”, caracterizado por operações de restauração radicais e descaracterizadoras. Já no extremo oposto situa-se a linha iniciada por John Ruskin (1819-1900) e continuada por Camille Boito (1836-1914) e Cesare Brandi (1906-1988), que incorpora o espírito da escola italiana, assente no primado da autenticidade e na preservação das técnicas e materiais originais (Henriques, 2003).

Existem ainda dois outros elementos fundamentais que importa ter presente para se poder compreender o espírito de uma correcta acção de preservação e que são respectivamente a Carta de Atenas (1931) e a Carta de Veneza (1964).

A Carta de Atenas constitui um documento que libertando-se das amarras personalizadas das linhas teóricas de restauração contribui para institucionalizar a nível internacional a necessidade de preservação do património edificado de cada país, contribuindo para o efeito com um conjunto elementar de recomendações que primam pela necessidade de operações de restauração mínimas e por conceitos como o da reversibilidade das intervenções.

Já a Carta de Veneza estruturada em 16 artigos constitui uma consolidação e um aprofundamento dos princípios da conservação, já não considerando o cimento Portland como um material preferencial em termos de reabilitação, como o fizera a Carta de Atenas, mas antes aceitando materiais e técnicas modernas cuja eficácia esteja cientificamente comprovada (Henriques, 2003a).

Os trabalhos de reabilitação de revestimentos em edifícios antigos devem ser precedidos de uma análise quer da profundidade da degradação quer mesmo do valor histórico ou artístico do imóvel a reabilitar. Segundo Veiga (2006) em casos de imóveis de valor histórico relevante a primeira opção deve passar sempre pela conservação do revestimento antigo através de operações de manutenção, caso tal não seja possível pode optar-se por uma operação de consolidação. Se o nível de degradação assim o obrigar poderá haver lugar a uma operação de substituição parcial, sendo que a substituição total será sempre a última operação a considerar.

Qualquer trabalho de restauração deve ser precedido de uma inspecção dos materiais a restaurar, até porque sendo as alvenarias bastante irregulares o

seu revestimento com argamassa implicaria na maior parte dos casos uma elevada heterogeneidade de espessuras, facto que não pode ser esquecido aquando da operação de restauração. Para lá daquilo que pode ser o valor histórico implícito na utilização de técnicas e materiais originais surge a questão não despendida da compatibilidade entre os materiais de restauração e os materiais a restaurar.

Na verdade, materiais com diferentes comportamentos mecânicos e físico-químicos levarão mais tarde ou mais cedo a situações de mau desempenho. Como se compreende, materiais com diferentes permeabilidades, diferentes módulos de elasticidade, diferentes níveis de aderência, diferentes níveis de absorção de água ou mesmo com ou sem fibras vegetais ou animais, dificilmente poderão constituir-se como uma boa solução de reabilitação, porquanto virão mais tarde ou mais cedo a estar na origem do aparecimento de patologias.

Como comprovam (Genestar & Pons, 2003; Henriques & Rodrigues, 2008) a simples alteração da granulometria dos agregados é por si só suficiente para alterar o desempenho de uma argamassa. Já que agregados mais grossos conduzem a maiores resistências mecânicas, a menores porosidades e a menores absorções capilares, o que dá bem a ideia, da inúmera quantidade de variáveis que podem contribuir para o mau desempenho de uma solução de restauração. Sobre a questão da caracterização de argamassas antigas, o LNEC recomenda uma estruturação de procedimentos que é apresentada na Figura 9.22 (Veiga *et al.*, 2004).

### 9.3.2.2 Identificação da Composição das Argamassas Originais e Ensaio *in-situ*

Relativamente à composição das argamassas antigas a parte da identificação dos agregados é relativamente simples e Marques (2005) sugere a seguinte metodologia para o efeito (Figura 9.23):

As argamassas de cal costumam ser digeridas em ácido clorídrico diluído (1:3) para separar os agregados síliciosos. O resíduo insolúvel é depois pesado e passado por um conjunto de peneiros para determinar a granulometria da areia síliciosa (Adriano *et al.*, 2007).

Já no que respeita à caracterização dos ligantes por forma a conseguir distinguir-se os diversos tipos (gesso, cal e cimento), a metodologia é mais complexa e os resultados que se obtêm padecem sempre de um rigor que não é absoluto, atendendo às inúmeras reacções químicas que podem ter lugar. Marques (2005) recomenda a metodologia apresentada na Figura 9.24.

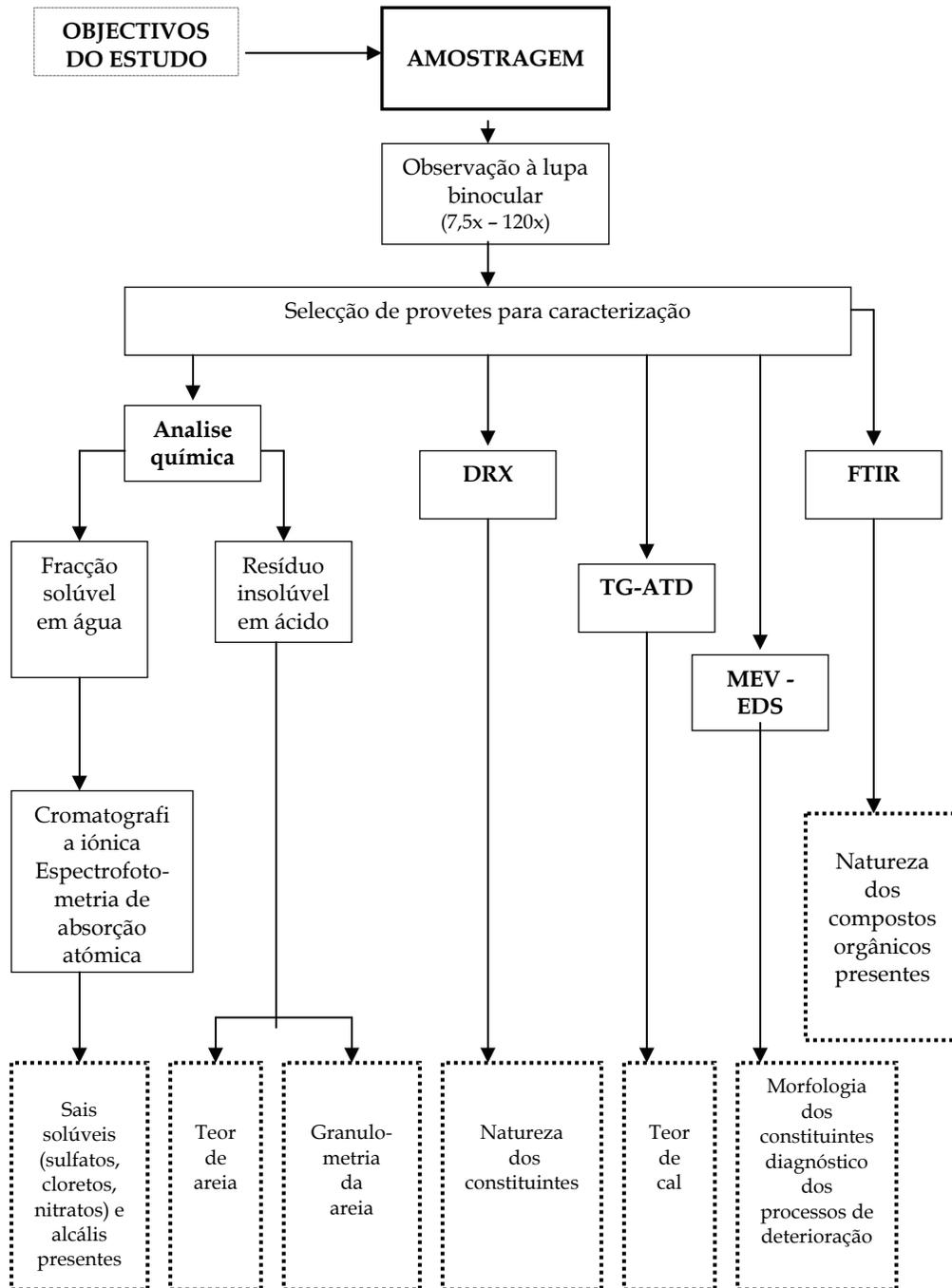


Figura 9.22: Metodologia de caracterização de argamassas antigas seguida no LNEC (Veiga et al., 2004)

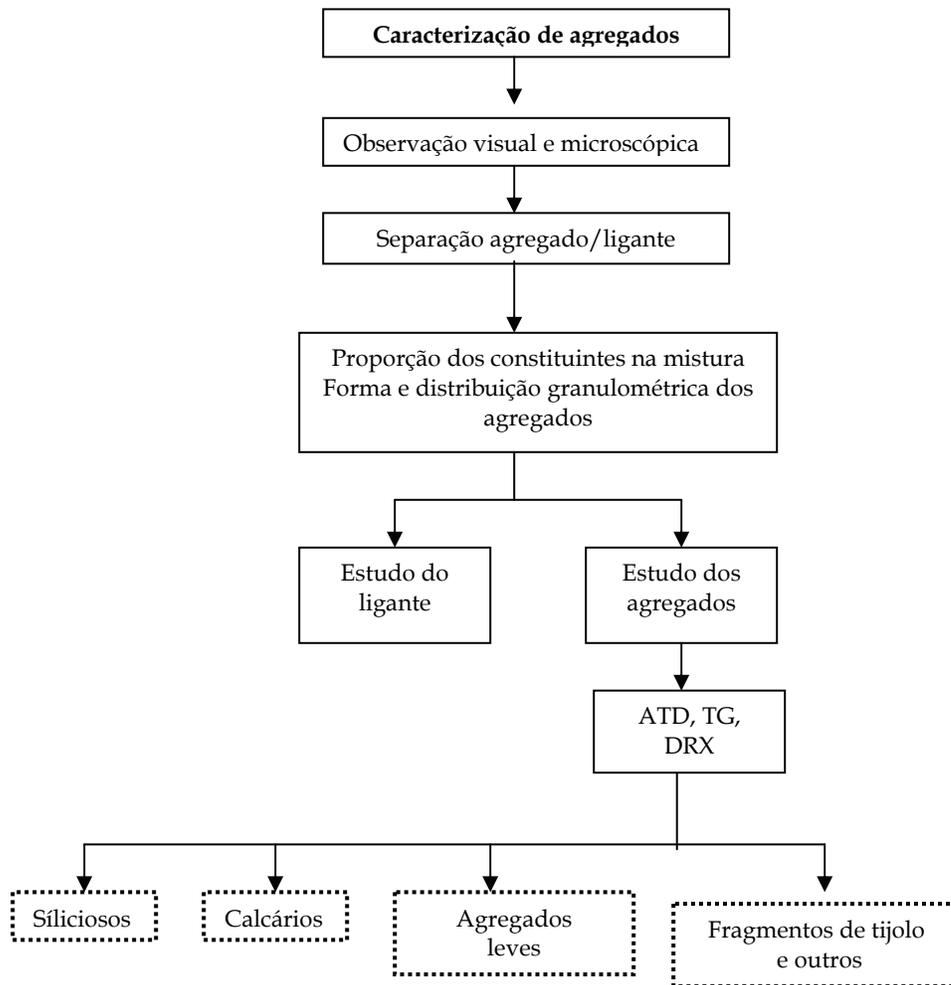


Figura 9.23: Caracterização do tipo de agregados (Marques, 2005)

A metodologia proposta é obviamente relativa já que por exemplo outros autores conseguiram distinguir compostos de gesso de compostos de anidrite com ensaios de FTIR (Carbo *et al.*, 1996). Por outro lado Silva (2003) sugere que a remoção dos agregados facilita a identificação do tipo de ligante utilizado.

Os ligantes de gesso podem também ser identificáveis por ATD/TG pois que apresentam um pequeno pico no intervalo 120 °C a 200 °C que corresponde à água fisicamente absorvida ou através de DRX onde a sua presença pode ser confirmada pela presença de picos de sulfato de cálcio. A hidraulicidade de uma argamassa pode ser obtida através da ATD/TG da perda de massa da água estrutural entre 200 °C e 600 °C e da perda de massa do dióxido de carbono entre 600 °C a 900 °C (Ugurlu & Boke, 2008).

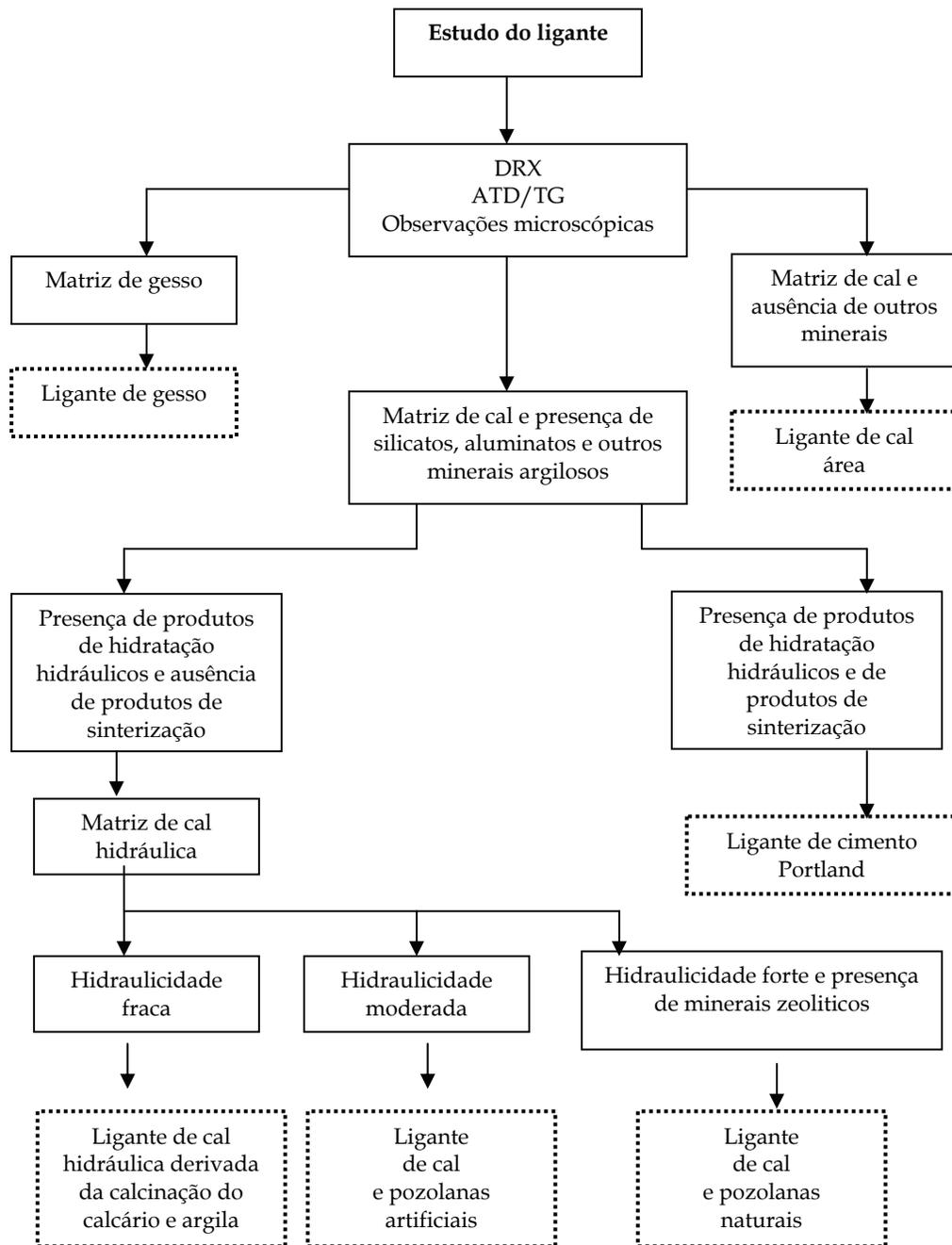


Figura 9.24: Caracterização do tipo de ligantes (Marques, 2005)

Relativamente às argamassas de cal aérea (cal típica), o rácio ( $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}_{\text{est}}$ ), que expressa o carácter hidráulico das argamassas é neste caso bastante

elevado. Já os ligantes de cal aérea com pozolanas ou de cal hidráulica caracterizam-se por apresentarem rácios ( $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}_{\text{est}}$ ) inferiores a 10 (Figura 9.25).

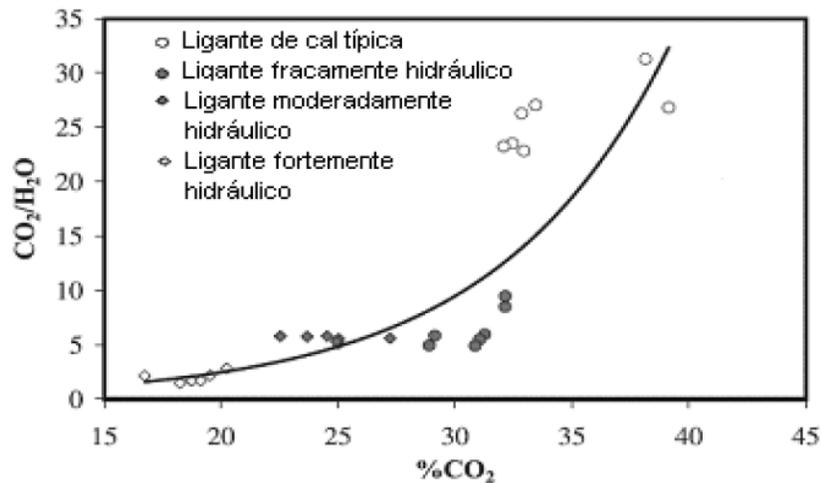


Figura 9.25: Hidraulicidade de ligantes em função do rácio ( $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}_{\text{est}}$ ) (Marques, 2005)

Marques *et al.* (2006) referem que rácios ( $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}_{\text{est}}$ ) inferiores a 3 correspondem a ligantes hidráulicos fortes (pozolanas naturais ou cimento), enquanto valores daquele rácio entre 3 e 6 correspondem a uma hidraulicidade moderada (cal com pozolanas artificiais como telhas ou tijolos moídos). Estes autores alertam para o facto desta classificação não ser válida quando se utilizam agregados calcários, porquanto também estes contribuem para a decomposição do dióxido de carbono.

A caracterização das propriedades de argamassas de edifícios antigos não dispensa a avaliação “in situ” das suas propriedades físicas e mecânicas. Para esse efeito existem vários ensaios que se podem subdividir consoante o seu grau de intrusão em ensaios:

- Não destrutivos: avaliação da permeabilidade em baixa pressão com tubos Carsten (Figura 9.26 c); avaliação do módulo de elasticidade com ultra-sons;
- Semi-destrutivos e destrutivos: análise da resistência e deformabilidade com ensaio de choque de esfera (Figura 9.26 a) e de penetração controlada (Figura 9.26 b) e avaliação da aderência através do ensaio de resistência ao arrancamento (Figura 9.26 d)



**Figura 9.26:** Ensaios de caracterização de argamassas "in situ": a) ensaio de choque de esfera; b) ensaio de penetração controlada; c) ensaio de tubo carsten (Veiga, 2003); d) ensaio de resistência ao arrancamento (Flores-Colen et al., 2007).

Ensaio de choque da esfera – consiste na aplicação de um choque de uma esfera com 50mm de diâmetro. A resistência ao choque é avaliada a partir do diâmetro da moesa e do tipo de degradação resultante do choque;

Ensaio de penetração controlada – consiste em provocar a penetração de um prego de aço com uma escala graduada em mm, com várias pancadas e registar a penetração após cada uma dela;

Tubos de Carsten – consiste em colar um conjunto de tubos com água a um troço de parede e medir a quantidade de água absorvida pela parede numa determinada quantidade de tempo, o ensaio destina-se a medir a permeabilidade à água sob baixa pressão

Ensaio de resistência ao arrancamento – consiste na determinação da força necessária para provocar o arrancamento do reboco, para esse efeito realizam-se incisões no reboco (circulares ou quadrangulares), em seguida cola-se uma pastilha metálica ao reboco a qual é depois ligada a um dinamómetro que faz o arrancamento.

Para o ensaio de choque com esfera em argamassas antigas, Veiga et al. (2004) referem a obtenção de mossas com diâmetros entre 6 a 14 mm.

Sá (2005), refere diâmetros de 19 mm obtidos em argamassas de edifícios do Bairro do Castelo em Lisboa, as quais foram executadas com cal aérea D. Fradique (para um tempo de cura de 3 meses). Esse valor baixa para 9,3 mm quando se analisam argamassas bastardas de cal e cimento com 3 anos em edifícios da mesma zona. Já para o ensaio de penetração controlada em argamassas de cal de edifícios antigos, Veiga *et al.* (2004) obtiveram penetrações no 1º choque entre 0 e 6 mm e entre 2 a 4 no 2º choque. Este autor estudou o desempenho de diversas argamassas com cal com 152 dias de cura, aplicadas em revestimento de muros de alvenaria de pedra, tendo obtido os seguintes valores para a resistência ao choque de esfera e para a resistência ao arrancamento (Tabela 9.9):

**Tabela 9.9:** Resistência ao choque de esfera e ao arrancamento (Sá, 2005)

Composição da argamassa	Areia e cal aérea D. Fradique	Areia e cal aérea corrente	Areia e cal hidráulica
<b>Diâmetro da mossa (mm)</b>	18,6	20,7	12,6
<b>Resistência (MPa)</b>	0,048	0,056	0,057

Em termos do ensaio de resistência ao arrancamento por tracção, Sá (2005) refere valores da literatura entre 0,04MPa e 0,08 MPa para argamassas de cal aérea em suportes de tijolo isolado e entre 0,12MPa e 0,17MPa para argamassas de cal hidráulica, respectivamente em suporte de tijolo isolado e em alvenaria de tijolo. Este autor alerta para o facto do suporte de tijolo ser mais liso que as alvenarias de pedra e logo implicar menores valores de aderência, também que os rebocos humedecidos apresentam menor resistência ao arrancamento.

O mesmo autor obteve para o ensaio de absorção de Carsten, valores de 0,1 cm<sup>3</sup> para argamassas de cal com gorduras tanto aos 10 como aos 60 minutos, obtendo para argamassas de cal aérea respectivamente 36,1 cm<sup>3</sup> e 112,5 cm<sup>3</sup>, sendo que para argamassas de cal hidráulica esses valores são de 2,1 cm<sup>3</sup> e 9,6 cm<sup>3</sup>. Já Magalhães *et al* (2007) referem um valor de absorção de 2,3 cm<sup>3</sup> em argamassas de cal aérea e cal hidráulica após 60 minutos.

### 9.3.2.3 Fase de restauro

Após a identificação da composição da argamassa de revestimento original bem assim como as suas propriedades físicas e mecânicas, torna-se necessário projectar as características da argamassa de restauro e proceder à análise da compatibilidade entre as duas. Veiga *et al.* (2004) apresentam uma síntese dos requisitos a satisfazer pelas argamassas de restauro de edifícios antigos (Tabela 9.9)

**Tabela 9.10:** Síntese de requisitos de argamassas de restauro (Veiga *et al.*, 2004)

Requisitos	Características das argamassas
	Resistência mecânica suficiente mas moderada
	Módulo de elasticidade reduzido mas não excessivamente baixo
	Aderência suficiente mas moderada
Não contribuir para degradar elementos pré-existentes	Forças induzidas reduzidas na argamassa ou no suporte
Proteger e conservar elementos pré-existentes	Coefficiente de dilatação térmica semelhante ao das argamassas existentes
Não descaracterizar o edifício	Resistência aos sais existentes e baixo teor de sais solúveis
Proteger, conservar e manter a imagem do edifício durante tempo razoável	Absorção de água moderada, alguma resistência à penetração da água, facilidade de secagem
Ser reversível	Estrutura porosa com predominância de pequenos poros
Ser reparável	Resistência a ciclos calor/frio, calor/água e água/degelo
	Aspecto compatível: cor, textura e brilho idênticos às argamassas pré-existentes
	Semelhança de composição e estrutura às argamassas pré-existentes
	Semelhança de comportamento após aplicação em relação às argamassas pré-existentes
	Semelhança da tecnologia de aplicação

Arioglu & Acun (2006) sugerem para esse efeito a metodologia apresentada na Figura 9.27.

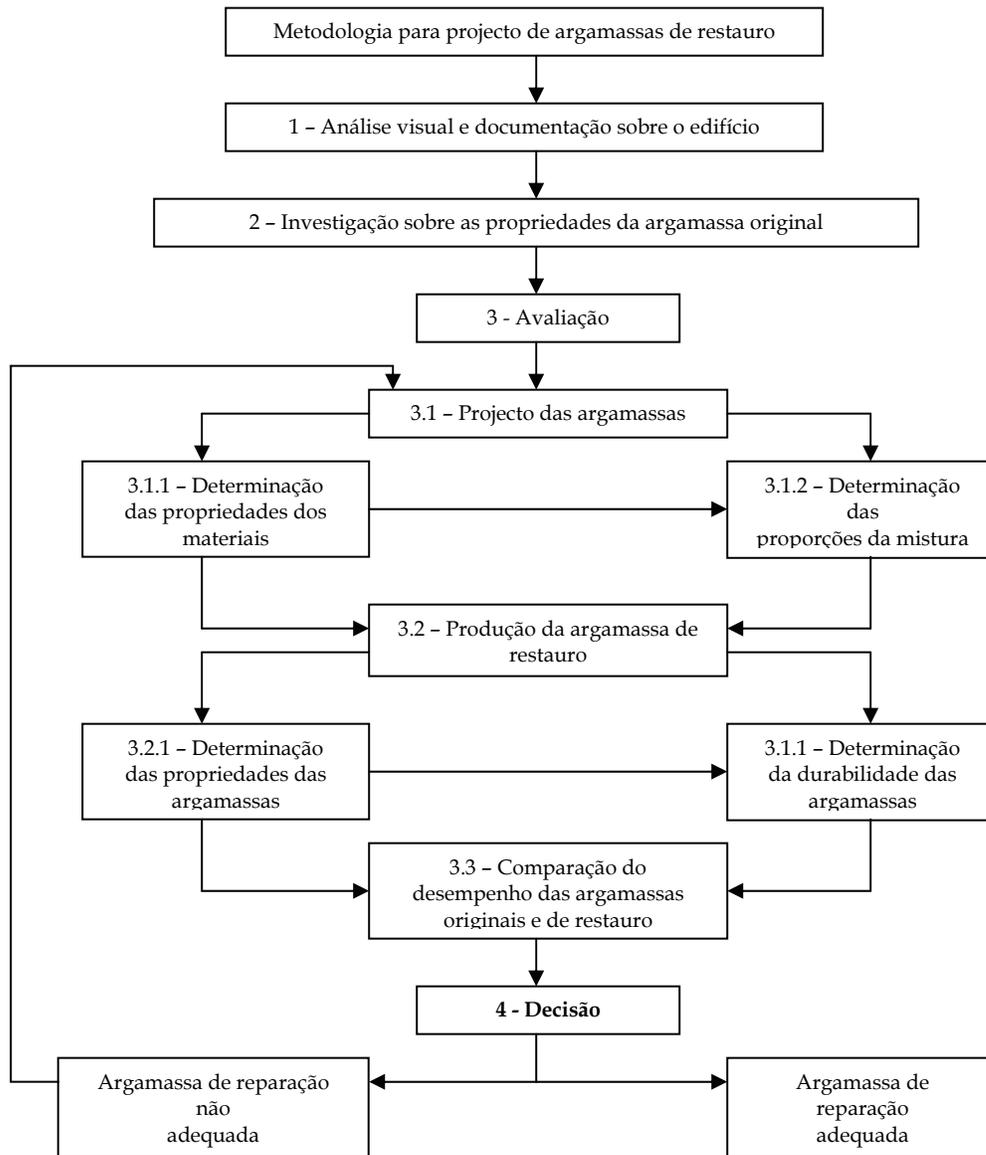


Figura 9.27: Projecto de argamassas de restauro (Arioglu e Acun, 2006)

Na eventualidade de não ser possível caracterizar as argamassas originais, alguns autores recomendam valores mínimos a respeitar pelas argamassas de restauro (Tabelas 9.11 e 9.12).

**Tabela 9.11:** Requisitos mecânicos mínimos para argamassas de revestimentos de edifícios antigos (Veiga, 2003).

Uso	Características Mecânicas (MPa)			Aderência (MPa)	Comportamento à Retração Restringida			
	Rt	Rc	E		Fr máx (N)	G (N.m)	CSAF	CREF (mm)
Reboco exterior	0,2-0,7	0,4-2,5	2000-5000	0,1-0,3				
Reboco interior	0,2-0,7	0,4-2,5	2000-5000		< 70	>40	>1,5	>0,7
Juntas	0,4-0,8	0,6-3	3000-6000	0,1-0,5				

Rt - Resistência à tração; Rc - Resistência à compressão; E - módulo de elasticidade; Fr - força máxima induzida pela retração restringida; G - energia de rotura à tração; CSAF - coeficiente de segurança à abertura da 1ª fenda; CREF - Coeficiente de resistência à evolução da fendilhação:  $CREF=G/Fr$

**Tabela 9.12:** Requisitos de comportamento à água para argamassas de revestimentos de edifícios antigos (Veiga, 2003)

Uso	Comportamento à água				
	Ensaio clássico		Ensaio com humidímetro		
	S <sub>D</sub> (m)	C (kg/m <sup>2</sup> .h <sup>0,5</sup> ) (kg/m <sup>2</sup> .min <sup>0,5</sup> )	M (h)	S (h)	H (m.v.h)
Reboco exterior	< 0,08	< 12; > 8 < 1,5; > 1	> 0,1		< 16000
Reboco interior	< 0,1	-	-	< 120	-
Juntas	< 0,1	< 12; > 8 < 1,5; > 1	> 0,1		< 16000

S<sub>D</sub> - espessura da camada de ar de difusão; C-coeficiente de capilaridade; M-atraso na molhagem; S-período de humedecimento; H-intensidade da molhagem

### Restauro de Estuques Antigos

Os trabalhos de restauro de estuques antigos implicam na maior parte dos casos a reabilitação estrutural de elementos do edifício, cuja desagregação e perda de resistência esteve na origem da patologia destes revestimentos. Nalguns casos em que a entrada de humidade propiciou o desenvolvimento de algas e musgos, torna-se necessário antes de tudo o mais proceder à sua remoção (Cotrim et al., 2008).

Alguns autores referem que o uso de um decapante de cloreto de metileno à base de solventes aditivado com cera faz com que a tinta expanda e possa ser removida mecanicamente (MacClean, 2004).

Também os revestimentos levados a cabo em operações de restauro anteriores, com recurso a argamassas contendo cimento *Portland* ou que não foram objecto de estudo prévio devem ser removidos. O mesmo deve ser feito relativamente às pinturas que tenham sido aplicadas sem que na escolha das mesmas tivessem sido acautelados princípios de compatibilidade e permeabilidade.

A remoção da tinta deve ser feita por raspagem com escovas para não danificar o estuque, contudo caso a operação mecânica não seja suficiente pode ser analisada a possibilidade de se usar um decapante químico. Os decapantes tradicionais de base alcalina ou cáustica utilizados na limpeza de tintas são completamente desaconselhados para o efeito, porquanto introduzem sais nocivos e deixam a superfície do estuque muito picada.

Em seguida procede-se à recuperação da integridade estrutural dos tectos, seja com recurso a FRP (fiber reinforced polymers) aplicado no seu extradorso (Figura 9.28) ou reforçando os barroteiros em madeira, a que se segue a reaplicação do fasquiado de madeira (Figura 9.29).



Figura 9.28: Reabilitação de tecto com FRP (Quagliarini, 2006)



*Figura 9.29: Reabilitação de tectos estucados (Silveira et al., 2007)*

Nas troços de paredes e tectos onde houve necessidade de refazer a estrutura suporte de madeira, após a colocação do fasquiado, procede-se ao seu revestimento com reboco, uma argamassa de cal e gesso que é apertada à mão e em direcção perpendicular ao fasquiado (Figura 9.30).



*Figura 9.30: Revestimento do fasciado com argamassa  
(Silveira et al., 2007)*

No que respeita aos elementos decorativos degradados, a sua restauração está dependente do seu tipo. Enquanto que as molduras são corridas no tecto, usando um perfil adequado e feito a partir do perfil das molduras originais, já os centros de tecto, os medalhões e outros elementos decorativos não corridos, são na sua grande maioria, executados em oficina e colados posteriormente com gesso cola (Flaharty, 2004).

