

António Campar de Almeida
Adélia Nunes
Albano Figueiredo

Mudanças no uso do solo

no interior Centro e Norte de Portugal



I N V E S T I G A Ç Ã O



Coordenação editorial
Imprensa da Universidade de Coimbra
Email: imprensauc@ci.uc.pt
URL: http://www.uc.pt/imprensa_uc
Vendas online: <https://siglv.uc.pt/imprensa/>

Concepção gráfica

António Barros

Execução gráfica

Tipografia Lousanense

ISBN

978-989-8074-96-6

Depósito legal

296706/09

Obra publicada com o apoio de:

FCT Fundação para a Ciência e a Tecnologia

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR Portugal

© JULHO 2009, IMPRENSA DA UNIVERSIDADE DE COIMBRA

António Campar de Almeida
Adélia Nunes
Albano Figueiredo

Mudanças no uso do solo

no interior Centro e Norte de Portugal



• COIMBRA 2009

(Página deixada propositadamente em branco)

ÍNDICE

1. Introdução.....	7
2. Área de Estudo.....	9
3. Material e métodos	15
4. Resultados	22
4.1. Principais alterações no uso do solo e cobertura vegetal	22
4.2. Factores responsáveis pelas mudanças no uso do solo	24
4.3. Principais efeitos ambientais.....	28
4.3.1. Dinâmica da vegetação	28
- Formações arbustivas	29
- Formações arbóreas.....	31
4.3.2. Camada edáfica superficial	36
4.3.3. Resposta hidrológica	43
- Dinâmica da humidade do solo.....	43
- Escoamento superficial vs infiltração	49
4.3.4. Erosão dos solos.....	58
3. Conclusões	66
õ. Sugestões	68
Anexos.....	71
Referências bibliográficas	87

(Página deixada propositadamente em branco)

1. INTRODUÇÃO

Num momento em que são grandes as preocupações com a conservação do Ambiente, devido à progressiva degradação dos recursos edáficos e à deterioração do coberto vegetal, em que se anunciam importantes mudanças no clima, com especial incidência em determinadas áreas do globo, e em que se vislumbra uma escassez crescente de alimentos, a problemática das mudanças na ocupação do solo e, em especial, do abandono de vastas áreas agrícolas, adquire, por toda a Europa e também em Portugal, especial relevância.

De facto, o abandono do espaço agrícola, segundo as proporções que se têm vindo a registar, desde finais do século XIX, em algumas áreas de montanha, e sobretudo após a segunda metade do século XX, em praticamente toda a Europa Ocidental, pode considerar-se um fenómeno histórico relativamente recente e, particularmente, interessante pelas múltiplas causas que o desencadeiam, pelas proporções que atinge em determinadas regiões e pelas consequências ambientais que fomenta.

Durante séculos, a gestão que o Homem fazia do território resultava da necessidade de alimentar a população e os animais domésticos com recursos próprios, inserida num sistema de auto-abastecimento, em que os intercâmbios (inputs/outputs) eram reduzidos. Todo o território era parte integrante do sistema, sendo sujeito a diferentes intensidades de exploração, na dependência do conhecimento empírico das potencialidades produtivas de cada sector. Sustentava-se numa organização social complexa e hierarquizada, com recurso a grande quantidade de mão-de-obra, a par de um elevado grau de adaptação às condições ambientais locais, de forma a extrair o máximo de energia do território.

Este sistema sócio-económico viria, todavia, a desmoronar-se com a incorporação do meio rural num mercado competitivo, dirigido e controlado pelas áreas urbanas. O seu colapso terá tido início, na Europa mediterrânea, quando se promoveu uma intensificação da agricultura nas terras com maiores potencialidades produtivas, ao mesmo tempo que se assistia a uma extensificação das formas de produção ou abandono dos espaços com handicaps naturais, económicos e estruturais. O abandono surge, assim, como o resultado final de um processo de marginalização do espaço agrário, motivado pela combinação de múltiplos factores, em que as explorações cessam de ter viabilidade estrutural, social e económica.

Em Portugal, o processo de marginalização desencadeou-se e acentuou-se num período de tempo relativamente curto, tendo sido estimulado após a segunda Guerra

Mundial, pela incapacidade de transição de uma agricultura de subsistência para uma de mercado. O predomínio, quase exclusivo, de sistemas produtivos extensivos e de explorações de pequena dimensão tornaram-na especialmente vulnerável ao abandono. Aos constrangimentos naturais (altitude, declive, solos pobres, irregularidade do clima) associaram-se as debilidades estruturais ditando, desde meados do século XX, um enorme êxodo do espaço rural e um acentuado abandono, ou até mesmo o desaparecimento das actividades agro-silvo-pastoris tradicionais, até então essenciais no auto-abastecimento e subsistência das populações rurais.

Mais recentemente, com a integração de Portugal na União Europeia e já confrontada com um excesso de produção agrícola, a Política Agrícola Comum passou a nortear-se por uma nova estratégia, assente na promoção de um sector agrícola sustentável, também em termos ambientais, que contribuisse para a preservação dos recursos, do património natural e para a manutenção do atractivo visual da paisagem rural. Nestas circunstâncias, a organização do espaço agrário passou a depender, quase em exclusivo, da Política Comum, cujas medidas têm assentado globalmente na extensificação da produção, na reflorestação dos campos de cultivo e na reforma antecipada dos agricultores. Medidas que, no cômputo geral, reforçam o processo de abandono de terras e extensificação das práticas agrícolas.

A percepção dos efeitos ambientais, decorrentes do abandono e da extensificação das práticas agrícolas em vastas áreas agrícolas da Europa, tem motivado o interesse da comunidade científica, manifestando-se na realização de vários seminários e reuniões e na existência de uma ampla e diversificada bibliografia sobre o tema. Na literatura são inúmeros os trabalhos realizados em Espanha e noutros países da bacia mediterrânea, os quais abordam a problemática dos campos abandonados, sob diferentes perspectivas, que englobam as suas consequências na biodiversidade, paisagem e solos.

Estudos realizados identificaram, de um modo geral, impactos negativos na biodiversidade em praticamente todas as regiões marcadas pelo abandono, embora possam ocorrer efeitos ambientais positivos, sobretudo se houver um controlo dos factores negativos, como os incêndios e a erosão, inibidores de uma evolução progressiva da vegetação.

Sobre a paisagem, os efeitos do abandono das práticas agrícolas têm sido avaliados em termos de aumento/diminuição da homogeneidade/heterogeneidade, a várias escalas espaciais, podendo assumir ambas as direcções, dependendo do contexto em que ocorrem as mudanças. Nas paisagens mediterrâneas, associadas à tradicional exploração agro-silvo-pastoril, de grande diversidade, tende a ocorrer um processo de simplificação após o abandono, face ao desaparecimento de determinados usos do solo. Os corredores tornam-se mais largos e, à pequena escala, a heterogeneidade decresce, passando a dominar formações arbustivas monoespecíficas, as quais manifestamente têm agravado o risco de incêndio.

No que respeita aos impactes do abandono sobre os solos, talvez os que mais discussões originaram, a sua análise incidiu sobretudo na respectiva resposta pedológica e hidrogeomorfológica. Quando os campos são abandonados, os processos de degradação ou reabilitação dos solos são de extrema complexidade, devido à multiplicidade de factores que interferem na edafogénese: sucessão vegetal, características e condições do solo logo após o abandono, tipo de actividade desenvolvida anteriormente e após a cessação das actividades agrícolas e, sobretudo, devido às condições climáticas da área.

Consequentemente, os estudos realizados até ao presente põem em evidência respostas muito diversificadas e, por vezes, até com sentido inverso.

O texto aqui apresentado decorre do trabalho desenvolvido no âmbito de um projecto de investigação, o qual obedecia a um conjunto de objectivos estabelecidos previamente. Estes consistiam na compreensão das transformações tempororo-espaciais no uso do solo e/ou cobertura vegetal, através da análise de diferentes agentes de mudança, como as características biogeofísicas, as dinâmicas sócio-económicas e as dimensões político-institucionais actuantes no espaço objecto de estudo; assim como, e mais importante, a detecção dos principais efeitos que essas alterações do uso do solo e da cobertura vegetal podem ter sobre o ambiente, em especial sobre os recursos hídricos e a degradação do solo. Torna-se evidente que a compreensão destas alterações e destes efeitos é um instrumento importante de apoio às tomadas de decisão com vista a um ordenamento equilibrado do território em causa.

O tempo decorrido entre o início do processo de abandono de terrenos dedicados à agricultura, a sua acentuação, em alguns casos generalização, e a actualidade, é suficientemente longo para permitir um estudo das suas consequências a médio prazo. Para além disso, já são evidentes manifestações na paisagem ao nível da alteração do coberto vegetal e, portanto, da sua fisionomia. Essas alterações, para além dos aspectos visuais, também têm reflexos invisíveis ou apenas visíveis à escala local ou à microescala. São as modificações registadas pelos solos. Se as causas são deveras conhecidas e analisadas, pela sua associação à emigração das populações rurais para o estrangeiro ou para os centros urbanos mais importantes do litoral, as consequências carecem ainda de análise e reflexão. E essa uma das finalidades deste projecto, com o qual se pretende dar um contributo para um melhor conhecimento do que sobrevém ao abandono dos solos de práticas que são, para todos os efeitos, perturbações em termos de evolução ditada pela Natureza. Fizemos recair a abordagem sobre uma das realidades mais gritantes do nosso país, sob aquela perspectiva, e que é o seu interior Centro e Norte.

2. Área de Estudo

O estudo incidiu sobre uma área genericamente denominada de Interior Centro e Norte de Portugal e que corresponde grosso modo às sub-regiões Alto Trás-os-Montes, Douro, Beira Interior Norte, Serra da Estrela, Cova da Beira e Beira Interior Sul (Fig. 1).

A área, apesar de muito vasta, justificava-se por uma certa semelhança de comportamento em termos das alterações no uso do solo verificadas nas últimas décadas. Porém, foram escolhidas áreas-amostra para a análise de escala intermédia das variações do uso do solo e que corresponderam às dimensões de folhas da Carta Militar de Portugal, na escala de 1/25 000, ou seja, 10x16 km cada. Escolheram-se as folhas números 25, 47, 90, 152, 215, 216, 235, 281 e 293, espalhadas pelas principais unidades morfológicas e tendo em conta, também, a sua disponibilidade.

Para as análises de pormenor e que coincidiram com as conducentes à elaboração de teses para fins académicos, foram estudadas as áreas da Depressão de Chaves (Mestrado) e de parte do município do Sabugal (Doutoramento). A opção por estas áreas, como exemplificativas das alterações de pormenor, está de acordo com a sua inserção em duas das morfologias mais típicas do Maciço Antigo português: as superfícies de aplanamento e as depressões de origem tectónica.

Toda a área de estudo faz parte do Maciço Antigo Ibérico ou Maciço Hespérico, caracterizado, no essencial, por apresentar um substrato lítico antemesozóico, constituído por rochas metassedimentares ou granitóides, aqui e além cobertas por rochas detríticas mais recentes, em regra cenozoicas. Embora alternando no espaço, os afloramentos xistentos dominam em Trás-os-Montes, no Douro e em parte da Beira Interior Sul; os afloramentos graníticos dominam nas restantes sub-regiões da área. Os depósitos de cobertura mais recentes acham-se, no fundamental, confinados a áreas abatidas tectonicamente (Anexo 1, Fig. 1).

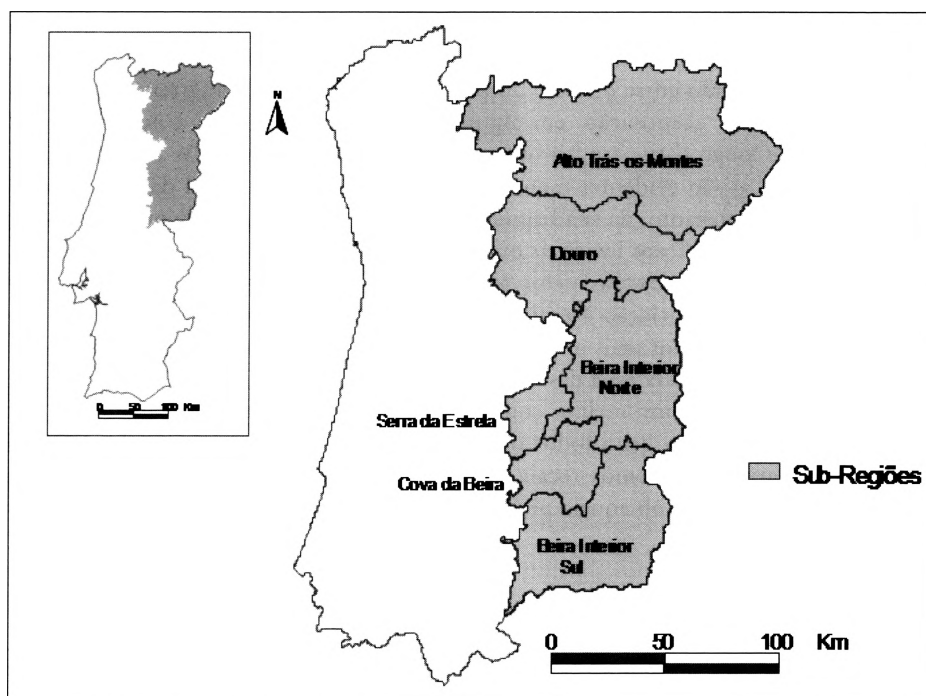


Fig. 1 – Localização da área de estudo

Morfologicamente, boa parte da área de estudo está ocupada por superfícies de aplanamento, de origem cenozoica provável (A. FERREIRA, 2005), que se situam a diferentes níveis altimétricos, estando algumas delas inclinadas (Fig. 2). A superfície da Meseta que constitui a parte oriental da Beira Alta e de Trás-os-Montes, imprime o seu cunho de planura à paisagem, em especial onde se acha bem preservada, como acontece a leste do rio Côa e do rio Sabor. Termina a ocidente com a falha desligante Bragança-Manteigas. Para ocidente, encontram-se vários níveis de aplanamento, escalonados, como resultado de uma maior actuação da tectónica. As suas extensões são bem menores do que na Meseta. A superfície mais alta eleva-se a mais de 900 m de altitude. Também são limitadas a oeste por outro grande desligamento, agora o de Verin-Penacova.

Ao longo dos alinhamentos tectónicos referidos, para além de vertentes escarpadas, desenvolveram-se depressões que mantêm depósitos correlativos do aplanamento ou posteriores e que são formas de grande importância paisagística, assim como económica. A primeira, estão associadas as depressões de Bragança, Macedo de Cavaleiros, Vilaça e Longroiva; à segunda as de Chaves, Vidago e Vila Real, entre outras.

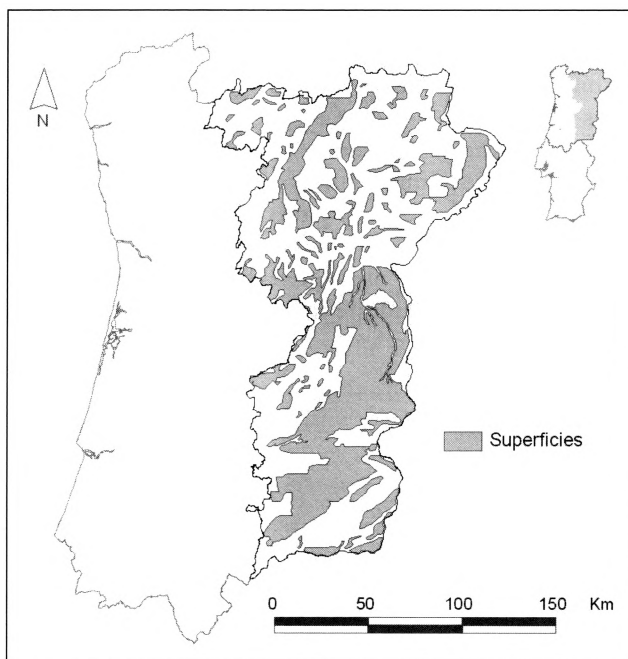


Fig. 2 – Superfícies de aplanamento

Fonte: Adaptado de Denise Brum Ferreira, *Carte Geomorphologique du Portugal*, 1981

Na Beira Baixa, mantém-se relativamente bem conservada outra superfície de aplanamento, a de Castelo Branco, por volta dos 400 m de altitude e que parece ter um equivalente lateral na Cova da Beira, assim como no Fosso do Zêzere (RIBEIRO, 1949).

Todas as superfícies exibem relevos salientes, residuais, à custa do afloramento de rochas mais resistentes à erosão, em regra quartzitos (p/ ex. a serra da Marofa e a serra de Penha Garcia), ou nos granitos os inselberge, como o de Monsanto e o de Belmonte.

As superfícies foram talhadas em vales mais ou menos profundos pelos rios que nelas correm, sendo de destacar o vale do rio Douro e seus afluentes que criaram vales bastante apertados, cujo forte encaixe se acentuou depois da captura da bacia de Castela a Velha.

Acima das superfícies, a tectónica mais recente fez elevar a Cordilheira Central, de que se destacam a Serra da Estrela e a serra da Gardunha, ladeadas por depressões que podem ter ou não depósitos (de Celorico, de Seia, de Sarzedas), mas também elevou serras associadas aos desligamentos referidos (serras da Nogueira, de Bornes, da Padrela).

A morfologia do território, a localização zonal e o afastamento do oceano conferem características climáticas próprias à área de estudo no contexto do país. Praticamente toda ela se situa para o interior das barreiras montanhosas que intersectam as massas de ar húmidas vindas do oceano e lhes expurgam a maior parte da água; daí ser incluída no domínio de influência continental, seguindo a classificação de S. Daveau de 1985 (D. FERREIRA, 2005). Exceptuam-se algumas áreas montanhosas ou planálticas mais ocidentais que abrangem parte das serras do Barroso, Cabreira e Marão e as serras da Nave, da Estrela e da Gardunha, já incluídas no domínio atlântico de NW. Enquanto neste domínio há um balanço excedentário P/ETP, no continental esse balanço apresenta défice, ora ligeiro, a norte de Penamacor, ora acentuado, a sul.

Em relação aos contrastes térmicos das estações de Inverno e de Verão e ainda segundo aquela autora, é nesta área onde se registam os valores mais baixos da temperatura (Fig. 3), com Invernos considerados muito frios ou frios nas serras e planaltos e frescos no vale do Douro e depressões confinantes e nas superfícies da Beira Baixa. Já os Verões são classificados como muito quentes no vale do Douro e depressões adjacentes e no vale do Tejo; quentes nas superfícies mais baixas e restantes depressões; moderados nos planaltos mais elevados e frescos nas serras. Ou seja, a topografia é determinante na variação térmica ao longo do ano.

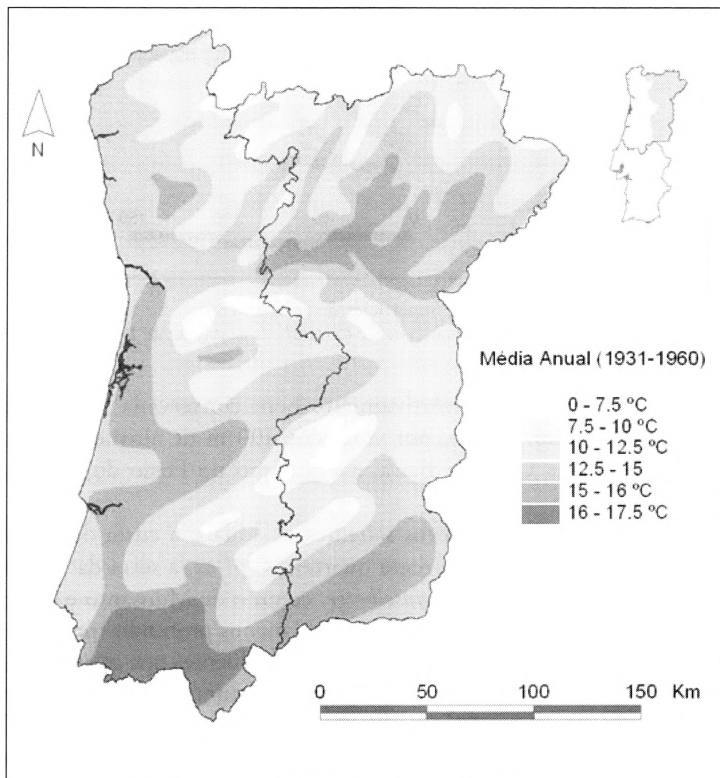


Fig. 3 – Temperatura média anual

Fonte: Informação vectorial do Atlas do Ambiente Digital – Instituto do Ambiente, 2008

O mesmo se passa quanto à distribuição anual da precipitação, já que as áreas mais interiores planálticas recebem, em média, valores inferiores a 1000 mm, que podem descer mesmo a cerca de 400 mm, em especial nos vales do Douro e afluentes e nas depressões. Na Beira Baixa também pouco excede os 600 mm. Pelo contrário, as áreas montanhosas são bastante mais húmidas, podendo as mais elevadas (Larouco, Marão, Estrela e outras) receber precipitações superiores a 2000 mm (Fig. 4).

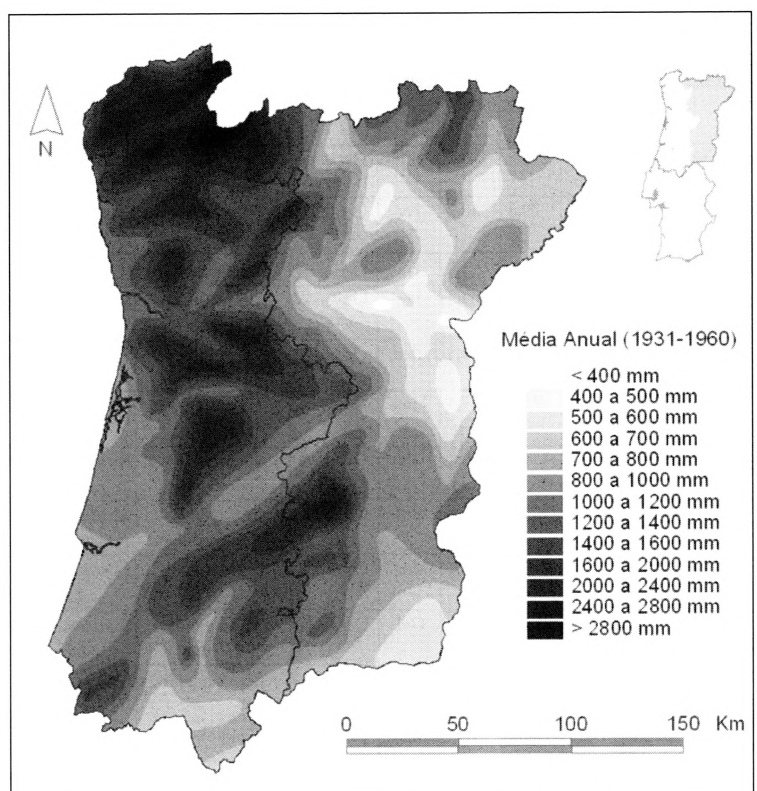


Fig. 4 – Precipitação média anual

Fonte: Informação vectorial do Atlas do Ambiente Digital – Instituto do Ambiente, 2008

Bioclimaticamente (Quadro 1), pode considerar-se a maior parte da área afectada ainda significativamente pelos efeitos marinhos, apesar de se situar no interior do nosso território. Os valores apresentados pelos postos meteorológicos analisados definem-se dentro do índice de continentalidade oceânico, com excepção do de Mirandela, representante das depressões interiores que, pelas acumulações dos ares frios invernais e pelos fortes aquecimentos estivais, entra na classe dos semicontinentais.

A altitude e, secundariamente, a latitude parecem ser fundamentais para diferenciar as áreas mais húmidas das mais secas. As depressões e fundos dos principais vales mostram-se secos ou subhúmidos e com elevado grau de aridez (secura estival); por regra, situam-se no andar mesomediterrâneo. As altitudes intermédias, do andar

supramediterrâneo, já apresentam maior humidade, com superávit significativo e grau de aridez estival moderado a fraco. As maiores altitudes, nas áreas montanhosas, correspondentes ao andar oromediterrâneo (ou mesmo ao macrobioclima temperado), são hiperhúmidas, com fraco índice de aridez e com elevados superávites hídricos. Correspondem-lhes diferentes cobertos vegetais naturais e, também, diferentes usos do solo como será mostrado adiante.

Quadro 1 – Parâmetros e Índices bioclimáticos

	T	R	ETP	D	S	Ia*	Ic	Io	It/Itc	Rjs
Castelo Branco	15,6	821,4	815,7	333,2	338,9	Grd	Oceânico	Sub-húmido inferior	Mesomediterrâneo inferior	78,6
Fundão	13,9	994,7	749,3	274,8	520,2	Grd	Oceânico	Sub-húmido superior	Mesomediterrâneo superior	94,8
Lagoa Comprida	7,3	1825,8	550,4	70,8	1346,2	Frc	Oceânico	Hiperhúmido superior	Oromediterrâneo	220,1
Penhas Saúde	7,4	2965,0	551,8	41,1	2454,3	Frc	Oceânico	Ultrahiperhúmido	Oromediterrâneo	289,0
Penhas Douradas	8,8	1799,2	592,1	95,9	1303,0	Frc	Oceânico	Hiperhúmido inferior	Supramediterrâneo superior	190,8
Guarda	10,4	935,5	639,8	194,8	490,5	Mod	Oceânico	Húmido inferior	Supramediterrâneo inferior	105,4
Bigorne	9,9	1575,3	624,2	128,2	1079,3	Mod	Oceânico	Hiperhúmido inferior	Supramediterrâneo inferior	159,8
Fig. Cast. Rodrigo	13,0	590,7	700,7	259,2	149,2	Grd	Oceânico	Sub-húmido inferior	Mesomediterrâneo superior	100,0
Régua	15,3	940,0	796,1	305,1	449,0	Grd	Oceânico	Sub-húmido superior	Mesomediterrâneo inferior	92,2
Vila Real	13,4	1128,1	728,3	219,3	619,2	Mod	Oceânico	Húmido inferior	Mesomediterrâneo superior	127,3
Miranda Douro	12,0	554,7	691,8	271,1	134,1	Grd	Oceânico	Sub-húmido inferior	Supramediterrâneo inferior	95,2
Mirandela	14,2	520,1	770,5	353,2	103,8	Grd	Semicon-tinental	Seco superior	Mesomediterrâneo superior	85,3
Pedras Salgadas	12,5	1041,8	699,9	200,7	542,5	Mod	Oceânico	Húmido inferior	Mesomediterrâneo superior	122,9
Chaves	12,5	715,2	703,3	227,4	239,3	Mod	Oceânico	Sub-húmido inferior	Mesomediterrâneo superior	117,4
Bragança	11,9	741,1	690,2	246,9	297,8	Grd	Oceânico	Sub-húmido superior	Supramediterrâneo inferior	104,3
Montalegre	9,6	1531,1	615,6	116,2	1031,7	Mod	Oceânico	Hiperhúmido inferior	Supramediterrâneo inferior	168,0

Indicadores Bioclimáticos: T – Temperatura média anual; R – Precipitação média anual; ETP – Evapotranspiração anual; D – Déficit hídrico anual; S – Excesso hídrico anual; Índices do Sistema Bioclimático de Rivas-Martínez: Ia* – Índice de Aridez de Rivas-Martínez = Deficiência de água no Verão (grd – grande, mod – moderada, frc – fraca); Ic – Índice de Continentalidade de Rivas-Martínez; Io – Índice Ombrotérmico de Rivas-Martínez; It/Itc – Índice de Termicidade/Termicidade Compensado (RIVAS-MARTINEZ *et al.*, 2002); Rjs – Precipitação média de Junho a Setembro.

Formulário (Anexo I).

No que respeita aos solos, no geral, manifestam uma estreita relação com a litologia, desde que a altitude não seja elevada. A agricultura, quando em áreas menos apropriadas, tem tido um efeito secundário degradativo, com repercussões ao nível do tipo de solo gerado.

Os solos mais frequentes são os cambissolos — solos evoluídos, embora à custa da alteração in situ da própria rocha-mãe. Em regra, cobrem os granitos das superfícies de Trás-os-Montes e da Beira; mas também se desenvolvem sobre xistos, quando estes formam superfícies um pouco mais elevadas, como é o caso do norte de Trás-os-Montes e da serra da Malcata, assim como sobre os quartzitos. Para norte são mais húmicos - mais ricos em húmus -, para sul são mais dístricos - mais pobres e ácidos.

Onde o declive tem alguma importância ou onde a agricultura ocupou áreas de menor capacidade de uso, os solos dominantes são os Leptossolos (solos delgados), em especial sobre os xistos, como acontece no vale do Douro, Trás-os-Montes central e oriental e Beira Baixa.

Sobre rochas mais ricas em ferro (Maciço de Morais, Torres de Moncorvo e parte da plataforma da Idanha) evoluíram Luvisolos - solos evoluídos com horizonte B argílico, resultante da lavagem e deposição de argilas - rodocrómicos, portanto de tonalidades avermelhadas.

As áreas mais elevadas, montanhosas, apresentam Rankers — solos pouco evoluídos, de cor escura, pela decomposição orgânica lenta -, por norma pseudo-alpinos. Pelo contrário, nas depressões tectónicas (veigas de Chaves, Vilarica, Longroiva, ...) e nos fundos dos vales, onde se incluem os terraços fluviais, desenvolvem-se Fluvisolos - solos de aluvião -, dístricos ou êutricos - mais ricos em nutrientes os solos mais ricos.

3. Materiais e métodos

Análise da dinâmica populacional: Para a análise da composição e evolução da população, foram usados dados estatísticos do INE (Censos Populacionais de 1950, 1960, 1970, 1981, 1991 e 2001, assim como os Recenseamentos Gerais da Agricultura de 1979, 1989 e 1999).

Análise da dinâmica de ocupação do solo: A análise da dinâmica de ocupação do solo teve por base três fontes estatístico-cartográficas principais: Recenseamentos Agrícolas, do Instituto Nacional de Estatística (INE), publicados a partir de 1979, com uma regularidade de 10 anos; Carta Agrícola e Florestal de Portugal, dos Serviços de Reconhecimento e Ordenamento Agrário (SROA), à escala 1:25000, com datas compreendidas entre 1968 e 1969; Cartas CORINE Land Cover, do Instituto do Ambiente, à escala 1:100000, para duas datas diferentes: 1990 e 2000.

A utilização simultânea das diversas fontes documentais, com diferentes classes de inventariação, torna necessária a sua aglutinação em classes susceptíveis de demonstrar, de forma eficaz e imediata, os grandes usos conferidos ao território e as alterações que lhe foram introduzidas. Para o efeito, procedeu-se à sua agregação em diferentes classes de ocupação/cobertura do solo, com objectivo de facilitar a sua representação

cartográfica e conseqüente leitura. As classes que se propõem, em função das características da região em análise, são as seguintes:

- ÁREA AGRÍCOLA:

- Culturas anuais de sequeiro (culturas arvenses de sequeiro)
- Culturas anuais de regadio
- Vinha
- Pomares
- Olival
- Outros sistemas culturais (espaços agrícolas heterogêneos; explorações agro-florestais)
- Pastagens

- ÁREA FLORESTAL (Florestas de folhosas; fl. resinosas; fl. mistas)

- ÁREA INCULTA (agrega os denominados meios semi-naturais, constituídos por vegetação arbustiva e herbácea, zonas descobertas e com pouca vegetação e as áreas ardidas)

- ÁREA SOCIAL.

Na análise das alterações ocorridas no uso do solo é aplicado o método de cruzamento de matrizes de R. G. Pontius Jr. utilizado no mais recente estudo sobre o abandono em Portugal, de Pinto-Correia et al. (2006). O método consiste no cruzamento de matrizes com duas datas, através do qual se chega ao total das mudanças ocorridas nas várias classes, de acordo com dois pares de componentes (idem, 2006). O resultado é uma tabela em hectares, facilmente convertida por exemplo em percentagens, onde são registadas as alterações observadas, tais como os ganhos, as perdas ou as mudanças de uso. A representação espacial destas variações foi feita através do programa ArcView 3.1 da ESRI, ferramenta de Sistemas de Informação Geográfica.

Sucessão da vegetação: A análise do coberto vegetal seguiu diferenciados métodos consoante o objectivo em causa: (1) caso em que se pretendia caracterizar as parcelas objecto de estudo pormenorizado dos solos, em especial na área-amostra do Sabugal; (2) caso de se pretender perceber a composição de unidades de vegetação em vários estádios de evolução, o que aconteceu nas outras áreas.

No primeiro caso, para cada uma das parcelas monitorizadas, procedeu-se à quantificação da cobertura do solo por vegetação arbustiva e herbácea, manta morta, líquenes e musgos e solo descoberto ou nu. O grau de coberto vegetal, isto é a percentagem de solo com cobertura vegetal, foi estimada visualmente, em quadrículas com uma área de aproximadamente 4 m², em duas épocas do ano contrastadas: uma representativa do máximo de cobertura, cuja realização se efectuou em finais da Primavera, e outra exemplificativa do período em que se assinala um mínimo em termos de vegetação, com coincidência em finais do Verão. Antes da realização de cada uma das simulações, também se procedeu à quantificação do tapete vegetal, numa área de aproximadamente 1 m², enquanto na superfície abrangida pelas parcelas de erosão, se efectuou sazonalmente, no final de cada uma das estações do ano (2005 e 2006).

No segundo caso, procedeu-se a inventários fitossociológicos segundo a perspectiva da escola paisagista e sigmatista de Zurique-Montpellier (BRAUN-BLANQUET, 1979; RIVAS-MARTINEZ, 1976; GÉHU & RIVAS-MARTINEZ, 1981). A nomenclatura taxonómica seguida foi a de CASTROVIEJO et al. (1986-2000), FRANCO & ROCHA AFONSO (1998), COUTINHO (1939). A nomenclatura biogeográfica seguiu a proposta de Costa et al. (1998).

A análise das comunidades vegetais foi direccionada às formações arbóreas dominadas por quercíneas autóctones, de forma a analisar as suas condições actuais ao nível do seu estado de perturbação e diversidade florística; ao passo que nas comunidades arbustivas se centrou a análise nas que, evidenciando maior representatividade, estão associadas ao abandono agrícola. Dada a dimensão da área em análise, o processo de inventariação foi orientado pela selecção de áreas-amostra (Fig. 3), que suportou uma análise menos intensiva e direccionada aos aspectos relacionados estritamente com o abandono agrícola directo. No que respeita às formações arbóreas, a análise efectuada direccionou-se aos povoamentos dominados por *Quercus pyrenaica* Willd., correspondendo essencialmente aos sectores supramediterrâneos, e comunidades arbóreas mesomediterrâneas dominadas por *Quercus suber* L. Efectuou-se, ainda, uma análise detalhada das condições da vegetação na depressão de Chaves, no sentido de elaborar uma proposta metodológica que suportasse a definição das condições potenciais da vegetação em contextos de elevada perturbação por actividades antrópicas (Rodrigues, 2005).

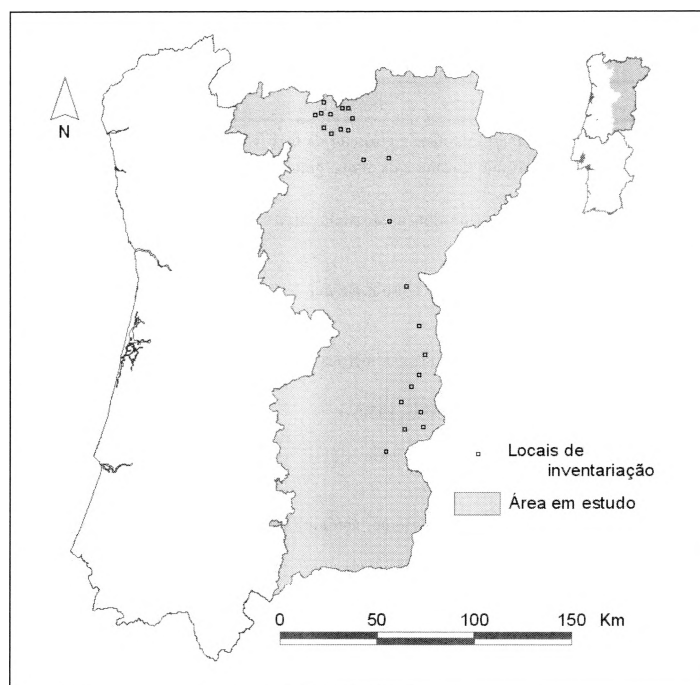


Fig. 5 – Localização dos inventários florísticos.

Variáveis meteorológicas: A escassez de postos de observação meteorológica na área em estudo obrigou ao recurso a vários equipamentos de monitorização dos principais elementos do clima. Para medir a quantidade e a intensidade de cada episódio pluviométrico, na proximidade do campo que concentrava o maior número de parcelas de erosão, instalou-se um pluviómetro com uma resolução de 0,2 mm, conectado a um datalogger automático que regista os dados sempre que cada basculamento é efectuado. Como as parcelas se encontravam distanciadas entre si, foram instalados em cada núcleo pluviómetros totalizadores, com o objectivo de avaliar as diferenças espaciais e evitar as perdas de dados em caso de avaria do pluviómetro automático. Estes pluviómetros são compostos por um tubo em PVC, enterrado no chão, uma garrafa de 1,5 l e um funil, com dimensões conhecidas. Após a recolha da precipitação (em ml) armazenada em cada uma das garrafas, procedia-se à sua extrapolação para mm.