Na Figura 9.31, é visível a execução de acertos numa peça decorativa de gesso, após a sua colagem.



*Figura 9.31: Colocação de ornamento em estuque  
(Silveira et al., 2008)*

A execução de peças decorativas em estuque, é um trabalho que requer mão-de-obra bastante especializada porquanto se trata de um trabalho muito minucioso, no sentido de se tentar reproduzir integralmente não só as formas da peça original como também por vezes a sua pigmentação à data da execução dos trabalhos de restauração (Figura 9.32).

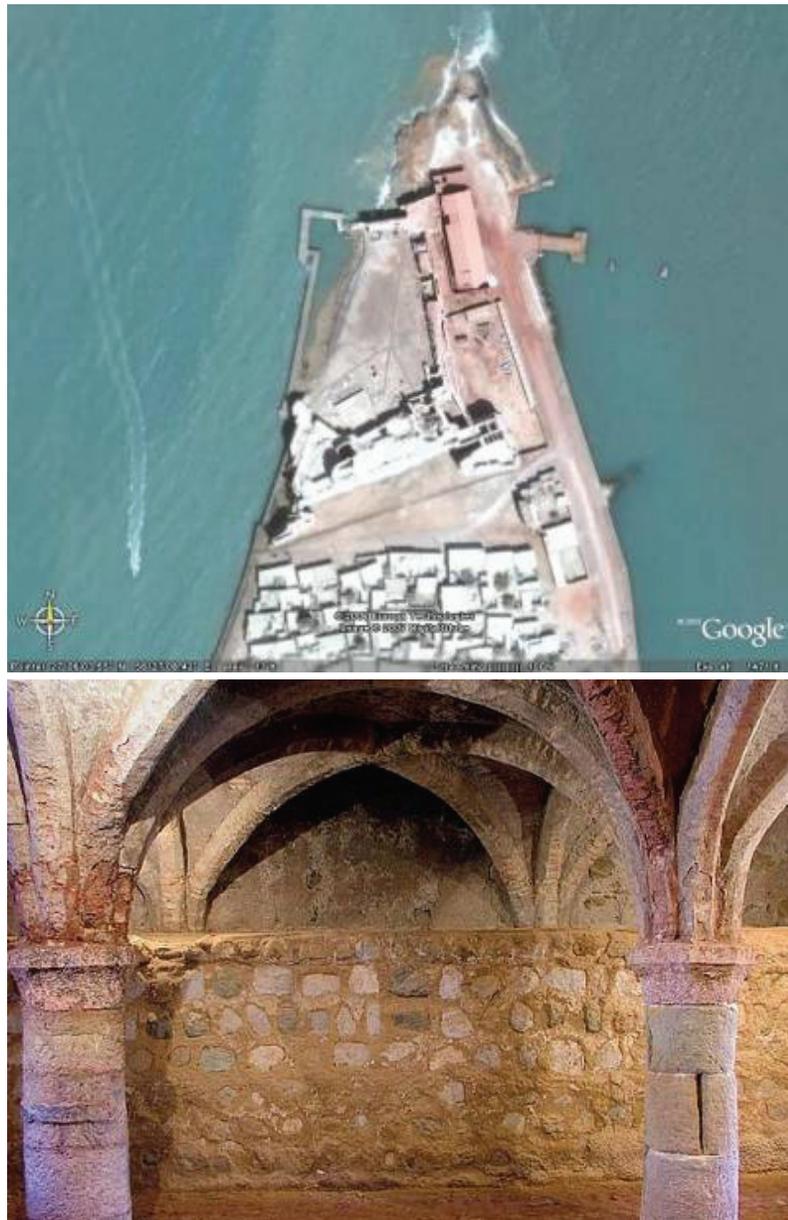


*Figura 9.32: Execução de peça decorativa em estuque  
(Mascarenhas & Franqueira, 2007)*

### **Argamassas à base de cal com incorporação de gorduras**

Em termos históricos o uso de argamassas de cal com gorduras para obter um produto de características hidrófugas remonta ao tempo de Vitruvius (Bailey, 1932; Albert, 1995). Em Portugal o Arquitecto Quirino da Fonseca publicou na década de 90 (Sá, 2002; Sá, 2005), um pequeno opúsculo onde faz referência à adição de pequenas quantidades de óleo durante a fase de

hidratação da cal, material que teria sido utilizado pelos Portugueses na construção de antigas Praças Fortes, inclusive na construção da Fortaleza “Nossa Senhora da Conceição”, localizada na ilha de Gerum em Ormuz no Golfo Pérsico, Irão. A sua construção teve início em 1507, após a vitória do Almirante Afonso de Albuquerque, sobre as forças do Rei de Ormuz. A referida Fortaleza tinha forma pentagonal e era composta por 8 torres perimetrais e uma torre central (Figura 9.33).



**Figura 9.33:** Fortaleza Portuguesa “Nossa Senhora da Conceição” em Ormuz, Irão. Em cima localização da Fortaleza no Google. Em baixo, ruínas das cisternas subterrâneas.

Em 1873, mais de trezentos depois da construção da Fortaleza da “Nossa Senhora da Vitória”, A.W. Stiffe um Tenente da Marinha Inglesa, visitou o interior da Fortaleza tendo feito uma descrição sobre o seu estado de conservação para o Geographical Magazine, onde refere que “*The mortar used was excellent, and much more durable than the stones*” (Rowland, 2006), o que permite inferir do bom desempenho das argamassas utilizadas, para suportar a acção das condições ambientais ao longo do tempo, sendo como eram junto ao mar particularmente agressivas.

Já em 1570, o Arquitecto Veneziano Palladio (1570), referia a utilização de óleo de linhaça e de noz para conferir propriedades impermeabilizantes a argamassas de cal aérea e pozolanas. Também no livro “O Engenheiro Português”, publicado por Manuel de Azevedo Fortes em 1729, é patente a utilização de azeite no fabrico da cal, “...se mandará descarregar a cal, antes de ser traçada, deitando-se enquanto ferve alguns golpes de azeite, ou borras do mesmo, e com esta cal feita, como para cair se fará o traço com os três quintos de areia e dous quintos de cal..” . E que este material tinha características impermeabilizantes “*Se entre abobeda e abobeda, houver algum aljaroz, se fará com o mesmo traço de cal...desta sorte ficarão os subterrâneos inchutos, sadios e capazes de nelles se conservarem os soldados, e as munições*” (Sá, 2005).

Desde o meio da década de 90 que é comercializada em Portugal uma cal com a designação de “cal D.Fradique”, que é produzida com incorporação de borra de azeite (oleína). Esta cal terá surgido (segundo se pensa) devido a diligências do Arquitecto Quirino da Fonseca, que tinha sido incumbido de seleccionar um ligante para as argamassas a utilizar nas obras de reabilitação das muralhas do Castelo de São Jorge, em Lisboa. Actualmente, a firma que em Portugal fabrica este tipo de cal, utiliza um processo de fabrico semi-artesanal. Após a cozedura das pedras calcárias, estas são moídas em moinho de maxilas, sendo a extinção da cal feita manualmente, adicionando-se ao mesmo tempo a gordura vegetal.

O referido Arquitecto recomenda as seguintes proporções para o fabrico da “cal D.Fradique”: 25 kg de cal viva; 1,5kg de borra de azeite; 10 l de água. Contudo, a firma atrás referida utiliza outras proporções que são um segredo comercial. O endurecimento da cal D. Fradique ocorre por carbonatação à semelhança das outras cals aéreas. As argamassas fabricadas com cal D.Fradique apresentam relativamente às argamassas fabricadas com cal aérea corrente as seguintes vantagens (Tabela 9.12):

- Maior consistência;
- Maior permeabilidade ao vapor de água;
- Capilaridade muito inferior;
- Impermeabilização (medida com humidímetro) muito superior;
- Maior resistência ao desenvolvimento de fungos.

Tabela 9.12: Comparação das características das argamassas (Sá, 2002)

Ensaaios		Argamassa de cal	D.Fradique	Argamassa de cal vulgar	
Argamassa em pasta	Massa volúmica aparente (Kg/m <sup>3</sup> )	1745		1999	
	Consistência (ensaio de espalhamento %)	81		77	
Argamassa endurecida	Massa volúmica aparente (Kg/m <sup>3</sup> )	1614		1783	
	Permeabilidade ao vapor	Coefficiente de permeabilidade ao vapor (ng/m.s.Pa)	29,1		26,46
		Espessura da camada de ar de difusão equivalente a 1cm de reboco	0,12		0,14
		Coefficiente de capilaridade (Kg/m <sup>2</sup> .h <sup>0,5</sup> )	0,13		10,2
	Capacidade de impermeabilização	1cm-(1/2)h	b) Atraso na molhagem (h)	0	271,6
			c) Duração do ensaio (h)	-	-
		a) Ensaio com o humidímetro	d) Intensidade da molhagem (mV.hx10 <sup>3</sup> )	0	60,21
5 cm-28h			Atraso na molhagem (h)	38,69	146,02
Duração do ensaio (h)			-	-	
	Intensidade da molhagem (mV.hx10 <sup>3</sup> )	0,97	38,31		
Resistência a fungos (crescimento de fungos)		Médio a intenso		Intenso	

a) Ensaio com humidímetro. Medição em contínuo da tensão eléctrica no interior de camadas de argamassa. Foram utilizados provetes constituídos por camadas de argamassa com 1,5 cm de espessura aplicadas sobre fibrocimento. Os provetes foram colocados na posição horizontal e submetidos à acção de uma “lâmina de água”.

b) Atraso na molhagem. Tempo que medeia entre o início da molhagem dos provetes e o instante em que a água começa a ser detectada pelo humidímetro, considerando-se que isto sucede quando a tensão eléctrica desce para 95% do seu valor inicial.

c) Duração do ensaio. Período de tempo entre o início da queda de tensão, devida à molhagem, e o instante em que se atinge novamente uma tensão igual a 95% da inicial.

d) Intensidade da molhagem. Depende simultaneamente da quantidade de água que atinge o suporte e do tempo durante o qual ela aí permanece. Área definida pela curva que traduz a variação da tensão eléctrica, mV, ao longo do tempo.

Sá (2005) estudou o comportamento de rebocos contendo cal D.Fradique no revestimento de paredes de pedra e cal, tendo observado que embora os rebocos à base de cal com gorduras (1:3), tenham uma elevada capacidade de impermeabilização, apresentam por outro lado baixa resistência superficial e uma menor resistência ao arrancamento (Tabela 9.13), que os restantes rebocos à base de cal área e cimento (0,5:0,5:3) e cal hidráulica (1:3).

**Tabela 9.13:** Comparação das características das argamassas (Sá, 2005)

Ensaio	Argamassas segundo o ligante utilizado			
	Cal D.Fradique	Cal aérea	Cal hidráulica	Cal aérea e cimento
Rt (MPa)	0,22	0,21	0,20	0,47
Rc (MPa)	0,65	0,44	1,56	2,67
Rt/Rc	0,34	0,48	0,13	0,17
Resist. choque esfera Ø mossa (mm)	18,6	20,7	12,6	11,8
Resist. ao arrancamento (MPa)	0,048	0,056	0,057	0,129
Absorção de água em baixa pressão em tubo Carsten-10 min (cm <sup>3</sup> )	0,1	36,1	2,1	3,1
Absorção de água por capilaridade (massa ao fim de 5min - g)	2,22	23,92	9,66	8,57

O facto desta cal apresentar maior compacidade, conjugado com a presença de gordura, contribui para retardar o fenómeno da carbonatação e logo o desenvolvimento da resistência.

Veiga (2003) refere que a utilização indiscriminada de revestimentos à base de cal hidratada com gordura tem, a par de alguns sucessos, conduzido também a maus resultados (Figura 9.34). Uma explicação para os referidos insucessos pode ter que ver com o retardamento da carbonatação, típico deste tipo de cal e já atrás referido.



*Figura 9.34: Perda de coesão e erosão em argamassa recente de cal hidratada com gordura (Veiga, 2003)*

Os óleos vegetais são constituídos por glicéridos (ésteres de glicerol e ácidos gordos). Quando imersos em meio alcalino ocorre forte coordenação entre a molécula de carbono dos ácidos gordos com o cálcio do ligante (Justnes et al., 2004).

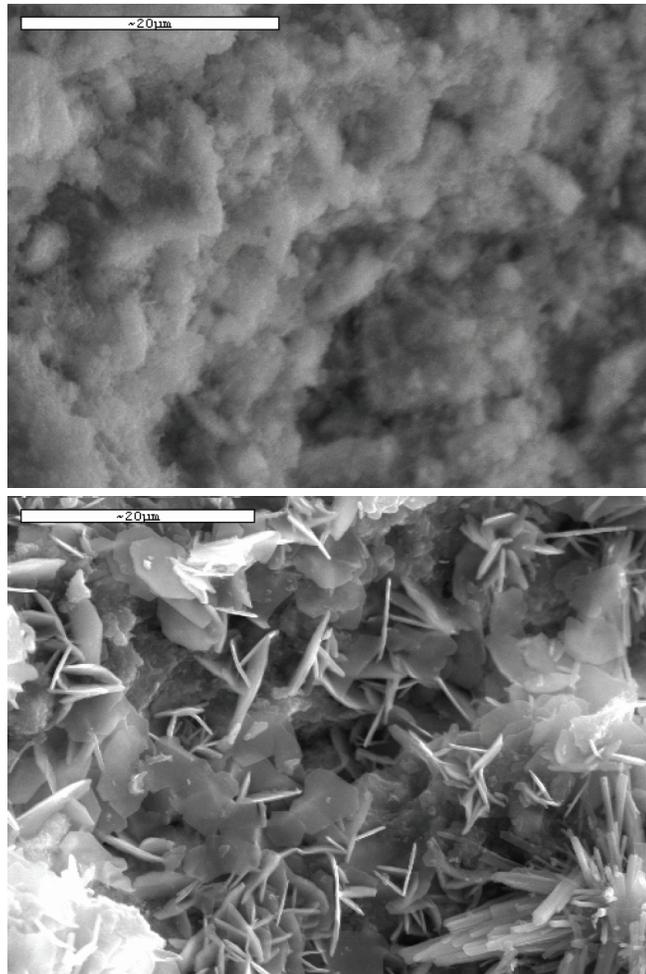
A capacidade impermeabilizante de argamassas de ligantes hidráulicos por intermédio de óleos vegetais, foi já estudada por outros autores (Vikan et al., 2006), os quais referem que se podem obter bons desempenhos com percentagens de óleo vegetal de apenas 0,5% e também que o óleo de colza é o óleo mais barato e um dos mais efectivos para esse efeito, mais ainda que o azeite de oliva.

Embora a maioria dos aditivos utilizados actualmente para conferir capacidade hidrófuga a argamassas e betões (resinas e polímeros) provenham de recursos não renováveis por via da indústria petrolífera, os requisitos de sustentabilidade da indústria da construção tornam evidente a necessidade de investigar produtos alternativos que sejam mais “amigos do ambiente”, sendo irónico que o passado nos dê lições a esse respeito.

Stolz (2007) refere que uma das desvantagens associadas aos hidrófugos baseados em óleos vegetais, prende-se com o facto da radiação UV poder oxidar os ácidos gordos dos óleos vegetais, o que levará, ao fim de vários anos, a uma redução da capacidade impermeabilizante das partículas de óleo localizadas junto à superfície da camada de reboco.

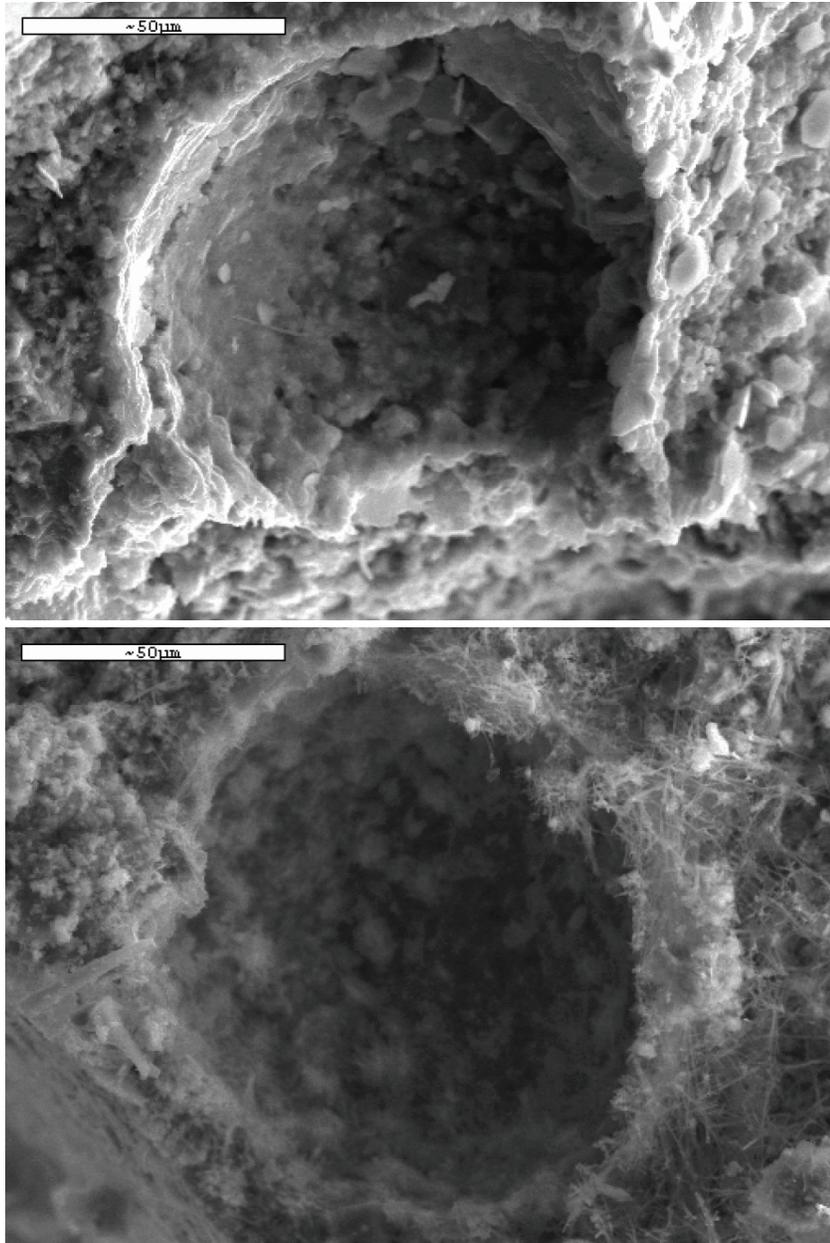
Cechova et al. (2008, 2010), estudaram argamassas à base de cal (aérea simples, bastardas com cimento e ainda com pozolanas), com 1% de óleo de linhaça, tendo observado que esta adição provoca um aumento de resistência à flexão e à compressão de argamassas com componentes hidráulicos, embora provoque um efeito inverso em argamassas de cal aérea simples, também que existe uma elevada redução da absorção de água para as diversas argamassas, embora o efeito seja mais nítido na argamassa de cal aérea simples, para o qual foi observada uma redução de absorção de 10 vezes.

Observações de microscopia electrónica revelam que a adição de 1% de óleo de linhaça não afecta a microestrutura das argamassas de cal aérea simples, embora as argamassas com componentes hidráulicos apresentem alterações nítidas (Figura 9.35).



*Figura 9.35: Microestrutura de argamassas de cal aérea-pozolanas-cimento com e sem óleo de linhaça (Cechova et al. , 2008)*

Estes autores referem ainda que nas argamassas com componentes hidráulicos é visível a formação de um “filme” de óleo no interior dos poros, que poderá explicar alguma redução da conectividade do sistema poroso (Figura 9.36).



*Figura 9.36: Microestrutura de argamassas de cal aérea e pozolanas com e sem óleo de linhaça (Cechova et al.; 2008)*

Não parece no entanto que estas conclusões sejam suficientes para perceber a extraordinária redução da absorção de água das argamassas em que o

único ligante é a cal aérea simples, pois que seria expectável que o mesmo se traduzisse em modificações da microestrutura dessas argamassas.

Aquilo que se sabe sobre as argamassas de cal aérea hidratadas com gorduras vegetais, revela a existência de muitas lacunas as quais devem ser devidamente estudadas num futuro próximo. Importa conhecer entre outros, os aspectos relacionados com a natureza dos factores de produção deste material, quer também de que forma a sua produção influi nas propriedades e durabilidade das argamassas produzidas com aquela cal particular, quer mesmo quais os mecanismos que explicam o comportamento das argamassas de cal hidratada com gorduras que contenham pozolanas.

É importante saber se diferentes tipos de gorduras, como a de óleo de colza (cuja produção está prevista ser iniciada em Portugal a breve prazo, constituindo-se assim como um aditivo de baixo custo), influenciam diferentemente o comportamento destas argamassas e quais as gorduras que optimizam o desempenho de argamassas de reabilitação.

Também de que forma se pode optimizar a capacidade impermeabilizante destas argamassas sem redução da permeabilidade ao vapor de água. Importa perceber ainda de que forma a incorporação de gordura durante a fase de extinção da cal aérea e em função da duração e das condições de extinção, podem ou não influenciar o processo de carbonatação, a natureza da reacção pozolânica ou a formação dos silicatos de cálcio hidratados. Espera-se que o esclarecimento destas questões possa contribuir para optimizar as condições de produção industrial de cal aérea hidratada com gorduras, as quais possam contribuir para a recuperação do património edificado.

### **Paredes de alvenaria contendo sais solúveis**

Relativamente à reabilitação de rebocos de paredes de alvenaria contendo sais, os quais não podem por qualquer motivo ser eliminados cabe ao projectista decidir qual será o tipo de funcionamento de revestimento mais adequado, de entre os cinco tipos definidos no âmbito projecto de investigação europeu COMPASS (Groot *et al.*, 2008):

- 1e 2 - Rebocos de transporte de sais (lentos e rápidos);
- 3 - Rebocos de acumulação de sais;
- 4 - Rebocos selantes de humidade;
- 5- Rebocos de bloqueio de sais

Gonçalves & Rodrigues (2010) apresentam na Figura 9.37 uma ligeira variante dos diferentes tipos de rebocos atrás referidos.

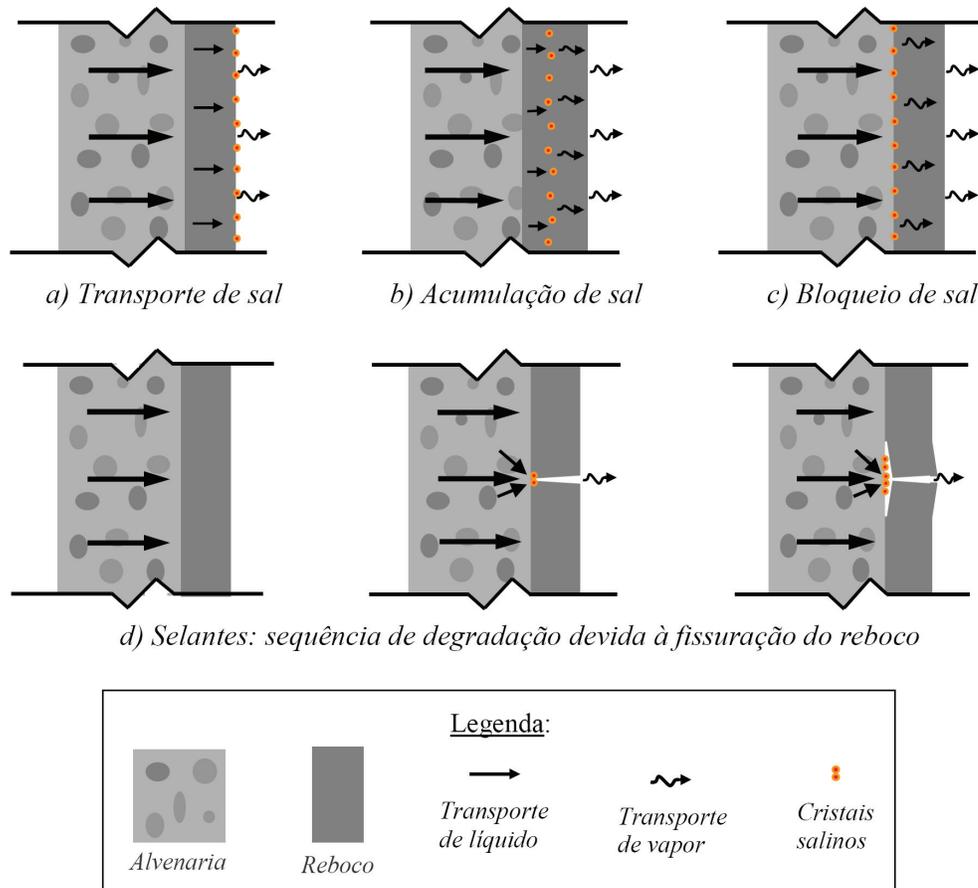


Figura 9.37: Princípios de funcionamento de rebocos (Gonçalves & Rodrigues, 2010)

### Condições de aplicação

Tão ou mais importante que a questão dos materiais de restauro é a forma como é feita a mistura e a posterior aplicação da argamassa (Teutónico et al., 1994). Pelo que se uma correcta operação de restauro requer o uso de materiais adequados também requer um bom pedreiro para que esse restauro seja executado em boas condições (Margalha, 2007). Estudos recentes sistematizam alguns cuidados a ter na execução de revestimentos de edifícios antigos com argamassas de cal (Cavaco, 2005):

- Limpar o suporte de impurezas e realizar encasques de enchimentos onde existam depressões;
- Utilizar o mínimo de água garantindo um mínimo de consistência para aplicação da argamassa;
- Complementar a amassadura em betoneira com amassadura manual ou com berbequim;

- Projecção da argamassa com força a que se segue uma compressão com a colher de pedreiro;
- Aplicar a argamassa em várias camadas finas deixando entre as aplicações tempo suficiente para a carbonatação da camada anterior (pelo menos uma semana);
- Proteger o revestimento da exposição solar para evitar uma secagem demasiado rápida. Deve também proteger-se da acção da água para não inibir a carbonatação.

No caso de se utilizarem argamassas de cal com pozolanas será necessário adaptar as referidas recomendações, principalmente no que se refere ao facto de ser necessário manter o revestimento húmido nos primeiros dias para facilitar a reacção pozolânica (Veiga, 2006).

Atendendo à importância da consistência da argamassa na aplicação e bom desempenho desta, Cavaco (2005) faz referência a um método empírico para confirmar se a consistência é ou não excessivamente plástica. O método passa pela execução de uma bola de argamassa com 8 cm de diâmetro que é colocada numa superfície plana. Se sofrer uma deformação superior a 4 ou 5mm, a argamassa embora tenha uma consistência plástica terá água em excesso, já se a deformação não exceder o limite referido isso significa que a argamassa terá uma consistência seca que é a mais recomendável

#### **9.3.2.4 Relação entre os Materiais de Revestimento e a Formação dos Quadros**

Algumas investigações sobre as argamassas de reabilitação do património edificado apontam para a necessidade de evitar a utilização de argamassas à base de cimento *Portland*, sugerindo em alternativa formulações à base de cal com pozolanas. Este tipo de argamassas é no entanto ainda objecto de estudos não dispondo as empresas portuguesas que actuam no sector da reabilitação de *know-how* suficiente sobre as mesmas.

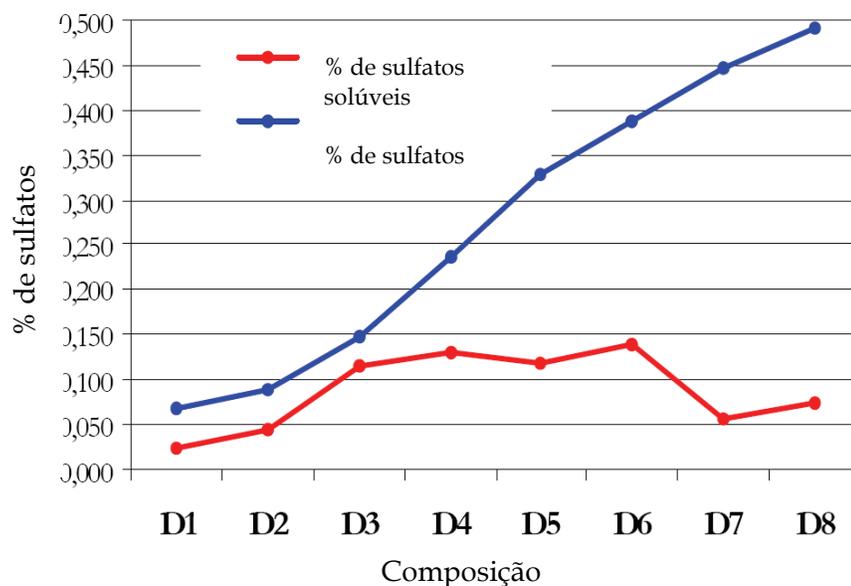
Alem disso a rejeição absoluta da utilização de cimento *Portland* ainda que em percentagens mínimas na variante de argamassas bastardas, parece ser uma posição dogmática que não é totalmente fundamentada em termos científicos. Este facto pode condicionar a decisão sobre o material a privilegiar, já que em determinadas circunstâncias poderá ser preferível a aplicação correcta de argamassas bastardas à aplicação incorrecta de argamassas de cal aérea e pozolanas. De facto importa alargar esta discussão a um âmbito mais vasto que possa entrar em linha de conta com outros factores intrínsecos ao mercado da construção, como seja por exemplo o nível de formação dos Quadros (Técnicos e Operacionais) e se o mesmo pode ou não influenciar esta questão e até que ponto tal acontece.

Martinez & Carro (2007) analisaram diversas argamassas de cal e cimento com teores crescentes de ligante (Tabela 9.14), concluindo que embora o aumento do teor do cimento aumente a quantidade de sais, o aumento da quantidade de sais solúveis não aumenta de forma proporcional.

**Tabela 9.14:** Comparação das características das argamassas de cal aérea e cimento (Martinez & Carro, 2007)

Composição	Cal: cimento em volume	Sulfatos solúveis (%)	Rc (MPa)	Permeabilidade ao vapor de água (kg/m.s.Pa)x10 <sup>-11</sup>
D1	1:0	2	3,8	4,162
D2	10:1	4	2,3	2,829
D3	4:1	12	3,1	1,6
D4	2:1	13	8,0	1,4
D5	1:1	12	16,1	1,17
D6	1:2	14	27,4	0,7377
D7	1:5	6	42,2	0,5716
D8	0:1	7,5	54,9	0,4306

Segundo estes autores a presença de cal altera a hidratação de cimento *Portland* pelo que os sais não são integrados em componentes hidráulicos como a etringite, antes permanecendo em estado solúvel, excepto para as composições em que o ligante é na sua maioria cimento (Figura 9.38).



**Figura 9.38:** Quantidade de sais sulfato em argamassas de cal aérea e cimento (Martinez & Carro, 2007)

Outros autores comprovam que determinadas formulações de argamassas bastardas de cal e cimento *Portland*, conseguem cumprir requisitos mínimos

de ordem mecânica e mesmo de comportamento à água, ficando somente em aberto a questão da introdução de sais sulfatos (Tabela 9.28).

**Tabela 9.28:** Argamassa bastarda cumprindo requisitos de resistência mecânica e comportamento à água (Veiga et al., 2008)

Comp.	Dosagem em volume cimento, cal, areia	Rt (MPa)	Rc (MPa)	E (MPa)	Sd (m)	C(kg/m <sup>2</sup> .min <sup>0,5</sup> )
C-AL2	1:2:9	0,7	1,6-1,9	4810	0,11	1,4-1,6

E se é verdade que a introdução de sais configura uma situação indesejável a todos os níveis, não é menos verdade que os sais sulfatos associados ao cimento *Portland*, “tem em geral uma acção pouco higroscópica, na medida em que por exemplo o sulfato de cálcio bi-hidratado (gesso), apenas sofre dissolução com humidades relativas da ordem de 99% (a 20 °C), o que configura situações pouco frequentes” (Henriques, 2003b), o que quer dizer que a utilização de argamassas de cal com quantidades mínimas de cimento *Portland*, talvez possa não ser uma solução excessivamente gravosa, num contexto em que a argamassa de reabilitação não venha a estar sujeita a elevadas humidades relativas.