Para a monitorização das temperaturas diárias à escala local utilizaram-se 4 sensores associados a dataloggers (Marca Tiny Tag Ultra; temperatura variável entre -30°C e 50°C), em abrigo, dois à distância de 10 cm do solo e outros dois a 150 cm da superfície. A leitura desta variável fez-se com uma regularidade bi-horária.

Análise dos solos: As recolhas das amostras de solo para determinação dos respectivos parâmetros físicos e químicos efectuaram-se através de um cilindro com dimensões conhecidas. Em cada uma das parcelas, representativas das diferentes formas de ocupação do solo, recolheram-se duas amostras à superfície (0-1 Ocm) e duas a uma maior profundidade (10-20cm). As variáveis analisadas e os métodos utilizados apresentam-se na sequência (Quadro 2).

Quadro 2 – Aparelhos e métodos de medição de parâmetros físicos e químicos do solo

Parâmetro	Método	Marca/Referência
Textura	Separação da matriz grosseira da fina: via húmida; Separação do silte e da argila: granulómetro a laser	Modelo Coulter LS230: associado a LS Variable Speed Fluid Module Plus
Porosidade total e densidade aparente	Cilindro com dimensões conhecidas	
Resistência mecânica do solo à penetração e torção	Penetrómetro de bolso e <i>torvane</i>	Marca <i>Eijkelkamp</i>
pH	Determinação potenciométrica (H ₂ O, 1:2,5)	(Black, 1965)
Matéria orgânica	Método de Tinsley (1950)	Tinsley (1950)
Macronutrientes principais (potássio e fósforo assimiláveis)	Método de Égner-Riehm	Descrito em Oliveira (2005)
Bases de troca (cálcio e magnésio)	Método de saturação por amónio (NH ₄ OAc, 1N, a pH 7,0)	(Chapman, 1965)

Hidrofobia: Na determinação da hidrofobia ou grau de repelência do solo à água, utilizou-se o Teste da Molaridade com Etanol, tendo-se seguido no essencial o proposto por DOERR et al. (1998). O Teste da Molaridade com Etanol consiste na mistura de etanol com água destilada até atingir vários “volumes”: 1, 3, 5, 8,5, 13, 24 e 36%.

Sobre a superfície do solo hipoteticamente hidrofóbico vão-se colocando, sucessivamente, gotas com concentrações crescentes de etanol até que a gota demore menos de 3 segundos a infiltrar-se. O princípio desta mistura baseia-se no facto de que o álcool etílico diminui a tensão superficial das gotas e facilita a sua infiltração. Em função da maior ou menor concentração de etanol podem estabelecer-se diferentes graus de hidrofobia.

No campo efectuaram-se medições em dois períodos do ano com teores de humidade no solo bastante contrastados. Em cada parcela foram escolhidas 3 áreas-amostra, definindo-se aleatoriamente uma superfície de 10 cm². Depois de se limpar com a mão, retirando-se os restos de matéria orgânica e pedras, com o objectivo de atingir o solo nu, aplicam-se 3 gotas com diversas concentrações de etanol até atingir as que se infiltram em menos de 3 segundos.

Humidade do solo: As variações espaço-temporais na humidade do solo foram monitorizadas com recurso a um Profile Probe associado a um HH2 Moisture Meter (Marca Delta-T Devices), o qual permite a leitura simultânea desta variável a diferentes profundidades e o cálculo do respectivo déficite hídrico (Fig. 6). Cada Profile Probe é detentor de múltiplos sensores (4 em 40 cm de espessura), cujo acesso em profundidade se faz através de um tubo com um diâmetro de 27 mm, previamente inserido no solo. Por cada uso do solo foram instalados 2 tubos, cuja localização coincidiu com as parcelas de erosão.

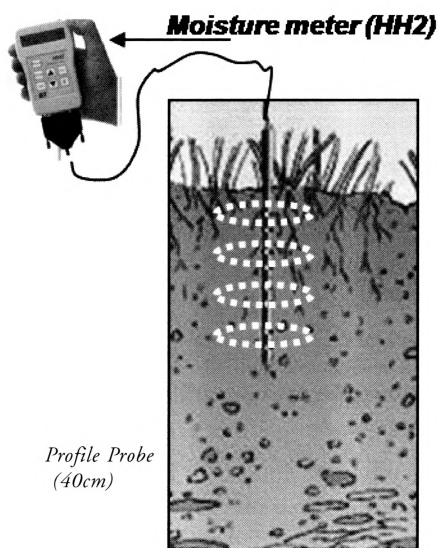


Fig. 6 – Equipamento utilizado na monitorização da humidade do solo.

Simulações de chuva: Com o objectivo de quantificar a água que flui e as perdas de solo (sedimentos em suspensão) em vertentes com diferentes usos do solo e coberturas vegetais, utilizámos duas metodologias diferentes: simulação de chuvas e parcelas de erosão fechadas.

O simulador utilizado nas experiências é do tipo pulverizador, segundo o desenho de CERDÀ et al. (1997). E composto, no essencial, por uma pequena bomba responsável

pelo fornecimento de água, uma estrutura formada por uma plataforma elevada a 2 m de altura (Fig. 7, A e B), um protector de vento para evitar alterações na direcção da queda das gotículas de chuva e um jogo de bicos, da marca internacional Hardi. A pressão aplicada oscilou entre 1,5 e 1,6 kg cm⁻², que equivale a uma intensidade variável entre 53 e 55 mm h⁻¹. A duração de cada experiência foi de 1 hora com o objectivo de assegurar a geração de um escoamento superficial estável e observar a evolução da concentração de sedimentos. Apesar de a chuva cair sobre uma área de aproximadamente 1m², as medições realizaram-se na parte central da mesma para minimizar o efeito de bordo (MEYER, 1988) através de uma microparcela, circular, com uma área de 0,24 m² e um diâmetro de 55 cm (Fig. 7, Fotos C, D e E).

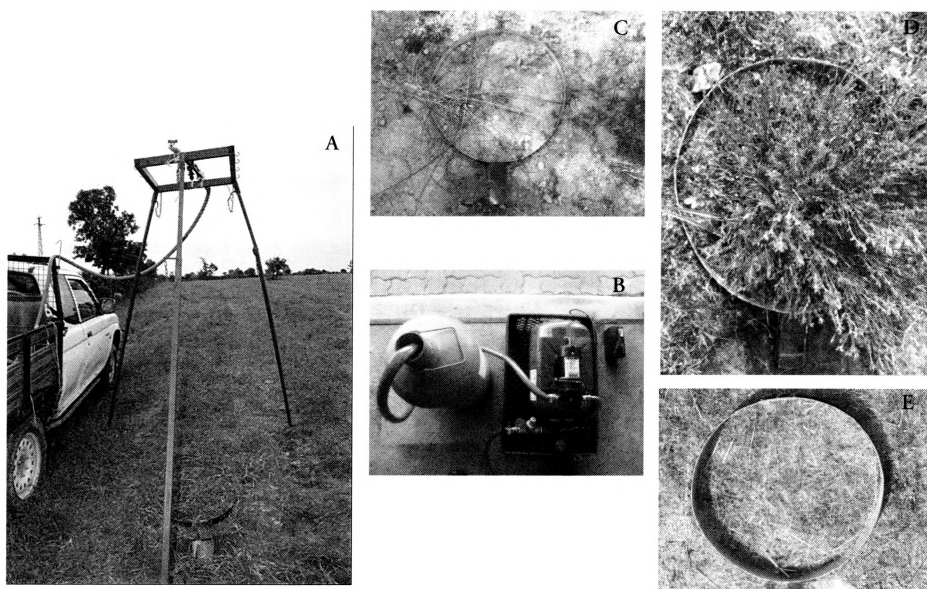


Fig. 7 – Aspecto do simulador (ainda sem a protecção) (A), da bomba responsável pela elevação da água (B) e da microparcela utilizada nas simulações de chuva (inserida em diferentes usos do solo antes das simulações: C. Alqueive; D. Mato; E. Pastagem).

Antes de se iniciar cada uma das simulações de chuva, procede-se à quantificação do declive, determinação da exposição e proporções de solo coberto por manta morta, musgos e líquenes e vegetação de maior porte (herbáceas e arbustos). Numa área não alterada nas proximidades de cada parcela, foram efectuadas uma dezena de medições com um penetrómetro de bolso e com um torvane de forma a quantificar a resistência do solo à penetração e à torção. Com o objectivo de determinar a hidrofobia ou repelência da camada superficial edáfica à água foi aplicado o Molarity of Ethanol Droplet (MED) (Teste da Molaridade com Etanol). Por último, recolheram-se amostras de solo (0-10 cm) com o objectivo de determinar a densidade, a porosidade, a textura e a humidade inicial.

No período em que decorre a simulação de chuva procede-se à medição de uma série de variáveis, a destacar:

1. Tempo inicial de escoamento (Tiesc), no qual se quantifica o tempo que decorre desde o início da chuva até ao momento em que se regista escoamento na saída da microparcela; 2. Escoamento do caudal, em intervalos de 2 minutos. 3. Tempo final de escoamento (Tfesc), indica o tempo que decorre entre o terminus da precipitação e a finalização do escoamento na saída da microparcela.

Após cada experiência, procede-se ao escavamento da parte central da parcela até à profundidade que permita delinear a frente de humidade.

Parcelas de erosão fechadas: Neste caso, trata-se de um modelo progressivamente modificado, a partir dos ensaios de GERLACH (1967), cuja instalação obedece, no essencial, à metodologia utilizada pelo Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, apesar de se terem introduzido ligeiras alterações. A sua instalação envolve vários dispositivos (Fig. 8), os quais se enumeram de seguida:

- Parcela de erosão, em sistema fechado, com uma área aproximada de 16 m² (2x8m);
- Caixa de erosão (ou caixa Gerlach), colocada na parte terminal da área de convergência;
- Recipiente de acumulação, ou seja, bidões com capacidade para armazenar 123 litros, de forma a monitorizar o total de água drenada na área delimitada pelas parcelas de erosão e os sedimentos em suspensão, com tamanho inferior a 0,5 mm.

No decurso da instalação de cada uma das parcelas de erosão houve a preocupação de minimizar os impactes no solo, de modo a reduzir o período de adaptação às alterações introduzidas. A sua instalação decorreu no Outono de 2004, verificando-se depois alterações nos usos do solo, nomeadamente no campo em cultivo, que passou em Julho de 2005, após a colheita do cereal, a pousio ou abandono recente.

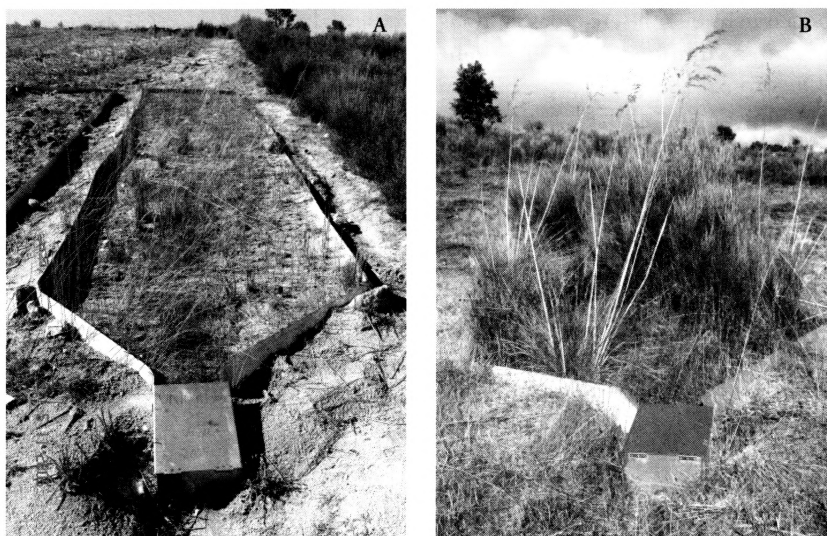


Fig. 8 – Parcelas de erosão delimitadas em pousio ou abandono recente (A) e em mato (*Cytisus multiflorus*) (B).

Análise e tratamento estatístico dos dados: A análise dos dados fez-se com o recurso a estatísticas uni e multivariadas, tendo sido utilizado o programa estatístico SPSS. Numa primeira fase foi feita uma análise estatística descritiva do conjunto de dados (máximo, média, mínimo, desvio-padrão, coeficiente de variação) e aplicadas análises da variância e coeficientes de correlação entre pares de variáveis. Dentro das análises multivariadas, foi utilizada a Regressão Linear Múltipla (“regressão passo-a-passo” ou step wise regression).

4. Resultados

4.1. Principais alterações no uso do solo e cobertura vegetal

Em meados do século passado, segundo a Carta Agrícola e Florestal de Portugal, do SROA, na escala 1/25000, a cultura preponderante na área em estudo era a de cereais de sequeiro, estendendo-se por mais de 40% do território. O respectivo peso percentual rondava os 42% em Trás-os-Montes, os 49% na Beira Interior Norte e os 32% na Beira Interior Sul. Relativamente às áreas incultas, terão atingido, neste período, um mínimo histórico em termos de ocupação territorial, ao abarcarem uma área geográfica que não ia além dos 15%. As últimas décadas registaram, no entanto, uma importante alteração desta realidade na área em causa.

Analisando as mesmas áreas-amostra usadas para os anos sessenta do séc. XX, agora com base nas Cartas CORINE Land Cover, do Instituto do Ambiente, à escala 1:100000, verificou-se, para 2000 e na área em geral, uma forte diminuição¹, para pouco mais de um terço, das culturas arvenses de sequeiro, a cultura tradicional e dominante na área (Quadro 3). Uma variação semelhante teve o olival. A vinha é que sofreu o maior retrocesso, ao passar para menos de um quarto da área dos anos sessenta². As culturas arvenses de regadio registaram um ligeiro aumento que se deverá, porventura, à entrada em funcionamento de novos sistemas de rega a partir de barragens construídas para esse fim (Barragem de Meimoa, por exemplo).

Quadro 3 – Variação das culturas entre 1960 e 2000 (ha).

	1960	2000
C. arv. Seq.	49125	18675
C. arv. Reg.	4533	4711
Vinha	3964	650
Pomares	2830	1821
Olivais	13877	5746

¹ Como as escalas das cartas tomadas para comparação são bastante diferentes, há que considerar estes valores como indicativos de uma variação aproximada.

² Claro que estes valores referentes à vinha se devem ao facto de as áreas-amostra não terem contemplado o vale do Douro, onde esta cultura se tem mantido em grande força.

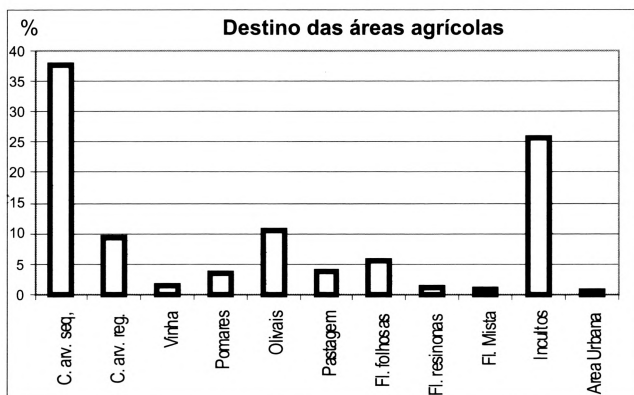


Fig. 9 – Destino das áreas com culturas de 1960 para 2000, nas áreas-amostra.

Quanto ao destino das diversas culturas, arvenses e permanentes, entre os mesmos anos, verifica-se, ainda, que a maioria se mantém sob a forma de culturas arvenses de sequeiro, mas já com pouco menos de 40% (Fig. 9). O segundo destino das áreas agrícolas foi para incultos, em cerca de 25% da sua área. Curiosamente, a ocupação florestal dos terrenos agrícolas que se poderia esperar perante a manifesta falta de mão-de-obra, apenas se registou em menos de 10% da área. Com o decorrer dos anos, no entanto, é natural que muita da área agora inculta evolua no sentido da floresta, principalmente a potencial da região, de folhosas, já que esta não necessita de trabalho humano para se instalar.

A análise pode ser feita em sentido inverso quanto aos incultos existentes, ou seja, de onde provieram e agora para três das sub-regiões interiores: Trás-os-Montes, Beira Interior Norte e Beira Interior Sul (Fig. 10). Verifica-se que a maioria vem de anteriores culturas arvenses de sequeiro, seguida da manutenção de incultos. Secundariamente provêm de olivais e de florestas de resinosaes e de folhosas (estas porventura devido a incêndios florestais). Mas o comportamento é diferente por sub-regiões: Trás-os-Montes tem mantido mais os incultos, embora as culturas de sequeiro também contribuam com importante fatia; a Beira Interior Norte é que tem registado maior abandono de culturas arvenses de sequeiro para os incultos; a Beira Interior Sul tem visto os incultos surgirem à custa dos olivais, mas também das culturas arvenses de sequeiro e das florestas de resinosaes.

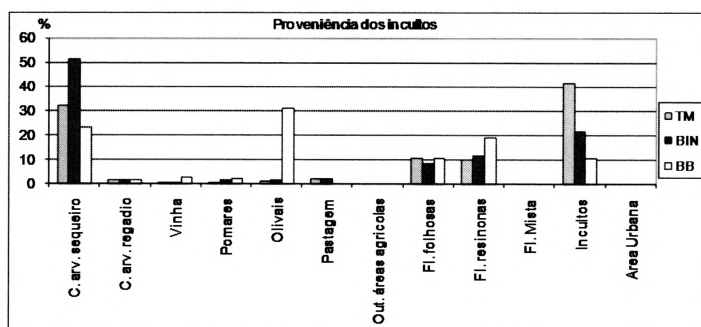


Fig. 10 – Proveniência dos incultos em Trás-os-Montes (TM), na Beira Interior Norte (BIN) e na Beira Interior Sul (BB), entre finais de 1960 e 2000.

4.2. Factores responsáveis pelas mudanças no uso do solo

As alterações verificadas nos usos do solo das regiões interiores Centro e Norte de Portugal, em consequência do abandono agrícola a que estas passaram a estar sujeitas, são, antes de mais, o resultado da dinâmica da sua ocupação populacional. É generalizada a perda de população total em todas as sub-regiões desde meados do séc. XX, tendo um grau mais acentuado entre 1960 e 1970 (Fig. 11). Não obstante, as taxas e os ritmos de diminuição da população nas sub-regiões não foram todos iguais ao longo do período analisado, o de 1960 a 2001. Assim, a Beira Interior Norte e o Alto Trás-os-Montes foram as que viram decrescer mais a sua população (38,5% e 37,1%, respectivamente). A Beira Interior Sul viu diminuir de um terço (33,9%), e as outras sub-regiões também não se afastaram muito dos 30% (entre 27,4 da Serra da Estrela e 29,4% do Douro). Em todas as sub-regiões foi a década de sessenta a mais penalizante em termos de perda de população: variaram entre 27,4% na Beira Interior Norte e os 18,8% nas mais meridionais juntas com o Douro. Esta e a Serra da Estrela tiveram uma ligeira recuperação entre 1970 e 1981, mas a tendência de descida manteve-se até 2001.

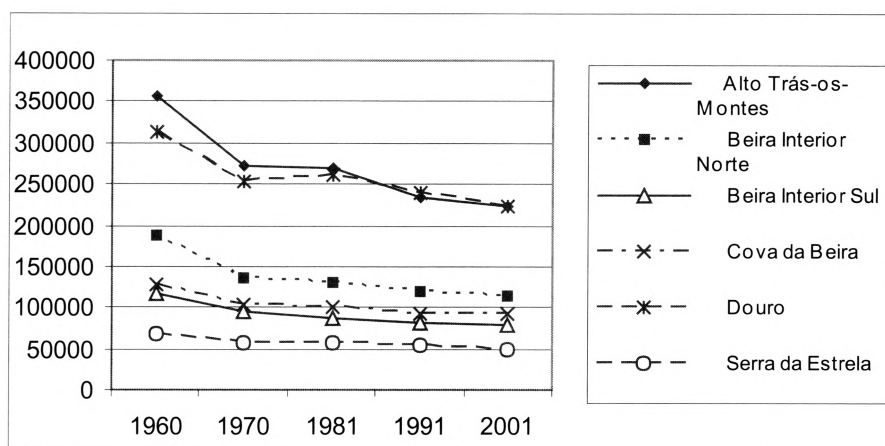


Fig. 11 – Variação da população residente nas sub-regiões do Interior Centro e Norte de Portugal, entre 1960 e 2001.

(Fonte: INE).

Para além disso, há um envelhecimento, também geral, dessa população, de modo que no censo de 2001 a classe dos idosos é superior à dos jovens, já em todas as sub-regiões (Fig. 12). Esse aumento dos idosos e a diminuição dos jovens é uma regra comum a todas elas, apenas diferem na data em que o número de idosos ultrapassa o dos jovens, ou seja, em que o índice de envelhecimento é superior a 100: na Beira Interior Sul acontece na década de 70, na Beira Interior Norte, na de 80, na Serra da Estrela e na Cova da Beira, no início de 90 e em Alto Trás-os-Montes e no Douro, por meados da década de 90.

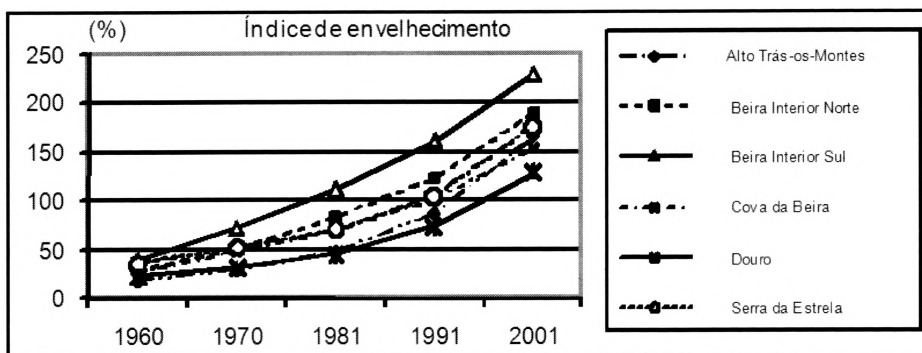


Fig. 12 – Variação do índice de envelhecimento entre 1960 e 2001, nas sub-regiões do Interior Centro e Norte de Portugal. (Fonte: INE).

Mas estendendo a análise a um maior grau de pormenor, procurou-se entender como se comportou a população dentro dos municípios. Assim, foi feita uma análise prévia dessa dinâmica populacional, comparando alguns municípios representativos das diferentes realidades da área em estudo, de modo a verificar se o comportamento demográfico foi semelhante ou divergente dentro dessa amostra. Deste modo, foram escolhidos municípios com cidades capitais de distrito, municípios tradicionalmente industriais e municípios essencialmente agrícolas.

A primeira conclusão é que as áreas rurais do interior do nosso país foram as que sofreram maior variação negativa da população nos últimos decénios, depois de terem atingido máximos pelos meados do séc. XX (Fig. 13).

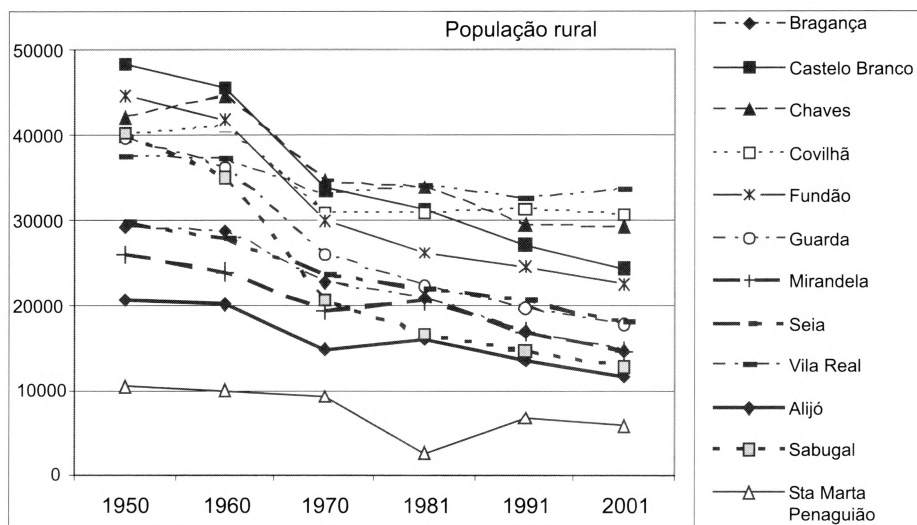


Fig. 13 – Variação da população das freguesias rurais entre 1950 e 2001, em 12 municípios do Interior Centro e Norte de Portugal. (Fonte: INE).

O comportamento demográfico dos vários municípios objectos de amostra, durante o último meio século, permite salientar alguns aspectos que são ora comuns ora divergentes, não obstante a acentuada interioridade, à escala do nosso país, que os caracteriza.

Nos aspectos comuns, salienta-se, em primeiro lugar, a diminuição generalizada, em maior ou menor grau, da sua população total, com excepção para Vila Real. Em segundo, o despovoamento das freguesias rurais, com cada vez menos agricultores, em progressivo envelhecimento e sem perspectivas de virem a ser substituídos por jovens, os quais praticamente deixaram de se dedicar a essa actividade. Em terceiro, um acentuar do peso relativo da população urbana.

Como era de esperar, essa diminuição, apesar de constante na maioria dos municípios, não é uniforme. A maior quebra verifica-se na década de sessenta, a da emigração em massa para o estrangeiro. Sabugal é o exemplo mais flagrante, já que a sua população rural se reduziu quase a metade, em apenas uma década. Casos bem diferentes são os de Covilhã e Vila Real onde a população rural se tem mantido mais ou menos estabilizada nas últimas três décadas e de Santa Marta de Penaguião que, depois de ter diminuído bastante entre 1970 e 1981, chegou mesmo a registar um aumento significativo entre 1981 e 1991.

Os aspectos diferenciadores, como por exemplo o da relação e variação da população das freguesias urbanas relativamente à das freguesias rurais, permitem agrupar os municípios por tipos.

Um dos tipos é o dos que albergam uma capital de distrito, casos de Guarda, Bragança e Castelo Branco. A concentração da população nas freguesias urbanas é máxima de tal modo que ultrapassa mesmo toda a rural (Fig. 14). Há uma tendência para a estabilização da população total a partir de 1970.

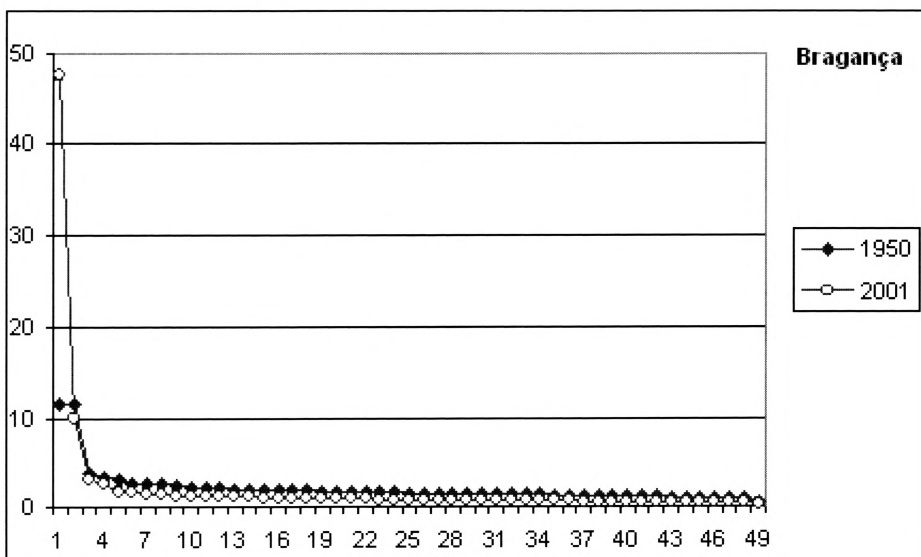


Fig. 14 – Ordenação decrescente da população, em percentagem, das freguesias de Bragança, para os anos de 1950 e 2001.
(Fonte: INE).

A outra capital de distrito, Vila Real, está num município onde, juntamente com o da Covilhã, a concentração da população é muito menos nítida podendo registar-se mesmo um acréscimo em algumas freguesias rurais. São municípios com uma dinâmica económica importante, mas não concentrada apenas na sua sede, já que a população rural tem mantido uma certa estabilização nas últimas três décadas.

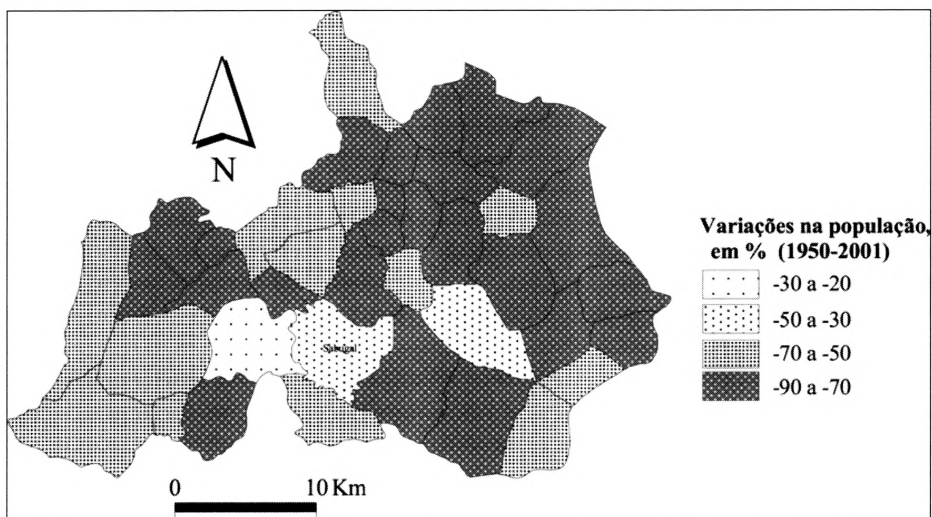


Fig. 15 – Variação da população, em percentagem, nas freguesias do Sabugal, entre 1950 e 2001.
(Fonte: INE).

Outro grupo é constituído pelos municípios com cidades de segundo plano, a esta escala, cujo comportamento é semelhante aos das capitais de distrito, mas onde a população urbana ainda não suplantou a rural e, assim, a macrocefalia não é tão vincada.

Finalmente os restantes municípios, essencialmente rurais e que poderão ser vistos como o espelho da grande maioria dos municípios da região Interior Centro e Norte do país, que continuam a perder boa parte da população, mesmo a urbana e, por via disso, a macrocefalia é pouco importante ou pouco se nota (Fig. 15). Em regra, o máximo populacional foi atingido em 1950 e o mínimo em 2001.

Quando se observam as freguesias inseridas no espaço (e.g. Sabugal, Fig. 15), é interessante verificar quão importante é o seu posicionamento, em especial em relação com a sede do município e qual o seu reflexo no grau de evolução da população no período em análise. Em alguns casos, nota-se serem outros os potenciais factores de desenvolvimento a influenciarem aquela evolução. Por regra, um maior afastamento dos centros urbanos leva a uma maior perda de população. Porém, apesar deste denominador comum, pode dizer-se que cada município é um caso particular de dinâmica populacional que, apesar de tudo, se dilui pelas semelhanças manifestadas nos grupos referidos acima.

4.3. Principais efeitos ambientais

4.3.1. Dinâmica da vegetação

As alterações verificadas no uso do solo ao longo das últimas quatro décadas acarretaram consequências importantes para as formações vegetais, tanto ao nível estrutural como florístico. O abandono das actividades primárias, com especial destaque para a agricultura, evidenciou-se como o principal factor responsável, contribuindo, directa ou indirectamente, para o domínio generalizado de formações arbustivas na paisagem.

As formações arbustivas são favorecidas inicialmente pelo abandono de parcelas agrícolas e pastagens pouco produtivas, associadas a um regime extensivo de sequeiro em sectores mais afastados dos aglomerados populacionais. Frequentemente são áreas agrícolas marginais instaladas em sectores com potencialidades florestais, cuja utilização está associada com o máximo de ocupação agrícola dos anos 50 e 60. Com a generalização do abandono agrícola, as formações arbustivas reforçam a sua representatividade na paisagem, resultado da retoma dos processos sucessionais nas parcelas abandonadas.

O abandono agrícola teve igualmente reflexos ao nível das formações arbóreas autóctones, frequentemente perturbadas pelo aproveitamento de matéria orgânica para revitalização dos solos agrícolas e fornecimento de lenha e madeira. O abandono, associado ao despovoamento rural, favoreceu uma redução ou mesmo cessação de perturbação directa destes bosques, muitas vezes limitados a áreas pouco acessíveis onde os afloramentos rochosos são significativos. Por se tratar normalmente de povoamentos exíguos e abertos, o abandono favoreceu um aumento de biomassa no seu interior, normalmente associado à instalação de arbustos altos característicos das orlas de bosque. Esta situação favoreceu um aumento do risco de incêndio, para o qual contribuiu não só a continuidade vertical entre o sub-bosque a o estrato arbóreo mas também a continuidade horizontal entre estas formações arbóreas e as formações arbustivas altas que entretanto se instalaram em parcelas contíguas abandonadas pela actividade agrícola.

Neste contexto, a redução ou cessação de determinados tipos de perturbação, nomeadamente os associados à prática agrícola, não garantiu a recuperação dos bosques autóctones. Na verdade, o abandono reforçou directa e indirectamente a representatividade das formações arbustivas e a perturbação profunda das formações arbóreas, tendo em conta as condições favoráveis à rápida propagação do fogo que, pela sua recorrência, apenas favorece a recuperação das formações arbustivas, nomeadamente as que estão mais adaptadas a este tipo de perturbação.

A recorrência frequente dos incêndios mantém uma sucessão truncada, não permitindo a definição de formações vegetais mais complexas, correspondentes a estádios de sucessão mais próximos ao clímax ou vegetação potencial. Assim, o aumento e manutenção de elevada representatividade das formações arbustivas, inicialmente favorecidas pelo cessar de perturbação antrópica directa, estão actualmente assegurados pela recorrência dos incêndios, em paralelo com a contribuição dada pelo abandono das actividades agrícolas.

4.3.1.1. Formações arbustivas

O domínio absoluto de formações arbustivas na paisagem traduz um elevado grau de perturbação das comunidades vegetais, assegurado pelo desenvolvimento de actividades humanas associadas ao sector primário e posterior abandono. Além do abandono agrícola das parcelas, também o corte de mato, o pastoreio e os incêndios favorecem o distanciamento, estrutural e florístico, entre as condições actuais e potenciais da vegetação.

Um dos factores que mais tem contribuído para um aumento da representatividade das formações arbustivas é o abandono agrícola, associado a uma perda de vitalidade dos meios rurais. O processo de abandono é mais evidente em áreas agrícolas marginais, onde o abandono definitivo é, frequentemente, antecedido por um aumento da extensividade ao nível dos usos, como se constata através da conversão em pastagens. Neste caso de abandono definitivo, o decorrer da sucessão vegetal favorece a instalação de formações arbustivas, diferenciadas em função das condições ecológicas presentes, período temporal decorrido no pós-abandono e características da perturbação anterior (tipo, intensidade e duração).

A) Tipo de formações arbustivas

Em termos de formações arbustivas associadas ao abandono agrícola verifica-se o predomínio de comunidades nano-microfanerofíticas dominadas por leguminosas fabáceas da tribo das Cytiseae, onde o género *Cytisus* evidencia destacada predominância. Além destas, designadas vulgarmente por giestais, há ainda a referir outras que evidenciam menor representatividade, como os piornais (*Genista* sp.), codeçais (*Adenocarpus* sp.) e tojais (*Ulex* sp.), que nos sectores mais quentes e secos da área em análise são substituídos por estevais (*Cistus* sp.).

As condições edáficas, que controlaram o tipo de uso/tipo de perturbação, condicionam de forma determinante as características da comunidade arbustiva, não só em termos florísticos como ao nível da sua estrutura.

A - Giestais

As comunidades arbustivas dominadas pelo género *Cytisus* (giestais) são as de ocorrência mais frequente nas paisagens agrícolas afectadas pelo abandono no Interior Norte e Centro de Portugal, sendo nesta área onde ocorrem cerca de 90% destas formações arbustivas, em termos de território continental português (GODINHO-FERREIRA et al., 2005).

Nas áreas abandonadas pela actividade agrícola verifica-se a associação de elementos, tanto de factores externos como de condições intra-específicas, que beneficiam de forma extraordinária a elevada representatividade de formações arbustivas dominadas por leguminosas fabáceas. Desde logo, o comportamento heliófilo das mesmas motiva a sua presença em comunidades pioneiras, onde podem constituir a primeira etapa lenhosa, tendo em conta a rapidez a que se processa o seu crescimento após germinação. É possível comprovar esta situação em parcelas de abandono mais antigo, em que a comunidade presente, dominada pelo género *Cytisus*, foi perturbada pela ocorrência de um fogo florestal.