Também Elpida-Chrissy et al. (2008) defendem a utilização de cimento *Portland* como forma de garantir valores mínimos de resistência mecânica ao fim de pouco tempo, o que contribui para desmistificar alguns dos seus alegados deméritos. Posição esta que também já tinha sido sustentada por outros autores (Mosquera et al., 2006; Arandigoyen et al., 2006, 2007). Pode assim admitir-se a utilização de argamassas bastardas com uma percentagem mínima de cimento, no caso de obras em zonas com baixas humidades relativas ou que não tenham valor histórico de relevo.

A simples comparação entre as vantagens e as desvantagens das argamassas de cal aérea e cimento e as desvantagens das argamassas de cal e pozolanas, não permite um enquadramento suficiente da questão objecto de análise neste artigo. Este problema tem por isso que ser visto num cenário onde estejam contempladas outras questões, como sejam por exemplo as que se relacionam com a execução dos trabalhos e mais importante ainda, sobre o nível dos conhecimentos dos Técnicos Superiores e dos Operários sobre esta questão.

Em Portugal o mercado da construção civil é constituído por agentes que possuem pouca instrução (90% dos trabalhadores deste sector possuem habilitações iguais ou inferiores ao 3º ciclo (Cóias, 2007)) cujo conhecimento operacional advém de largos anos de trabalho nesta área, sendo provável que o seu desconhecimento no âmbito das argamassas de cal e pozolanas

possa vir a originar insucessos na aplicação de revestimentos à base destes materiais, a menos que o mesmo venha no futuro a ser colmatado através de acções de formação a realizar nesse âmbito.

Por outro lado, a maioria das empresas de construção civil são empresas unipessoais que não possuem sequer Técnicos Superiores que possam assessorar a realização deste tipo de trabalho. Aquilo que se passava de forma quase generalizada no campo dos Alvarás até há bem pouco tempo, era uma situação de “empréstimo” do nome dos Técnicos que permitia o cumprimento da legislação sem que o empregador tivesse que arcar com os custos de um Técnico a tempo inteiro, mas com as desvantagens inerentes ao facto de não haver por parte desse mesmo Técnico um apoio efectivo à empresa em causa.

A recente legislação que veio regular estas matérias (Portaria nº 1371/2008 de 2 de Dezembro relativa à equivalência entre as classes e o valor das obras e a Portaria nº16/2004 de 11 de Janeiro relativa aos quadros de pessoal), evoluiu na medida em que torna obrigatório que os Técnicos passem a fazer parte em regime de permanência dos Quadros de Pessoal das Empresas de Construção, contudo por outro lado torna-se motivo de preocupação/reflexão quando pretende viabilizar pelo lado da procura os cursos de Especialização Técnica (vulgo CET'S), concedendo que 1 ano de formação Pós-Secundário em contexto de Ensino Superior possa permitir que estes Diplomados assumam a Responsabilidade Técnica por empresas com autorização para a execução de obras de construção até à Classe 4 (obras até 1.328.000 euros).

E se é possível admitir em tese que para a construção nova um tal limite possa não trazer preocupações de maior, já no que respeita às obras de reabilitação de edifícios antigos pautadas por um nível de complexidade superior à construção nova, como a grande maioria destas se situa abaixo do referido limite financeiro importaria que a legislação enquadrasse devidamente a importância desta questão.

Tal poderia ser conseguido se por exemplo fossem definidas pelo Legislador autorizações para montantes inferiores ao valor referido, quando se tratasse de obras de reabilitação de edifícios antigos. Mesmo as poucas empresas com Técnicos Superiores a tempo inteiro, não retiram desse simples facto utilidades óbvias no que respeita ao conhecimento das técnicas de reabilitação, dos materiais e mais especificamente das argamassas de cal e pozolanas, porquanto os currícula dos cursos de engenharia civil, encontram-se excessivamente estruturados em torno da “construção nova”.

Abundam por isso naquele curso as disciplinas de cálculo (estrutural, geotécnico, hidráulico, térmico, acústico etc etc etc) e escasseiam as disciplinas sobre reabilitação e sobre materiais de construção, situação que é agravada pelo facto de na maior parte dos casos esse conhecimento abarcar com um mínimo de profundidade pouco mais do que o material betão, pelo que é muito difícil garantir um conhecimento mínimo sobre as argamassas de reabilitação (Torgal & Jalali, 2009).

Este panorama não permite assim grandes expectativas relativamente ao súbito (e pouco expectável) abandono das argamassas de cal aérea e cimento por parte do mercado da construção, em favor da utilização indiscriminada de argamassas de cal e pozolanas, até porque seriam muito elevadas as hipóteses de insucessos relativas a uma tal acção.

Assim sendo e enquanto não houver lugar a alterações substanciais ao nível formativo dos actores (Quadros Técnicos e Operacionais) que actuam no mercado da construção e bem assim de alguma da legislação que regulamenta este sector, pode admitir-se que haverá circunstâncias como por exemplo as operações de reabilitação em edifícios sem valor histórico, em que a utilização de argamassas bastardas à base de cal e cimento podem constituir uma opção reprovável mas ainda assim um mal menor desde que respeitem requisitos mínimos de desempenho em termos mecânicos e do comportamento à água.

## Conclusões Gerais

A utilização de materiais mais duráveis significa uma vida útil maior e um menor consumo de recursos. O betão constitui em Portugal e também no mundo um material estrutural por excelência contudo são frequentes os casos de deterioração precoce de estruturas de betão armado, afectadas por problemas de corrosão ou reacções álcalis-sílica. Torna-se por isso indispensável perceber quais as medidas em concreto que devem obrigatoriamente ser tomadas ao nível da fase de projecto para a obtenção de estruturas de betão de elevada durabilidade. Por outro lado importa também perceber de que forma se pode reabilitar as estruturas de betão já existentes para prolongar a sua vida útil, questão que foi abordada no presente capítulo merecendo destaque pela sua originalidade os tratamentos de fissuras que fazem uso de bactérias. Relativamente às soluções de impermeabilização do betão com resinas epoxídicas, entendeu-se pertinente realçar as considerações que no capítulo 2 foram tecidas quanto à toxicidade destes materiais. Relativamente á incorporação de resíduos no betão, essa operação suscita algumas dúvidas sobre até que ponto os mesmos podem comprometer a sua durabilidade e em termos da execução de betões com

agregados de RCD, eventualmente contaminados por RAS essas dúvidas são mais que justificadas. Já no que respeita aos revestimentos de edifícios antigos subsistem sérios problemas no que respeita à sua reabilitação, em especial quando se trata de substratos contendo elevadas quantidades de sais solúveis. Em muitos casos as soluções aplicadas podem levar mesmo ao agravamento da patologia que pretendiam resolver. Consequentemente apresentaram-se neste capítulo uma série de procedimentos com vista quer à identificação dos constituintes dos referidos revestimentos, quer também quanto aos requisitos das soluções para o seu restauro. Alguns autores tem vindo a recomendar a utilização de argamassas de cal com pozolanas, como as mais indicadas ao nível de obras de reabilitação, já outros apontam para esta solução como sendo a única admissível, excluindo totalmente a possibilidade de uso do ligante cimento *Portland* ainda que em percentagens mínimas. Contudo, as argamassas de cal com pozolanas são ainda objecto de investigações e a sua utilização requer a existência de mão-de-obra especializada. Este panorama conjugado com o facto do mercado da construção ser composto na sua grande maioria por actores com pouca ou nenhuma formação em termos de materiais de construção e muito menos sobre reabilitação, altera substancialmente o problema deixando o mesmo de ser apenas uma decisão entre várias opções técnicas, para também ter que equacionar o *know-how* relativo à capacidade de execução dos trabalhos.

## Referências

- ADRIANO, P.; SILVA, A.S.; VEIGA, R.; CANDEIAS, A.; MIRÃO, J. (2007) *Determinação da Composição de Argamassas Antigas*. 2º Congresso Nacional de Argamassas, Lisboa.
- ALBERT, L.B. (1995) *Ten Books on Architecture*. Translated by J. Leoni, J. Rykwert, London.
- ARANDIGOYEN, M.; ALVAREZ, J. (2006) *Blended pastes of cement and lime: Pore structure and capillary porosity*. Applied Surface Science, Vol. 252, pp.8077- 8085.
- ARANDIGOYEN, M.; ALVAREZ, J. (2007) *Pore structure and mechanical properties of cement-lime mortars*. Cement and Concrete Research, Vol. 37, 767-775.
- ARIOGLU, N.; ACUN, S. (2006) *A research about a method for restoration of traditional lime mortars and plasters: A staging system approach*. Building and Environment Vol. 41, pp.1223-1230.
- AUSTIN, S.; ROBINS; PAN; YOUGUANG (1999) *Shear bond testing of concrete repairs*. Cement and Concrete Research Vol.29,pp.1067-1076
- BAI, J. (2009) *Durability of sustainable concrete materials*. In Sustainability of Construction Materials Ed.Khatib, Woodhead Publishing Limited Abington Hall, Cambridge, UK, p.239-253, 2009.
- BAILEY, K.L. (1932) *The Elder Pliny's Chapter's on Chemical Subjects*, 1932, Edward Arnold and Co.
- BIJEN, J. (2000) *Durability of engineering structures*. Design, repair and maintenance. ISBN 1 85573 695 0, Woodhead Publishing Limited, Abington Hall, Cambridge, UK.
- CARBO, M.; REIG, F.; ADELANTADO, J.; MARTINEZ, V. (1996) *Fourier transformed infrared spectroscopy and the analytical study of works of art for purposes of diagnosis and conseroation*. Analytica Chimica Acta Vol. 330, pp.207-215.

- CARLES-GIBERGUES, A.; CYR, M.; MOISSON, M.; RINGOT, E. (2008) *A simple way to mitigate alkali-silica reaction*. Materials and Structures Vol.41, pp.73-83.
- CAVACO, L.S.R. (2005) *Técnicas de Aplicação de Argamassas de Revestimento em Edifícios Antigos*. Influência do Desempenho. Dissertação de Mestrado em Construção, Instituto Superior Técnico.
- CECHOVA, E.; PAPAYIANNI, I.; STEFANODOU, M., *The influence of linseed oil on the properties of lime-based mortars*. International Conference HMC 08 - Historical Mortars Conference: Characterization, Diagnosis, Repair and Compatibility, LNEC, 2008, LISBON
- CHECHOVA, E.; PAPAYIANNI, I.; STEFANODOU, M. (2010) *Properties of lime-based restoration mortars modified by the addition of linseed oil*. Proceedings of the 2<sup>nd</sup> Conference and of the Final Workshop of RILEM TC 203 -RHM. Ed. J.Valek, C. Groot, J. Hughes, pp.937-944. RILEM Publications, Prague, Czech Republic.
- CÓIAS, V. (2007) *Qualificação para a reabilitação a diferença entre o sucesso e o fracasso*. 2<sup>o</sup> Congresso Nacional de Argamassas de Construção, APFAC, Lisboa.
- COUTINHO, J. (2001) *Durabilidade. Ataque por sulfatos*. FEUP, 2001.
- CONCRETE SOCIETY (1999) *Patch repair of reinforced concrete. Model specification and method of measurement*. Concrete Society Technical Report n<sup>o</sup> 38
- CORINALDESI, V.; MORICONI, G.; TITTARELLI, F. (2003) *Thaumasite: evidence for incorrect intervention in masonry restoration*. Cement & Concrete Composites Vol.25, pp. 1157-1160
- COTRIM, H.; VEIGA, M.R.; BRITO, J. (2008) *Freixo palace: Rehabilitation of decorative gypsum plasters*. Construction and Building Materials, Vol. 22, pp. 41-49
- DA SILVA, T. (2007) *Análise técnico-económica de alguns tipos de reparação de estruturas de betão armado expostas a um ambiente marítimo*. Dissertação de Mestrado, IST/UTL, Lisboa.
- DE MUYNCK, W.; DEBROUWER, D.; DE BELIE, N.; VERSTRAETE, W. (2008) *Bacterial carbonate precipitation improves the durability of cementitious materials*. Cement and Concrete Research Vol. 38, pp.1005-1014.
- DE MUYNCK, W.; COX, K.; DE BELIE, N.; VERSTRAETE, W. (2008a) *Bacterial carbonate precipitation as an alternative surface treatment for concrete*. Construction and Building Materials Vol. 22, pp.875-885.
- ELPIDA-CHRISSEY, A.; ELENI-EVA, T.; ELIZABETH, V. (2008) *Lime-pozzolan-cement compositions for the repair and strengthening of historic structures*. International Conference HMC 08 - Historical Mortars Conference: Characterization, Diagnosis, Repair and Compatibility, LNEC, Lisbon.
- ELSEN, J.; Van Balen, K.; Mertens, G. (2010) *Hydraulicity in historic lime mortars: a Review*. Proceedings of the 2<sup>nd</sup> Conference and of the Final Workshop of RILEM TC 203 -RHM. Ed. J.Valek, C. Groot, J. Hughes, pp.129-145. RILEM Publications, Prague, Czech Republic.
- FERREIRA, R. M. (2004) *Probability-based durability analysis of concrete structures in marine environment*. Tese de Doutoramento, Universidade do Minho.
- FERREIRA, R. (2006) *Projecto de durabilidade de betão*. Seminário Inovação em betões. Construnor, pp.101-112
- FERREIRA, R. M. (2009) *Service-life Design of Concrete Structures in Marine Environments: A probabilistic based approach*. ISBN-13: 978-3639167108, VDM Verlag Dr. Muller Aktiengesellschaft & Co. KG.
- FLAHARTY, D. (2004) *Preservação de estuque ornamental histórico*. Tradução por António Borja Araújo, Eng<sup>o</sup> Civil IST. Site Prorestauro
- FLORES-COLEN, I.; DE BRITO, J.; BRANCO, F. (2007) *Avaliação in-situ da aderência de materiais de revestimento*. 2<sup>o</sup> Congresso Nacional de Argamassas de Revestimento, APFAC, Lisboa.
- GENESTAR, C.; PONS, C. (2003) *Ancient plaster mortars from several convents and Islamic and Gothic places in Palma de Mallorca (Spain)*. Analytical characterization. Journal of Cultural Heritage Vol. 4, pp. 291-298
- GONÇALVES, A. (2000) *As exigências relacionadas com a durabilidade do betão*. ATIC Magazine, n<sup>o</sup> 25, pp. 41-48, 2000

- GONÇALVES, T.(2007) Salt crystallization in plastered or rendered walls. Tese de Doutoramento, IST/UTL, Lisboa.
- GONÇALVES, T.; PEL, L.; RODRIGUES, J. (2008) *Worsening of dampness and salt damage after restoration : use of water repellent additives in plasters and renders*. In Proceedings of HMC 08 1<sup>st</sup> Historical Conference, LNEC, Lisboa.
- GONÇALVES, T.; RODRIGUES, J. (2010) *Argamassas de revestimento de paredes afectadas por cristalização de sais solúveis*. 3<sup>o</sup> Congresso Nacional de Argamassas de Construção, Lisboa.
- GRATTAN-BELLEW, P.; MITCHELL, L.; MARGESON, J.; MIN, D. (2010) *Is alkali-carbonate reaction just a variant of alkali silica reaction ACR=ASR?* Cement and Concrete Research Vol.40, pp.556-562.
- GROOT, C.; VAN HEES, R.; WIJFFELS, T. (2009) *Selection of plasters and renders for salt laden masonry substrates*. Construction and Building Materials Vol.23, pp.1743-1750.
- HENRIQUES, F. (2003) *A conservação do património: Teoria e prática*. 3<sup>o</sup> Encore, LNEC.
- HENRIQUES, F. (2003a) *The concept of acceptable technology in architectural conservation*. ITAM-ARCCHIP-ARIADNE Workshop 12, República Checa.
- HENRIQUES, F.M.A. (2003b) *Fenómenos de higroscopicidade devidos à presença de sais solúveis*. 1<sup>o</sup> Encontro Nacional sobre Patologia e Reabilitação PATORREB, Porto.
- HENRIQUES, F.; RODRIGUES, P. (2008) *O papel da investigação das argamassas de substituição na conservação do património*. Universidade do Minho, Revista Engenharia Civil, N<sup>o</sup> 31, pp.29-37.
- HILL, K. *Fats and oils as oleochemical raw materials*. Pure Applied Chemistry, pp.1255-1264, 2000. IUPAC
- HOBBS, D.W. (1988) *Alkali-Silica reaction in concrete*. Thomas Telford, London.
- HUANG, J.; ZHOU, Y.; WANG, S.; PAN, D. (2002) *Analysis of exposure experiment and application of coatings for marine concrete structures*. China Harbour Eng Vo.6, pp.17-21.
- ICHIKAWA, T. (2009) *Alkali-silica reaction, pessimum effects and pozzolanic effect*. Concrete Research Vol.39, pp.716-726.
- JENSEN, V. (1993) *Alkali aggregate reaction in Southern Norway*. PhD Thesis. Norwegian University of Science and Technology, Trondheim Norway
- JONKERS, H.; THIJSSSEN, A.; MUYZER, G.; COPUROGLU, O.; SCHALANGEN, E. (2010) *Application of bacteria as a self-healing agent for the development of sustainable concrete*. Ecological Engineering Vol.36, pp.230-235.
- JÚLIO, E. N. B. (1991) *A influencia da interface no comportamento de pilares reforçados por encamisamento de betão armado*. Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra.
- JULIO, E.N.B.S.; BRANCO, F.A B.; SILVA, V.D. (2004) *Concrete to concrete bond strength. Influence of the roughness of substrate surface*. Construction and Building materials Vol.18, pp.675-681
- JUSTNES, H. ; OSTNOR, T.; VILA, N. *Vegetable oils as water repellents for mortars*. Proceedings of the 1<sup>st</sup> International Conference of Asian Concrete Federation, pp.689-698, 2004, Thailand
- LAMBERT, P. (2009) *Sustainability of metals and alloys in construction*. In Sustainability of Construction Materials Ed.Khatib, Woodhead Publishing Limited Abington Hall, Cambridge, UK, p.148-170, 2009.
- LUBELLI, B.; HEES, R.; GROOT, C. (2006) *Sodium chloride crystallization in a "salt transporting" restoration plaster*. Cement and Concrete Research Vol. 36, pp. 1467-1474
- LUBELLI, B.; HEES, R.; GROOT, C. (2006a) *Investigation on the behaviour of a restoration plaster applied on heavy salt loaded masonry*. Construction and Building Materials Vol. 20, pp. 691-699
- MAGALHÃES, A.C.; VEIGA, M.R.; VELOSA, A.L. (2007) *Caracterização e Avaliação do Desempenho de Possíveis Soluções de Argamassas para Revestimentos de Paredes de Edifícios Antigos*. 2<sup>o</sup> Congresso Nacional de Argamassas, Lisboa.
- MARGALHA, M.G. (2007) *Conservação e recuperação de construções em taipa. Acção de formação*. Taliscas, Odemira.
- MARQUES, S. (2005) *Estudo de argamassas de reabilitação de edifícios antigos*. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro.

- MARQUES, S.; RIBEIRO, R.; SILVA, L.; FERREIRA, V.; LABRINCHA, J. (2006) *Study of Rehabilitation Mortars: Construction of a Knowledge Correlation Matrix*. Cement and Concrete Research Vol. 36, pp.1894-1902.
- MARTINEZ, M. ; CARRO, G. (2007) *Ancient building requirements and the evaluation of different lime cement mortars compositions*. 2º Congresso Nacional de Argamassas de Construção, APFAC, Lisboa.
- MACCLEAN, D. (2004) *Conservação de estuque decorativo: Um ponto de vista irlandês*. Tradução por António Borja Araújo, Engº Civil IST. Site Prorestauro
- MASCARENHAS, A.F.; FRANQUEIRA, M. (2007) *Estuque ornamental: História e Restauro*. Revista Brasileira de Arqueometria, Restauração e Conservação, Vol. 1, pp-1-6
- MEDEIROS, M.; HELENE, P. (2008) *Efficacy of surface hydrophobic agents in reducing water and chloride ion penetration in concrete*. Materials and Structures Vol.41, pp.59-71.
- MOISSON, M. (2005) *Contribution à la maîtrise de la réaction alcali-silice par ajout de fines de granulats réactifs dans le béton*. PhD Thesis, INSA, France.
- MOMAYEZ, A.; EHSANI, M.; RAMEZANIANPOUR, A. A.; RAJAIE, H. (2005) *Comparison of methods for evaluating bond strength between concrete substrate and repair materials*. Cement and Concrete Research Vol.35, pp.748-757
- MORA, E. (2007) *Life cycle, sustainability and the transcendent quality of building materials*. Building and Environment Vol. 42, pp.1329-1334.
- MORGAN, D. (1996) *Compatibility of concrete repair materials and systems*. Construction and Building Materials, Vol.10, pp.57-67.
- MOREIRA, P. (2006) *Contribuição dos revestimentos poliméricos para a durabilidade de betões em ambientes agressivos*. Tese de Mestrado, Universidade do Minho.
- MOSQUERA, M.; SILVA, B.; PRIENTO, B.; RUIZ-HERRERA, E. (2006) *Addition of cement to lime-based mortars: Effect on pore structure and vapor transport*. Cement and Concrete Research, Vol. 36, pp.1635-1642.
- PALLADIO, A. (1570) *The four books on the architecture*. Venice, Italy
- PEDEFERRI, P. (1996) *Cathodic protection and cathodic prevention*. Construction and Building Materials Vol.10, pp.391-402.
- POITVIN, P. (1999) *Limestone aggregates concrete, usefulness and durability*. Cement and Concrete Research Vol.21, pp. 89-97
- QUAGLIARINI, E.; D'ORAZIO, M.; STAZI, A. (2006) *Rehabilitation and consolidation of high-value "camorcanna" vaults with FRP*. Journal of Cultural Heritage, Vol. 7, pp.13-22
- REIS, M.; SILVA, A. (1997) *Reacções álcali-silica. Recomendações gerais para prevenir a deterioração do betão*. LNEC ITM C23. Lisboa
- ROWLAND, P. B. (2006) *Essays on Hormuz*.
- SÁ, A.F.G. (2002) *Argamassa de cal aérea hidratada com incorporação de gordura e sua utilização em rebocos*. Monografia Nº 7, Construlink.
- SÁ, A.F.G. (2005) *Rebocos em Paredes de Pedra e Cal*. Dissertação de Mestrado, Universidade Técnica de Lisboa, IST.
- SANTOS, P.M.D. (2005) *Influencia da rugosidade da superfície da interface betão/betão na sua resistência ao corte longitudinal*. Tese de Mestrado, Universidade de Coimbra.
- SANTOS SILVA, A. (2005) *A degradação do betão por reacções álcali-silica. Utilização de cinzas volantes para a sua prevenção*. Tese de Doutoramento da Universidade do Minho/LNEC.
- SARJA, A.; VESIKAR, E. (1996) *Durability desig of concrete structures*. RILEM Report 14E & FN SPON, CRC Press, Ottawa.
- SILVA, S. (2003) *New aproach in old mortars characterization*. Proceedings 3<sup>rd</sup> Encore LNEC, pp. 917-926.
- SIMS, I.; BROWN, B. (1998) *Concrete aggregates*. In: Hewlett PC, ed. *Lea's Chemistry of cement and concrete*, 4th edition, pp.903-989 London
- SILVA, A. (2005) *Degradação do betão por reacções álcali-silica. Utilização de cinzas volantes e metacaulino para a sua prevenção*. Tese de Doutoramento, Universidade do Minho.
- SILVEIRA, P.M.; VEIGA, M.R.; BRITO, J. (2007) *Gypsum coatings in ancient buildings*. Construction and Building Materials, Vol. 21, pp.126-131

- SOUSA, S.; SANTOS SILVA, S.; VELOSA, A.; ROCHA, F. (2010) *Mitigação de RAS e DEF pela utilização de resíduos de minas de tungsténio*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCOs'10. ISBN 978-989-95978-1-5, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.217-228.
- STANTON, T.E. (1940) *Influence of cement and aggregate on concrete expansion*. Eng. News Record Vol.1, pp.50-61.
- STOLZ, H., *Oleochemicals – important additives for building protection*. 2º Congresso Nacional de Argamassas de Construção, APFAC, 2007, Lisboa
- TEUTONICO, J.M.; NACCAIG, I.; BURNS, C.; ASHURST, J. (1994) *The Smeaton Project: Factors Affecting the Properties of Lime-Based Mortars*. Bulletin of the Association for Preservation Technology, Vol.25, pp.32-49.
- TITTELBOOM, K.; DE BELIE, N.; DE MUYNCK, W.; VERSTRAETE, W. (2010) *Use of bacteria to repair cracks in concrete*. Cement and Concrete Research Vol. 40, pp.157-166.
- TORGAL, F.PACHECO (2007) *Desenvolvimento de ligantes obtidos por activação alcalina de lamas residuais das Minas da Panasqueira*. Dissertação de Doutoramento, Universidade da Beira Interior.
- TORGAL, F.PACHECO; GOMES, J. P.; JALALI, SAID (2008) *Adhesion characterization of tungsten mine waste geopolymeric binder. Influence of OPC concrete substrate surface treatment*. Construction and Building Materials Vol. 22, pp.154-161.
- TORGAL, F. PACHECO.; JALALI, SAID (2009) *Sulphuric acid resistance of plain, polymer modified, and fly ash cement concretes*. Construction and Building Materials--Elsevier Vol.23, pp.3485-3491.
- TORGAL, F. P.; JALALI, S. (2009) *Considerações sobre as argamassas de reabilitação*. Revista Construção Magazine Nº 32, pp. 35-39.
- TORGAL, F. PACHECO; JALALI, SAID (2009) *Patologia e restauro de estuques antigos*. Revista Arte & Construção, nº 223, pp.24-26.
- TUUTI, K. (1982) *Corrosion of steel in concrete*. Swedish Cement and Concrete Research Institute. Report nº CBI FO Vol.82, pp. 223-236
- UGURLU, E.; BOKE, H. (2008) *The use of Brick-Lime Plasters and Their Relevance to Climatic Conditions of Historic Bath Buildings*. Construction and Building Materials, Vol. , pp. .
- VAN HEES, R.; NALDINI, S.; RODRIGUES, J. (2009) *Plasters and renders for salt laden substrates*. Construction and Building Materials Vol.23, pp.1714-1718.
- VEIGA, R. (2003) *As Argamassas na Conservação*. In Actas das 1ª as Jornadas de Engenharia Civil da Universidade de Aveiro. Avaliação e Reabilitação das Construções Existentes. Colecção Comunicações, COM 103, LNEC.
- VEIGA, M.; AGUIAR, J.; SILVA, A.; CARVALHO, F.(2004) *Conservação e renovação de revestimentos de edifícios antigos*. LNEC.
- VEIGA, R. (2006) *Arquitectura Ibérica. Os Revestimentos Antigos e a Identidade dos Edifícios*. Arquitectura Ibérica, Reabilitação nº 12, pp.16
- VEIGA, R.; FRAGATA, A.; VELOSA, A.; MAGALHÃES, A.; MARGALHA, G. (2008) *Substitution mortars for application in historical buildings exposed to the sea environment. Analysis of the viability of several types of compositions*. International Conference HMC 08 – Hystorical Mortars Conference: Characterization, Diagnosis, Repair and Compatibility, LNEC, 2008, Lisbon.
- VIKAN, H.; JUSTNES, H. *Influence of Vegetable Oils on Durability and Pore Structure of Mortars*. Proceedings of the Seventh CANMET/ACI International Conference on Durability of Concrete, pp. 417-430, 2006, Canada.
- WIERING, P. (1984) *Long time studies on the carbonation of concrete under normal outdoor exposure*. RILEM Symposium on Durability of Concrete under Normal Outdoor Exposure. Hannover.
- WOOD, J.; JOHNSON, J. (1993) *The appraisal and maintenance of structures with alkali-silica reaction*. The Structural Engineer Vol.71 nº2
- ZHANG, Z.; YAO, X.; ZHU, H. (2010) *Potential applications of geopolymers as protection coatings for marine concrete I. Basic properties*. Applied Caly Science (in press)

# 10

## **Nanotecnologia e Sustentabilidade dos Materiais**

**10.1 Enquadramento**

**10.2 Materiais Auto-Limpantes**

**10.3 Materiais que Reduzem a Poluição do Ar**

**10.4 Materiais com Propriedades Bactericidas**

**10.5 Conclusões Gerais**

**10.6 Referências**

## 10.1 Enquadramento

### 10.1.1 Introdução

A literatura em geral (Feynman, 1960) e até mesmo referências de natureza institucional (Gago, 2008) apontam uma palestra proferida pelo físico Richard P. Feynman com o título “There’s plenty of room at the bottom”, num encontro da Sociedade Americana de Física, que teve lugar em 1959 no Instituto de Tecnologia da Califórnia-CalTech como representando o início da era da nanotecnologia. Este último termo foi no entanto apresentado em 1974 por um Professor da Universidade de Tóquio, Norio Taniguchi, como referente ao processamento de materiais, átomo a átomo ou molécula a molécula (Taniguchi, 1974).

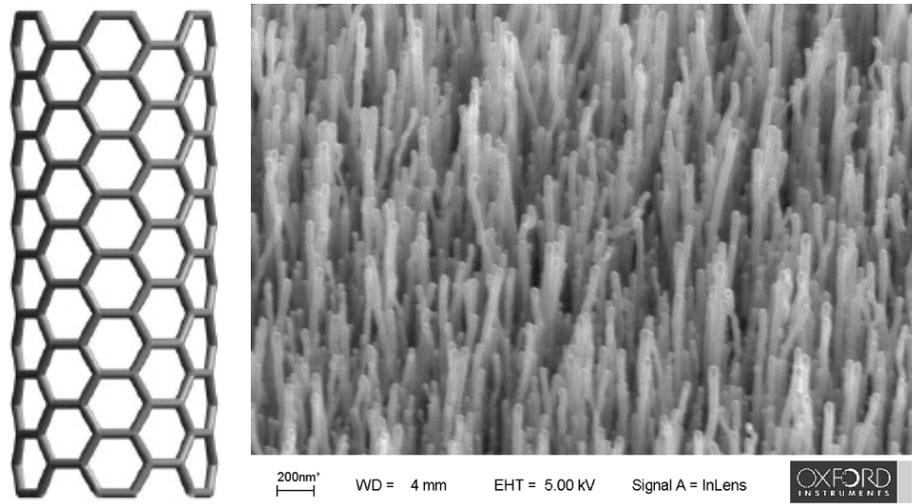
A nanotecnologia envolve o estudo à escala do nanómetro ( $1\text{nm} = 1 \times 10^{-9}\text{m}$ ), para se ter um ponto de comparação é preciso ter presente que um cabelo humano tem  $80.000\text{nm}$  de espessura e que a dupla hélice de ADN tem aprox.  $2\text{nm}$  de diâmetro.

Uma definição mais precisa de nanotecnologia foi apresentada alguns anos mais tarde por Drexler (1981), como referente à produção com dimensões e precisão entre  $0,1$  e  $100\text{ nm}$ .

Entre 1997 e 2003 o investimento em nanotecnologia cresceu a uma taxa de aprox.  $40\%$ , sendo que em 2003 atingiu  $35000$  milhões de euros (Andersen & Molin, 2007). Estimativas feitas em 2001 apontavam para que o valor dos produtos e serviços associados à nanotecnologia ascendesse a  $1.000.000$  milhões/ano, a partir de 2015 (NSF, 2001).