A par de uma instalação rápida, especialmente em parcelas que dispõem de fonte de sementes na proximidade, ótimas taxas de regeneração, rápido crescimento vegetativo, aliados a uma precoce e profusa produção de sementes (ALVAREZ, 2000; MARCOS, 2004), garantem uma eficaz competição pela luz e a constituição de um importante banco de sementes. Como espécies de apreciável longevidade, a degradação destas comunidades estaria garantida pela instalação de um estrato arbóreo, que no caso das parcelas agrícolas está muito condicionado pela fraca taxa de regeneração das espécies arbóreas que constituem os bosques autóctones, motivada pela delapidação do seu banco de sementes durante a utilização agrícola. Como as formações arbóreas estão actualmente muito reduzidas em termos de representatividade, dificilmente funcionam como áreas-fonte para a recolonização das parcelas agrícolas abandonadas.

Como comunidades pirófilas, são ainda favorecidas pela recorrência com que se verifica a perturbação pelo fogo, pois em parcelas de abandono mais antigo já ocupadas por giestais adultos, a perturbação pelo fogo promove uma alta taxa de germinação de *Cytisus* e uma rápida re-instalação da comunidade.

Estas comunidades, interpretadas como basais, são caracterizadas por acentuado empobrecimento florístico comparativamente aos sintaxa subseriais (Anexo 3, Tabela I; Anexo 4, Tabela II), em relação aos quais representam uma situação de desvio sucessional determinado por perturbação agrícola.

As condições edáficas, associadas a factores como o declive, o tipo de substrato e a exposição, são determinantes para a composição florística destas comunidades, nomeadamente no domínio de uma ou outra espécie de *Cytisus*. Os solos desenvolvidos em substratos graníticos, cambissolos dístricos, com um horizonte superficial arável mais delgado e textura predominantemente arenosa, favorecem a definição de comunidades arbustivas dominadas por *Cytisus multiflorus* (L'Hér.) Sweet, enquanto solos mais profundos, cambissolos dístricos profundos e cambissolos húmicos, permitem a instalação dos giestais dominados por *Cytisus striatus* (Hill) Rothm. Esta associação entre o tipo de substrato e atributos do giestal adquire especial significado na Beira Alta, mais especificamente no Superdistrito Altibeirense. Aqui, a conjugação do domínio de substratos graníticos e totais pluviométricos mais baixos, associados a um reforço da continentalidade, favorecem maior representatividade de giestais brancos (*Cytisus multiflorus*), estando os giestais de *Cytisus striatus* resumidos a substratos xistentos, cambissolos húmicos, de secura edáfica menos pronunciada e produtividade mais elevada. Em sectores bioclimaticamente mais húmidos esta separação não é tão linear, como se verifica no Sub-Sector Margato-Sanabriense do Sector Orensano Sanabriense, onde, resultado de fraca ou nula deficiência de água no período estival, os solos graníticos mais profundos permitem a definição de uma formação arbustiva alta mais aberta dominada por *Cytisus striatus*, sendo apenas substituídos por giestais de *Cytisus multiflorus* em solos graníticos delgados e de textura arenosa (cambissolos dístricos delgados) (FIGUEIREDO & AGUIAR, 2006).

B - Estevais

Nos sectores de carácter mais xérico do território em análise é possível detectar situações em que o abandono agrícola permite a definição de comunidades dominadas

por *Cistus ladanifer*. São comunidades pouco frequentes em situações de pós-abandono, porém de ocorrência associada ao sector meridional da área em estudo - Beira Baixa — e à Terra Quente Transmontana. Estão, normalmente, associadas ao abandono de parcelas em áreas onde dominam usos extensivos, como é o caso do olival e da vinha na Bacia de Mirandela e nos sectores meridionais da Beira Baixa. A sua presença resulta da conjugação de elevados valores de défice hídrico no Verão e solos pobres em substratos xistentos, podendo ocorrer esporadicamente em substratos graníticos, em contextos edáficos de textura arenosa grosseira, o que implica um défice hídrico estival acentuado, principalmente nas exposições mais termófilas (S/SW e a E/SE), favorecendo a definição de comunidades com um cortejo florístico muito adaptado (Rodrigues, 2005).

Interpretadas como comunidades basais fitocenoticamente insaturadas, estão associadas ao domínio climático do sobreiral, em situações conotadas com dinâmicas sucessionais regressivas. Estas comunidades mediterrâneas nanofanerofíticas, de apetências heliófilas e xerófilas, estão associadas a meios edáficos de carácter silicioso, solos imaturos em substratos duros ou perturbados por acção erosiva, normalmente decapitação do(s) horizonte(s) orgânico(s) superior(es).

Dominados por *Cistus ladanifer*, estes matos oligotróficos de elevada resiliência são floristicamente pobres, normalmente mono-específicos ao nível do estrato arbustivo, atributos que são comuns a outras formações arbustivas instaladas em situações de pós-abandono agrícola. A pobreza florística não está determinada pela elevada densidade do estrato arbustivo e fraca disponibilidade de luz ao nível do solo, como acontece noutras comunidades analisadas (giestais), mas sim pelas condições edáficas em que estão instalados, dado que se trata normalmente de solos muito pobres (litossolos).

Caracterizam-se ainda por apresentarem elevada resiliência, distinguindo-se das restantes comunidades associadas ao abandono agrícola pelo facto de estarem relacionadas com dinâmicas sucessionais regressivas.

As comunidades inventariadas no sector Orensano-Sanabriense, instaladas em solos graníticos imaturos, parecem corresponder a situações de abandono antigo com posterior perturbação por fogo, sendo por vezes difícil comprovar uma associação agrícola anterior. Contribui para esta dúvida a presença de espécies da *Ericenion aragonensis* ou *Ericenion umbellatae* (Anexo 5, Tabela III, inv. 1 e 2).

4.3.1.2. Formações arbóreas

Os efeitos cumulativos de diferentes tipos de perturbação favoreceram, juntamente com o posterior abandono das actividades primárias, o domínio de formações arbustivas, com consequências diversas para as formações arbóreas autóctones.

As formações arbóreas espontâneas dominadas por espécies autóctones estão reduzidas a bosquetes abertos e muito degradados, resultado de processos de perturbação actuais e históricos. A exploração humana do território é um factor necessário à explicação das condições actuais dos bosques autóctones que ainda subsistem na área em estudo, tendo em conta os efeitos decorrentes do desenvolvimento de actividades relacionadas com o sector primário, como a pastorícia e a agricultura. Neste âmbito tem especial significado a redução das massas florestais pelo aumento da área agrícola e intensificação do pastoreio, cujo máximo se verificou nas décadas

de 50 e 60 do século passado. O abandono das actividades primárias, que começa a assumir relevante significado a partir dos anos 80, poderia supor uma recuperação das formações arbóreas, dado o abandono verificado em biótopos de apetência florestal, apesar da fraca taxa de regeneração de algumas essências arbóreas. No entanto, o aumento do número de ocorrências em termos de fogos florestais e de área ardida não contribui para essa situação, promovendo mesmo a perda de bosques autóctones e de vastas áreas que tinham sido sujeitas a processos de reflorestação.

A — Estado actual e condições de perturbação

A representatividade actual das formações arbóreas autóctones e espontâneas é muito restrita em todo o interior Norte e Centro de Portugal, resumidas a povoamentos exíguos que evidenciam elevado grau de perturbação. Estas formações arbóreas abertas, em que o layer arbóreo apresenta valores de cobertura próxima ou inferior a 80%, apresentam elevada susceptibilidade à perturbação pelo fogo, resultado da entrada de espécies arbustivas de orla no interior dos povoamentos, o que favorece a propagação do fogo no sentido vertical e horizontal. Para esta realidade contribuem decisivamente as condições fisionómico-estruturais destes bosques, determinadas pelo facto de estarem relegados para solos menos produtivos e apresentarem exígua dimensão.

Estas condições decorrem, em parte, do abandono agrícola, que garantia a redução da quantidade de biomassa no interior dos bosques devido ao corte de mato e aproveitamento da manta morta. Na verdade, o abandono agrícola promove reflexos positivos e negativos para os bosques autóctones. Numa primeira análise, o abandono favoreceu o restabelecimento da sucessão vegetal, beneficiando, a médio prazo, a recuperação das formações arbóreas autóctones nas parcelas abandonadas, bem como uma redução de perturbação dos bosques existentes. No entanto, esta cessação/redução de perturbação promoveu um aumento do risco de incêndio, o que tem fomentado a perda dos povoamentos adultos e maior dificuldade no estabelecimento de povoamentos jovens, favorecendo o depauperamento do banco de sementes, tendo em conta a recorrência frequente de perturbação pelo fogo. Além disso, alguns tipos de bosque, tendo em conta as baixas taxas de regeneração do fanerófito dominante, estão a ser substituídos por bosques secundários, associados a espécies arbóreas mais resistentes, como acontece com sectores potencialmente associados a sobreirais, que apresentam uma regeneração predominante de azinheira.

Pode-se mesmo concluir que a manutenção de determinados tipos de perturbação no interior de bosques autóctones, como seja o corte de mato, é favorável à preservação dos mesmos, apesar das questões relacionadas com a perda de biodiversidade. Esta ideia aplica-se fundamentalmente aos povoamentos de carvalho negral (*Quercus pyrenaica* Willd.) que, desde tempos ancestrais, desempenharam um papel central no suporte às actividades desenvolvidas no meio rural. Localizados numa cintura envolvente aos aglomerados populacionais, os carvalhais dispunham-se normalmente em condições de base de vertente, onde a frequência de afloramentos rochosos e/ou declive médio não favorecem outro tipo de aproveitamento. Tendo em conta esta posição topográfica, estão frequentemente em contacto com os lameiros em sectores de cabeceira em territórios graníticos supramediterrâneos, o que permite a presença de taxa associados a condições edafo-higrófilas, como o freixo (*Fraxinus angustifolia*), e a definição de orlas

espinhosas associadas à Rhamno-Prunetea. Na verdade, o abandono destas pastagens, instaladas em solos afectados por hidromorfia periódica, favorece a recuperação de comunidades higrófilas, nomeadamente salgueirais e freixiais.

Além do fornecimento de matéria orgânica para revitalização dos solos agrícolas, que implicava perturbação periódica do sub-bosque (3 a 5 anos de intervalo), também o fornecimento de lenha e madeira, situações de perturbação máxima, garantiam a sua manutenção por questões de dependência. Esta situação de dependência, dado contemplarem a satisfação de diversas necessidades, garantia-lhes a preservação. Apesar de o aproveitamento do sub-bosque promover o empobrecimento florístico destes povoamentos, garantiu, no entanto, a redução do risco de incêndio, principalmente em povoamentos abertos. Esta perturbação, que assumia um carácter periódico, controlava a entrada de taxa arbustivos das comunidades de orla. A certificar esta situação está a presença frequente de arbustos altos no interior dos povoamentos, que normalmente se remetem para as orlas, como é o caso da *Erica arborea* e *Genista polygaliphyla*. No caso da *Erica arborea*, taxon participante da comunidade subserial de orla *Genista falcatae-Ericetum arboreae*, apresenta reforçada representatividade em carvalhais mais abertos instalados em condições ecológicas mais exigentes, como acontece em solos incipientes associados a afloramentos rochosos graníticos, a situação mais comum em que resistiram estas formações arbóreas. Quando o sub-bosque destes povoamentos é perturbado pelo fogo, verifica-se a entrada imediata de espécies arbustivas de crescimento rápido, como *Cytisus striatus*, promovendo um aumento do risco de incêndio. Apesar de a longevidade da ericácea lhe permitir suplantar a competição com o género *Cytisus*, a verdade é que a perturbação dos carvalhais pelo fogo tem favorecido a segunda, tornando-se muito frequente a substituição da ericácea por leguminosas fabáceas, estando o taxon *Erica arborea* associado a bosques mais maduros e estáveis.

Apesar da redução do risco de propagação do fogo no interior dos povoamentos arbóreos, o corte de mato favoreceu, em situações em que se revestiu de maior frequência, uma alteração das condições da biodiversidade do sub-bosque destas formações, promovendo um reforço de representatividade por parte de espécies mais resistentes ao corte ou favorecidas por esta perturbação, cuja cobertura está dependente da densidade do estrato arbóreo e das condições da perturbação (CARVALHO, 2003). Um exemplo concreto encontra-se no sector mais setentrional da Serra da Padrela, onde a frequente perturbação por corte de mato favoreceu um reforço em taxa da *Calluno-Ullicetea*. Nestes povoamentos verifica-se uma tendência para a definição de um tojal de *Ulex minor* no sub-bosque, o que está relacionado com o intenso aproveitamento de biomassa e manta morta destes bosques para fertilização de solos graníticos (Anexo 6, Tabela IV, inv. 10 e 11). O domínio desta leguminosa está, por isso, associado à sua maior resistência à perturbação por corte, ainda que favorecida pela maior influência atlântica em relação à restante área em estudo. Já em situações em que o bosque esteve sujeito a pastoreio verificou-se um reforço de gramíneas vivazes no estrato herbáceo, o que comprova o facto de o tipo de perturbação poder influenciar a composição florística do sub-bosque destes povoamentos.

No caso de carvalhais fechados, tal como se pode verificar em extensos carvalhais no município do Sabugal (Rendo), instalados em solos com potencialidades florestais, a presença de microfanerófitos está apenas favorecida em situação de orla ou em

sectores onde os afloramentos graníticos garantem condições ecológicas mais exigentes e um bosque mais aberto. Tal como se comprova neste caso, os carvalhais mais fechados apresentam frequentemente uma tendência para o domínio de espécies anuais e herbáceas, como é o caso do geófito *Pteridium aquilinum* (Anexo 6, Tabela IV, inv. 3 a 6), garantindo biomassa apenas no estrato herbáceo e no sub-arbustivo. Um aumento da disponibilidade de luz no sub-bosque motiva um reforço de espécies arbustivas, cujo porte depende da quantidade de luz e das espécies presentes.

Assim, ainda que o abandono agrícola favoreça a retoma da sucessão vegetal e a recuperação espacial destes bosques, a médio prazo, a verdade é que pode contribuir, indirectamente, para a perda dos povoamentos adultos actuais. Esta situação está aliada ao facto de o abandono promover, indirectamente, um aumento potencial do risco de perturbação pelo fogo, com efeitos nefastos para os povoamentos adultos. Este aumento está associado à continuidade de biomassa no sentido horizontal, dada a instalação de formações arbustivas altas nas parcelas contíguas, antes ocupadas pela prática agrícola, mas também pelo aumento de biomassa no sub-bosque, associada à invasão por arbustos altos conotados com situações de orla, cujo avanço está favorecido pela existência de povoamentos de pequena dimensão e suficientemente abertos, contribuindo para uma continuidade de biomassa no sentido vertical.

A degradação por frequente perturbação pelo fogo ganha especial relevo no caso dos bosques dominados por *Quercus suber*. Resumidos a bosquetes muito degradados, encontram-se frequentemente refugiados em vertentes de declive acentuado, pontuadas por afloramentos rochosos, aspecto que garantiu a sua sobrevivência, tendo em conta o manifesto desinteresse para o desenvolvimento de actividades humanas, ainda que não os tenha protegido da perturbação pelo fogo (Anexo 1, Fig. 2, Foto. 1). A ancestral presença destes bosques está na actualidade resumida na paisagem a indivíduos isolados, como se pode observar um pouco por todo o mesomediterrâneo superior da bacia do Douro, onde emergem pontualmente em formações do tipo maquis dominadas por *Arbutus unedo*, comunidades subseriais de substituição destes bosques.

Em algumas situações, como se verifica na proximidade de Macedo de Cavaleiros (Anexo 1, Fig. 2, foto. 2), o aproveitamento da cortiça garantiu-lhes sobrevivência em bosques abertos, que agora é colocada em causa pelas mesmas razões que os carvalhais caducifólios abertos, principalmente em parcelas em que se verificava o aproveitamento de mato, após uma alteração das condições de densidade do bosque original.

Além da profunda degradação a que estes bosques chegaram, a frequente perturbação pelo fogo impede a sua recuperação, aliada a taxas de regeneração natural francamente baixas.

A mesma situação não se coloca com o azinhal, pois tratando-se de um bosque dominado por uma espécie mais resistente, apresenta taxas de regeneração superiores ao sobreiro, verificando-se mesmo situações em que chega a constituir um bosque secundário de substituição em áreas associadas potencialmente ao sobreiral (PINTO-GOMES et al., 1999; AGUIAR, 2001; RODRIGUES, 2003). No sector transmontano, além de ser favorecido pelas actividades antrópicas, beneficia do facto de ocupar potencialmente biótopos sem grande interesse ao nível da sua utilização pelas actividades antrópicas. Esta situação é bem visível nas vertentes da depressão da Vilariça, onde o azinhal recupera nos sectores declivosos das vertentes que escaparam

à ocupação agrícola ou que foram abandonados pela mesma, normalmente sectores de difícil acesso e produtividade marginal, em contraste com a ocupação intensiva dos solos mais espessos do fundo da depressão. As parcelas abandonadas, ultra-marginais do ponto de vista da produtividade, cuja utilização foi forçada num contexto de acentuada escassez de solos produtivos e alternativas em termos de produção agrícola, estão muito associados à amendoeira e oliveira. Na verdade, só este tipo de utilização agrícola é possível nestas vertentes, dadas as condições xéricas que lhes estão associadas. Na actualidade apresentam um estado de semi-abandono, sem que possam ser consideradas como situações de abandono definitivo, dado que, periodicamente, são objecto de controlo da flora lenhosa que se instala.

Esta situação, característica das vertentes do vale do Douro no seu sector superior, entre Barca D'Alva e Torre de Moncorvo, e dos sectores terminais dos seus vales tributários, muda radicalmente para jusante, contrastando com a extensa utilização das vertentes no coração do Douro Vinhateiro, onde o abandono não é relevante.

B - Regeneração

Em toda a área em estudo o desenvolvimento de actividades humanas promoveu o decréscimo progressivo da área florestal ocupada com bosques autóctones, sendo de destacar a reduzida representatividade que os bosques de *Quercus suber* apresentam na actualidade. Ainda que o abandono agrícola possa contribuir para a recuperação destes bosques, a verdade é que as taxas de regeneração de algumas espécies arbóreas autóctones são francamente baixas.

A recuperação dos bosques autóctones, que frequentemente desempenham o papel de comunidade climática, está muito dependente da capacidade de regeneração que as espécies arbóreas dominantes apresentam em relação aos diferentes tipos de perturbação, tendo em conta a sua duração e intensidade, bem como as condições ecológicas do biótopo. No caso de parcelas agrícolas abandonadas, é necessário ter em conta as características fisionómico-estruturais das comunidades arbustivas pioneiras, nomeadamente o respectivo grau de cobertura, dado que exercem algum controlo no restabelecimento de bosquetes jovens.

No caso de áreas abandonadas por utilização agrícola no interior Norte e Centro do país verifica-se uma diferença clara, ao nível da regeneração, entre as diferentes quercíneas dominantes nas formações arbóreas. O carvalho negral (*Quercus pyrenaica*), dominante nos sectores supramediterrâneos, apresenta, em termos médios, boas taxas de regeneração. No entanto, há que distinguir entre as situações associadas ao abandono pela utilização agrícola e as relacionadas com outros tipos de perturbação, como seja corte de mato ou fogo. Sem ter em conta as situações em que se verificou o abate do bosque, verifica-se que a perturbação pelo fogo ou corte de mato permitem uma regeneração mais rápida do carvalho, em relação às situações associadas ao abandono agrícola (Anexo 1, Fig. 3). E de salientar que, em territórios graníticos supramediterrâneos, a regeneração dos carvalhais em áreas perturbadas por corte de mato é elevada, principalmente nos sectores de base de vertente, onde a existência de solos mais espessos é por vezes complementada com a existência de processos de compensação hídrica. Ainda que se verifique uma diminuição da regeneração nas áreas mais declivosas e de solos mais delgados, normalmente em sectores de topo de vertente, esta

é sempre mais importante que a verificada em áreas onde se presenciou abandono agrícola. Neste tipo de perturbação, verifica-se que as melhores condições edáficas podem encerrar maior dificuldade inicial na regeneração do carvalhal, não só pelo facto de serem áreas que estiveram durante um período de tempo mais prolongado associadas a utilização agrícola, o que implica menor disponibilidade de propágulos, mas também porque favorecem a definição de formações arbustivas mais densas, como se verifica nas comunidades dominadas por *Cytisus striatus*, onde a representatividade da espécie arbórea é menor. No caso do abandono agrícola, a instalação de comunidades arbustivas densas e o empobrecimento do banco de sementes durante a utilização agrícola favorecem uma regeneração/instalação lenta do carvalhal.

No que respeita à regeneração das quercíneas perenifólias, a azinheira acaba por ser favorecida pela perturbação antrópica, por ser uma espécie mais resistente e apresentar taxas de regeneração mais elevadas após abandono agrícola, contrastando com os valores muito baixos apresentados pelo sobreiro. É frequente encontrar situações em que o sobreiro parece ser substituído por um bosque secundário de azinheira (*Quercus rotundifolia*), em situações de utilização agrícola e pastoril (PINTO-GOMES et al., 1999; AGUIAR, 2001; RODRIGUES, 2005). Verificou-se mesmo que, em formações arbustivas associadas a parcelas agrícolas em domínio climático de sobreiro, raramente se encontravam indivíduos de *Quercus suber*, sendo em número superior os indivíduos de *Quercus rotundifolia*. Semelhantes conclusões, e num estudo mais consistente em termos metodológicos, foram obtidas por MEIRELES et al. (2005) para o território correspondente à Reserva Natural da Serra da Malcata, onde indicam a necessidade de recorrer à plantação de *Quercus suber* para se recuperar a área de sobreiro, sendo apenas necessário, por processos de condução dos povoamentos, orientar a recuperação dos carvalhais negrais, situação que é extensiva a toda a área em análise.

Subsistem, no entanto, situações em que mesmo a azinheira apresenta baixas taxas de regeneração, como as identificadas na Serra da Malcata (MEIRELES et al., op. cit.), e nos arenitos da Nave de Haver, em condições edáficas muito exigentes.

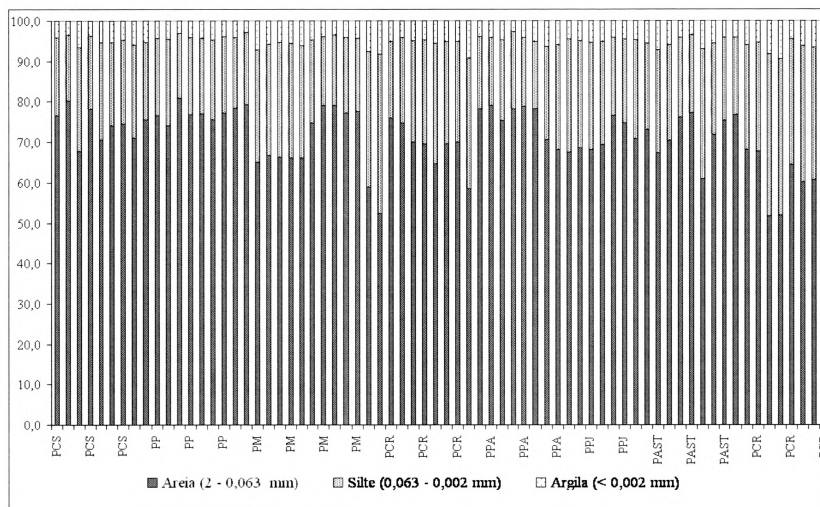
Estas situações estão frequentemente associadas a perda acentuada de produtividade por parte dos solos, por vezes relacionada com a decapitação por erosão, favorecendo a instalação de formações arbustivas com carácter xerófilo. A instalação destas formações arbustivas resulta da degradação dos horizontes superiores do solo e pode mesmo encontrar-se em domínio potencial de bosques de *Quercus pyrenaica*, como se pode verificar em sectores da Nave de Haver, cuja perturbação do bosque pelo fogo favorece a instalação de um esteval entre indivíduos arbóreos isolados.

4.3.2 - Camada edáfica superficial

Características físicas

As análises granulométricas efectuadas põem em evidência a preponderância da fracção arenosa em todas as amostras contempladas (Fig. 16). Com efeito, os materiais com dimensão compreendida entre os 2 mm e os 63 µm são os que predominam, exibindo pesos percentuais sempre superiores a 50%. Além da elevada percentagem de areias, há ainda que adicionar os materiais de dimensão superior a 2 mm, cuja proporção chega a atingir valores superiores a 30% do peso inicial da amostra. Em termos médios, a menor percentagem de elementos grosseiros foi assinalada sob carvalhal adulto, com

um peso médio inferior a 10%, seguidas das de pousio e de pinhal adulto. Os solos mais pedregosos correspondem às pastagens, com um valor médio de 22%.



PCS: Parcela cultivada com cereais; PP: Parcela em pousio; PM: Parcela com matos;
 PCR: Parcela com carvalho em recuperação; PPA: Parcela com pinhal adulto; PPJ:
 Parcela com pinhal jovem; PAST: Parcela com pastagem.

Fig. 16 – Peso percentual das diferentes frações granulométricas nas amostras analisadas, por uso do solo.

Os materiais mais finos, <63 fim (argilas + siltes) têm um peso médio bastante baixo, com exceção dos solos sob carvalho adulto, cuja média ronda os 40%. Deste valor, cerca de 33% corresponde a silte e 6% a argilas. Os solos com carvalho em recuperação, exemplificativos de um abandono bastante longo, apresentam na sua constituição cerca de 30% de materiais finos, sendo a proporção média de argilas de 3%.

Em termos granulométricos, as discrepâncias entre os solos sob carvalho adulto e os do carvalho em recuperação situam-se, fundamentalmente, na percentagem de materiais superiores a 2 µm, pois em termos argilosos apresentam valores médios bastante idênticos. Os solos que comportam comunidades arbustivas, representativas de estádios de abandono intermédios, apresentam, em média, uma composição textural praticamente idêntica à dos solos com carvalho em recuperação, muito embora a sua variabilidade espacial seja mais relevante. Esta maior diversidade de resultados poderá dever-se ao maior número de amostras utilizadas, mas também ao facto destas comunidades se poderem instalar em solos com características bastante diferenciadas.

Estes conteúdos tão baixos de materiais argilosos poderão estar associados, por um lado, ao tipo de rocha-mãe, rochas granitóides, que por alteração dá origem a areias e siltes e, por outro, ao facto da lixiviação e lavagem constituírem processos dominantes na formação e evolução destes solos (CARDOSO, 1974).

A análise dos gráficos da figura 17 mostra que os solos que apresentam as menores densidades, a que correspondem as maiores percentagens de espaços porosos são os que se encontram com a cultura de cereais e os que sofreram um processo de reflorestação recente, em consequência da mobilização da camada superficial edáfica. Com efeito, o recurso a maquinaria pesada na lavagem do solo faz com que os primeiros 20-30

cm de terra sejam remexidos, destruindo a estrutura natural dos solos e promovendo a uniformização desta camada. Por conseguinte, são também estes solos que manifestam a menor resistência à penetração e torção.

O período subsequente ao cultivo dos cereais (pousio ou abandono recente) traduz-se num incremento da densidade média, resistência à penetração e torção. Esse aumento ocorre nos meses seguintes, não apenas devido ao impacto directo das gotas de água sobre o solo, mas também devido à utilização de maquinaria na ceifa dos cereais e ao posterior aproveitamento do restolho, ainda com grande quantidade de espigas, para a prática da pastorícia. De facto, a conversão dos campos de cultivo em pastagens implica sempre um incremento na densidade aparente do solo, devido à pressão exercida pelo gado (RAUZI, 1963; RAUZI & Hanson, 1966; Bauer et al., 1987; WARREN et al., 1986; FIRESTONE, 1993).

Assumindo que os solos possuam sensivelmente as mesmas características físicas antes de qualquer intervenção humana, verificamos que as parcelas que se encontram num estágio mais avançado de recuperação apresentam valores de densidade, porosidade, compactação e resistência à torção praticamente idênticos aos encontrados nos povoamentos de *Quercus pyrenaica*, vegetação tida como a autóctone desta região. Nestas parcelas, apenas se verificou uma ligeira diferenciação nos resultados obtidos, indiciando que os solos abandonados há mais tempo e ausentes de uma intervenção antrópica relevante denotam uma importante recuperação física.

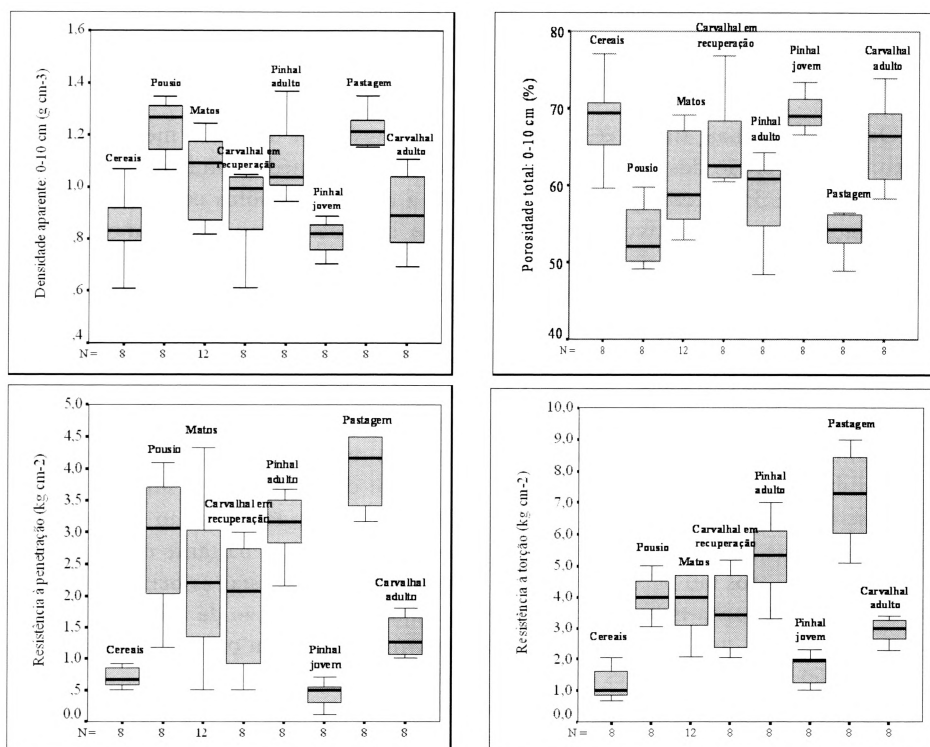


Fig. 17 – Comportamento de alguns parâmetros físicos em função do uso do solo. As linhas extremas correspondem aos valores máximos e mínimos observados, enquanto a caixa está delimitada pelo 1º e 3º quartil, sendo o traço do meio o valor referente à mediana

Os resultados obtidos para as comunidades arbustivas, dominadas por espécies do género *Cytisus* denunciam um incremento na porosidade, tanto à superfície como em profundidade. Não obstante, os respectivos valores ainda se distanciam das parcelas cujo abandono já ultrapassou as três ou quatro décadas.

Características químicas

Para o conjunto das amostras analisadas, o pH (H₂O) obtido varia entre um mínimo de 4,3 e um máximo de 3,3 (Fig. 18), ou seja, em termos qualitativos, estes solos podem ser classificados entre muito ácidos a ácidos³. A causa mais importante desta acidez é a perda de bases arrastadas por água de infiltração (COSTA, 1999). Com efeito, alguns bicarbonatos como o de Ca, o de Mg, o de K e o de Na, solúveis, são facilmente arrastados pela água, de forma que nas regiões húmidas, mesmo com uma estação seca bem demarcada, como é caso do clima mediterrâneo sub-húmido, há uma tendência para o favorecimento de processos de acidificação. Acresce, ainda, o facto de nos encontrarmos perante rochas-mãe particularmente pobres em cálcio e alguns dos seus constituintes reagirem directamente com a água, através de fenómenos de hidrólise, o que incrementa o teor de iões de hidrogénio.

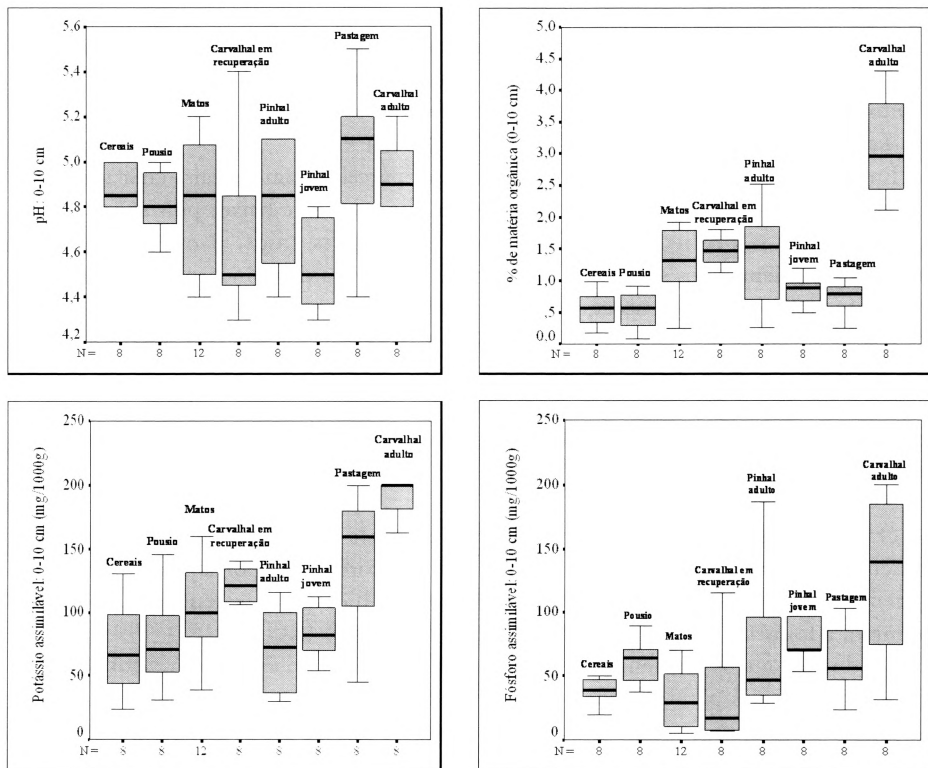


Fig. 18 – Comportamento de alguns parâmetros físico-químicos em função do uso do solo.

¹ Interpretação segundo o “Laboratório de Solos e Fertilidade” da Escola Superior Agrária de Coimbra.

A análise da figura 18, relativa à variação da matéria orgânica nos 10 cm superficiais, evidencia a acentuada pobreza dos solos desta região do ponto de vista químico, pois só excepcionalmente se ultrapassam os 2% (20 g kg⁻¹) do peso total da amostra. Nos 10 cm superficiais, são as parcelas com vegetação e há mais tempo imperturbadas pelas actividades antrópicas que possuem os maiores teores orgânicos, como são disso exemplo as de carvalho em recuperação, as que comportam comunidades arbustivas intermédias, as de pinhal adulto e, claro, as de carvalho adulto em grande destaque.

A obtenção destes valores parece indicar que a florestação dos campos de cultivo, espontânea ou fomentada pelo Homem, favorece a recuperação da matéria orgânica do solo, tal como foi reconhecido por MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ et al. (1995, 1996) sob clima semi-árido e por RUIZ-FLANO (1993), SORIANO (1994) e ROMANYÀ et al. (2000) em ambientes mais húmidos. A superior concentração de nutrientes no solo sob estas comunidades vegetais, ou até mesmo em redor de árvores e arbustos isolados, deve-se às maiores contribuições em termos de biomassa (RUIZ-FLANO, 1993; BOCHET et al., 1999; MAESTRO & CORTINA, 2002), proporcionando uma actividade biológica mais intensa face às áreas adjacentes que, em comparação, recebem menores volumes de folhada.

A presença de comunidades arbustivas das do género que encontramos na área de estudo (*Cytisus multiflorus* e *Cytisus scoparius*) associa-se a “fases de construção edáfica” (RUIZ-FLANO, 1993), derivadas do maior fornecimento de materiais orgânicos e do “efeito melhorante” que estas espécies promovem nos solos, ao integrarem-se na família das Leguminosae (DUCHAUFOR, 1984; POLUNIN, 1991).

Em contrapartida, os resultados obtidos nas parcelas com cereais, cuja utilização humana é já muito antiga, evidenciam-se extraordinariamente baixos pois em nenhuma das análises o respectivo valor ultrapassou 1%. Nestes casos, o esgotamento dos principais nutrientes nos sucessivos períodos de cultivo e a débil incorporação de manta morta no solo, nos anos subsequentes em que ficam em pousio, são os factores que melhor explicam a presença de tão reduzidas quantidades de matéria orgânica. Aliás, nas parcelas representativas de um abandono recente ou de períodos de pousio evidenciam uma ligeira perda de material orgânico, a qual poderá ser atribuída à mineralização e erosão dos solos, desprotegidos nos primeiros anos após a cessação das actividades agrícolas (RUECKER et al., 1998).