O relatório RILEM TC 197-NCM “Nanotechnology in construction materials” (Zhu *et al.*, 2004), sintetiza de forma clara e bastante exaustiva as potencialidades da nanotecnologia em termos do desenvolvimento de materiais de construção, nomeadamente:

- A utilização de nanopartículas, nanotubos de carbono (Figura 10.1) e nanofibras, quer para o aumento da resistência e da durabilidade de compósitos cimentícios quer para redução da poluição;
- Produção de aços resistentes à corrosão de baixo custo;
- Produção de isolantes térmicos, com desempenho quase 10 vezes superior às melhores alternativas correntes
- Produção de filmes e revestimentos para auto-limpeza capazes de mudarem de cor minimizando gastos energéticos;
- Produção de nanosensores e materiais com capacidade sensora e de auto-reparação

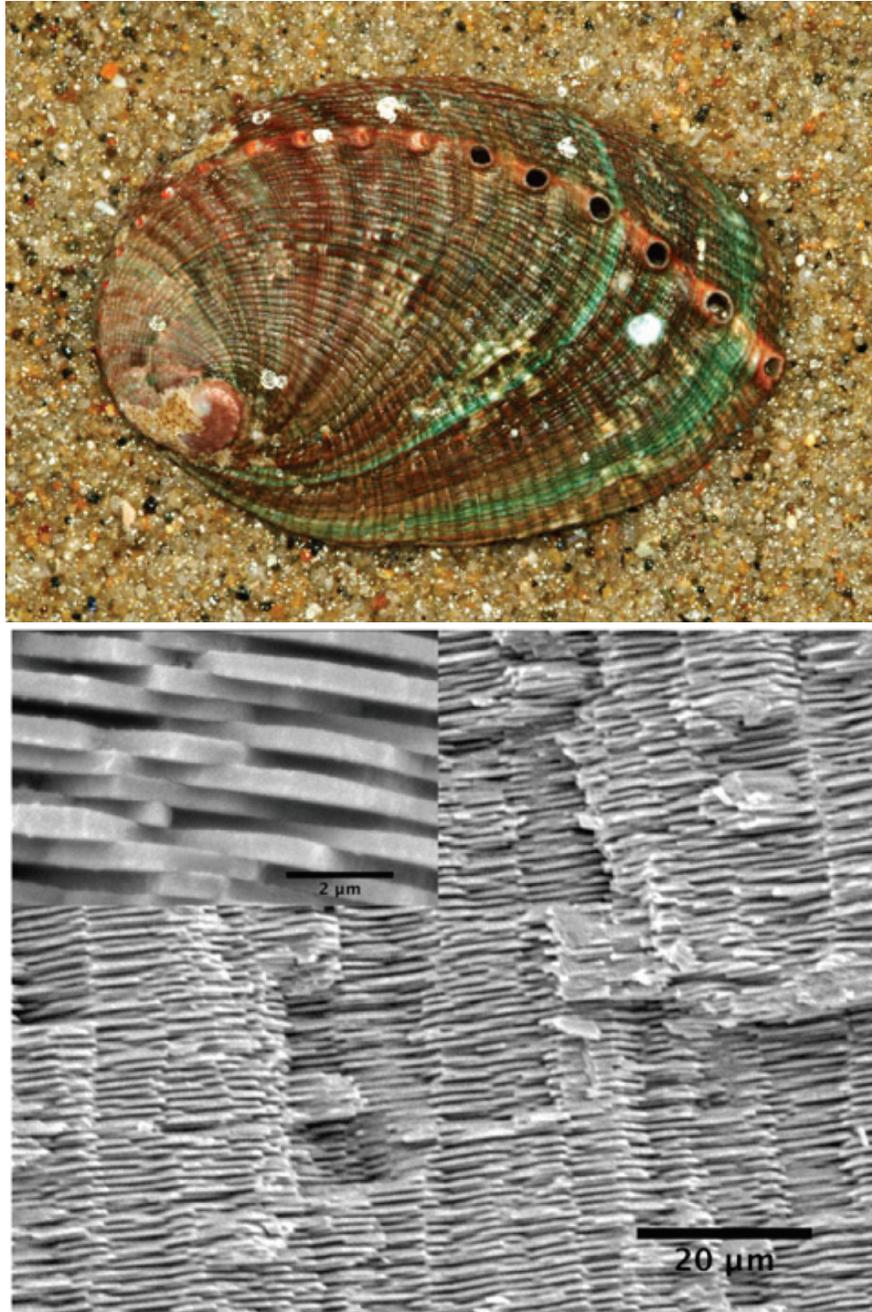


*Figura 10.1: Nanotubos de carbono: À esquerda representação esquemática; à esquerda visualização em microscópio electrónico*

Uma das áreas mais promissoras e com maior potencial nanotecnológico também referida no relatório TC 197-NCM, diz respeito à replicação dos sistemas naturais. O constante aperfeiçoamento destes sistemas levado a cabo durante milhões de anos, deu origem a materiais e tecnologias de elevado desempenho mecânico e totalmente biodegradáveis.

A título de exemplo, as conchas de abalone são compostas por camadas com 0,2mm de espessura que por sua vez são constituídas por uma espécie de alvenaria de 0, 5 $\mu$ m de espessura (Figura 10.2), à base de cristais de carbonato de cálcio e coladas entre si por uma proteína, cujo resultado final é um compósito com uma resistência 3000 vezes superior à resistência dos cristais de carbonato de cálcio (Li et al., 2004; Meyers et al., 2009).

Até alguns mexilhões e mesmo cracas (Hedlund *et al.*, 2004; Khandeparker & Chandrashekar, 2007; Kamino, 2010), conseguem produzir uma cola natural que lhes permite manterem uma elevada aderência a rochas submersas e cuja eficácia nada fica a dever às colas sintéticas. A vantagem neste caso radica inteiramente no facto da mesma não padecer dos inconvenientes das últimas, já que em termos de composição, as colas sintéticas são na sua maioria à base de epoxi, de melamina-urea-formaldeído, fenol ou solventes orgânicos. E as colas à base de epoxi são materiais tóxicos e os trabalhadores expostos a este material apresentam elevadas taxas de desenvolvimento de eczemas e dermatites, sendo ainda responsáveis pelo desenvolvimento de alergias e pelo desenvolvimento de cancro



*Figura 10.2: Concha de Abalone: Fotografia e microestrutura (Meyers et al., 2009)*

Um outro exemplo da eficácia das soluções naturais vem dos fios de teia de aranha, que excedem a resistência à tração do aço em termos de rácio resistência/massa. E muito embora não consigam igualar o desempenho das fibras de KEVLAR em termos de resistência à tração, apresentam ainda assim uma energia de ruptura superior (Tabela 10.1).

**Tabela 10.1:** Comparação das propriedades mecânicas do fio de teia de aranha com materiais feitos pelo homem (Gosline et al., 1986).

Material	Resistência à tracção (N/m <sup>2</sup> )	Energia de ruptura (Jkg <sup>-1</sup> )
Fio teia aranha	1×10 <sup>9</sup>	1×10 <sup>5</sup>
Aço de alta resistência	2×10 <sup>9</sup>	1×10 <sup>3</sup>
KEVLAR	4×10 <sup>9</sup>	3×10 <sup>4</sup>

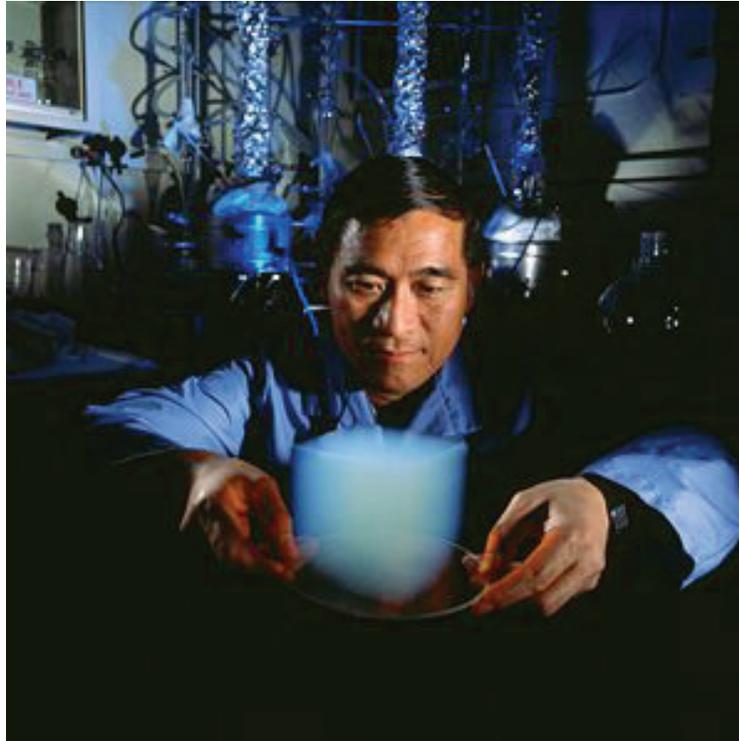
Também os corais utilizam água do mar para produzir cristais de carbonato de cálcio, aragonite. O processo de calcificação que está na origem da formação de corais é bastante complexo, estando dependente de vários factores, sendo o principal a fotossíntese (Barnes, 1970; Holcomb, 2010). Muito recentemente uma empresa Norte-Americana de nome Calera, revelou ter desenvolvido um processo capaz de replicar a formação de corais para produzir “cimento”, a partir de dióxido de carbono e da água do mar (Mitchell, 2009; Geyer *et al.*, 2009).

Contudo as informações relativas ao processo tecnológico não foram ainda disponibilizadas, bem como não se conhecem as características físicas, químicas e mecânicas dos cristais de aragonite artificial, supostamente produzidos pela empresa Calera. Razão por que se justifica a colocação da palavra cimento entre aspas, pois que pouco ou nada se sabe sobre as características deste “cimento”. Somente que o processo que já está a ser utilizado numa instalação industrial experimental junto à central termoeléctrica de Moss Landing (Califórnia), utiliza o dióxido de carbono gerado por aquela central para produzir “cimento”.

Certo é, que investigações posteriores compararam aragonite produzida artificialmente com aragonite natural, concluindo que a primeira é bastante mais solúvel, assim comprovando a dificuldade da replicação do processo (Holcomb *et al.*, 2009).

A comparação do desempenho dos nanotubos de carbono, um produto de elevada tecnologia com o fio de teia de aranha, mostra aliás até que ponto os sistemas naturais estão superiormente optimizados. Inicialmente descobertos na Rússia em 1952, os nanotubos de carbono foram mais tarde re-descobertos no Japão na década de 90. Estes materiais apresentam uma resistência à tracção 100 vezes superior à do aço, embora o seu custo (20 a 1000 euros/g) os torne de alguma forma pouco indicados para utilizações correntes (Mann, 2006).

Uma aplicação de elevado impacto na área do consumo energético, diz respeito ao desenvolvimento de nanomateriais com elevado desempenho em termos de isolamento térmico, como é o caso do aerogel (Figura 10.3).



*Figura 10.3: Aerogel*

Scrivener & Kirkpatrick (2008) abordam a importância da nanotecnologia em termos do seu potencial inovativo no campo dos materiais de base cimentícia, compreendendo questões tão diversas como a análise dos produtos de hidratação do cimento à escala nano, com recurso à microscopia de força atômica e à nanoindentação ou a utilização de nanopartículas para conferir propriedades de auto-limpeza e de redução da poluição do ar, ao betão.

Shan *et al.* (2009) procedem a uma análise exaustiva relativa ao contributo dos nanomateriais em termos de tratamento de resíduos e de redução de poluição, referindo que os mesmos apresentam elevadas potencialidades em termos ambientais.

O presente enquadramento abarca ainda a utilização da nanotecnologia para uma melhor compreensão dos compostos gerados durante a hidratação do cimento Portland, a utilização de nanopartículas para aumentar a resistência e a durabilidade de argamassas e betões, os riscos de toxicidade associados à utilização de nanopartículas e ainda a capacidade fotocatalítica dos nanomateriais, questão esta que será desenvolvida com mais detalhe ao longo do presente capítulo.

### 10.1.2 Compreensão dos Compostos Gerados Durante a Hidratação do Cimento Portland

Sendo o betão o material de construção mais utilizado na superfície do Planeta Terra e atendendo aos problemas implícitos na sua degradação precoce, o estudo à nanoescala das diversas fases que o compõem (silicatos de cálcio hidratados-CSH e hidróxido de cálcio- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), como forma de ultrapassar as referidas limitações, constitui um passo importante na sua sustentabilidade, sendo que as investigações nesse sentido decorrem desde há alguns anos a esta parte (Porro & Dolado, 2005; Balaguru & Chonk, 2006).

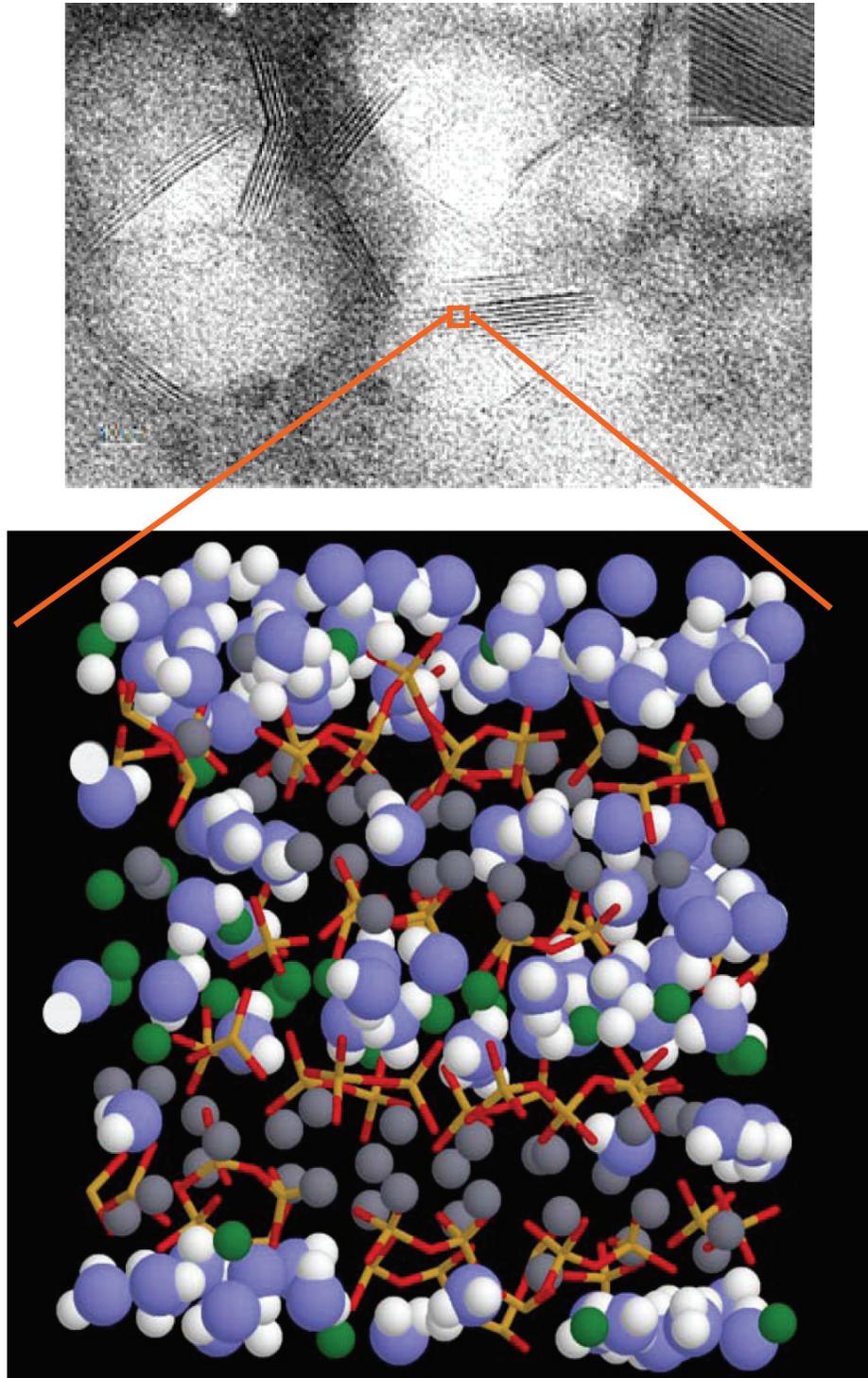
Mojumdar & Raki (2006) estudaram o desenvolvimento de fases nanocompósitas de silicatos de cálcio as quais permitirão o desenvolvimento futuro de impermeabilizantes anti-corrosão e anti-fogo.

Enquanto as técnicas de microscopia electrónica permitiam visualizar e conhecer a composição dos compostos de hidratação do cimento, a utilização da nanotecnologia veio permitir que esse conhecimento possa também abarcar o conhecimento da rigidez/módulo de elasticidade das fases CSH e  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  através de técnicas de nanoindentação, abrindo assim novas possibilidades no controlo das propriedades destas fases.

Na nanoindentação um material de propriedades conhecidas é utilizado para provocar uma deformação noutro material, de propriedades desconhecidas e através das características dessa deformação se poder estimar as propriedades do material desconhecido.

Recentemente, Mondal (2008) utilizou esta técnica tendo obtido os seguintes módulos de elasticidade para as várias fases dos compostos cimentícios: 35MPa para a fase de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , 26 e 16 MPa para dois tipos diferentes de CSH e 10MPa para a fase porosa. Outros autores já tinham confirmado a existência de diferentes tipos de CSH, de baixa densidade, elevada densidade e densidade ultra-elevada (Constantinides et al., 2003; Dejong & Ulm, 2007; Constantinides & Ulm, 2007).

Também muito recentemente foram apresentados resultados de investigações realizadas por investigadores do MIT (financiadas pela Cimpor), relativos à modelação molecular dos produtos de hidratação do cimento Portland (Figura 10.4)



*Figura 10.4: Em cima microestrutura de compostos CSH; Em baixo modelação molecular dos CSH: moléculas de água compostas por átomos de oxigénio (azul) e átomos de hidrogénio (branco); os iões de cálcio são representados pelas esferas verdes e cinzentas; as ligações a amarelo e vermelho representam átomos de silício e oxigénio pertencentes aos tetraedros de sílica (Pellenq et al., 2009)*

### 10.1.3 Utilização de Nanopartículas para Aumentar a Resistência e a Durabilidade de Argamassas e Betões

As nanopartículas apresentam uma elevada razão superfície específica por volume (Figura 10.5) e devido à sua elevada reactividade comportam-se como centros de nucleação, contribuindo para o desenvolvimento da hidratação do cimento *Portland*. A maioria das investigações nesta área recorre ao uso de nanosilica, embora algumas investigações já tenham utilizado nano-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. A produção de nanopartículas pode ser obtida quer através de uma elevada energia de moagem (Sobolev & Ferrada-Gutierrez, 2005), ou através de síntese por processos químicos (Lee & Kriven, 2005).

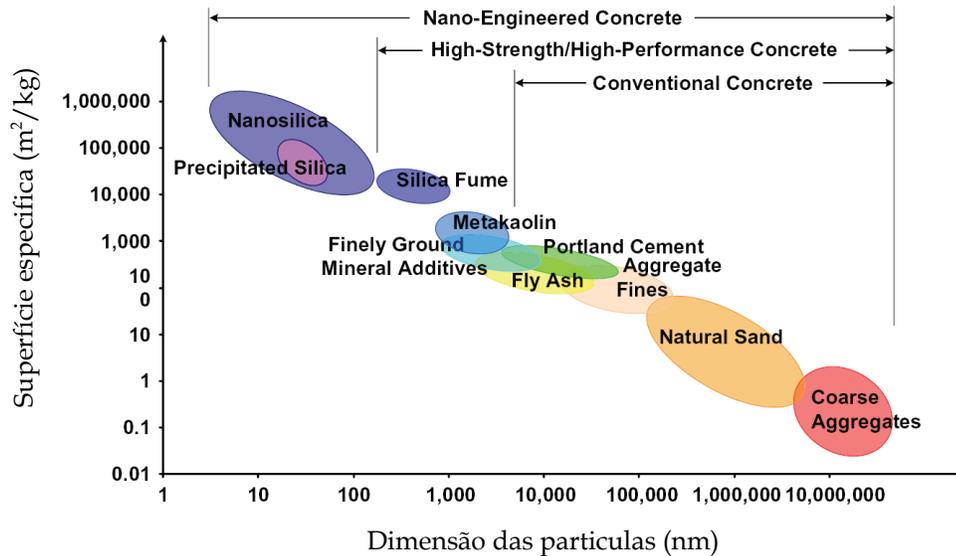
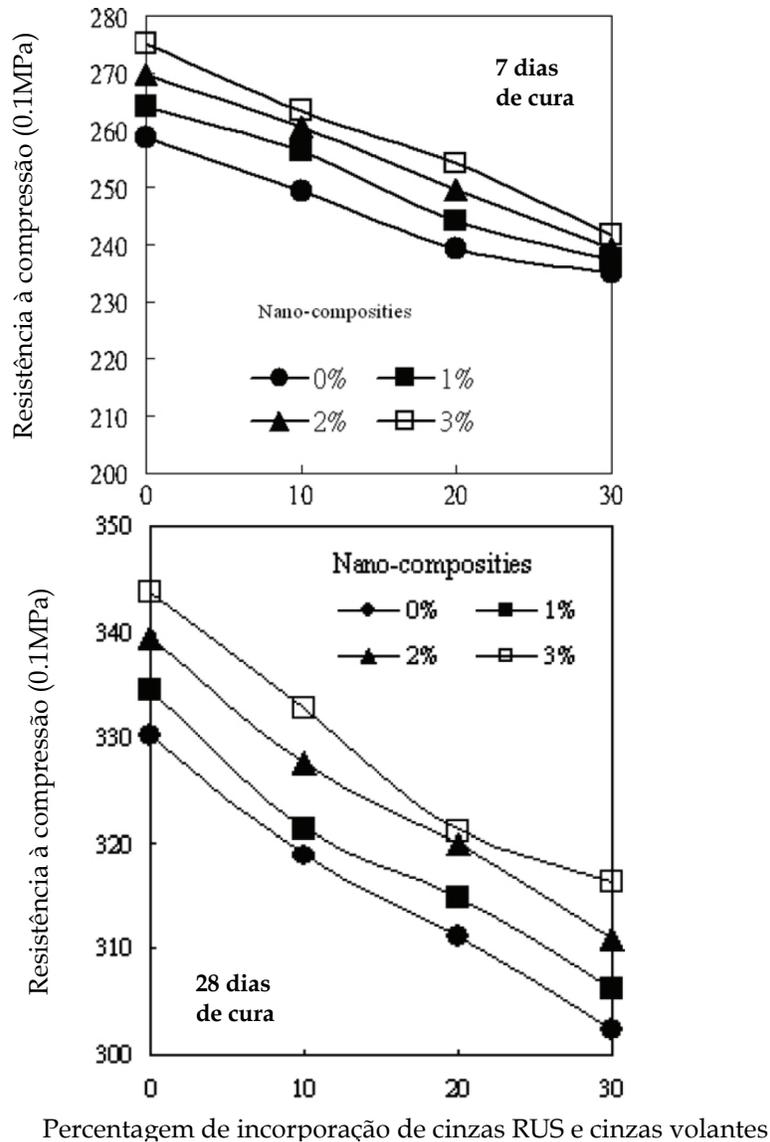


Figura 10.5: Relação entre dimensão e superfície específica em partículas constituintes de betões (Sanchez & Sobolev, 2010)

Porro *et al.* (2005) referem que a utilização de nanosilica aumenta a resistência à compressão de pastas de cimento. Os mesmos autores salientam que esse efeito não se fica a dever à reacção pozolânica porquanto o consumo de Ca(OH)<sub>2</sub> observado foi residual, mas antes ao crescimento de compostos de sílica que provocam uma densificação da estrutura.

Lin *et al.* (2008) estudaram argamassas com incorporação parcial de cinzas de RSU e cinzas volantes, aditivadas com nanopartículas de SiO<sub>2</sub>, referindo que estas partículas compensam os efeitos negativos associados à incorporação das cinzas de RSU e das cinzas volantes, quer em termos de redução do tempo de presa, quer também de aumento da resistência à compressão em idades iniciais (Figura 10.6).



**Figura 10.6:** Resistência à compressão de argamassas contendo cinzas volantes, cinzas de RSU e nanopartículas de  $\text{SiO}_2$  (Lin et al., 2008)

Sobolev *et al.* (2008) obtiveram aumentos de resistências entre 15% a 20% pela adição de nanopartículas de  $\text{SiO}_2$ , mencionando valores entre 93 MPa a 115MPa ao fim de 28 dias de cura. Alguns autores referem que a utilização de nanossilica provoca um aumento da dimensão dos compostos CSH e da sua rigidez, contribuindo para um melhor desempenho mecânico das pastas de cimento (Gaitero, 2008; Gaitero *et al.*, 2009).

Chen & Lin (2009) estudaram a utilização de nanopartículas de  $\text{SiO}_2$ , no aumento do desempenho de pastas de barro e cinzas de RSU no fabrico de azulejos. Os resultados obtidos apontam para o facto das nanopartículas de

SiO<sub>2</sub> serem responsáveis por um aumento da densidade da mistura, com redução da sua absorção de água e aumento da sua resistência ao impacto e à abrasão.

Veras-Agulho *et al.* (2009) confirmam que os nanomateriais (nanotubos, nanofibras, nanosilica ou nanoargila), provocam um aumento da hidratação de materiais cimentícios, desde que devidamente dispersos. Estes autores referem aumentos no desempenho mecânico entre 20% a 40%.

Nasibulin *et al.* (2009) utilizaram nanomateriais em pastas de cimento tendo observado um aumento para o dobro da resistência à compressão e um aumento de 40 vezes na condutibilidade eléctrica, o que lhes confere uma excepcional aptidão para funcionarem como materiais sensores. Vários autores confirmam a aptidão de argamassas com nanopartículas de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> para funcionarem como materiais sensores (Li *et al.*, 2004a; Qing *et al.*, 2007; Lin *et al.*, 2008)

Chaipanich *et al.* (2010) utilizaram nanotubos (0,5% e 1% por massa do ligante) em pastas e argamassas contendo 20% de cinzas volantes revelando que a utilização de 1% de nanotubos, permitiu alcançar uma resistência de 51,8MPa aos 28 dias (equivalente à utilização de 100% de cimento), significando isso que os nanotubos permitiram compensar a diminuição de resistência associada à substituição de cimento por cinzas volantes, que é uma pozolana pouco reactiva em termos de resistências iniciais.

Gdoutos-Konsta *et al.* (2010) estudaram o desempenho de pastas de cimento com nanotubos de carbono (0,08% por massa do ligante), referindo que a inclusão destes materiais contribui para um aumento do desempenho mecânico das pastas de cimento. Estes autores referem no entanto que esse desempenho está dependente dos nanotubos estarem bastante dispersos na matriz cimentícia, o que implica a utilização de agentes dispersivos complementada com a utilização de ultra-sons.

Atendendo no entanto ao elevado custo dos nanotubos de carbono (20-1000 euros/g), não é expectável que a sua utilização em materiais de base cimentícia possa vir a ser uma realidade no curto prazo (Andersen & Molin, 2007).

#### **10.1.4 Riscos de Toxicidade Associados à Utilização de Nanopartículas**

Embora a nanotecnologia e a utilização de nanomateriais e nanopartículas seja algo muito recente, tem no entanto suscitado preocupações que se prendem com o seu potencial de toxicidade para a saúde pública.

Investigações já realizadas nesse âmbito têm apontado para resultados que confirmam essa toxicidade, devido ao facto de provocarem sintomas similares aos provocados pelas fibras minerais (amianto).

Grassian *et al.* (2007) analisaram os efeitos associados à inalação de partículas de TiO<sub>2</sub> com dimensões entre 2nm a 5nm, tendo observado a ocorrência de inflamação pulmonar para uma concentração de TiO<sub>2</sub> no ar de 8,8mg/m<sup>3</sup>.

Também outros autores confirmam a sintomatologia atrás descrita (Yu *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2008; Poland *et al.*, 2008; Donaldson & Poland, 2009; Pacurari *et al.*, 2010)

Hallock *et al.* (2008) recomendam que a sua utilização se faça com os mesmos cuidados com que nas Universidades se utilizam materiais cuja toxicidade é desconhecida, utilizando dispositivos de extracção de ar para evitar a sua inalação e luvas para impedir o contacto com os mesmos.

Singh *et al.* (2009) referem perigos de alteração do DNA com conseqüente desenvolvimento de cancro.

Dhawan *et al.* (2009) observaram que o risco associado às nanopartículas depende do seu tipo, da sua concentração em volume e do seu revestimento superficial.

Alguns autores (Tyshenko & Krewski, 2009; Boverhof & David, 2010), sugerem a criação de novas categorias e parâmetros para enquadrar a toxicidade deste novo material.

Outros autores abordam questões relacionadas com a toxicidade das nanopartículas que merecerão ser objecto de novas investigações (Walker *et al.*, 2009; Hirano, 2009)

Bystrzejska-Piotrowska *et al.* (2009) apresentam uma revisão de literatura sobre o potencial da toxicidade das nanopartículas. Estes autores chamam a atenção para o surgimento de um novo problema que passa pelo destino a dar aos nanoresíduos, sendo que uma das soluções poderá passar pela marcação dos nanoprodutos como forma de facilitar a sua separação e posterior reciclagem.

Os mesmos autores referem que a EPA se pronunciou recentemente no sentido de considerar os nanotubos de carbono, como sendo distintos de outras formas de carbono e abrangidos pela legislação sobre produtos tóxicos.

### 10.1.5 Reacção Fotocatalítica de Nanomateriais

A aplicação mais conhecida de nanomateriais no sector da construção diz respeito ao aproveitamento das propriedades fotocatalíticas de semi-condutores.

Vários materiais semi-condutores como o  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{ZnO}$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{WO}_3$  e  $\text{CdSe}$  (Makowski *et al.*, 2001), possuem capacidades fotocatalíticas, contudo o dióxido de titânio é o mais utilizado devido à sua baixa toxicidade e à sua estabilidade (Djebbar & Sehili, 1998).

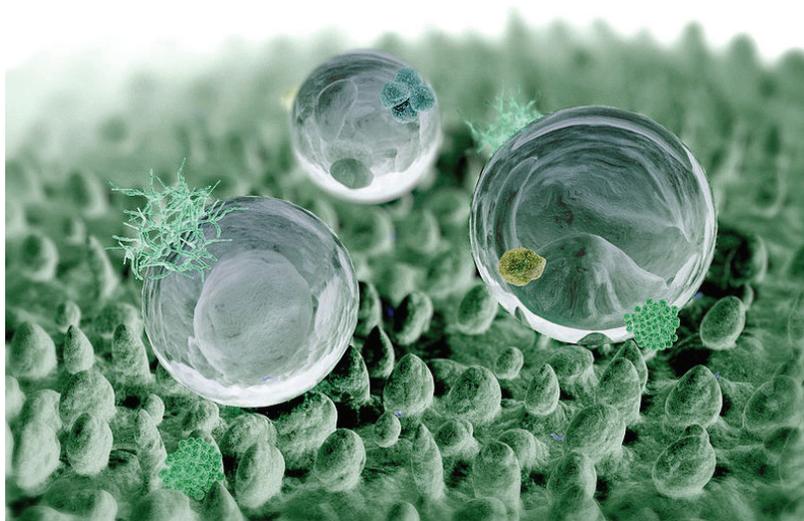
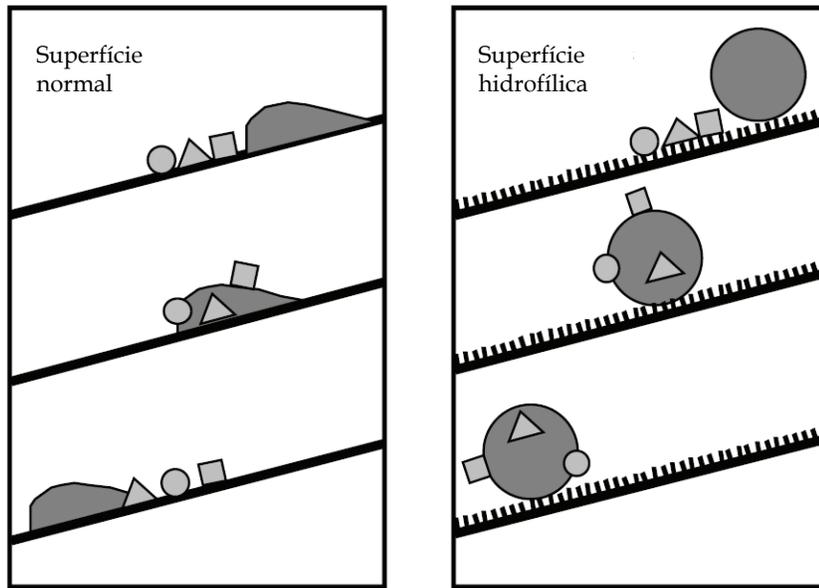
O  $\text{TiO}_2$  pode cristalizar sob três formas: rutilo, anatase e brooquite. A primeira é mais estável em termos termodinâmicos também mais disponível (sendo o 9º mais abundante elemento da crosta terrestre) e é correntemente utilizada para aplicações de pigmentação. Já as outras variedades são meta-estáveis podendo ser transformadas em rutilo por aquecimento. A brooquite não possui qualquer capacidade fotocatalítica e não tem aplicações industriais conhecidas.