O potássio, tal como o azoto e o fósforo, faz parte do grupo dos macronutrientes principais, constituindo, por isso, um dos elementos mais importantes no desenvolvimento das plantas, ao participar em processos biológicos essenciais como, por exemplo, a fotossíntese e a síntese dos hidratos de carbono (RUIZ-FLANO, 1993). Como para todos os outros elementos, importa conhecer o que se encontra disponível para ser absorvido pelas plantas, ou seja, na sua forma “assimilável”.

De uma maneira geral, as reservas apresentadas pelo potássio são superiores às do fósforo, o que poderá dever-se, numa primeira abordagem, ao tipo de substrato geológico prevalecte, constituído por rochas granitóides. Apesar dos feldspatos potássicos serem pouco alteráveis, a principal fonte de K⁺ procede das micas (biotites) e ilites (DUCHAUFOR, 1987).

No conjunto de solos analisados, os que evidenciam, em termos médios, a maior pobreza em potássio assimilável são os que se encontram em utilização ou foram recentemente abandonadas, não só por ser fruto da sua absorção por parte das plantas cultivadas, mas também porque este elemento é fácil de arrastar pelas águas infiltradas (DUCHAUFOR, 1987). Sob as parcelas representativas de um processo de abandono mais longo, verifica-se um importante incremento deste nutriente, por efeito da decomposição da matéria vegetal fornecida ao solo pelas espécies arbustivas e arbóreas que, entretanto, se foram desenvolvendo, uma vez que este elemento é o que se encontra em maiores proporções nos tecidos vegetais (RUIZ-FLANO, 1993). Repare-se que os solos das parcelas cujo abandono é já muito antigo concentram cerca do dobro do potássio assimilável, face às que estão a ser utilizadas pelo Homem. No caso das parcelas florestadas, grande parte do potássio disponível deverá ter resultado da incorporação antrópica directa, com o objectivo de incrementar a sua fertilidade.

Se exceptuarmos os solos sob a vegetação natural espontânea, os valores mais elevados de potássio assimilável encontram-se nas parcelas transformadas em pastagens, em que a permanência de gado graúdo numa parte substancial do ano promove, através do “ciclo do jejuador”, um acréscimo na disponibilidade deste nutriente. Com efeito, os maiores valores de K_2O encontram-se disponíveis nas parcelas de carvalho adulto, onde as reservas orgânicas são mais abundantes e os processos de alteração demonstram maior eficácia. Estas reservas orgânicas estão garantidas graças ao ciclo biogeoquímico, que tem por efeito concentrar, na manta morta e nos horizontes húmiferos, grande parte dos elementos nutritivos (DUCHAUFOR, 1987). Todavia, este ciclo só é eficaz em formações florestais permanentes, associadas ao húmus do tipo mull, em que a contribuição anual em manta morta renova periodicamente o stock de matéria orgânica à superfície. Como esta biomassa é reciclada com maior rapidez, comparativamente ao verificado pela manta morta fornecida pelas formações resinosas, cujo processo de humificação é mais lento, o teor de potássio apresentado pelos povoamentos de pinhal adulto revela valores bastante inferiores; cerca de 1/2 do das parcelas de carvalho em recuperação e cerca de 1/3 dos povoamentos de carvalho adulto.

Em relação ao fósforo assimilável (Fig. 18), os menores valores foram encontrados nos solos em que as actividades agrícolas cessaram há mais tempo, pelo que os respectivos resultados podem ser atribuídos à interrupção da aplicação de adubos, sobretudo químicos (HAAS et al., 1961, in RUECKER et al., 1998). Aliás, esta poderá ser a principal causa dos maiores conteúdos obtidos nos solos agrícolas, nos recentemente utilizados e agora em pousio e nas parcelas que sofreram um processo de arborização.

As parcelas convertidas em pastagens e regularmente pastoreadas surgem com valores intermédios, cuja explicação pode residir no facto do fósforo ser segregado pelos animais sob a forma de bicalciofosfato, imediatamente disponível para ser absorvido pelas plantas. Com efeito, entre os macronutrientes principais, o fósforo, o potássio, o cálcio, o magnésio, o nitrogénio e o enxofre podem ser excretados em significativas proporções tanto nas fezes como na urina (HAYNES & WILLIAMS, 1993; BETTERIDGE, 1986).

No caso das parcelas em pousio, o seu potencial aproveitamento como área de pascigo sobretudo para o gado miúdo, devido ao desenvolvimento de um estrato herbáceo, poderá estar na origem de algum do fósforo disponível. Do mesmo modo, as discrepâncias encontradas nas parcelas de carvalho em avançado estado de recuperação e nas que comportam comunidades arbustivas, evidenciadas pelos maiores desvio-padrão e coeficiente de variação, podem atribuir-se a algumas contribuições químicas resultantes da esporádica passagem de gado, na procura de rebentos de carvalhos ou de giesta. Nestas parcelas, a disponibilidade de fósforo assimilável pode ser escassa ou até mesmo nula, partindo do princípio que a sua dissolução é lenta e as demandas por parte da vegetação são mais acentuadas (RUECKER et al., 1998). Não obstante, a matéria orgânica é a principal fonte de fósforo (PRITCEIETT & FISHER, 1987), o que explica os maiores conteúdos encontrados sob carvalhais adultos.

Com exceção das parcelas que se encontram em cultivo, em pousio recente e com pastagens, todas as outras apresentam valores de cálcio inferiores a Ime/IOg. Estes resultados, relativamente mais altos, derivam da necessária adição de adubos, em especial químicos, de modo a rebater a acentuada acidez dos solos e incrementar a disponibilidade de bases, elementos primários no normal desenvolvimento dos cereais. No caso das pastagens, os conteúdos apresentados podem associar-se ao aditamento de químicos ou às contribuições das fezes dos animais.

Através da análise da variância (ANOVA) é possível verificar a existência de diferenças estatisticamente representativas, ao nível de 0,01, entre os diferentes usos do solo em todas as variáveis analisadas. A obtenção destes resultados sugere que o tipo de uso e cobertura vegetal detém um papel importante na explicação das variações físico-químicas que ocorrem na camada superficial dos solos.

Assumindo que os solos possuíam sensivelmente as mesmas características antes de qualquer intervenção humana, verificamos que as parcelas em utilização pelo Fiomem, com a cultura de cereais, são as que denotam maior deterioração em termos de qualidade, pelos inferiores conteúdos de matéria orgânica e macronutrientes principais, face às que comportam as comunidades vegetais autóctones. Estes resultados estão de acordo com o reportado por múltiplos autores que referem que a substituição de floresta, por terras de cultivo, se traduz num decréscimo da disponibilidade de nutrientes para as plantas (Lu et al., 2002; KEENAN et al., 1998; WEBB et al., 1997; SPARLING et al., 1994; KOSMAS et al., 2000; CARAVACA et al., 2002) e promove a respectiva deterioração das propriedades químicas, físicas e biológicas, devido à destruição dos micro-agregados (ELLIOTT, 1986), através, por exemplo, da utilização de maquinaria, e à diminuição dos inputs em matéria orgânica (FRATERRIGO et al., 2005).

Nos primeiros anos de abandono, com a prevalência de um coberto vegetal bastante esparso, a eventual perda de matéria orgânica pode ser atribuída à sua rápida mineralização e à erosão dos solos (RUECKER et al., 1998). O processo de degradação física evidenciada pelos solos está associado à sua forte compactação, devido ao incrementalmente registado na densidade aparente e à diminuição da porosidade (ERREA, 2001).

Um período de abandono mais longo, quase sempre com mais de uma década, e o consequente desenvolvimento de uma cobertura vegetal mais homogênea, nesta área constituída maioritariamente por espécies do género *Cytisus*, desencadeia várias alterações ao nível das propriedades físicas e químicas do solo. Estas modificações derivam principalmente do fornecimento de maior quantidade de materiais orgânicos, através da manta morta, mas também do efeito melhorante que estas espécies podem promover nos solos, por se integrarem na família das Leguminosae (POLUNIN, 1991). De facto, a vegetação constitui a principal fonte de resíduos da fracção orgânica do solo pelo que é de esperar que esta afecte, de forma mais ou menos marcada, o teor e as propriedades daquele constituinte que é, por sua vez, determinante em uma série de processos que intervêm na pedogénese e na evolução do solo (Fonseca et al., 2004).

Nas parcelas com um abandono mais antigo, com 3 ou 4 décadas, onde a vegetação espontânea revela um avançado estágio de recuperação e o fornecimento em biomassa é mais significativo, os solos apresentam características físicas (densidade, porosidade, resistência à penetração e torção) praticamente idênticos aos registados nos povoamentos de *Quercus pyrenaica*, tidos como a vegetação autóctone desta região, sugerindo assim uma importante recuperação física. Do ponto de vista químico e, sobretudo, no que se refere à disponibilidade de matéria orgânica e fósforo assimilável, os desvios são, ainda, significativos. A interpretação destes resultados parece confirmar que o abandono das actividades agrícolas detém um efeito benéfico na retenção de nutrientes e na qualidade dos solos (SORIANO, 1994; MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, 1993; KOSMAS et al., 2000; PARDINI et al., 2003).

4.3.3 - Resposta hidrológica

4.3.3.1 - Dinâmica da humidade do solo

Variações da humidade no perfil dos solos

Na figura 19 sistematizam-se as variações da humidade do solo no decurso dos anos de 2003 e 2006, para os diferentes perfis. Os valores expostos correspondem à média das 4 leituras efectuadas às profundidades de 10, 20, 30 e 40 cm. Em todos os solos monitorizados, os valores máximos, mínimos e mediana revelaram-se superiores no ano de 2006 comparativamente ao de 2005. No primeiro ano observado obteve-se uma mediana de 17% enquanto no segundo rondou os 23%. Estes maiores teores de humidade relacionam-se, em especial, com os quantitativos de precipitação superiores registados⁴ em 2006, com um total de 1220 mm, face a 2005, cuja soma pluviométrica pouco ultrapassou os 500 mm. A maior distribuição intra-anual deste meteoro no decurso de 2006 também pode ter contribuído para os mais altos conteúdos assinalados. No que respeita a 2005, além do menor volume de precipitação, cerca de 40% do total ocorreu apenas em um mês, no de Outubro,

⁴ Os valores de precipitação apresentados são a média dos valores registados nos udómetros instalados junto das áreas-amostra, durante os dois anos em causa.

enquanto 70% concentrou-se entre Outubro e Dezembro. Por outro lado, há ainda a acrescentar o facto de os meses de Novembro e Dezembro de 2004 terem assinalado valores bastante baixos de precipitação, quando confrontados com os quantitativos tidos como médios para a área.

Em ambos os anos monitorizados, os valores mais elevados de humidade foram assinalados pelos solos com pastagem, a que correspondem medianas de, respectivamente, 24% e 31%. Por ordem decrescente, seguiram-se os solos sob pinhal jovem, com cereais e carvalho em recuperação. Com os menores teores de humidade sobressaem os perfis que comportam comunidades arbustivas, que ficaram em pousio e, ainda, os que se encontram sob pinhal adulto.

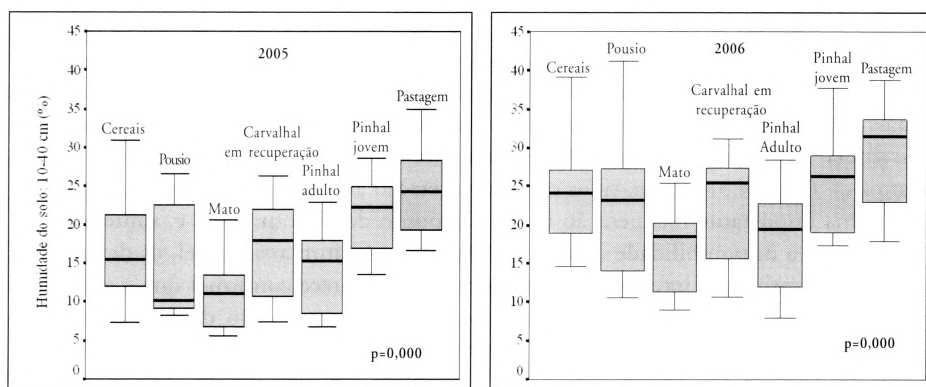


Fig. 19 – Humidade no perfil dos solos (%) sob diferentes ocupações e cobertos vegetais.

A análise dos resultados da variância (ANOVA), relativos a 2003 e 2006, mostra diferenças, com significado estatístico ao nível de 0,000 ($p=0,000$), entre os diferentes tipos de ocupação, corroborando a importância que tem sido atribuída aos usos e à cobertura vegetal na explicação das variações espaciais do teor de humidade do solo (GEORGAKAKOS & BAUMER, 1996; GÓMEZ-PLAZA et al., 2000; ERREA et al., 2001; James et al., 2003).

O comportamento da humidade do solo ao longo do ano relaciona-se directamente com as variações sazonais ocorridas na precipitação e na temperatura (Fig. 20). Como seria de esperar, os maiores teores de humidade foram assinalados nos meses em que se registaram os mais altos quantitativos de precipitação, os quais coincidem com as menores temperaturas. Em contrapartida, as mais baixas concentrações de humidade ocorreram nos meses de Verão, quando a precipitação é negligenciável, as temperaturas são bastante altas e a evapotranspiração atinge os valores anuais mais elevados. Pode, mesmo, dizer-se que, tanto em 2003 como no decurso de 2006, todos os usos do solo responderam de forma eficaz às oscilações ocorridas nos quantitativos de precipitação, pois os respectivos coeficientes de correlação (r) demonstram-se estatisticamente significativos, para um nível de confiança de 95%, atingindo no segundo ano um valor superior a 99%, tal como se pode observar no Quadro 4. De igual modo, as correlações observadas, de sinal negativo, entre o teor de humidade nos primeiros 40 cm de solo e as variações da

temperatura média diária são estatisticamente representativas, ao nível de 0,001, com exceção da parcela com cereais, incrementando os respectivos coeficientes quando associados às oscilações nas temperaturas máximas diárias. A obtenção destes resultados mostra que a variabilidade espacial e temporal da humidade do solo está dependente do tipo de uso e coberto vegetal e também da temperatura, em especial máxima, pois ambas controlam a evapotranspiração (LAKSHMI et al., 2003).

Quadro 4 – Coeficientes de correlação de *Pearson* (r) entre a precipitação acumulada, temperatura média diária e temperatura máxima registadas nos 15 dias anteriores à leitura da humidade, para os diferentes usos do solo (2005 e 2006).

		Cultura de cereais	Pousio	Matos	Carvalho em recuperação	Pinhal jovem	Pinhal	Pastagem
Prec. (2005)	Correl. de <i>Pearson</i>	0,741**	0,569*	0,473**	0,450*	0,575**	0,428*	0,438*
	Sig. (unilateral)	0,001	0,027	0,010	0,020	0,003	0,021	0,016
	N	15	12	24	21	21	23	24
Tmed. (2005)	Correl. de <i>Pearson</i>	-0,629*	-0,916**	-0,691**	-0,744**	-0,744**	-0,750**	-0,731**
	Sig. (unilateral)	0,014	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	12	12	21	21	21	21	21
Tmax. (2005)	Correl. de <i>Pearson</i>	-0,759**	-0,967**	-0,808**	-0,865**	-0,875**	-0,862**	-0,843**
	Sig. (unilateral)	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	12	12	21	21	21	21	21
Prec. (2006)	Correl. de <i>Pearson</i>	0,822**	0,766**	0,696**	0,651**	0,709**	0,740**	0,715**
	Sig. (unilateral)	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
	N	24	24	24	24	24	24	24
Tmed. (2006)	Correl. de <i>Pearson</i>	-0,469*	-0,682**	-0,785**	-0,813**	-0,750**	-0,715**	-0,720**
	Sig. (unilateral)	0,014	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	24	24	24	24	24	24	24
Tmax. (2006)	Correl. de <i>Pearson</i>	-0,678**	-0,822**	-0,892**	-0,905**	-0,860**	-0,840**	-0,849**
	Sig. (unilateral)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	N	24	24	24	24	24	24	24

** Correlação significativa ao nível de 0,01 (unilateral); * Correlação significativa ao nível de 0,05 (unilateral); **Prec.:** Precipitação acumulada nos 15 dias anteriores à leitura da humidade; **Tmed.:** Média das temperaturas diárias nos 15 dias anteriores à leitura da humidade do solo; **Tmax.:** Média das temperaturas máximas nos 15 dias anteriores à leitura da humidade.

Variações da humidade às diferentes profundidades

Na figura 21 observa-se a variabilidade da humidade, para as diferentes profundidades, nos usos do solo monitorizados. A análise dos valores máximos, médios e mínimos, ao longo dos dois anos observados, mostra um comportamento bastante diferenciado entre os solos, sob os diversos tipos de ocupação, cuja expressão mais visível se traduz na forma obtida para as curvas de humidade do perfil.