O  $\text{TiO}_2$  é um material semi-condutor com capacidades fotocatalíticas pelo que durante o processo de absorção dos raios ultravioletas da luz solar (320-400nm), conjuntamente com a presença de moléculas de água (Husken *et al.*, 2009), leva à formação de substâncias que possuem um forte poder oxidante (radicais hidróxilos (OH) e iões superóxidos ( $\text{O}_2^-$ )). Estas vão reagir com a sujidade ou com outros compostos orgânicos e inorgânicos provocando a sua dissociação e assim contribuindo para a sua desintegração (Scrivener & Kirkpatrick, 2008; Ramirez *et al.*, 2010).

A este efeito oxidante junta-se o facto do dióxido de titânio quando sujeito à radiação ultravioleta reduzir o ângulo de atrito interno da água tornando a superfície do material hidrofílica, o que contribui para o aumento do efeito auto-limpante.

As superfícies com capacidade hidrofílica são aliás conhecidas desde há muito, sendo que alguns exemplos nos são dados pela própria natureza como acontece com a superfície das folhas da flor de lótus (Figura 10.7), cuja microestrutura lhe garante capacidade de auto-limpeza (Benedix *et al.*, 2000).

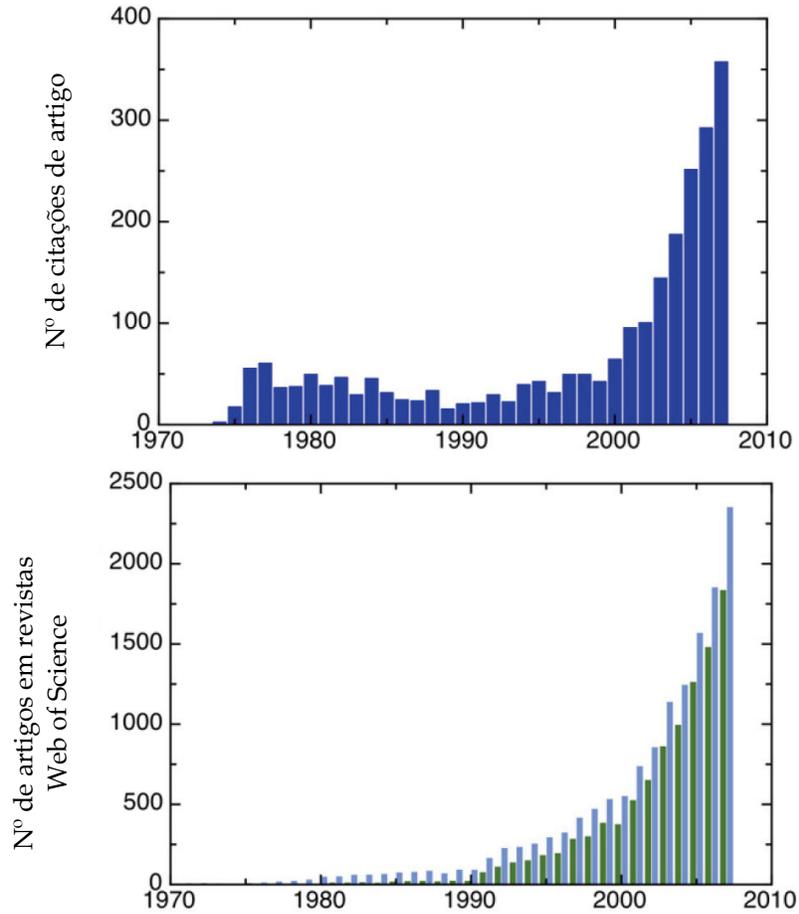
Segundo Fujishima *et al.* (2008) as potencialidades associadas à fotocatalise estão bem patentes no número de citações de um artigo publicado na revista Nature em 1972 sobre este tema e também no elevado número de artigos científicos relacionados com investigações nesta área, cujo número cresceu de forma exponencial entre 1997 e 2007 (Figura 10.8)



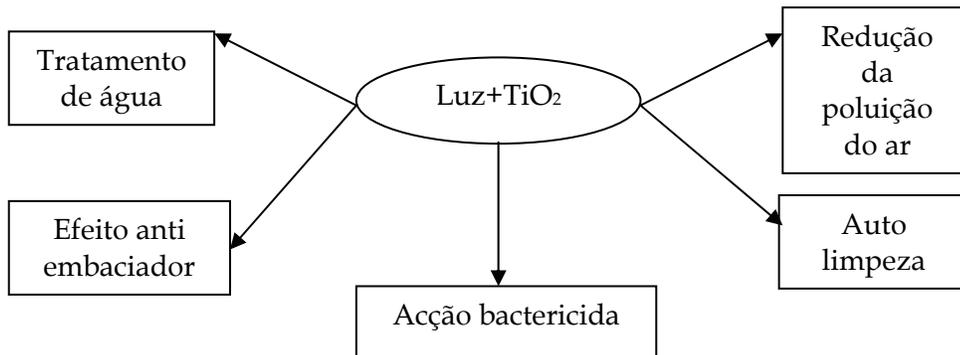
*Figura 10.7: Em cima representação esquemática do o efeito lótus (Benedix et al., 2000); embaixo imagem gerada em computador (Thielicke, 2007)*

Aliás, o número de pedidos de patentes relacionados com aplicações na área da fotocatalise permite aferir de forma bastante objectiva a importância desta nova tecnologia. Só o Grupo Japonês TOTO Ltd fez 1200 pedidos, dos quais até à data 500 patentes internacionais já se encontram aprovadas.

As aplicações em causa resumem-se basicamente a 5 grupos: tratamento de água, aplicações anti-embaciamento, redução da poluição do ar e auto-limpeza (Figura 10.9).



**Figura 10.8:** Em cima citações do artigo “Electrochemical photolysis of water at a semi conductor electrode” publicado na revista Nature; Em baixo artigos sobre fotocatalise na Web of Science no período 1972-2007: Pesquisa da palavra fotocatalise -barras azuis; pesquisa das palavras TiO<sub>2</sub> e fotocatalise (Fujishima et al., 2008)



**Figura 10.9:** Áreas principais relacionadas com a fotocatalise do dióxido de titânio (Benedix et al., 2007)

Tendo em conta os custos de limpeza dos edifícios somente devido ao graffiti, relativamente aos quais alguns autores (Castano *et al.*, 2003) referem que o custo da sua limpeza só na cidade de Los Angeles pode ultrapassar 100 milhões de euros/ano, facilmente se percebe o potencial associado somente a esta aplicação.

## 10.2 Materiais Auto-Limpantes

Embora conhecidas desde a década de 60 (Fujishima *et al.*, 1972), as capacidades de auto-limpeza dos materiais com propriedades fotocatalíticas só recentemente começaram a ser aproveitadas (Fujishima *et al.*, 1999). Cassar & Pepe (1997) patentearam um ligante com características de auto-limpeza (Tabela 10.2):

Tabela 10.2: Patente para ligante com características de auto-limpeza (Cassar & Pepe, 1997)

<b>Nome da patente</b>	<b>Bloco de pavimento com um ligante hidráulico e partículas fotocatalíticas</b>
<b>Área da invenção</b>	Ligante hidráulico pré-doseado com composição otimizada para manter o brilho e a cor original
<b>Princípio/especificações</b>	<p>Uso de partículas fotocatalíticas com capacidade de reduzir poluentes atmosféricos</p> <p>Utilização de um catalizador capaz de oxidar na presença de luz e substâncias poluentes para fabrico de um ligante utilizado em blocos de pavimento capaz de manter o brilho e cor original</p> <p>Utilização de uma mistura pré-doseada de ligante com fotocatalisador capaz de oxidar na presença de luz e substâncias poluentes para fabrico de blocos de pavimento capazes de manter o brilho e cor original</p>
<b>Ligante</b>	Cimento (branco, cinza ou pigmentado), cal
<b>Fotocatalisador</b>	<p>TiO<sub>2</sub> ou precursor do tipo anatase</p> <p>TiO<sub>2</sub> do tipo anatase com 25%, 50% ou 70%</p> <p>Mistura de rutilo e anatase (70:30)</p> <p>TiO<sub>2</sub> dopado com um ou mais átomos diferentes de Ti</p> <p>TiO<sub>2</sub> dopado com um ou mais átomos de (Fe, Mo, Ru, Os, Re, V, Rh)</p> <p>Fotocatalisadores do grupo (WO<sub>3</sub>), (SrTiO<sub>3</sub>), (CaTiO<sub>3</sub>)</p>
<b>Quantidade de fotocatalisador</b>	<p>0,01-10% por massa</p> <p>0,1% por massa de ligante</p> <p>0,5% por massa de ligante</p>

A utilização de um betão com capacidades de auto-limpeza teve lugar pela primeira vez na Igreja “Dives in Misericórdia” (Figura 10.10), projectada pelo Arqº Richard Meyer e inaugurada em Roma no ano de 2003, a qual é composta por várias “velas”, constituídas por sua vez, por 346 blocos em betão à vista, feito com cimento branco e  $\text{TiO}_2$  (ligante  $380 \text{ kg/m}^3$  e  $A/L=0,38$ ) pré-fabricados e pós-tensionados (Cassar *et al.*, 2003).

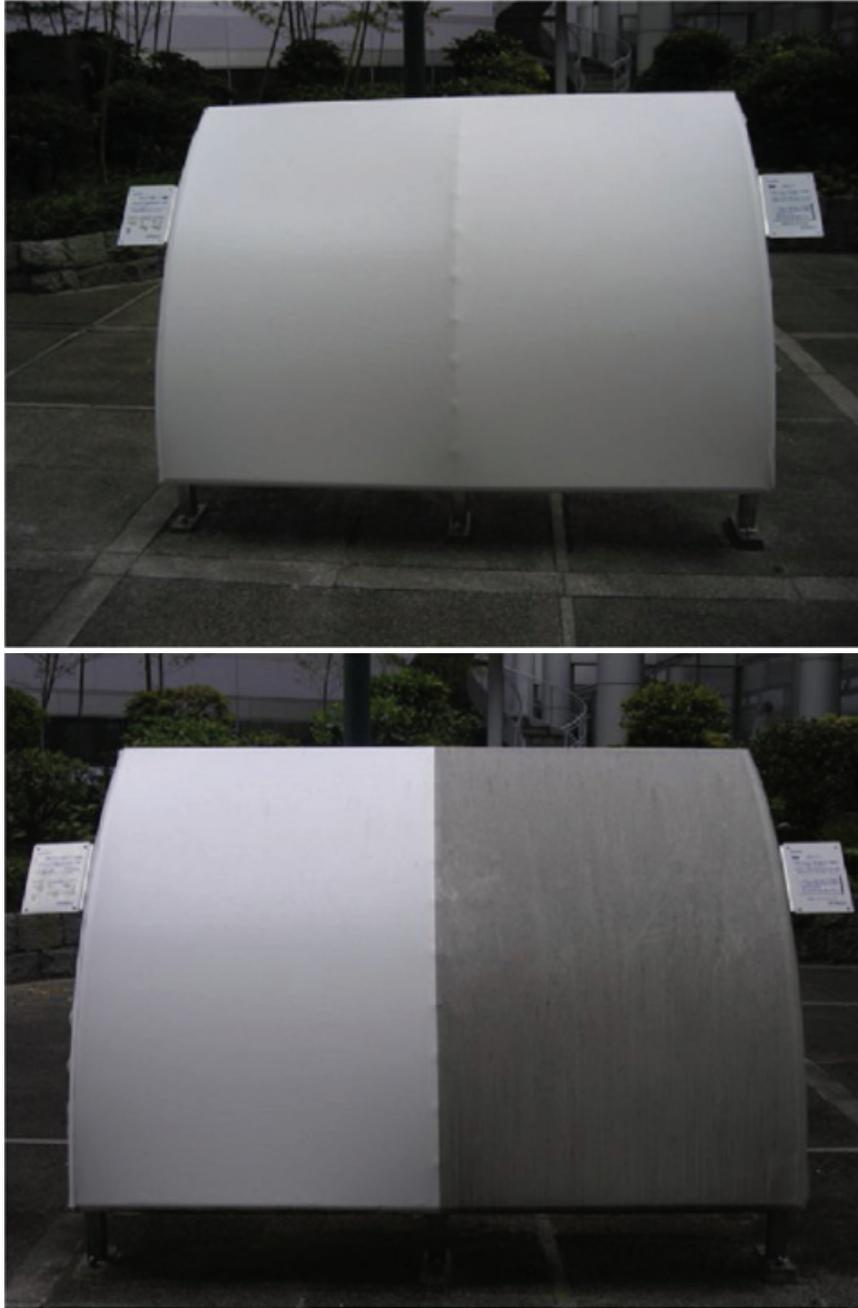


*Figura 10.10: Igreja “Dives in Misericórdia”, Roma*

Observações levadas a cabo 6 anos após a sua construção revelam apenas ligeiras diferenças entre a cor branca dos betões a nível interior e exterior (Chen & Poon, 2009)

Diamanti *et al.* (2008) estudaram a hidroflicidade de argamassas com dióxido de titânio referindo a obtenção de reduções do ângulo de atrito interno da água nalguns casos de 80%.

Fujishima *et al.* (2008) apresentam resultado elucidativos da eficácia do oxidação fotocatalítica em telhas de PVC parcialmente revestidas com  $\text{TiO}_2$  (Figura 10.11).



**Figura 10.11:** Telha de PVC parcialmente revestida com  $TiO_2$ :  
a) Foto em 22/07/2004; b) Foto em 23/04/2007 (Fujishima *et. al.* (2008))

Utilizando ensaios de descoloração de rodamina para avaliar a eficácia da oxidação fotocatalítica, Ruot *et al.* (2009) obtiveram resultados que apontam para o facto do comportamento ser bastante diferente caso se utilize uma argamassa ou um cimento (Figura 10.12).

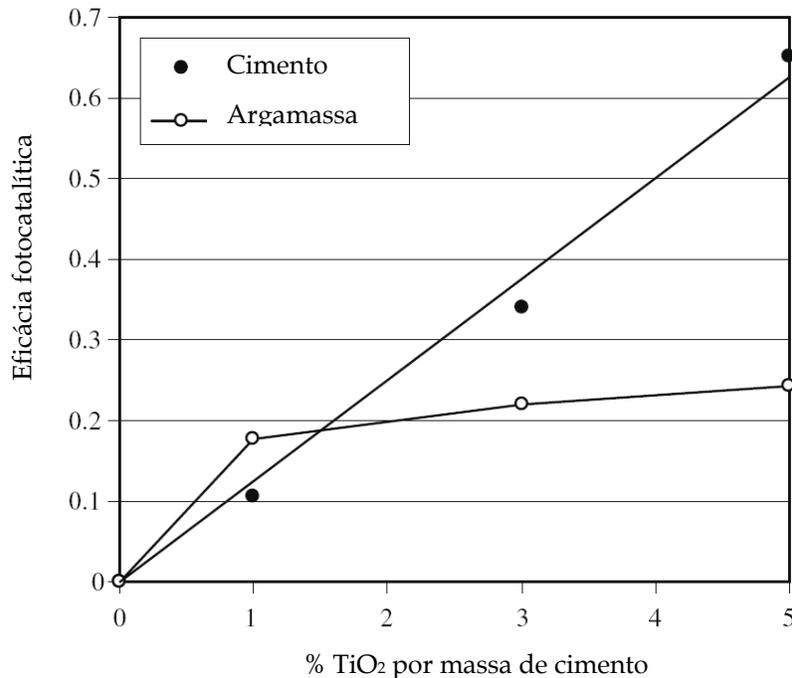


Figura 10.12: Eficácia fotocatalítica em  $\text{TiO}_2$  imerso em materiais ligantes (Ruot et al., 2009)

A utilização de filmes finos de  $\text{TiO}_2$  no revestimento de azulejos, mosaicos ou mesmo de vidros, apresenta importantes potencialidades ao nível da auto-limpeza por via da oxidação fotocatalítica. Nos revestimentos cerâmicos não há acumulação de sujidade e nos vidros a hidrofobicidade dos referidos filmes não só impede a formação de gotas de água como evita o fenómeno de embaciamento.

Paramés & Brito (2010) apresentam considerações sobre o acréscimo de custos associado à incorporação de  $\text{TiO}_2$  nanométrico em tintas para paredes, mencionando um valor de aprox. 0,4 euros/ $\text{m}^2$ .

### 10.3 Materiais que Reduzem a Poluição do Ar

A problemática relativa aos poluentes atmosféricos em geral e aos COV's libertados a partir de materiais de construção no interior de habitações em particular, cujas consequências para a saúde pública foram já abordadas no capítulo 5, constituem desde há vários anos um campo de investigação com vista ao aproveitamento das potencialidades da fotocatalise. Da reacção de oxidação fotocatalítica dos poluentes atmosféricos, resultam como subprodutos, água e dióxido de carbono.

Murata *et al.* (1997) patentearam um bloco de pavimento contendo  $\text{TiO}_2$ , com vista à remoção do poluente atmosférico  $\text{NO}_x$  (Tabela 10.3):

Tabela 10.3: Patente para bloco de pavimento capaz de remover poluentes atmosféricos (Murata et al., 1997)

Nome da patente	Bloco de pavimento com capacidade para remoção de $\text{NO}_x$
<b>Área da invenção</b>	Bloco de pavimento com capacidade para remoção de $\text{NO}_x$ , com capacidade para fixar $\text{NO}_x$ atmosférico e capacidade para se auto-limpar por via da acção da chuva, com resistência à abrasão e propriedades decorativas
<b>Princípio/especificações</b>	Bloco de pavimento com capacidade para remoção de $\text{NO}_x$ com uma base de betão e uma camada superficial contendo $\text{TiO}_2$ Bloco de pavimento com capacidade para remoção de $\text{NO}_x$ com ou sem material absorvente na camada superficial Substituição de areia por 10-50% de vidro ou areia de sílica com uma dimensão entre 1-6mm Camada superficial com uma porosidade entre 10-40% e uma permeabilidade à água de 0,01cm/s Bloco de pavimento com capacidade para remoção de $\text{NO}_x$ com uma superfície rugosa
<b>Ligante</b>	Cimento
<b>Fotocatalisador</b>	$\text{TiO}_2$ sem especificações especiais
<b>Quantidade de fotocatalisador</b>	0,6-20% por massa 5-50% por massa de ligante
<b>Espessura da camada superficial</b>	2-15mm

Lackhoff (2002) estudou a eficácia de argamassas de cimento contendo materiais semi-condutores, revelando que a carbonatação reduz a capacidade fotocatalítica das mesmas.

Rachel *et al.* (2002) referem reduções da oxidação fotocatalítica para  $\text{TiO}_2$  incorporado em ligantes de cimentícios.

Zhao & Yang (2003) referem ter obtido uma elevada eficácia fotocatalítica na despoluição do ar interior, com a utilização de partículas (70% anatase +30%rutilo) com um diâmetro de 300 nm e uma superfície específica de  $50\text{m}^2/\text{g}$ , vulgarmente designadas por P25.

Yu (2003) estudou a utilização de blocos de calçada contendo  $\text{TiO}_2$  na redução de  $\text{NO}_x$ , referindo que a sua eficácia se reduz com a presença de pó, gorduras ou pastilhas elásticas, sugerindo por isso que a sua aplicação, não esteja em contacto com trânsito pedestre.

Maier *et al.* (2005) analisaram o desempenho de argamassas de gesso contendo 10% de  $\text{TiO}_2$ , tendo observado elevadas percentagens de degradação de vários poluentes atmosféricos ao fim de poucos minutos (Figura 10.13).

Os mesmos autores revelam que embora a eficácia da degradação de poluentes atmosféricos no interior das habitações esteja dependente da intensidade da radiação ultra-violeta, os resultados obtidos mostram que a luz natural consegue elevados níveis de degradação de poluentes atmosféricos. As referidas argamassas foram utilizadas para revestir as paredes de alguns quartos na Suécia tendo-se observado uma redução da concentração dos COV's que se reduziu para 1/3 ( $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), em relação aos quartos em que este revestimento não foi utilizado.

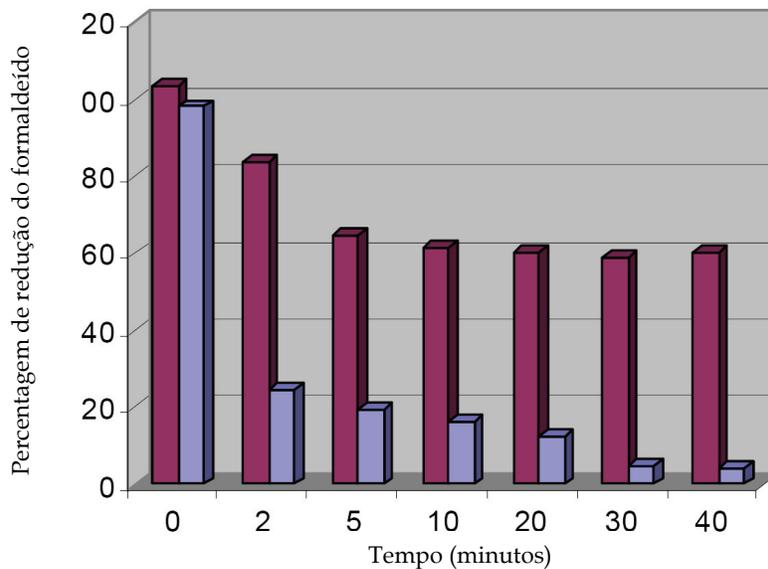


Figura 10.13: Degradação de formaldeído com argamassas de gesso com  $\text{TiO}_2$  (a cor azul)

Tenha-se presente neste âmbito que o Regulamento dos sistemas energéticos de climatização em edifícios (RCESE) aprovado nos termos do Dec-Lei nº 79/2006 de 4 de Abril, limita a concentração máxima de formaldeído no interior das habitações a  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Strini *et al.* (2005) referem que a utilização de  $\text{TiO}_2$  em filmes finos tem uma actividade fotocatalítica que é 3 a 10 vezes superior à utilização de  $\text{TiO}_2$  disperso em matrizes cimentícias.

Em 2006 foram apresentados os resultados do Projecto “Photo-catalytic innovative coverings applications for de-pollution assessment –PICADA”, cujo objectivo passava pelo estudo e desenvolvimento de revestimentos à base de

TiO<sub>2</sub> com propriedades fotocatalíticas capazes de auto-limpeza e redução de poluentes atmosféricos. Com um financiamento comunitário de 1,7 milhões de euros (Guriol (2006) refere 2,34 milhões euros), o projecto PICADA reuniu 8 entidades, a saber:

- Universidade de Tessalónica
- Centre Scientifique et Technique du Batiment
- Dansk Beton Teknik
- Istituto per le Tecnologie della Costruzione
- CTG Italcementi
- Millenium Chemicals
- NationalCentre for Scientific Research Demokritos

Para lá de vários ensaios em pequenas amostras realizados em contexto laboratorial, o projecto PICADA abrangeu também ensaios numa instalação piloto a uma macro-escala (1:5), como forma de tentar reproduzir o efeito de uma rua em modelo reduzido (Figura 10.14).



*Figura 10.14: Modelo de rua em formato reduzido para avaliação de degradação de poluentes atmosféricos por acção fotocatalítica (PICADA, 2006)*

Os resultados obtidos pelo revestimento lateral dos contêntores (área  $18 \times 5,18 \text{ m}^2$ ) com uma argamassa contendo TiO<sub>2</sub> posteriormente submetida a uma fonte artificial de poluição, revelam reduções na concentração de NOx entre 40 a 80 %. Contudo resultados apresentados posteriormente num artigo publicado numa revista científica, revelam que as reduções se situaram afinal entre 36,7 a 42% (Maggos *et al.*, 2008).

A utilização de um modelo numérico tridimensional (MIMO) para os dados gerados na rua à escala (1:5), permitiu simular os resultados para dimensões de ruas à escala real levando em linha conta também o efeito da temperatura e a velocidade do vento.

Um outro ensaio realizado em macro-escala no âmbito do projecto PICADA dizia respeito a um estacionamento em cave, cujo tecto com uma área de 322 m<sup>2</sup> foi pintado com uma tinta contendo TiO<sub>2</sub> e cuja activação fotocatalítica teve lugar com recurso a 20 lâmpadas UV. O referido volume de ar foi selado e sujeito à poluição dos gases de escape de um carro. Os resultados mostraram uma redução de 20% na redução do poluente NO<sub>2</sub> devido à degradação fotocatalítica.

Wang *et al.* (2007) salientam o elevado número de investigações comprovando que em termos da redução de COV no ar interior das habitações, a utilização de luz UV produz elevados níveis de degradação, não sucedendo o mesmo com a utilização de luz visível. Também que as investigações mais recentes neste âmbito, visam aumentar a reactividade do semi-condutor pela sua dopagem com outros componentes.

Poon & Cheung (2007) estudaram a capacidade de degradação de poluentes atmosféricos, através da camada superficial de blocos de calçada contendo TiO<sub>2</sub>. Estes autores referem que a eficácia da degradação é influenciada pela porosidade da argamassa, sendo que uma maior porosidade corresponde a uma maior capacidade de degradação de NO (Figura 10.15).

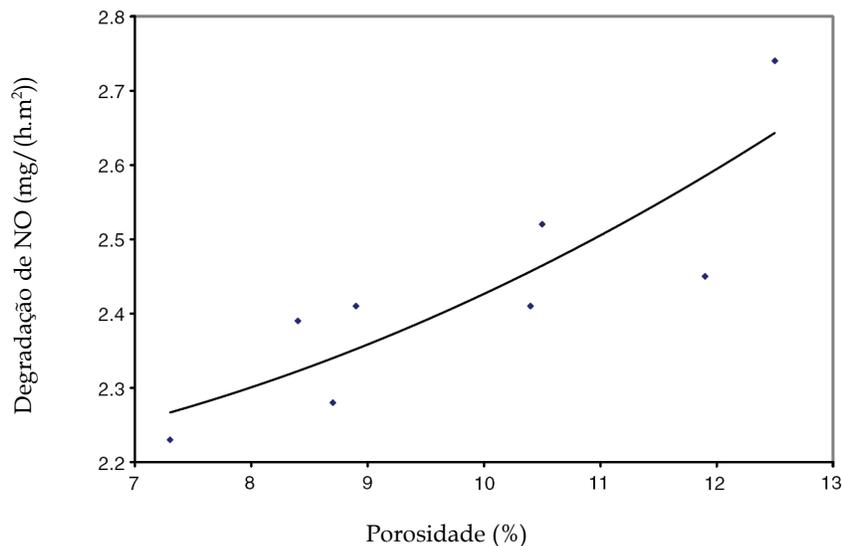


Figura 10.15: Influência da porosidade na degradação de NO (Poon & Cheng, 2007)

Estes autores referem que a diminuição do rácio cimento/agregado aumenta a eficácia da degradação de NO, com um mínimo de 1:3. Também que a substituição de agregados por vidro reciclado aumenta a degradação do poluente atmosférico, à semelhança do sugerido na patente de Murata *et al* (1997).

Os mesmos autores compararam o desempenho de três variedades de  $\text{TiO}_2$ , concluindo que embora a solução comercial P25 apresente melhor desempenho (Figura 10.16), o mesmo não é muito diferente do rutilo, mas este no entanto é muito mais económico.

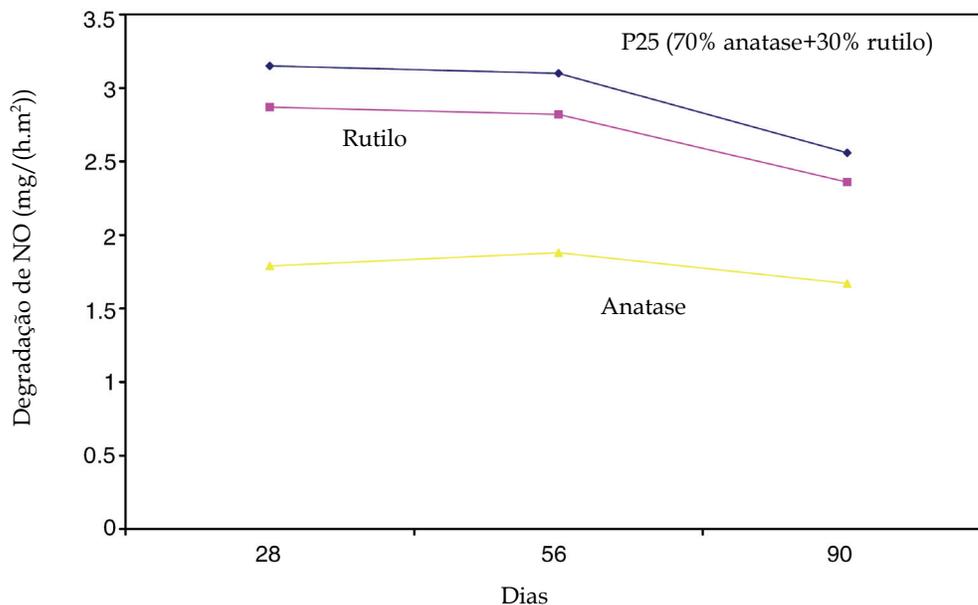


Figura 10.16: Influência do tipo de  $\text{TiO}_2$  na degradação de NO (Poon & Cheng, 2007)

Guerrini & Peccati (2007) relatam um caso de uma rua na cidade de Bergamo em Itália, revestida com blocos com propriedades fotocatalíticas ( $12.000\text{m}^2$ ), onde se registaram reduções de 45% do poluente  $\text{NO}_x$ . Também em Antuérpia na Bélgica, um estacionamento com  $10.000\text{ m}^2$  foi revestido com blocos com propriedades fotocatalíticas, evidenciando também uma redução de  $\text{NO}_x$  (Beeldens, 2007)

Fujishima *et al.* (2008) referem a utilização de misturas de cimento e soluções coloidais de  $\text{TiO}_2$  no revestimento de troços experimentais de vias urbanas em Tóquio (Figura 10.17). Os resultados obtidos num troço com uma área de  $300\text{ m}^2$  apontam para a degradação de 50-60mg de NO/dia, o equivalente ao valor de NO emitido por 1000 carros.

Auvinen *et al.* (2008) estudaram a eficácia da utilização de tintas contendo  $\text{TiO}_2$  em termos da redução de COV no interior das habitações, tendo observado que a eficiência fotocatalítica não foi significativamente influenciada pelos diferentes tipos de substrato utilizados (vidro, gesso ou revestimento polimérico). Os resultados mostraram que a presença de aditivos orgânicos nas tintas deve ser evitada, porquanto é elevada a probabilidade dos mesmos serem degradados pela oxidação fotocatalítica.

Estes autores referem ainda que contrariamente ao postulado por outros autores, a fotocatalise das tintas não gerou somente CO<sub>2</sub> e água mas também outros poluentes nocivos à saúde.



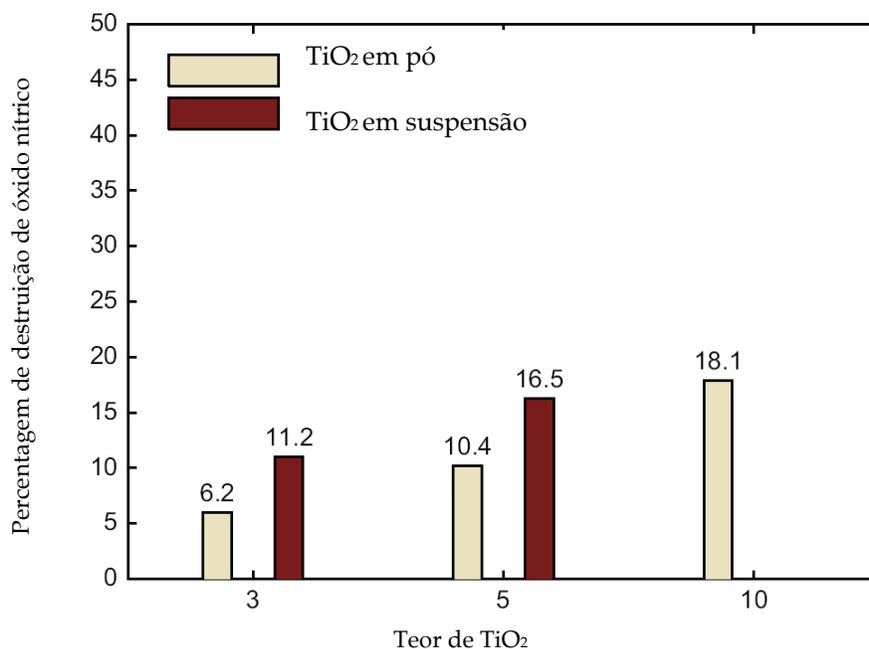
**Figura 10.17:** Utilização de TiO<sub>2</sub> em estrada para conversão do poluente óxido nítrico NO<sub>x</sub>: a) Fase de aplicação; b) visualização de troço de estrada impregnado com a cor mais clara (Fujishima et al., 2008)

Demeestere *et al.* (2008) confirmaram reduções entre 23% a 63% do poluente atmosférico tolueno quando em contacto com telhas contendo TiO<sub>2</sub>. Estes autores referem que a capacidade fotocatalítica se reduz com o tempo,

devido há acumulação de substâncias geradas no processo oxidativo, as quais bloqueiam as partículas de  $\text{TiO}_2$ , mas que a capacidade fotocatalítica pode ser parcialmente recuperada pela acção da chuva.

A questão da redução da capacidade fotocatalítica com o tempo, é também discutida por Mo *et al.* (2009).

Husken *et al* (2009) analisaram argamassas em blocos de pavimentos com vários teores de  $\text{TiO}_2$  (3%,5% e 10% por massa de cimento), em termos da redução de poluentes atmosféricos referindo que se o  $\text{TiO}_2$  for utilizado em forma de suspensão juntamente com a água da amassadura é mais eficaz do que se for misturado juntamente com o cimento, pois no primeiro caso há uma dispersão mais homogénea do semi-condutor (Figura 10.18).



**Figura 10.18:** Influência da quantidade e da forma de utilização do  $\text{TiO}_2$  durante a execução das argamassas relativamente à sua eficácia fotocatalítica (Husken *et al.*, 2009)

Os mesmos autores observaram ainda que a rugosidade da superfície da argamassa aumenta a capacidade despoluidora do  $\text{TiO}_2$ , pelo facto de propiciar uma maior superfície activa. Também que a finura do semi-condutor influencia a sua eficácia fotocatalítica, sendo que a utilização de  $\text{TiO}_2$  com uma elevada superfície específica produz melhores resultados do que a utilização de maiores quantidades de semi-condutor. Estes autores utilizaram dióxido de titânio com superfícies específicas a variar entre  $0,7 \text{ m}^2/\text{g}$  e  $1,5 \text{ m}^2/\text{g}$ , que são bastante inferiores à superfície específica da conhecida formulação P-25/Degussa ( $50 \text{ m}^2/\text{g}$ ).

Estes autores referem ainda que a eficácia da degradação de poluentes por via da oxidação fotocatalítica está dependente do nível de humidade, sendo que elevados níveis de humidade reduzem essa oxidação. Tal fenómeno tem que ver com o facto da hidrofílicidade prevalecer sobre a reacção de oxidação (Beeldens, 2007).

Chen & Poon (2009a) analisaram a substituição de areia por vidros moídos em argamassas contendo  $\text{TiO}_2$  em termos da sua eficácia na degradação de  $\text{NO}_x$ . Os resultados obtidos apontam para um aumento de 300% da eficácia fotocatalítica se forem utilizados vidros bastante claros (Figura 10.19).

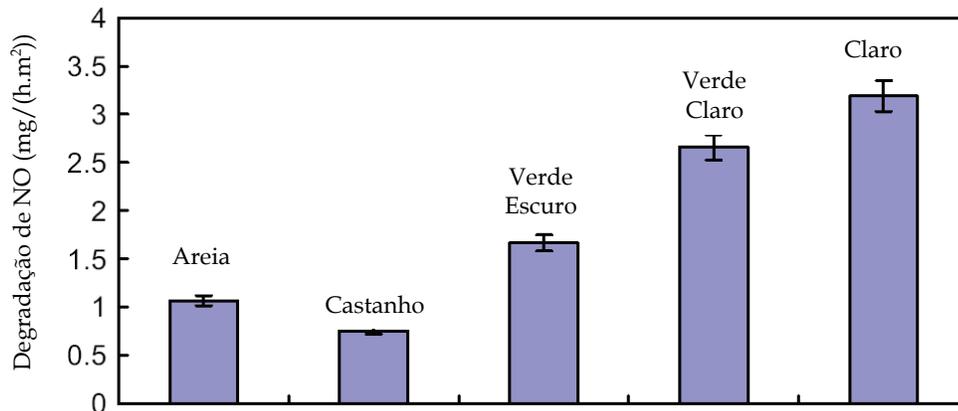


Figura 10.19: Remoção de  $\text{NO}_x$  de acordo com o tipo de vidro utilizado (Chen & Poon, 2009a)

Estes autores sugerem que as partículas de vidro permitem que a luz consiga chegar a uma maior distância da superfície possibilitando uma reacção de oxidação mais intensa (Figura 10.20)

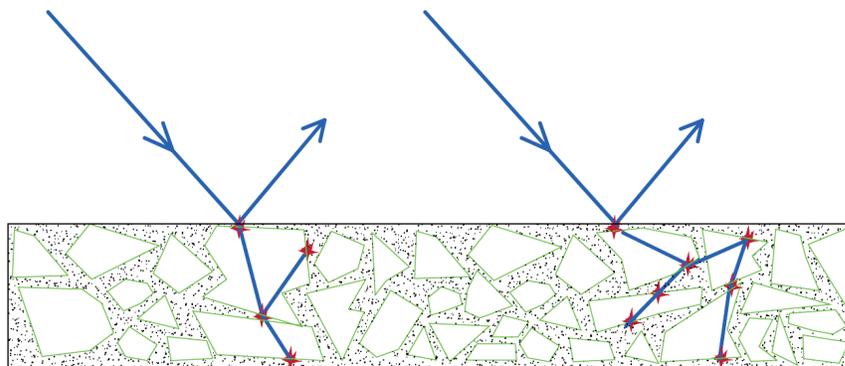


Figura 10.20: Trajectos seguidos pela luz em argamassas contendo agregados de vidro (Chen & Poon, 2009)

Kolarik *et al* (2010) referem que a reacção fotocatalítica permite reduzir a concentração de poluentes gasosos (COV) emitidos por materiais de revestimento no interior das habitações.

Ramirez *et al.* (2010) estudaram a capacidade de remoção de poluentes gasosos, pela aplicação de um filme de  $\text{TiO}_2$  (através do método sol-gel ou por imersão) em superfícies de gesso e betão. Os resultados obtidos revelam que a eficácia fotocatalítica é influenciada pela rugosidade da superfície. Uma maior rugosidade leva a uma maior purificação do ar, o que se fica a dever ao facto da maior rugosidade estar associada a uma maior retenção de partículas de  $\text{TiO}_2$ , durante a fase de tratamento superficial. Estes autores referem que a aplicação do  $\text{TiO}_2$  através do método sol-gel revelou ser pouco eficaz na remoção de COV.

Ballari *et al.* (2010) apresentam um modelo que permite prever a conversão do poluente atmosférico óxido nítrico através da utilização de blocos de betão contendo  $\text{TiO}_2$ .

Hassan *et al.* (2010) analisaram provetes de betão de 41MPa com uma camada superficial de argamassa (1cm de espessura) contendo  $\text{TiO}_2$  nanométrico, em termos da sua resistência à abrasão e ao desgaste e de que forma essa propriedade se reflectiria na eficácia da degradação de  $\text{NO}_x$ . Os resultados obtidos não apresentam redução da capacidade de degradação do poluente em virtude da erosão, mesmo ao fim de 20.000 ciclos de desgaste.

## 10.4 Materiais com Propriedades Bactericidas

Uma das aplicações mais importantes para os materiais com propriedades fotocatalíticas diz respeito à destruição de fungos e bactérias. Aliás, a proliferação de fungos e bactérias no interior das habitações é uma das principais causas responsáveis pela deterioração de materiais de construção (Gutarowska & Piotrowska, 2007), bem assim como é responsável por graves problemas de saúde (Zyska, 2001; Santucci *et al.*, 2007; Wiszniewska, 2009; Bolashikov & Melikov, 2009), devido ao facto dos fungos serem responsáveis pela produção de micotoxinas (Reboux *et al.*, 2010).

Saito *et al.* (1992) estudaram a influência da adição de dióxido de titânio em pó com uma dimensão média de 21nm, (30% rutilo e 70% anatase) a uma cultura de bactérias, tendo utilizado uma lâmpada ultra-violeta de 20W para iniciar a fotocatalise. Os resultados obtidos apontam para a existência de uma concentração que otimiza a capacidade bactericida do  $\text{TiO}_2$  a qual se situa entre 0,01 mg/ml e 10mg/ml. Estes autores referem que entre 60 minutos a 120 minutos são suficientes para a destruição das bactérias. Os mesmos referem ainda que a utilização de partículas de  $\text{TiO}_2$  com maior dimensão, reduz a capacidade bactericida.

Huang *et al.* (2000) confirmam que a utilização de partículas de  $\text{TiO}_2$  com menor dimensão, provoca uma destruição mais rápida das bactérias. Estes autores observaram que o início da destruição de bactérias ocorre antes de 20 minutos de exposição à radiação ultravioleta, sendo que ao fim de 60 minutos todas as bactérias foram destruídas. Também que a acção bactericida continua mesmo após a lâmpada de raios ultra-violeta ter sido desligada (Figura 10.21).

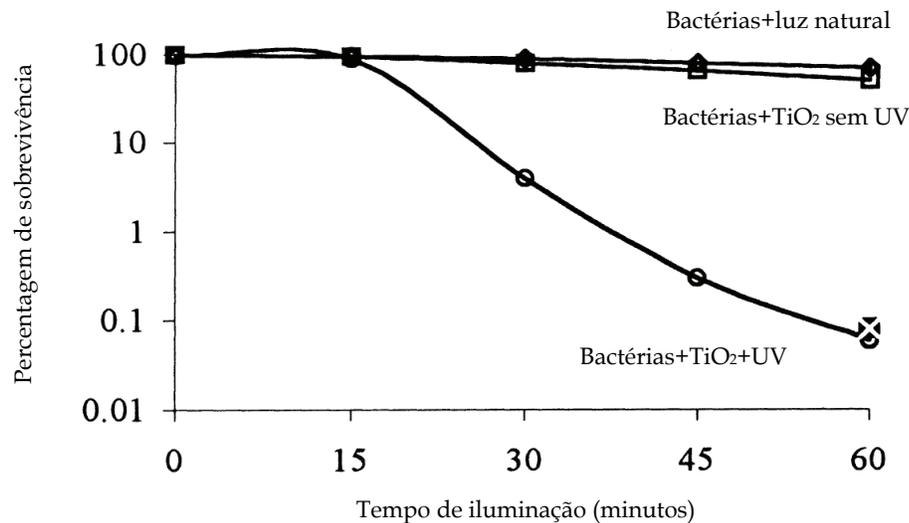


Figura 10.21: Acção fotocatalítica do  $\text{TiO}_2$  na destruição de bactérias (Huang *et al.*, 2000)

Alguns autores (Kuhn *et al.*, 2003) referem que a eficácia bactericida associada à fotocatalise do dióxido de titânio está dependente da utilização de raios ultra-violeta do tipo A, com um comprimento de onda no intervalo (320nm a 400nm), já que a utilização de raios ultra-violeta do tipo C (254nm) só é eficaz quando aplicada directamente, pelo qual qualquer zona não sombreada fica sem tratamento e além disso este tipo particular de radiação é prejudicial à saúde.

Seven *et al.* (2004) utilizaram uma solução de fotocatalisador com uma concentração de 0,01mg/ml activada por uma lâmpada de 400W, tendo observado que a capacidade bactericida associada à fotocatalise do zinco, foi tão eficaz quanto a do dióxido de titânio (Figura 10.22).

Cho *et al.* (2004) confirmam que são os radicais hidróxilos OH os principais responsáveis pela capacidade bactericida associada à fotocatalise. Estes autores referem que os radicais hidroxilos possuem uma capacidade de destruição da bactéria E.Coli, entre 1.000 a 10.000 vezes mais efectiva que os desinfectantes químicos.

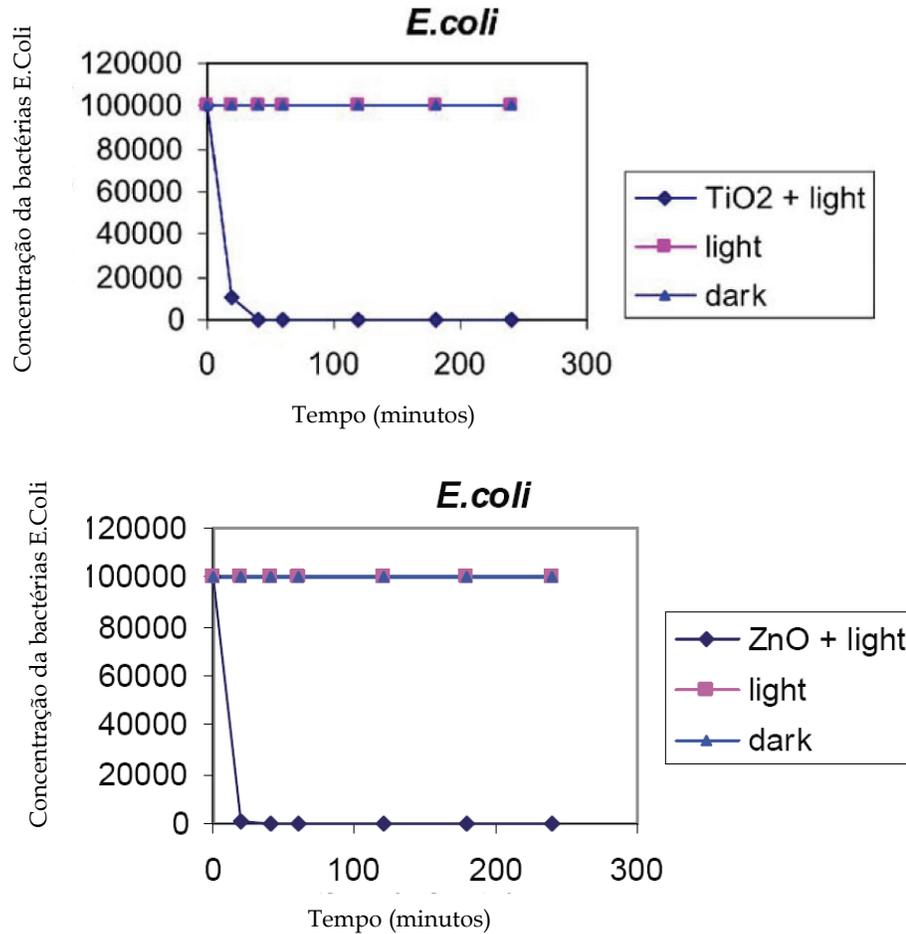


Figura 10.22: Comparação entre a eficácia bactericida do TiO<sub>2</sub> (a) e do ZnO (b) (Seven et al., 2004)

Vhora *et al.* (2006) estudaram a capacidade bactericida associada à fotocatalise de TiO<sub>2</sub> dopado com prata, referindo níveis de destruição de 100% das bactérias ao fim de apenas 2 minutos que comparam com 24h, quando a utilização de dióxido de titânio é feita em condições convencionais (Figura 10.23).

Chen *et al.* (2009) utilizaram placas de madeira esterilizadas cobertas com um filme de dióxido de titânio (1,5mg/cm<sup>2</sup>), expostas a radiação ultravioleta proveniente de lâmpadas com 8W, tendo constatado que a acção fotocatalítica inibe o crescimento de fungos (Figura 10.24).

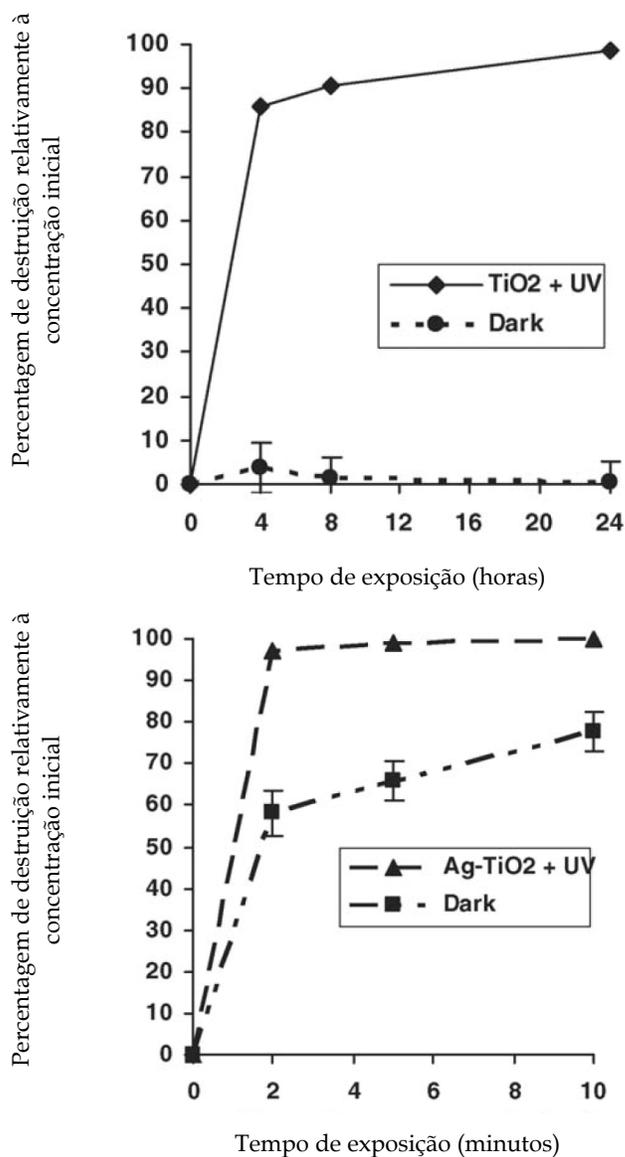
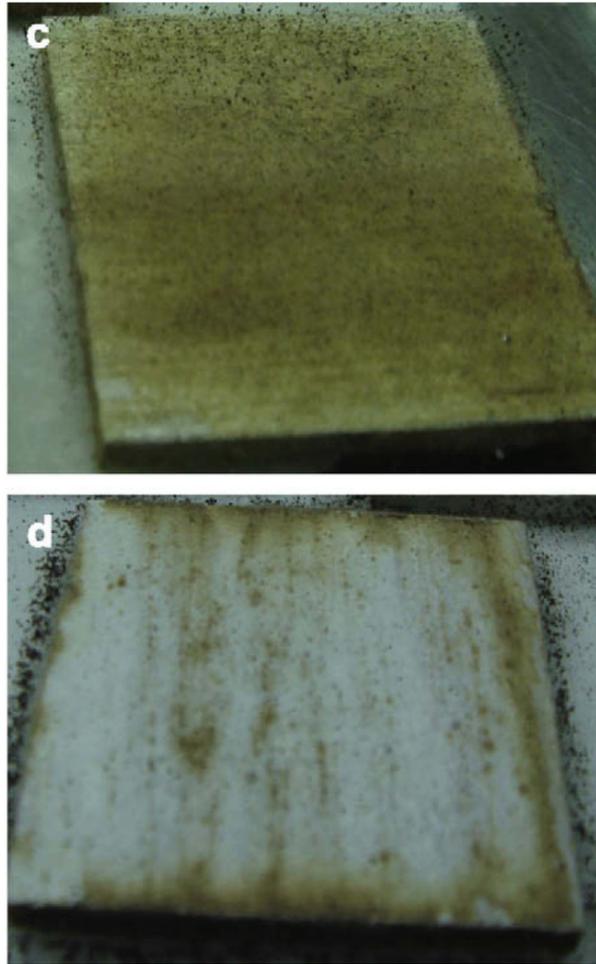


Figura 10.23: Comparação entre eficácia bactericida da fotocatalise convencional (a) e fotocatalise melhorada (b)(Vhora et al., 2006)

Bolashikov & Melikov (2009) salientam que a capacidade bactericida por via da oxidação fotocatalítica se vai reduzindo com o tempo, devido há acumulação de vírus e bactérias mortos.



**Figura 10.24:** Acção bactericida do dióxido de titânio em placas de madeira: c) Placa submetida a luz natural no interior da habitação; d) Placa submetida durante 20 dias a luz ultra-violeta (Chen *et al.*, 2009)

Calabria *et al.* (2010) estudaram a aplicação de filmes finos de  $\text{TiO}_2$  (espessura entre 20nm a 50 nm) pelo método sol-gel no revestimento de blocos de adobe, como forma de aumentar a sua impermeabilização e a sua capacidade bactericida. Estes autores referem que o custo dos revestimentos de dióxido de titânio poderão ser inferiores aos das tintas correntes.

Um das limitações da eficácia bactericida por via da oxidação fotocatalítica, prende-se com o facto desta reacção necessitar de luz ultra-violeta com um comprimento de onda entre 200 a 400nm, (a faixa 200-280 é a mais reactiva), contudo investigações recentes apontam para a possibilidade do desenvolvimento de materiais compósitos com características fotocatalíticas, mesmo sob a acção de luz visível (Dunnill *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2010).

A utilização de filmes à base de titânio e trióxido de tungsténio ( $\text{WO}_3$ ) revelou elevada eficácia em termos de capacidade fotocatalítica para o espectro de luz visível acima de 400 nm (Song *et al.*, 2006; Saepurahman & Chong, 2010).

## 10.5 Conclusões Gerais

A nanotecnologia representa uma área com potencial para revolucionar muito daquilo que conhecemos ao nível do sector da construção, muito particularmente no campo dos materiais de construção. Pensa-se que as maiores descobertas relacionadas com a nanotecnologia poderão ter que ver com a replicação de sistemas e materiais actualmente existentes na natureza e não tanto pelo desenvolvimento de nanopartículas artificiais. Aliás algumas investigações apontam mesmo para a existência de riscos de saúde pública associados à utilização de nanopartículas, de algum modo similares aos provocados pelo amianto, o que implicará estudos acrescidos e um cuidado redobrado na sua utilização. O estado-da-arte aponta para o facto de nos últimos anos ter havido um aproveitamento muito intensivo das potencialidades ligadas à capacidade fotocatalítica de alguns nanomateriais, pelo desenvolvimento de produtos auto-limpantes, capazes de reduzir a poluição atmosférica e ainda com capacidade bactericida. Os resultados dessas investigações mostram que o dióxido de titânio é o semi-condutor mais utilizado na reacção fotocatalítica devido à sua baixa toxicidade e estabilidade. Mostram também que a eficácia da reacção fotocatalítica está dependente do tipo de  $\text{TiO}_2$  utilizado, sendo que uma mistura de rutilo (30%) e anatase (70%) se apresenta como a mais reactiva. A utilização de  $\text{TiO}_2$  com uma elevada superfície específica também revela uma reactividade superior. Já a utilização de  $\text{TiO}_2$  disperso em matrizes cimentícias é menos eficaz que a utilização de filmes finos. Neste campo alguns autores (Herrmann *et al.*, 2007) enumeram questões que deverão ser objecto de futuras investigações, nomeadamente:

- A utilização de outros semicondutores para além do  $\text{TiO}_2$ ;
- A activação fotocatalítica através do espectro de luz visível;
- A activação de outros semi-condutores através do espectro de luz visível;
- O aumento da capacidade bactericida dos semicondutores

A fundação do Instituto Internacional Ibérico de Nanotecnologia-INL em 2008, localizado em Braga e recentemente inaugurado, constitui-se como facto de relevo na capacidade competitiva do espaço Ibérico em termos nanotecnológicos, sendo expectável que esta instituição possa contribuir de alguma forma para o desenvolvimento de nanomateriais eco-eficientes.

## 10.6 Referências

- ANDERSEN, M.; MOLIN, M. (2007) *NanoByg- a survey of nanoinnovation in Danish construction*. ISBN 978-87-550-3589-8, Risoe National Laboratory, Technical University of Denmark.
- AUVINEN, J.; WIRTANEN, L. (2008) *The influence of photocatalytic interior paints on indoor air quality*. Atmospheric Environment, Vol.42, pp.4101-4112.
- BALLARI, M.; HUNGER, M.; HUSKEN, G.; BROUWERS, H. (2010) *NOx photocatalytic degradation employing concrete pavement containing titanium dioxide*. Applied Catalysis B: Environmental, Vol.95, pp.245-254.
- BALAGURU, P.; CHONG, K. (2006) *Nanotechnology and concrete: Research opportunities*.
- ACI BARNES, D. (1970) *Coral skeletons: An explanation of their growth and structure*. Science, Vol. 170, pp.1305-1308.
- FALL 2006 Convention, Nanotechnology of Concrete: Recent Developments and Future Perspectives, Code 76031.
- BENEDIX, R.; DEHN, F.; QUAAS, J.; ORGASS, M. (2000) *Application of titanium dioxide photocatalysis to create self-cleaning building materials*. Lacer, N°5, pp.158-168.
- BEELDENS, A. (2007) *Air purification by road materials: results of the test project*. In: Baglione, P.; Cassar, I., Eds. RILEM Int. Symp. on photocatalysis environment and construction materials, pp.187-194, Italy.
- BYSTRZEJEWSKS-PIOTROWSKA, G.; GOLIMOWAKI, J.; URBAN, P. (2009) *Nanoparticles: Their potential toxicity, waste and environmental management*. Waste Management, Vol.29, pp.2587-2595.
- BOVERHOF, D.; DAVID, R. (2010) *Nanomaterial characterization: Considerations and needs for hazard assessment and safety evaluation*. Analytical and Bioanalytical Chemistry, Vol.296, pp.953-961.
- BOLASHIKOV, Z.; MELIKOV, A. (2009) *Methods for air cleaning and protection of building occupants from airborne pathogens*. Building and Environment, Vol.44, pp.1378 - 1385.
- CALABRIA, J.; VASCONCELOS, W.; DANIEL, D.; CHATER, R.; MCPHAIL, D.; BOCCACCINI, A. (2010) *Synthesis of sol-gel titania bactericidal coatings on adobe brick*. Construction and Building Materials, Vol. 24, pp.384-389.
- CASTANO, V.; RODRIGUEZ, R. (2003) *A nanotechnology approach to high performance anti-graffiti coatings*. Presentation at the Nanotechnology in Crime Prevention Conference, London, England.
- CASSAR, I.; PEPE, C. (1997) *Paving tile comprising an hydraulic binder and photocatalytic particles*. EP-patent 1600430A1, Italcementi, Italy.
- CASSAR, L.; PEPE, C.; TOGNON, G.; GUERRINI, G.; AMADELLI, R. (2003) *White cement for architectural concrete, possessing photocatalytic properties*. 11 th International Congress on the Chemistry of Cement, Durban
- CHAIPANICH, A.; NOCHAYA, T.; WONGKEO, W.; TORKITTIKUL, P. (2010) *Compressive strength and microstructure of carbon nanotubes-fly ash cement composites*. Materials Science and Engineering A527, PP.1063-1076.
- CHEN, L.; LIN, D. (2009) *Applications of sewage sludge ash and nano-SiO<sub>2</sub> to manufacture tile as construction material*. Construction and Building Materials, Vol.23, pp.3312-3320.
- CHEN, J.; POON, C. (2009) *Photocatalytic construction and building materials: from fundamentals to applications*. Building and Environment, Vol.44, pp.1899-1906.
- CHEN, J.; POON, C. (2009a) *Photocatalytic activity of titanium dioxide modified concrete materials - Influence of utilizing recycled glass cullets as aggregates*. Journal of Environmental Management, Vol.90, pp.3436-3442.
- CHEN, F.; YANG, X.; WU, Q. (2009) *Antifungal capability of TiO<sub>2</sub> coated film on moist wood*. Building and Environment, Vol.44, pp.1088-1093.
- CHEN, F.; YANG, X.; MAK, H.; CHAN, D. (2010) *Photocatalytic oxidation for antimicrobial control in built environment: A brief literature overview*. Building and Environment, Vol.45, pp.1747-1754.

- CHO, M.; CHUNG, H.; CHOL,W.; YOON, J. (2004) *Linear correlation between inactivation of E.coli and OH radical concentration in TiO<sub>2</sub> photocatalytic disinfection*. Water Research, Vol.38,pp.1069-1077.
- CONSTANTINIDES, G.; ULM, F.; VLIET, K. (2003) *On the use of nanoindentation for cementitious materials*. Materials and Structures Vol.36, pp.191-196.
- CONSTANTINIDES, G.; ULM, F. (2007) *The nanogranular nature of C-S-H*. Journal of Mech Phys Solid, Vol.55, pp.64-90.
- DEJONG, M.; ULM, F. (2007) *The nanogranular behavior of C-S-H at elevated temperatures (up to 700 °C)*. Cement and Concrete Research Vol.37, pp.1-12.
- DEMEESTERE, K.; DEWULF,J.; DE WITTE,B.; BEELDENS,A.; VAN LANGENHOVE, H. (2008) *Heterogeneous photocatalytic removal of toluene from air on building materials enriched with TiO<sub>2</sub>*. Building and Environment, Vol.43, pp.406-414.
- DHAWAN, A.; SHARMA, V.; PARMAR, D. (2009) *Nanomaterials: A challenge for toxicologists*. Nanotoxicology, Vol.3, pp.1-9.
- DIAMANTI, M.; ORMELLESE, M.; PEDEFERRI, M. (2008) *Characterization of photocatalytic and superhydrophilic properties of mortars containing titanium dioxide*. Cement and Concrete Research Vol.38, pp. 1343-1353.
- DJEBBAR, K.; SEHILI, T. (1998) *Kinetics of Heterogeneous photocatalytic decomposition of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid over TiO<sub>2</sub> and ZnO in aqueous solution*. Pesticide Science, Vol. 54, pp.269-276.
- DONALDSON, K.; POLAND, C. (2009) *Nanotoxicology: new insights into nanotubes*. Nature Nanotechnology, Vol.4, pp.708-710.
- DREXLER, K. (1981) *Molecular engineering: An approach to the development of general capabilities for molecular manipulation*. Proc. Natl. Acad. Sci. USA Vol. 78, pp. 5275-5278.
- DUNNILL, C.; ZIKEN, Z.; PRATTEN, J.; WILSON, M.; MORGAN, D.; PARKIN, I. (2009) *Enhanced photocatalytic activity under visible light in N-doped TiO<sub>2</sub> thin film produced by APCVD preparations using t-butylamine as a nitrogen source and their potential for antibacterial films*. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, Vol.207, pp.244-253.
- FEYNMAN, R. (1960) *There's plenty of room at the bottom (reprint from the speech given at the annual meeting of the West Coast section of the American Physical Society)*. Engineering Science, Vol.23, pp.22-36.
- FUJISHIMA, A.; HONDA, K. (1972) *Electrochemical photolysis of water at a semiconductor electrode*. Nature, Vol.238, pp.37-38.
- FUJISHIMA, A.; HASHIMOTO, K.; WATANABE, T. (1999) *Photocatalysis. Fundamentals and its Applications*, BCK Inc., Japan.
- FUJISHIMA, A.; ZHANG, X.; TRYK, D. (2008) *TiO<sub>2</sub> photocatalys and related surface phenomena*. Surface Science Reports, Vol.63, pp.515-582.
- GAGO,J. (2008) *Intervenção do MCTES na cerimónia da fundação do INL*. MCTES
- GAITERO, J.; ZHU, W.; CAMPILLO, I. (2009) *Multi-scale study of calcium leaching in cement pastes with silica nanoparticles*. Nanotechnology in Construction 3, ISBN 978-3-6-42-00979-2, Springer Berlin Heidelberg, Germany
- GAITERO, J. (2008) *Multi-scale study of the fibre matrix interface and calcium leaching in high performance concrete*. PhD Thesis, Centre for Nanomaterials Applications in Construction of Labein-Tecnalia, Spain.
- GDOUTOS-KONSTA,M.; METAXA, Z.; SHAH, S. (2010) *Highly dispersed carbon nanotube reinforced cement based materials*. Cement and Concrete Research, Vol., pp. (in press)
- GEYER, R.; DEL MAESTRO, C.; ROHLOFF, A. (2009) *Greenhouse gas footprint analysis of the Calera process*. University of California, California.
- GRASSIAN, V.; O'SHAUGHNESSY, P.; ADAMCAKOVA-DODD, A.; PETTIBONE, J.; THORNE, P. (2007) *Inhalation exposure study of titanium dioxide nanoparticles with a primary particle size of 2 to 5 nm*. Environmental Health Perspectives, Vol.115, pp.397-402.
- GOSLINE, J.; DEMONT, M.; DENNY, M. (1986) *The structure and properties of spider silk*. Endeavour, Vol.10, pp.37-43

- GUERRINI, G.; PECCATI, E. (2007) *Photocatalytic cementitious roads for depollution*. In: Baglione, P.; Cassar, I., Eds. RILEM Int. Symp. on photocatalysis environment and construction materials, pp.179-186, Italy.
- GUTAROWSKA, B.; PIOTROWSKA, M. (2007) *Methods of mycological analysis in buildings*. Building and Environment, Vol.42, pp.1843-1850.
- GE, Z.; GAO, Z. (2008) *Applications of nanotechnology and nanomaterials in construction*. First International Conference in Developing Countries -ICCIDC, Pakistan.
- HALLOCK, M.; GREENLEY, P.; DIBERARDINIS, L.; KALLIN, D. (2008) *Potential risks of nanomaterials and how to safe handle materials of uncertain toxicity*. Division of Chemical Health and Safety of the American Chemical Society, Elsevier.
- HASSAN, M.; DYLLA, H.; MOHAMMAD, L.; RUPNOW, T. (2010) *Evaluation of the durability of titanium dioxide photocatalyst coating for concrete pavement*. Construction and Building Materials, in press.
- HEDLUND, J.; BERGLIN, M.; SELLBORN, A.; ANDERSSON, M.; DELAGE, L.; ELWING, H. (2004) *Marine adhesives as candidates for new biomaterial*. Transactions - 7th World Biomaterials Congress, pp. 1650.
- HERRMANN, J.; DUCHAMP, C.; KARKMAZ, M.; HOAI, B.; LACHHEB, H.; PUZENAT, E.; GUILLARD, C. (2007) *Environmental green chemistry as defined by photocatalysis*. Journal of Hazardous Materials, Vol.146, pp.624-629.
- HIRANO, S. (2009) *A current overview of health effect research on nanoparticles*. Environmental Health and Preventive Medicine, Vol.14, pp.223-225.
- HOLCOMB, M.; COHEN, A.; GABITOV, R.; HUTTER, J. (2009) *Compositional and morphological features of aragonite precipitated experimentally from seawater and biogenically by corals*. Geochimica et Cosmochimica Acta 73, pp.4166-4179.
- HOLCOMB, M. (2010) *Coral calcification: insights from inorganic experiments and coral responses to environmental variables*. PhD Thesis, Massachusetts Institute of Technology MIT -Woods Hole Oceanographic Institution-WHOI.
- HUANG, Z.; MANESS, P.; BLAKEM D.; WOLFRUM, E.; SMOLINSKI, S.; JACOBY, W. (2000) *Bactericidal mode of titanium dioxide photocatalysis*. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, Vol.130, pp.163-170.
- HUSKEN, G.; HUNGER, M.; BROUWERS, H. (2009) *Experimental study of photocatalytic concrete products for air purification*. Building and Environment, Vol.44, pp.2463-2474.
- YU, J. (2003) *Deactivation and regeneration of environmentally exposed titanium dioxide based products*. Testing report, N° E183413, Chinese University of Hong Kong.
- LACKHOFF, M. (2002) *Photokatalytische aktivitat ambierterpartikelsysteme*. Dissertation TU Munchen.
- LACKOFF, M.; PRIETO, X.; NESTLE, N.; DEHN, F.; NIESSNER, R. (2003) *Photocatalytic activity of semi-conductor-modified cement-influence of semiconductor type and cement ageing*. Applied Catalysis B: Environmental, Vol.43, pp.205-216.
- LI, X.; CHANG, W.; CHAO, Y.; WANG, R.; CHANG, M. (2004) *Nanoscale structural and mechanical characterization of a natural of a natural nanocomposite material: The shell of red abalone*. Nano Letters Vol. 4, pp.613-617.
- LI, H.; XIAO, H.; OU, J. (2004a) *A study on mechanical and pressure-sensitive properties of cement mortar with nanophase materials*. Cement and Concrete Research, Vol.34, pp.435-438.
- LEE, S.; KRIVEN, W. (2005) *Synthesis and hydration study of Portland cement components prepared by organic steric entrapment method*. Materials and Structures, Vol.38, pp.87-92.
- LIN, D.; LIN, K.; CHANG, W.; LUO, H.; CAI, M. (2008) *Improvements of nano-SiO<sub>2</sub> on sludge/fly ash mortar*. Waste Management, Vol.28, pp.1081-1087.
- LIU, A.; SUN, K.; YANG, J.; ZHAO, D. (2008) *Toxicological effects of multi-wall carbon nanotubes in rats*. Journal of Nanoparticle Research, Vol.10, pp.1303-1307.
- YU, Y.; ZHANG, Q.; MU, Q.; ZHANG, B.; YAN, B. (2008) *Exploring the immunotoxicity of carbon nanotubes*. Nanoscale Research Letters, Vol.3, pp.271-277.
- KAMINO, K. (2010) *Molecular design of barnacle cement in comparison with those of mussel and tubeworm*. Journal of Adhesion, Vol. 86, pp.96-110.

- KHANDEPARKER, L.; CHANDRASHEKHAR, A. (2007) *Underwater adhesion: The barnacle way*. International Journal of Adhesion and Adhesives, Vol.27, pp.165-172.
- KÖLARIK, B.; WARGOCKI, P.; SKOREK-OSIKOWSKA, A.; WISTHALER, A. (2010) *The effect of a photocatalytic air purifier on indoor air quality quantified using different measuring methods*. Building and Environment, Vol.45, pp.1434-1440.
- KUHN, K.; CHABERNY, I.; MASSHOLDER, K.; STICKLER, M.; BENZ, V.; SOOTAG, H.; ERDINGER, L. (2003) *Disinfection of surfaces by photocatalytic oxidation with titanium dioxide and UVA light*. Chemosphere, Vol.53, pp.71-77.
- MAKOWSKI, A.; WARDAS, W. (2001) *Photocatalytic degradation of toxins secreted to water by cyanobacteria and unicellular algae and photocatalytic degradation of the cells of selected microorganisms*. Current Topics in Biophysics, Vol.25, pp.19-25.
- MAIER, W.; NILSSON, C.; HOLZER, M.; LIND, J.; ROSEBOM, K. (2005) *Photocatalytic plaster for indoor air purification*. 1º Congresso Nacional de Argamassas de Construção, Lisboa
- MAN, S. (2006) *Nanotechnology and construction*. Nanoforum report, Institute of Nanotechnology.
- MEYERS, M.; LIM, C.; NIZAM, B.; TAN, E.; SEKI, Y.; MCKITTRICK, J. (2009) *The role of organic intertile layer in abalone nacre*. Materials Science Engineering C29, pp.2398-2410.
- MITCHELL, S. - *Capturing carbon*. Concrete Construction-World of Concrete 2009; 54:104.
- MURATA, Y.; TAWARA, H.; OBATA, H.; MURATA, K. (1997) *NO<sub>x</sub>-cleaning paving block*. European patent 0 786 283 A1. Mitsubhisi Materials Corporation, Japan.
- MAGGOS, T.; PLASSAIS, A.; BARTZIS, J.; VASILAKOS, C.; MOUSSIOPOULOS, N.; BONAFIOUS, L. (2008) *Photocatalytic degradation of NO<sub>x</sub> in a pilot street configuration using TiO<sub>2</sub>-mortar panels*. Environment Monitoring Assessment, Vol.136., 35-44.
- MO, J.; ZHANG, Y.; XU, Q.; LAMSON, J.; ZHAO, R. (2009) *Photocatalytic purification of volatile organic compounds in indoor air: A literature review*. Atmospheric Environment, Vol.43, pp.2229-2246.
- MONDAL, P. (2008) *Nanomechanical properties of cementitious materials*. PhD Thesis in Civil and Environment Engineering. Northwestern University, Illinois, USA.
- MOJUMDAR, S.; RAKI, L. (2006) *Synthesis, thermal and structural characterization of nanocomposites for potential applications in construction*. Journal of Thermal Analysis and Calorimetry, Vol.86, pp.651-657.
- NASIBULIN, A.; SHANDAKOV, S.; NASIBULINA, L.; CWIRZEN, A.; MUDIMELA, P.; HABERMEHL-CWIRZEN, K.; GRISHIN, D.; GAVRILOV, Y.; MALM, J.; TAPPER, U.; TIAN, Y.; PENTTALA, V.; KARPPINEN, M.; KAUPPINEN, E. (2009) *A novel cement-based hybrid material*. New Journal of Physics, Vol.11, nº 023013.
- NSF (2001) *Societal implications of nanoscience and nanotechnology*, USA.
- PACURARI, M.; CASTRANOVA, V.; VALLYATHAN, V. (2010) *Single and multi wall carbon nanotubes versus asbestos: Are the carbon nanotubes a new health risk to humans*. Journal of Toxicology and Environmental Health, Vol.73, pp.378-395.
- PELLENQ, R.; KUSHIMA, A.; SHAHSAVAR, R.; VLIET, K.; BUEHLER, M.; YIP, S.; ULM, F. (2009) *A realistic molecular model of cement hydrates*. Ed. Bazant, Z.; Northwestern University, PNAS
- PICADA (2006) *Photocatalytic innovative coverings applications for depollution assessment. innovative facade with de-soiling and de-polluting properties*. EC GRD1-2001-00669.
- POLAND, C.; DUFFIN, R.; KINLOCH, I.; MAYNARD, A.; WALLACE, W.; SEATON, A. STONE, V.; BROWN, S.; MACNEE, W.; DONALDSON, K. (2008) *Carbon nanotubes introduced into the abdominal cavity of mice show asbestos-like pathogenecity in a pilot study*. Nature Nanotechnology, Vol.3, pp.423-428.
- POON, C.; CHEUNG, E. (2007) *NO removal efficiency of photocatalytic paving blocks prepared with recycled materials*. Construction and Building Materials, Vol. 21, pp.1746-1753.
- PORRO, A.; DOLADO, J. (2005) *Overview of concrete modeling*. Proceedings of the International Conference on Applications of Nanotechnology in Concrete Design, pp.35-45.

- PORRO, A.; DOLADO, J.; CAMPILLO, I.; ERKIZIA, E.; DE MIGUEL, Y.; DE YBARRA, Y.; AYUELA, A. (2005) *Effects of nanosilica additions on cement pastes*. Proceedings of the International Conference on Applications of Nanotechnology in Concrete Design, pp.87-96.
- QING, Y.; ZENAN, Z.; DEYU, K.; RONGSHEN, C. (2008) *Influence of nano-SiO<sub>2</sub> addition on properties of hardened cement paste as compared with silica fume*. Construction and Building Materials Vol.21, pp.539-545.
- RACHEL, A.; SUBRAHMANYAM, M.; BOULE, P. (2002) *Comparison of photocatalytic efficiencies of TiO<sub>2</sub> in suspended and immobilized form for the photocatalytic degradation of nitrobenzenesulfonic acids*. Applied Catalysis B: Environmental, Vol.37, pp.301-308.
- RAMIREZ, A.; DEMEESTERE, K.; DE BELIE, N.; MANTYLA, T.; LEVANEN, E. (2010) *Titanium dioxide coated cementitious materials for air purifying purposes: Preparation, characterization and toluene removal potential*. Building and Environment, Vol.45, pp.832-838.
- REBOUX, G.; BELLANGER, A.-P., ROUSSEL, S., GRENOUILLET, F., MILLON, L. (2010) *Moulds in dwellings: Health risks and involved species*. Revue des Maladies Respiratoires, Vol. 27, pp. 169-179
- RUOT,B.; PLASSAIS,A.; OLIVE, F.; GUILLOT,L.; BONAFOUS,L. (2009) *TiO<sub>2</sub>-containing cement pastes and mortars: Measurements of the photocatalytic efficiency using rhodamine B-based colourimetric test*. Solar Energy, Vol. 83,pp.1794-1801.
- SAEPURAHMAN, M.; CHONG,F. (2010) *Preparation and characterization of tungsten-loaded titanium dioxide photocatalyst for enhanced dye degradation*. Journal of Hazardous Materials, Vol.176, pp.451-458.
- SAITO, T.; IWASE, J.; HORIC, J.; MORIOKA, T. (1992) *Mode of photocatalytic bactericidal action of powdered semiconductor TiO<sub>2</sub> on mutans streptococci*. Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology, Vol.14, pp.369-379.
- SANTUCCI, R., MEUNIER, O., OTT, M., HERRMANN, F., FREYD, A., DE BLAY, F. (2007) *Fungic contamination of residence: 10 years assessment of analyses*. Revue Francaise d'Allergologie et d'Immunologie Clinique, Vol. 47, pp. 402-408.
- SANCHEZ, F.; SOBOLEV, K. (2010) *Nanotechnology in concrete - A review*. Construction and Building Materials Vol.24, pp.2060-2071.
- SEVEN, O.; DINDAR,B.; AYDEMIR, S.; METIN,D.; OZINEL,M.; ICLI, S. (2004) *Solar phptocatalytical disinfection of a group of bacteria and fungi aqueous suspensions with TiO<sub>2</sub>, ZnO and Sahara desert dust*. Journal of Photochemical and Phototobiology A: Chemistry, Vol.165, pp.103-107.
- SHAN, G.; SURAMPALLI, R.; TYAGI, R.; ZHANG, C. (2009) *Nanomaterials for environmental burden reduction, waste treatment, and nonpoint source pollution control: a review*. Front. Environ. Sci. Engin. China, Vol.3, pp.249-264.
- SINGH, N.; MANSHIAN, B.; JENKINS, G.; GRIFFITHS, S.; WILLIAMS, P.; MAFFEIS, T.; WRIGHT, C.; DOAK, S. (2009) *NanoGenotoxicology: The DNA damaging potential of engineered nanomaterials*. Biomaterials, Vol.30, pp.3891-3914.
- SCRIVENER, K.; KIRKPATRICK, J. (2008) *Innovation in the use and research on cementitious material*. Cement and Concrete Research Vol.38, pp. 128-136.
- SOBOLEV, K.; FERRADA-GUTIERREZ, M. (2005) *How nanotechnology can change the concrete world: part 2*. Am Ceramic Society Bulletin, Vol.84, pp.16-19.
- SOBOLEV, K.; FLORES, I.; HERMOSILLO, R.; TORRES-MARTINEZ,L. (2008) *Nanomaterials and nanotechnology for high-performance cement composites*. American Concrete Institute, ACI Special Publication, Vol.254, pp.93-120.
- SONG, H.; JIANG, H.; LIU, X.; MENG,G. (2006) *Efficient degradation of organic pollutant with W<sub>0x</sub> modified nano TiO<sub>2</sub> under visible radiation*. Journal of Photochemical and Phototobiology A: Chemistry, Vol.181, pp.421-428.
- STRINI, A.; CASSESE,S.; SCHIAVI, L. (2005) *Measurement of benzene, toluene, ethylbenzene and o-xylene gas phase photodegradation by titanium dioxide dispersed in cementitious materials using a mixed flow reactor*. Applied Catalysis B: Environmental, Vol.61, pp.90-97.
- TANIGUCHI, N. (1974) *On the basic concept of 'Nano-Technology'*. Proc. Intl. Conf. Prod. Eng. Tokyo, Part II, Japan Society of Precision Engineering, Vol. 2, pp.18-23.

- TYSHENKO, M.; KREWSKI, D. (2008) *A risk management framework for the regulation of nanomaterials*. International Journal of Nanotechnology, Vol.5, pp.143-160.
- VENKATESWARA, R.; PAJONK, G.; HARANATH, D. (2001) *Synthesis of hydrophobic aerogels for transparent window insulation applications*. Materials Science and Technology, Vol.17, pp.343-348.
- VERA-AGULLO, J.; CHOZAS-LIGERO, V.; PORTILLO-RICO, D.; GARCIA-CASAS, M.; GUTIERREZ-MARTINEZ, A.; MIERES-ROYO, J.; GRAVALOS-MORENO, J. (2009) *Mortar and concrete reinforced with nanomaterials*. Nanotechnology in Construction 3, ISBN 978-3-642-00979-2, Springer Berlin Heidelberg, Germany
- VOHRA, A.; GOSWAMI, D.; DESHPANDE, D.; BLOCK, S. (2006) *Enhanced photocatalytic disinfection of indoor air*. Applied Catalysis B: Environmental, Vol.65, pp.57-65.
- WANG, S.; ANG, H.; TADE, M. (2007) *Volatile organic compounds in indoor environment and photocatalytic oxidation: State of the art*. Environment International, Vol.42, pp.1843-1850.
- WALKER, N.; BUCHER, J. (2009) *A 21<sup>st</sup> century paradigm for evaluating the health hazards of nanoscale materials*. Toxicological Sciences, Vol.110, pp.251-254.
- WITTEWER, V. (1992) *Development of aerogel windows*. Journal of Non-Crystalline Solids, Vol.145, pp.233-236.
- WISZNIEWSKA, M., WALUSIAK-SKORUPA, J., GUTAROWSKA, B., KRAKOWIAK, A., PALCZYŃSKI, C. (2009) *Is the risk of allergic hypersensitivity to fungi increased by indoor exposure to moulds?* International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health, Vol. 22, pp. 343-354.
- ZHAO, J.; YANG, X. (2003) *Photocatalytic oxidation for indoor air purification: a literature review*. Building and Environment, Vol.38, pp.645-654.
- ZYSKA, B. (2001) *Fungi in indoor air in European Countries*. Mikologia Lekarska, Vol.8, pp. 127-140.
- ZHU, W.; BARTOS, P.; PORRO, A. (2004) *Application of nanotechnology in construction. Summary of a state-of-the-art report*. RILEM TC 197-NCM. Materials and Structures, Vol.37, pp.649-658.



# 11

## **Seleccção de Materiais de Construção Eco- Eficientes**

- 11.1 Enquadramento**
- 11.2 Análises do Ciclo de Vida dos Materiais**
- 11.3 Rotulagem Ecológica e EPD's**
- 11.4 Alguns Casos Práticos**
- 11.5 Conclusões Gerais**
- 11.6 Referências**

## 11.1 Enquadramento

O conceito de eco-eficiência foi apresentado pela primeira vez em 1991 pelo World Business Council for Sustainable Development-WBCSD (2000) e compreende o “*desenvolvimento de produtos e serviços, com preços competitivos que satisfazem as necessidades da espécie humana com qualidade de vida, enquanto progressivamente reduzem o seu impacto ecológico e o consumo de matérias-primas ao longo do seu ciclo de vida, até um nível compatível com a capacidade do Planeta*”. Dito de outra forma, este conceito implica a produção de mais produtos, com menos recursos e menos resíduos (Bidoki *et al.*, 2006).

Como aspecto negativo mais evidente da referida definição pode destacar-se desde logo o optimismo irrealista do início da década de 90, que assentava na premissa da possibilidade de continuação de um modelo de consumo assente em ritmos de produção industrial insustentáveis e o qual tinha à data ainda uma visão muito limitada da gravidade de alguns problemas ambientais, como por exemplo o problema das alterações climáticas, cujo reconhecimento só veio a reunir um consenso alargado quase duas décadas depois. A merecer nota positiva só mesmo a parte final, relativa ao reconhecimento dos limites da capacidade da Terra.

Os materiais de construção eco-eficientes são por isso aqueles que entre várias alternativas possíveis, apresentam um menor impacto ambiental. Contudo não é possível sabermos à partida se por exemplo o material betão é mais amigo do ambiente do que o aço. Pois se o primeiro utiliza materiais locais, e pode ainda permitir o escoamento de vários resíduos industriais, produz no entanto uma elevada quantidade de dióxido de carbono. Já o segundo, apresenta a vantagem de poder ser reciclado indefinidamente, contudo a sua produção envolve um elevado consumo energético e é susceptível de degradação por corrosão. Torna-se por isso necessário que a montante se proceda a contabilização, de todos os impactos ambientais causados por um determinado material, desde o início da extracção das matérias-primas (*cradle*), até à fase de deposição (*grave*).

Uma tal metodologia correntemente designada por análise do ciclo de vida (ACV) ou “*Life Cycle Assessment*” (LCA) foi primeiramente utilizada nos Estados Unidos em 1990. Um dos primeiros estudos precursores desta metodologia, quantificou as necessidades de recursos, emissões e resíduos originado por diferentes embalagens de bebidas e foi conduzido pelo Midwest Research Institute para a empresa Coca-Cola em 1969 (Hunt & Franklin, 1996).

## 11.2 Análises do Ciclo de vida dos Materiais

A análise do ciclo de vida “*inclui o ciclo de vida completo do produto, processo ou actividade, ou seja, a extracção e o processamento de matérias-primas, a fabricação, o transporte e a distribuição, a utilização, a manutenção, a reciclagem, a reutilização e a deposição final*” (SETAC, 1993).

A aplicação de análises de ciclo de vida está regulamentada a nível internacional, desde 1996, pelas normas ISO 14040, ISO14041, ISO14042 e ISO14043. Um dos maiores inconvenientes das ACV, está no facto de implicarem a existência de vastas quantidades de dados, sobre os impactos ambientais dos materiais, para as diversas fases que compõem o ciclo de vida e também pelo considerável gasto de tempo a que obrigam.

As categorias de impactos ambientais correntemente utilizados para as ACV, podem abranger as seguintes:

- Consumo de recursos não renováveis;
- Consumo de água;
- Potencial de aquecimento global;
- Potencial de redução da camada de ozono;
- Potencial de eutrofização;
- Potencial de acidificação;
- Potencial de formação de smog;
- Toxicidade humana;
- Toxicidade ecológica;
- Produção de resíduos;
- Uso de terra;
- Poluição do ar;
- Alteração de habitats

Contudo não é líquido que a importância de cada categoria seja a mesma, sendo compreensível que cada uma esteja dependente da realidade ambiental de cada país. A título de exemplo um produto que consuma uma elevada quantidade de água, constitui um elevado impacto ambiental num país bastante árido, mas já o mesmo não sucede se o produto for produzido no Norte da Europa. Faz por isso todo o sentido que a categoria de impacto ambiental relativa ao consumo de água, tenha um peso diferente consoante o país onde determinado produto ou material for produzido.

Lippiat (2002) refere o caso da atribuição de diferentes categorias de impacto ambiental por diferentes instituições (Tabela 11.1).

**Tabela 11.1:** Diferentes ponderações de categorias de impactos ambientais (Lipiatt,2002)

<b>Categoria</b>	<b>Univ. Harvard</b>	<b>EPA</b>
<b>Aquecimento global</b>	6	24
<b>Acidificação</b>	22	8
<b>Eutrofização</b>	11	8
<b>Consumo de combustíveis fósseis</b>	11	8
<b>Qualidade do ar interior</b>	11	16
<b>Alteração de habitats</b>	6	24
<b>Consumo de água</b>	11	4
<b>Poluentes aéreos</b>	228	8

Há diversas ferramentas informáticas que utilizam a ACV e permitem fazer uma avaliação do impacto ambiental de produtos e materiais de construção (Tabela 11.2):

**Tabela 11.2:** Ferramentas para ACV de materiais e produtos

<b>Ferramenta</b>	<b>BEEs</b>	<b>BRE. Invest</b>	<b>ATHENA EcoCalculator for Assemblies</b>	<b>ECO-QUANTUM</b>	<b>SimaPro</b>
<b>País</b>	<b>EUA</b>	<b>R.Unido</b>	<b>Canadá</b>	<b>Holanda</b>	

O programa BEEs (Building for environmental and economic sustainability), é produzido pela U.S. Environmental Protection Agency e disponibilizado de forma gratuita a qualquer potencial utilizador. Este programa tem sido utilizado em Portugal em diversos trabalhos académicos (Amôeda, 2003; Lucas, 2008; Pessoa, 2009). O programa BEEs apresenta as seguintes categorias de impacto:

- Potencial de aquecimento global;
- Potencial de acidificação;
- Potencial de eutrofização;
- Consumo de combustíveis fósseis;
- Qualidade do ar;
- Alteração de habitats;
- Consumo de água;
- Poluição do ar;
- Saúde pública;
- Potencial de formação de smog;
- Potencial de degradação da camada de ozono;
- Toxicidade ecológica

Neste programa o desempenho é medido em unidades mensuráveis como unidades de dióxido de carbono para o impacto de aquecimento global. O programa apresenta no entanto uma limitação decorrente das bases de dados utilizarem valores relativos a produtos produzidos nos EUA, pelo que

tal ferramenta é recomendável somente para o plano experimental e educacional (Amôeda, 2003).

O sistema BRE. Invest (Anderson & Shiers, 2002) utiliza uma notação baseada em eco-pontos, os quais são normalizados aos impactos ambientais provocados por um cidadão do Reino Unido durante um ano (100 eco-pontos).

Lucas (2008) refere que as ferramentas Athena EcoCalculator for Assemblies e Eco-Quantum só estão disponíveis em versão comercial e são muito semelhantes. Segundo esta autora, o primeiro não permite qualquer intervenção do utilizador ao tipo de ACV realizada, tendo como input dados relativos às quantidades de materiais, áreas e vida útil do edifício, já o segundo apresenta variáveis relativas à manutenção do edifício e também sobre a durabilidade dos materiais.

É preciso ainda ter em conta que as metodologias de análise de ciclo de vida padecem de algumas incertezas. De facto não é possível saber se a emissão de 1 tonelada de dióxido de enxofre é mais poluente que a emissão de 3 toneladas de dióxido de carbono ou se a poluição da água é mais gravosa que a poluição do ar, ou mesmo se é possível saber qual é a mais poluente, se a electricidade produzida por uma central termoelétrica ou por uma central nuclear. EkVall *et al.* (2007) apresentam uma análise mais aprofundada dessas limitações.

A aplicação generalizada de análises de ciclo de vida ao sector da construção no caso particular dos materiais, pressupõe antes de tudo o mais a existência de levantamentos exaustivos sobre os impactos ambientais desses mesmos materiais ao longo da sua vida útil, algo que dificilmente pode ser extrapolado a partir de estudos realizados noutros países, devido a diferenças óbvias que se prendem com diferentes contextos tecnológicos e económicos.

### 11.3 Rotulagem Ecológica e EPD's

A fim de valorizar os materiais e produtos com melhor desempenho ambiental, favorecendo a sua escolha face a materiais e produtos “menos amigos do ambiente”, têm vindo a ser criados rótulos designados por ecológicos, os quais constituem uma garantia relativamente a um determinado desempenho ambiental certificado por um entidade independente. Estes símbolos apresentam à partida vantagens óbvias relativamente às análises de ciclo de vida, porquanto são bastante mais simples e o seu significado é inequívoco.

Contudo e não se negando as óbvias vantagens dos rótulos ecológicos, importa ter presente caso a caso, qual a avaliação ambiental específica em que assentam. Na verdade alguns autores alertam para o facto da sua validade poder ser comprometida caso a definição dos requisitos ambientais a serem respeitados, possa ser influenciada pelas associações de produtores (West, 1995; Ball, 2002).

Por outro lado sendo o desempenho ambiental de um produto ou material, função dos impactos ambientais relacionados com o seu transporte, não há forma de o rótulo ecológico contemplar esta variável. Pelo que a utilização numa determinada construção de materiais ou produtos, ainda que portadores de rotulagem ecológica, mas produzidos a milhares de quilómetros de distância, poderá eventualmente ser menos aconselhável do que a utilização de materiais ou produtos locais, ainda que sem o tal rótulo.

A maioria dos rótulos ecológicos assenta numa avaliação dos impactos ambientais ao longo do ciclo de vida do produto ou material na versão *"cradle to grave"*. A Alemanha foi o primeiro país a criar em 1978 um sistema de rotulagem baseado em critérios ambientais com a designação de Anjo Azul *"Blaue Engel"* (Figura 11.1).



Figura 11.1: Símbolo do rótulo ecológico Alemão "Anjo Azul"

Actualmente o rótulo ecológico "Anjo Azul" é aplicado em 11.500 produtos cobrindo 90 categorias diferentes. Esta classificação implica o uso eficiente de combustíveis fósseis, a redução de GEE e a redução do consumo de matérias-primas não renováveis e é revista de três em três anos.

Relativamente aos materiais para o sector da construção, já objecto de rotulagem, destacam-se os seguintes:

- Revestimentos betuminosos
- Adesivos betuminosos
- Materiais à base de resíduos de vidro
- Materiais à base de resíduos de papel
- Painéis de madeira prensada
- ETIC's
- Isolamentos térmicos e acústicos
- Painéis de madeira com baixas emissões de COV's

Também o Canadá criou em 1988 o rótulo ecológico EcoLogo™ (Figura 11.2), que actualmente certifica em termos ambientais 7.000 produtos, incluindo os seguintes materiais de construção:

- Adesivos
- Tintas
- Vernizes
- Inibidores de corrosão
- Revestimentos de pisos (Madeira, carpete, rigidos)
- Placas de gesso cartonado
- Canalizações em plástico reciclado
- Isolamentos térmicos
- Aço para construção

A utilização do EcoLogo pressupõe o respeito por um conjunto de procedimentos ambientais que variam consoante o produto. A título de exemplo, os painéis de gesso cartonado certificados com este rótulo devem conter uma determinada percentagem de gesso sintético FGD e 100% de papel reciclado.



Figura 11.2: Símbolo do rótulo ecológico "EcoLogo"

Já no caso do aço para construção contendo o rótulo EcoLogo deve conter 50% de material reciclado e menos de 0,025% de metais pesados e cumprir ainda uma série de requisitos ambientais durante o processo de extração e produção.

Em 1989 também os países do Norte da Europa (Finlândia, Islândia, Noruega e Suécia, a Dinamarca só em 1998), criaram uma etiqueta ecológica com a designação “O Cisne” (Swan) (Figura 11.3).



Figura 11.3: Símbolo do rótulo ecológico “O Cisne”

Actualmente a mesma abrange 5000 produtos de 50 áreas diferentes relativamente aos materiais de construção, as categorias que já contém o rótulo “O Cisne” são as seguintes.

- Painéis (acústicos, de madeira prensada, de bancada);
- Madeira;
- Materiais de enchimento;
- Materiais de revestimento de pavimentos;
- Tintas e vernizes;
- Adesivos;
- Janelas e Portas

O rótulo ecológico Europeu “Eco-Label” foi criado mais tarde (Figura 11.4), e é um sistema de classificação ambiental de carácter voluntário iniciado em 1992 para produtos com baixo impacto ambiental ao longo do seu ciclo de vida. É válido para uma elevada variedade de produtos, estando no entanto excluídos dessa classificação os produtos alimentares, farmacêuticos, médicos, os produtos perigosos para a saúde e/ou para o ambiente. E à semelhança do rótulo ecológico “Anjo Azul”, implica uma revisão periódica dos produtos certificados normalmente ao fim de 3 anos. Contudo ao nível

dos materiais de construção, somente as tintas, vernizes e os revestimentos rígidos para pavimentos (mosaicos, pedras naturais, de betão, cerâmicos e de barro), já se encontram regulamentados ao abrigo deste rótulo:

- Tintas interiores e vernizes (2009/544/EC)
- Tintas exteriores e vernizes (2009/543/EC)
- Revestimentos rígidos (2002/272/CE; Baldo, 2002)



*Figura 11.4: Símbolo do rótulo ecológico Europeu*

Os documentos relativos à certificação das tintas e vernizes (Ecobilan, 1993) permitem comprovar que em termos da avaliação da sua ACV, foram avaliados os seguintes impactos ambientais:

- Potencial de aquecimento global expresso em termos de COeq
- Potencial de acidificação atmosférica (aumento da presença de substâncias ácidas nas camadas inferiores da atmosfera)
- Potencial de eutrofização (excesso de nutrientes provenientes da fertilização agrícola)
- Potencial de esgotamento de recursos não renováveis

Relativamente aos revestimentos rígidos para pavimentos o rótulo ecológico Europeu significa que:

- Os impactos ambientais durante a extracção de matérias-primas são minimizados;
- Durante a fase de produção há lugar à redução de poluição;

- Sempre que possível são utilizados materiais reciclados;
- Os revestimentos cerâmicos são queimados com redução da temperatura de queima

Um rótulo ecológico destinado somente à madeira certificada foi criado em 1993 pela FSC (Forest Stewardship Council) (Figura 11.5).



*Figura 11.5: Símbolo da FSC*

O rótulo da FSC que já cobre 1333 milhões de hectares de espécies florestais, garante que as madeiras em causa:

- não utilizaram pesticidas perigosos;
- não correspondem a espécies geneticamente modificadas;
- não implicam a destruição de habitats

Sendo certo que os rótulos ecológicos são vantajosos para o consumidor final como o reconhecem alguns autores (Kirchoff, 2000), contudo a sua eficácia está dependente do conhecimento, que os mesmos possam ter sobre a sua existência. Alguns inquéritos realizados na União Europeia, apontam para um elevado desconhecimento acerca do rótulo ecológico Europeu.

Almeida *et al.* (2008) referem que em Portugal nenhuma empresa de materiais de revestimentos rígidos, se tinha à data, candidatado ao rótulo ecológico Europeu, não explicitando no entanto se tal se deve a desconhecimento sobre a sua existência.

Para além da rotulagem ecológica que envolve a atribuição de uma declaração de desempenho ambiental por parte de uma entidade independente, existe uma outra forma de certificação ambiental de materiais

e produtos que passa pelas Declarações Ambientais de Produtos ou do Inglês “Environmental product declarations” (EPD’s). Estas são elaboradas segundo a norma ISO 14025 e contém resultados da análise do ciclo de vida (realizada de acordo com as normas ISO 14040), do material ou produto relativamente aos seguintes indicadores (Braune *et al.*, 2007):

- Consumo de energia não renovável;
- Consumo de energia renovável;
- Potencial de aquecimento global;
- Potencial de degradação da camada de ozono;
- Potencial de acidificação;
- Potencial de eutrofização

Alguns autores apresentam informações para a elaboração de EPD’s para o betão (Askham, 2006) e para o alumínio (Leroy & Gilmont, 2006).

Coelho & Ramos (2010) apresentam descrições das EPD’s utilizadas na Alemanha (AUB Environmental Declaration Products), Finlândia (RTS Rakennustietosäätiö), Suécia (The Green Yard Stick), Reino Unido (BRE Environmental Profiles), França (Fiches de Déclarations Environnementales et Sanitaires – FDES) e Noruega (Norwegian EPD Foundation).

Considerações sobre as EPD’s foram também recentemente tecidas por Capetillo *et al.* (2010).

Como desvantagem evidente face aos rótulos ecológicos as EPD’s não garantem à partida um determinado nível de desempenho ambiental, tão somente se limitam a disponibilizar um conjunto de informações que permitem aferir esse facto, mas que só um especialista na área o poderá fazer. Este facto é aliás reconhecido por outros autores (Manzini *et al.*, 2006; Lim & Park, 2009).

## 11.4 Alguns Casos Práticos

Amôeda (2003) utilizou o programa BEES para simular o desempenho de elementos estruturais de betão, comprovando que a utilização de cimento com substituição por 20% de cinzas volantes, é ambientalmente mais vantajosa que a utilização de cimento com sílicas de fumo.

Gerilla *et al.* (2007) analisaram o desempenho de habitações construídas com estrutura em madeira e em betão armado, tendo observado que as segundas tinham um impacto ambiental global superior (Figura 11.6) em apenas 21%.

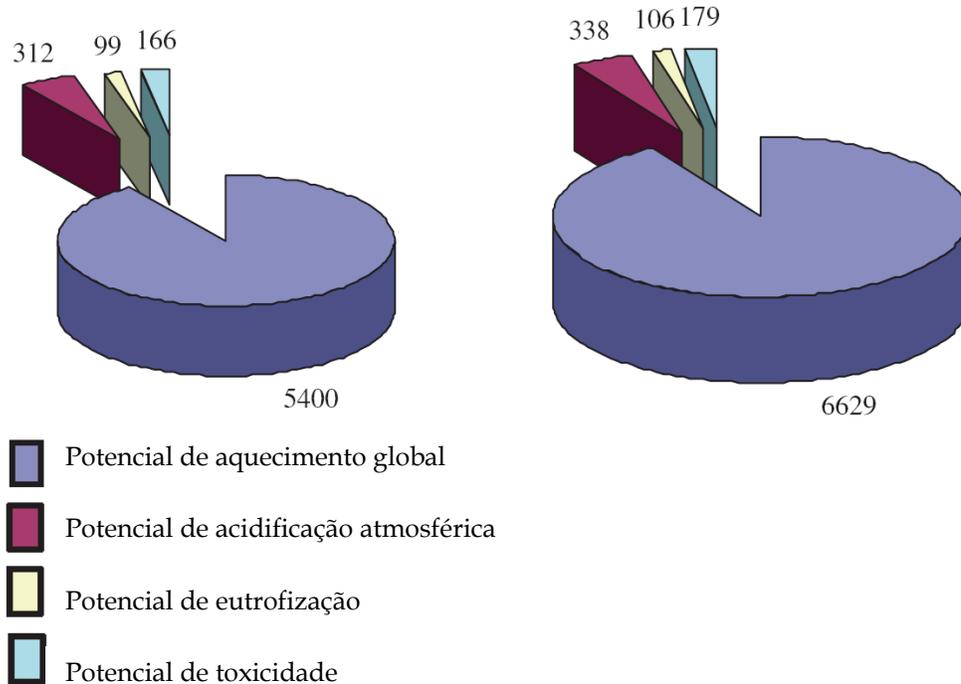


Figura 11.6: Impactos ambientais globais (Gerilla et al., 2007)

Martins & Branco (2008) compararam a análise de ciclo de vida de edifícios executados em madeira, betão e aço, tendo recorrido para o efeito ao software ATHENA® Eco Calculator, que contabilizou os seguintes aspectos:

- Consumo de energia;
- Emissão de GEE;
- Consumo de recursos não renováveis;
- Poluição do ar.

Os resultados obtidos confirmam que o edifício em madeira apresenta o menor impacto ambiental global.

Também Silva (2008) utilizou o programa ATHENA para avaliar o desempenho ambiental de edifícios construídos em madeira, betão ou aço, tendo relativamente ao trabalho anterior incluído também as variáveis poluição da água e geração de resíduos sólidos. Os resultados obtidos continuam a apontar para a madeira como a solução com um perfil ambiental mais favorável.

Xing *et al.* (2008) compararam o desempenho de duas estruturas para edifícios de escritórios (betão armado ou aço) tendo constatado que a estrutura de aço consome somente 75% dos gastos energéticos da estrutura

em betão e metade das emissões de gases poluentes, contudo em termos operacionais o edifício com estrutura em betão apresenta menores consumos energéticos, pelo que em termos globais a estrutura em aço apresenta um desempenho ambiental menos favorável

Recentemente, várias associações europeias ligadas à indústria do betão (BIBM, ERMCO, UEPG, EUROFER, EFCA e CEMBUREAU), em colaboração com a consultora ambiental holandesa INTRON B.V. estudaram a possibilidade de minimização dos impactos ambientais associados à produção de elementos de betão. Um dos objectivos do referido estudo, passou pelo desenvolvimento de uma ferramenta informática designada por EcoConcrete, a qual permite avaliar o impacto ambiental associado a um determinado elemento de betão armado (Schwartzentruber, 2005). Infelizmente e como reconhecem Evangelista & Brito (2007), este programa ainda se encontra numa fase em que necessita de alguns aperfeiçoamentos. Estes autores utilizaram o referido programa para avaliar o desempenho ambiental de betões com agregados reciclados, tendo constatado que a referida ferramenta subestima as vantagens ambientais desta opção.

Marinkovic *et al* (2010) analisaram o desempenho ambiental de betões com e sem agregados reciclados, tendo constatado que o desempenho daqueles materiais está dependente da distância de transporte dos agregados, independentemente de serem ou não reciclados.

No âmbito do projecto Beddington Zero (Fossil) Energy Development (BEDZED) foram construídas no Sul de Londres 82 habitações de baixo impacto ambiental (Figura 11.7).



Figura 11.7: Urbanização BEDZED

Relativamente aos materiais utilizados no projecto BEDZED a sua escolha foi precedida de uma análise do seu ciclo de vida, com recurso ao sistema de eco-pontos da BRE.Envest (Figuras 11.8 e 11.9).

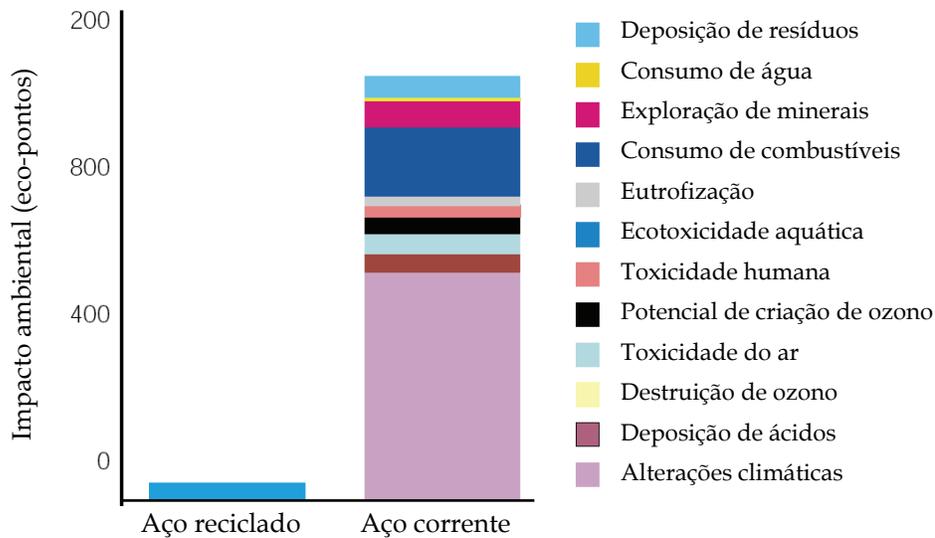


Figura 11.8: Impactos ambientais para aço estrutural reciclado e novo (BEDZED, 2002)

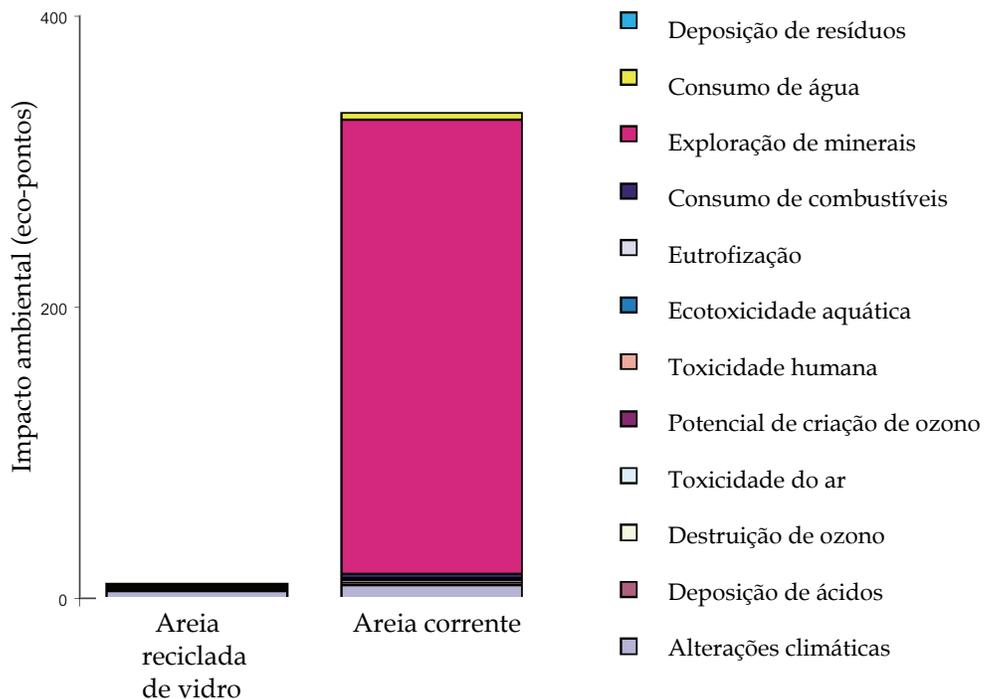


Figura 11.9: Impactos ambientais para areia reciclada e areia corrente (BEDZED, 2002)

Gomes & Rodrigues (2007) compararam a ACV de caixilharias feitas em madeira, alumínio e PVC relativamente a dois indicadores, o consumo energético e as emissões de CO<sub>2</sub>. Segundo estes autores as caixilharias de PVC são aquelas que apresentam menores consumos energéticos e menores emissões de CO<sub>2</sub>. Este resultado é indicativo do tipo de paradoxos que se podem obter, quando se fazem avaliações ambientais somente com base em dois parâmetros.

Não só é inesperado que a caixilharia de madeira não seja aquela com o melhor desempenho ambiental como é pouco credível que um material cuja produção esteja como já se viu no capítulo 2, associado à produção de dioxinas e furanos (compostos de elevada toxicidade), possa ser ambientalmente branqueado por este tipo de análises. A prova disso mesmo é apresentada na Figura 11.10, que contem os impactos ambientais das mesmas três caixilharias, efectuada com recurso à ferramenta BRE. Invest, no âmbito do projecto BEDZED.

Amôeda (2003) comparou o desempenho de ambiental de três isolamentos térmicos (papel reciclado, fibra de vidro e lã mineral) com recurso ao programa BEES, concluindo que o primeiro apresenta um desempenho ambiental muito mais favorável que os outros dois.

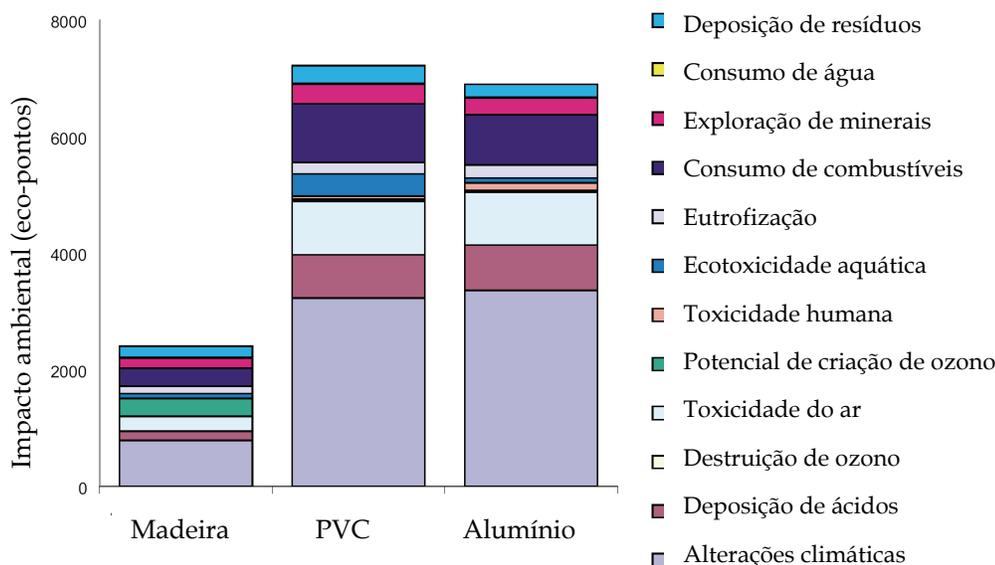


Figura 11.10: Impactos ambientais para caixilhões de janelas executados em diferentes materiais (BEDZED, 2002)

Também Desarnaulds et al. (2005) apresentam resultados relativos ao desempenho ambiental de vários isolamentos acústicos com recurso ao sistema de eco-pontos da BRE, tendo concluído que o melhor desempenho

ambiental está associado ao papel reciclado, seguido da lã de rocha e só por fim do poliestireno.

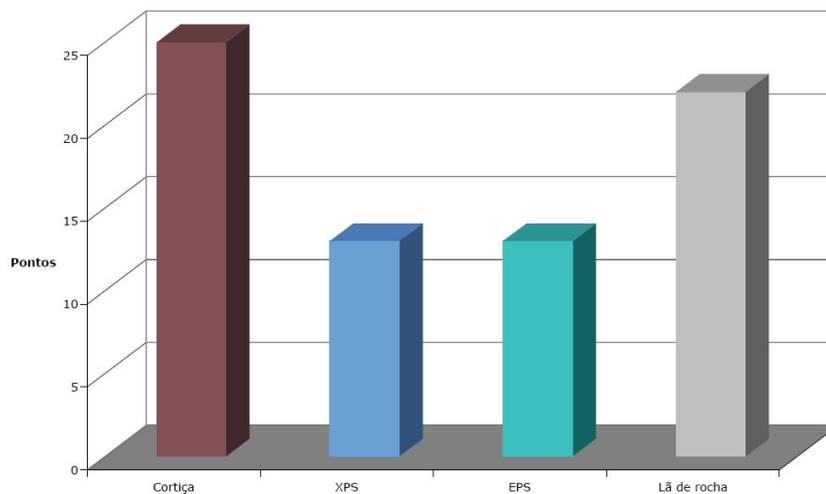
Outros autores (Lucas, 2008; Lucas *et al.*, 2008) compararam o desempenho ambiental de vários isolamentos térmicos. Tendo para o efeito elencado 10 requisitos ambientais (Tabela 11.3) associados a um sistema de pontos:

- Requisito cumprido na totalidade - 5 pontos
- Cumprimento de requisitos mínimos - 3 pontos
- Não cumprimento do requisito - 0 pontos

**Tabela 11.3:** Lista de requisitos ambientais (Lucas,2008)

Requisito
O material aumenta a eficiência energética do edifício
Redução do consumo de materiais e eliminação de materiais acessórios
Materiais recuperados
Materiais produzidos localmente
Materiais reciclados e recicláveis
Materiais com origem em recursos renováveis
Materiais com baixa emissão de poluentes
Materiais que não afectam a saúde dos utilizadores
Materiais de elevada durabilidade e de reduzida manutenção
Materiais com baixa energia incorporada

Os resultados obtidos (Figura 11.11) confirmam que o isolamento à base de aglomerado de cortiça apresenta o melhor desempenho, seguido da lã de rocha e por último dos poliestirenos. Os resultados não indiciam diferenças muito substanciais entre as várias opções o que se poderá ficar a dever ao sistema de pontos utilizado e também ao facto dos requisitos definidos não incluírem por exemplo a toxicidade do material em caso de incêndio.



**Figura 11.11:** Desempenho relativo dos isolamentos térmicos analisados (Lucas, 2008)

Pessoa (2009) comparou o desempenho ambiental de quatro soluções construtivas:

1- Parede simples de betão com 20cm de espessura, isolada pelo exterior com placa de 5cm de poliestireno.

2- Parede simples de tijolo furado com 22 cm de espessura, isolada pelo exterior com placa de 5cm de poliestireno.

3- Parede dupla de tijolo cerâmico (15+11), com caixa-de-ar de 6cm preenchida com placa de 5cm de poliestireno

4- Parede estruturada em aço enformado a frio com 15cm de espessura. Parcialmente preenchida com manta de lã de rocha de 5cm de espessura, vedada na face exterior por placa OSB e no interior com placa de gesso cartonado e isolada pelo exterior com placa de 5cm de poliestireno.

Tendo concluído que a pior solução é a terceira, que é tradicionalmente a mais usada em Portugal (Figura 11.12).

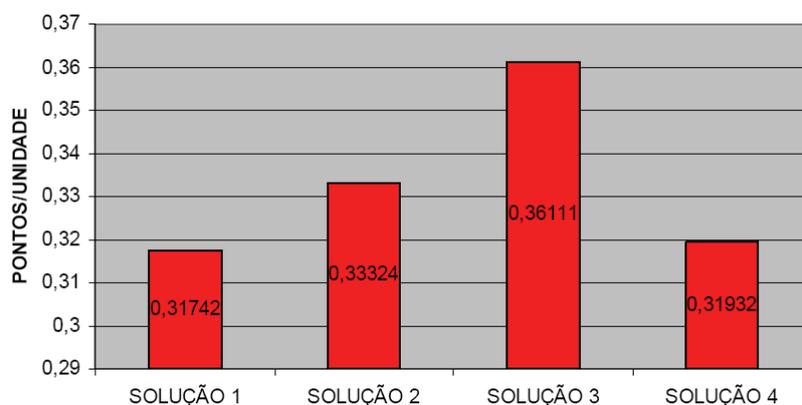


Figura 11.12: Desempenho relativo das soluções construtivas analisadas (Pessoa, 2009)

Nicoletti *et al.* (2002) referem que os mosaicos cerâmicos apresentam um impacto ambiental ao longo do seu ciclo de vida que é mais de 200% superior ao impacto ambiental dos revestimentos de mármore natural. Estes resultados são confirmados por investigações mais recentes (Traverso *et al.*, 2010).

Jonsson (2000) comparou seis formas diferentes de avaliação de sustentabilidade na escolha de três materiais para revestimento de pisos, a saber:

- uma ACV;
- um rótulo ecológico (O Cisne);
- dois eco-guias (EPM e o Guia Folksam);
- uma EPD;
- um conceito ambiental (O Passo Natural);

Os resultados obtidos revelam que enquanto a ACV considera todos os impactos ambientais de forma similar algumas formas de avaliação da sustentabilidade permitem priorizar determinados impactos, seja na fase de produção ou durante a fase de aplicação no edifício. Os resultados mostram também que somente a ACV e os eco-guias permitem estabelecer rankings dos produtos em estudo. Já relativamente à agregação de resultados, o rótulo ecológico apresenta o melhor desempenho e a EPM o pior, tornando mais difícil a compreensão do desempenho de um determinado produto.

## 11.5 Conclusões Gerais

Embora a ACV seja a forma cientificamente mais adequada para avaliar o desempenho ambiental de um determinado material, trata-se de uma metodologia muito morosa e que padece de algumas incertezas. Além disso o sucesso da ACV está dependente da existência em cada país de listagens exaustivas sobre os impactos ambientais associados ao fabrico dos diferentes materiais e também aos diferentes processos construtivos. Certo é, que actualmente a avaliação de ciclo de vida de um material de construção, não leva em conta os efectivos desastres ambientais provocados pelos resíduos associados à sua extracção, em termos de médio e longo prazo. Significando isto que a ACV do alumínio produzido pela fábrica Magyar Aluminium, a tal que em Outubro de 2010 foi responsável pela inundação de lamas na localidade de Kolontar na Hungria, deveria contabilizar este desastre ambiental. Assim como também qualquer material cuja produção ou transporte envolva a utilização de combustível extraído pela BP no golfo do México, deveria conter na sua ACV o desastre ambiental provocado naquela zona por aquela empresa. Pois só assim se poderá efectivamente imputar aos materiais de construção o seu verdadeiro impacto ambiental. Quanto aos rótulos ecológicos estes permitem uma informação mais expedita relativamente a um determinado desempenho ambiental, contudo o seu valor é função da entidade e das premissas que estiveram na base da sua atribuição. Apesar de já haver vários rótulos ecológicos há quase 30 anos, a sua utilização é ainda pouco aproveitada pelo mercado e no que respeita aos materiais e produtos de construção os rótulos ecológicos só abrangem uma parcela que quase não tem expressão, em termos da totalidade dos materiais e produtos que constituem este mercado. A ênfase no respeito pelos valores ambientais levará a que nos próximos anos cada vez mais produtores de materiais apostem nos rótulos ecológicos como forma de diferenciação. As EPD's padecem do mesmo óbice das ACV e não é expectável que o valor que trazem associado possa suplantar o dos rótulos ecológicos, pelo que não é previsível que nos próximos anos possa haver um crescimento acelerado de produtos com EPD's.

## 11.6 Referências

- ALMEIDA, M.; MACHADO, S.; HEITOR, A. (2008) *O rótulo ecológico de produtos de pavimento e construção sustentável*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCOS'08. ISBN 978-989-95978-0-8, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.647-658.
- AMOEDA, R. (2003) *Ecologia dos Materiais de Construção. Linhas de orientação para o seu ensino*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade do Minho, Guimarães.
- ANDERSON, J.; SHIERS, D. (2002) *Green guide to specification*. BRE and Environmental profiles, Oxford, UK.
- ASKHAM, N. (2006) *Excel for calculating EPD data for concrete*. In SETAC Europe 13th LCA case study symposium proceedings with focus on the building and construction sector. Stuttgart, Germany
- BALDO, G.; ROLLINO, S.; STIMMEDER, G.; FIESCHI, M. (2002) *The use of LCA to develop eco-label criteria for hard floor coverings on behalf of the European flower*. International Journal of Life Cycle Assessment Vol.7, pp. 269-275.
- BALL, J. (2002) *Can ISO 14000 and eco-labelling turn the construction industry green*. Building and Environment Vol. 37, pp.421-428.
- BEDZED (2002) *Bedington zero (fossil) energy development. Construction Materials report. Toolkit for carbon neutral developments-Part 1*. BioRegional Development Group.
- BIDOKI, S.; WITTLINGER, R.; ALAMDAR, A.; BURGER, J. (2006) *Eco-efficiency analysis of textile coating agents*. Journal of the Iranian Chemical Society Vol.3, pp. 351-359.
- BRAUNE, A.; KREIBIG, J.; SEDLBAUER, K. (2007) *The use of EPDs in building assessment-Towards the complete picture*. International Congress Sustainable Construction, Materials and Practices - Challenge of the Industry for the New Millennium: Edited by Luis Bragança, Manuel Pinheiro, Said Jalali, Ricardo Mateus, Rogério Amoêda, Manuel Correia Guedes, ISBN 978-1-58603-785-7, Portugal SB07, Lisboa
- CAPETILLO, A.; OLIVEIRA, C.; REAES PINTO, A. (2010) *A "Declaração Ambiental de produto" como factor de sustentabilidade na construção*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCOS'10. ISBN 978-989-95978-1-5, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.613-623.
- COELHO, A.; RAMOS, C. (2010) *Aplicações de análise de ciclo de vida na avaliação ambiental dos produtos: esquemas de reconhecimento existentes*. Congresso de Inovação na Construção Sustentável CINCOS'10. ISBN 978-989-95978-1-5, Centro Habitat, Cúria, Portugal, pp.11-21.
- DESARNAULDS, V.; COSTANZO, E.; CARVALHO, A.; ARLAUD, B. (2005) *Sustainability of acoustic materials and acoustic characterization of sustainable materials*. Twelfth International Congress on Sound Vibration, Lisbon, Portugal.
- ECOBILAN (1993) *The life cycle, analysis of eleven indoors decorative paints*. European Ecolabel, Project for application to paints and varnishes. Ministry of Environment, France.
- EKVALL, T.; ASSEFA, G.; BJORKLUND, A.; ERIKSSON, O.; FINNVEDEN, G. (2007) *What life-cycle assessment does and does not in assessments of waste management*. Waste Management Vol.27, pp.989-996.
- EVANGELISTA, L.; DE BRITO, J. (2007) *Environmental life cycle assessment of concrete made with fine recycled concrete aggregates*. International Congress Sustainable Construction, Materials and Practices - Challenge of the Industry for the New Millennium: Edited by Luis Bragança, Manuel Pinheiro, Said Jalali, Ricardo Mateus, Rogério Amoêda, Manuel Correia Guedes, ISBN 978-1-58603-785-7, pp. 789-794, Portugal SB07, Lisboa
- HUNT, R.; FRANKLIN, E. (1996) *LCA-How it came about. Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA*. International Journal of LCA, Vol. 1, pp. 4-7.
- GERRILLA, G.; TEKNOMO, K.; HOKAO, K. (2007) *An environmental assessment of wood and steel reinforced concrete housing construction*. Building and Environment Vol.42, pp.2778-2784.
- GOMES, J.; RODRIGUES, A. (2007) *Análise do ciclo de vida de caixilharias. Um estudo comparativo*. Congresso da Construção 3º Congresso Nacional, Coimbra, Portugal.
- JONSSON, A. (2000) *Tools and methods for environmental assessment of buildings products-methodological analysis of six selected approaches*. Building and Environment Vol.35, pp.223-228.

- KIRCHOFF, S. (2000) *Green business and blue angels: A model of voluntary overcompliance with asymmetric information*. Environmental and Resource Economics Vol.15, pp.403-420.
- LEROY, C., GILMONT, B.(2006) *Developing and EPD tool for aluminium building products: the experience of the European aluminium industry*. In SETAC Europe 13th LCA case study symposium proceedings with focus on the building and construction sector. Stuttgart, Germany
- LIPPIATT, B. (2002) *BEES® 3.0 Building for Environmental and Economic Sustainability Technical Manual and User Guide*. National Institute of Standards and Technology.
- LUCAS (2008) *CrITÉrios Ambientais na UtilizaÇão de Materiais de Construção*. Tese de Mestrado Aveiro
- LUCAS, S.; LABRINCHA, J.; FERREIRA, V.(2008) *CrITÉrios Ambientais na UtilizaÇão de Materiais de Construção – Estudo de Caso..* Congresso de InovaÇão na Construção Sustentável CINCOS´08. ISBN 978-989-95978-0-8, Centro Habitat, Cria, Portugal, pp.185-197.
- LIM, S.; PARK, J. (2009) *Environmental indicators for communication of life cycle impact assessment results and their applications*. Journal of Environmental Management Vol. 90, pp.3305-3312
- MANZINI, R.; NOCI, G.; OSTINELLI, M.; PIZZURNO, E. (2006) *Assessing environmental product declaration opportunities: A reference framework*. Business Strategy and the Environment Vol.15,pp.118-134.
- MARINKOVIC, S.; RADONJANIN, V.; MALESEV, M.; IGNJATOVIC, I. (2010) *Comparative environmental assessment of natural and recycled aggregate concrete*. Waste Management (in press)
- MARTINS, P.; BRANCO, J. (2008) *Análise do Ciclo de Vida de Edifícios com Estrutura de Beto, Aço e Madeira*. Congresso de InovaÇão na Construção Sustentável CINCOS´08. ISBN 978-989-95978-0-8, Centro Habitat, Cria, Portugal, pp.119-127.
- NICOLETTI, G.; NOTARNICOLA, B.; TASSIELLI, G. (2002) *Comparative life cycle assessment of flooring materials: ceramic versus marble tiles*. Journal of Cleaner Production Vol.10, pp.283-296.
- PESSOA, C. (2009) *RelaÇão dos consumos energéticos dos edifícios de habitaÇão com as emissões do ciclo de produÇão das soluÇões construtivas*. Tese de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade do Minho.
- SCHWARTZENTRUBER, A. (2005) *EcoConcrete: A tool to promote life cycle thinking for concrete applications*. Orgagec Symposium, pp.2-10.
- SETAC (1993) *Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Guidelines for Life-Cycle Assessment: A code of Practice*, Bruxelas, Bélgica.
- SILVA, A. (2008) *AplicaÇão de ferramentas de análise do ciclo de vida na sustentabilidade da construção: estudo de caso*. Tese de Mestrado, Universidade de Aveiro.
- WEST, K. (1995) *Eco-labels: the industrialization of environmental standards*. The Ecologist Vol.25, pp.31-47.
- TRAVERSO, M.; RIZZO, G.; FINKBEINER, M. (2010) *Environmental performance of building materials: Life cycle assessment of a typical Sicilian marble*. International Journal of Life Cycle Assessment Vol. 15, pp.104-114
- WORLD BUSINESS COUNCIL FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT-WBCSD (2000) *Measuring eco-efficiency: a guide to reporting company performance*. WBCSD, Geneva.
- XING, S.; XU, Z.; JUN, G. (2008) *Inventory analysis of LCA on steel- and concrete-construction office buildings*. Energy and Buildings Vol.40, pp.1188-1193.