Em termos médios, é a camada superficial que regista os menores teores de humidade, verificando um acréscimo à medida que a profundidade se incrementa. É, também, nesta primeira camada do solo que se assinalam os maiores coeficientes de variação na capacidade de retenção hídrica pelos solos, decrescendo à medida que a profundidade aumenta. Esta menor percentagem de humidade à superfície poderá dever-se aos processos de evaporação,

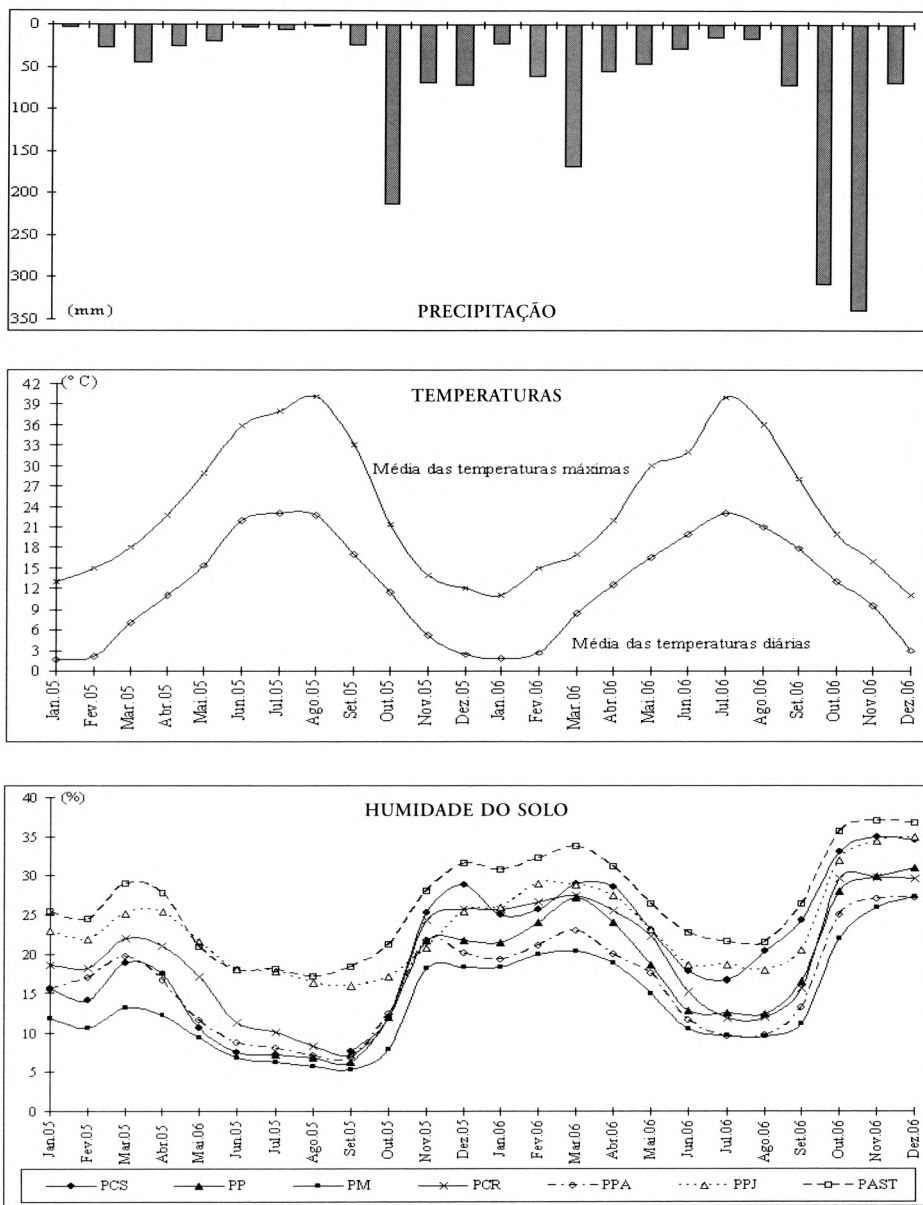


Fig. 20 – Evolução mensal da precipitação, temperaturas médias diárias e média das temperaturas máximas e humidade no perfil do solo, em 2005 e 2006.

(Para reconhecimento das siglas, ver Fig. 16)

que afectam de forma mais intensa esta camada, e à evapotranspiração desencadeada pelo coberto vegetal. O facto de predominarem texturas franco-arenosas, em todos os solos, também pode contribuir para a rápida infiltração da água para níveis mais profundos.

Aos 10 cm de espessura, os teores médios de humidade mais elevados foram assinalados na pastagem, com 17% em 2005 e 22% em 2006, e no carvalhal em recuperação, com 13% e 18%, a que correspondem, também, os menores coeficientes de variação intra-anual. A maior compactação da camada superficial na pastagem e a abundante manta morta no carvalhal em recuperação podem justificar estes maiores conteúdos de água assinalados ao longo do período monitorizado. Os restantes usos do solo apresentam, em relação aos anteriores, valores médios bastante inferiores, a oscilar entre os 4 e 8% em 2005 e entre 7 e 12% em 2006.

Às profundidades de 20 e 30 cm, os valores médios mais elevados de humidade continuam a observar-se nas parcelas com pastagem e com pinhal jovem, com humidades a rondar os 25-30%. Na sequência, surgem as comunidades arbóreas, isto é o carvalhal em recuperação e o pinhal adulto, sendo que os valores mais baixos têm correspondência com a comunidade arbustiva monitorizada.

Nos 40 cm de espessura observa-se uma maior homogeneidade no conteúdo de água retida pelo solo, sob os diferentes usos e coberturas vegetais. Os respectivos valores oscilaram, no decurso de 2005 entre os 4% do carvalhal em recuperação e os cerca de 43% da parcela com a cultura de cereais. Em 2006, o máximo registado rondou os 50% e foi assinalado na cultura de cereais, enquanto os mínimos, de 10%, foram obtidos nos solos com comunidades arbóreas, ou seja nos que comportam *Quercus pyrenaica* em recuperação e *Pinus pinaster* adulto. Uma análise mais detalhada à forma desenhada pelas curvas de humidade sob este tipo de coberto vegetal permite evidenciar uma nítida discrepância de comportamento entre estas comunidades arbóreas e os restantes uso.

Esta heterogeneidade vertical da humidade do solo tem sido explicada através do modelo de WALTER (1971), segundo o qual se podem distinguir duas camadas principais em função da profundidade das raízes das plantas. Por um lado, as plantas herbáceas, com a distribuição das raízes muito densas na camada superficial e, por outro, as espécies florestais, com raízes mais profundas, capazes de obter humidade nas camadas inferiores. São inúmeros os estudos que referem um comportamento diferente entre as espécies florestais no que respeita à profundidade da qual extraem a humidade (MONTANA et al. 1995; BRESHEARS & BARNES, 1999). Outros trabalhos mostram que as espécies arbustivas apresentam um sistema radicular bem menos profundo do que as árvores (MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ et al., 1995; JACKSON et al. 1996; BRESHEARS & BARNES, 1999), extraindo a humidade, sobretudo, das camadas mais superficiais do solo.

A este propósito, MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ et al. (1995) ao analisarem a quantidade e a distribuição de raízes em um perfil de solo em campos de cultivo e numa área de mato adjacente, encontraram nos 10 cm superficiais, sob comunidades arbustivas, 4,5 kg/m³ de raízes, enquanto no solo em utilização contabilizaram 1,2 kg/m³. À profundidade de 35 cm havia 0,9 kg/m³ de raízes no matorral enquanto no campo de cultivo obtiveram 0,3 kg/m³.

CARVALHO (2005) quando caracteriza o sistema radicular do carvalho negral refere que junto das árvores e próximo da superfície há menos raízes médias e grossas, para aumentarem a uma distância maior da árvore, decrescendo depois de forma gradual. Acrescenta, ainda, que há uma tendência a serem mais abundantes a uma certa profundidade (30-100 cm).

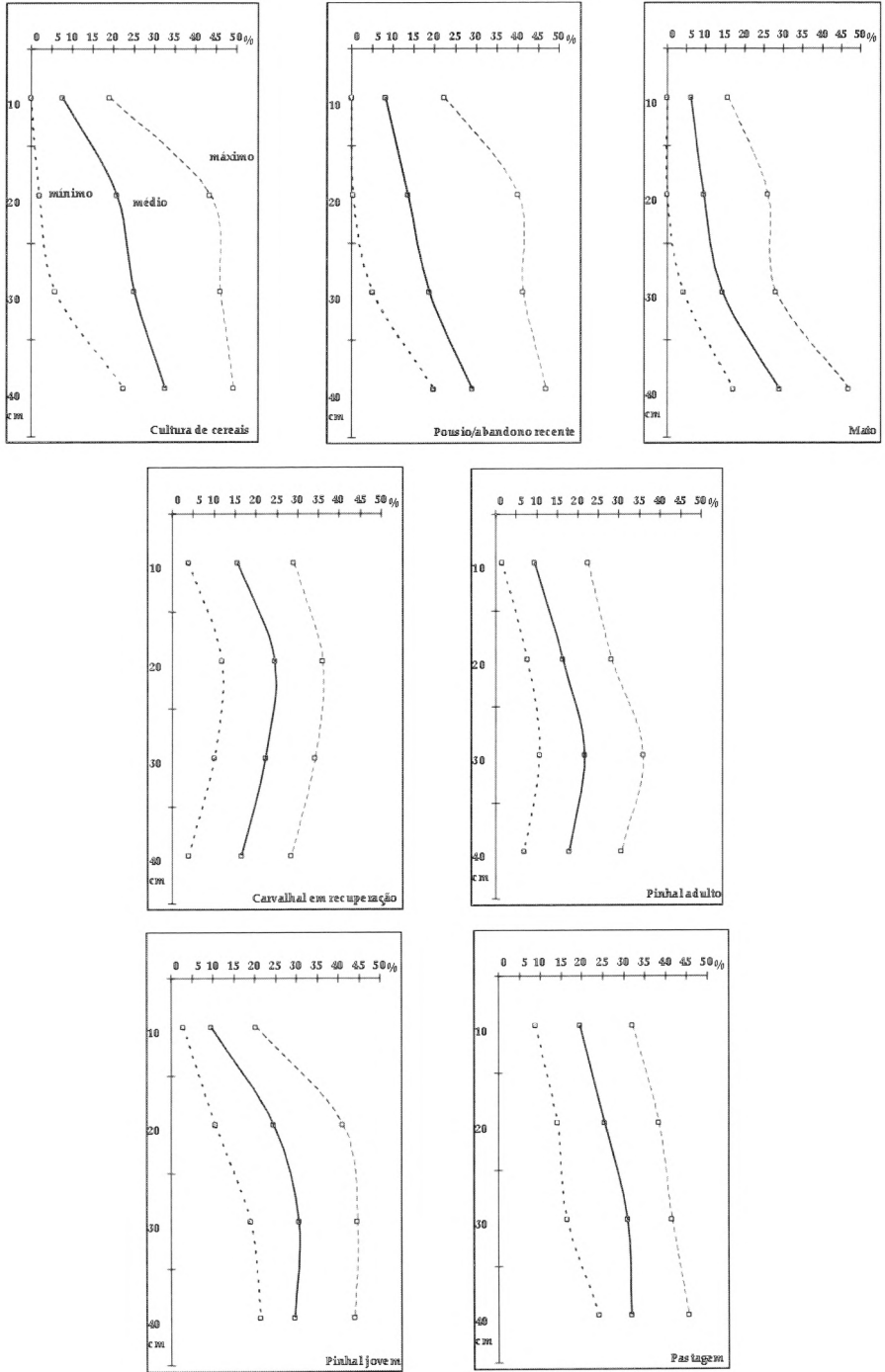


Fig. 21 - Valores mínimos, médios e máximos de humidade obtidos para as diferentes profundidades, nos distintos usos do solo (2005 e 2006).

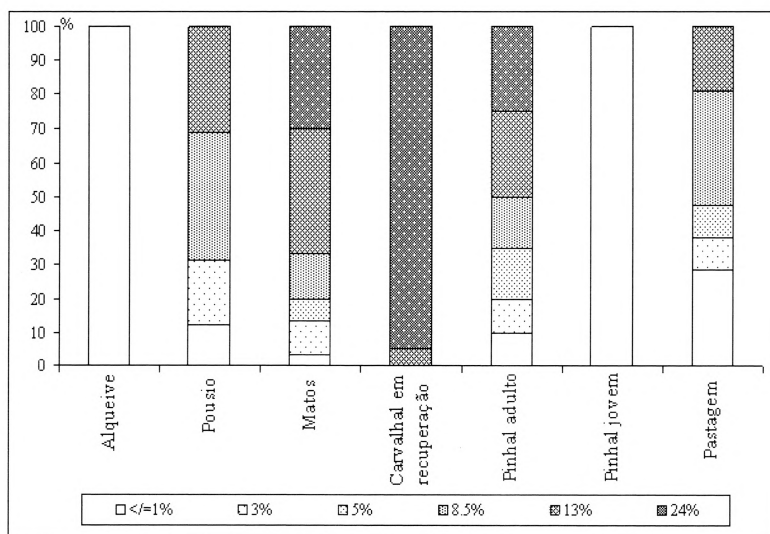
4.3.3.2 Escoamento superficial vs infiltração

Ao nível do pedon: simulação de chuvas

A realização das simulações de chuva ocorreu em condições de grande contraste meteorológico, tendo-se realizado o primeiro conjunto de experiências em Agosto de 2005, o segundo em meados de Abril de 2006, o terceiro em Agosto de 2006 e o quarto em Novembro de 2006. A primeira e a terceira série são representativas da estação estival na área, enquanto o segundo e o quarto conjunto correspondem a um ambiente de maior humidade. No total, foram realizadas 64 simulações.

Como seria de esperar, a humidade do solo, por se encontrar condicionada pelo balanço pluviométrico anterior às experiências com simulação de chuva, apresentava diferenças bastante expressivas. Em termos médios, rondava os 2,4% nos primeiros 10 cm do solo no período de Verão, em nítido contraste com os valores obtidos para a estação húmida, com uma média de 14%. A percentagem de solo com cobertura vegetal mostrava também uma acusada variabilidade sazonal, quando comparados os valores correlativos ao ambiente húmido e ao ambiente seco. Em termos médios, a percentagem de solo coberto por vegetação, na estação de Verão, pico do período estival, é de cerca de 50%, menos 15% do valor apurado para a estação em que os solos atingem as mais altas percentagens em termos de coberto vegetal.

Com o intuito de avaliar a importância das propriedades hidrofóbicas na resposta hidrológica dos diferentes usos do solo, procedemos à sua quantificação antes da realização de cada uma das experiências com simulação de chuva. Para o efeito, utilizámos o MED (Teste de molaridade com etanol), de acordo com DOERR (1998) e CEBALLOS (1999).



$\leq 1\%$: Bastante hidrófilo; 3%: Hidrófilo; 5%: Ligeiramente hidrofóbico; 8.5%: Moderadamente hidrofóbico; 13%: Muito hidrofóbico; 24%: Fortemente hidrofóbico;

Fig. 22 - Distribuição da hidrofobosidade, por classes, nos diferentes usos do solo, no período seco.

Na Figura 22 representa-se a distribuição das frequências relativas pelas diferentes classes de hidrofobia, nos usos do solo escolhidos para o efeito, correspondente ao ambiente seco, os quais demonstram grande heterogeneidade espacial. Estatisticamente, os maiores graus de repelência à água coincidem com as parcelas de carvalho em recuperação, com valores a situarem-se nas classes definidas de muito e extremamente hidrofóbicas. Por ordem de importância, apesar da diversidade nos resultados obtidos, encontram-se as parcelas de mato e as de pinhal adulto, pois foram identificadas situações em que não se detectou repelência à água, isto é, solos perfeitamente hidrófilos, e situações de muito e forte hidrofobosidade. Sem qualquer tipo de resistência à penetração de água destacam-se a totalidade de experiências efectuadas nos solos destinados ao cultivo de cereais e com plantações jovens de pinhal, enquanto o comportamento obtido nas parcelas em pousio e nas pastagens revelou-se bastante semelhante, registando a preponderância de níveis pouco ou moderadamente hidrofóbicos.

A aplicação dos mesmos testes após períodos de intensa precipitação mostra a completa ausência de hidrofobia pois nenhum dos solos mostrou resistência à penetração de água, já que as gotas com graus 1 e 3 se infiltram imediatamente após a sua colocação sobre a camada edáfica superficial.

A resposta hidrológica dos solos sujeitos a um mesmo quantitativo de precipitação (33-33 mm h⁻¹), através da aplicação de técnicas de simulações de chuva, demonstra grande heterogeneidade em termos sazonais, mas, sobretudo, em função do tipo de uso a que está sujeito (Quadro 5 e Fig. 23).

Analisando alguns dos parâmetros monitorizados, tais como o tempo necessário para que se produza escoamento superficial, verifica-se que, em condições de solo húmido, o tempo necessário para se gerar escoamento foi bastante mais alargado, com uma média de cerca de 13 minutos, comparativamente à situação de solo seco, em que foram esperados, em média, 8:30 minutos para que todas as micro-depressões se colmassem e ocorresse uma conexão no fluxo para o exterior da parcela. Traduzidos em valores mínimos de precipitação necessária para haver escoamento, os resultados são os do Quadro 5.

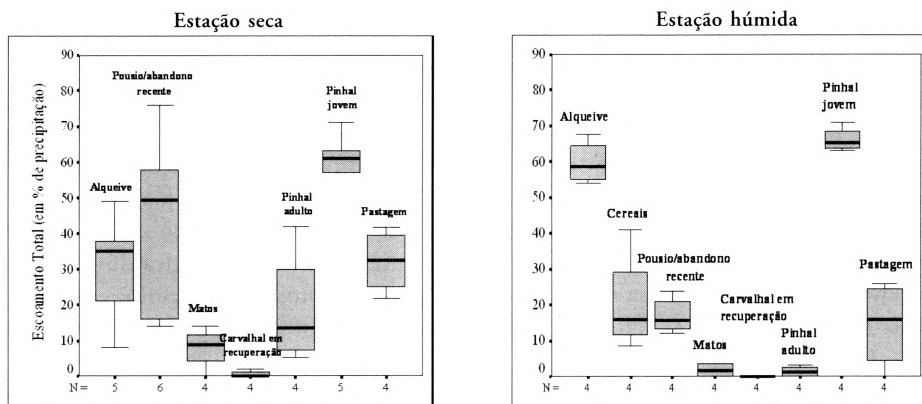
Quadro 5 – Volume médio de precipitação (mm) necessário para que se gerasse escoamento superficial

	Estação seca		Estação húmida	
	N	mm	N	mm
Alqueive	5	12,7	4	4,9
Cereais	-	-	4	14,8
Pousio ou abandono recente	6	5,9	4	13,6
Matos	4	17,1	4	14,9
Carvalho em recuperação	4	33,6	4	> 55
Pinhal jovem	5	3,6	4	2,7
Pinhal adulto	4	7,5	4	18,9
Pastagens	4	5,7	4	16,2
		12,3		19,4

Em consonância directa com o parâmetro anteriormente analisado encontra-se o escoamento médio, obtido para o total das simulações efectuadas nas duas estações do ano (Fig. 23). Com efeito, é no período de estio que se assinala o coeficiente de escoamento médio, mais elevado, a rondar os 30% do total de água precipitada, valor

notoriamente superior ao obtido para a estação húmida, cuja média se situa nos 22%. Estes resultados mostram que as taxas de escoamento e, conseqüentemente, de erosão do solo são mais pronunciadas na sequência de extensos períodos de seca do que em situações de solo húmido.

Apesar dos resultados parecerem algo contraditórios face a outros apurados através das mesmas técnicas, em que os coeficientes de escoamento obtidos são, em média, superiores em condições de solo húmido (CEBALLOS, 1999), vários autores referem uma maior eficácia na infiltração em situação de solos húmidos (WHIPKEY, 1965; KIRKBY, 1978; COELHO et al., 2005). Do mesmo modo, LAVEE et al. (1998) e CERDÀ & SARAH (2000) registaram, em condições de maior humidade, um desfasamento temporal superior entre o encharcamento inicial e a geração de escoamento face a solos secos. COELHO et al. (2005) assinalaram na estação estival, sob comunidades de *Quercus suber*, escoamentos superficiais três vezes superiores comparativamente aos obtidos na estação húmida.



Média: 29,7%; Coef. Variação: 79,3%; $p < 0,000$ Média: 22,5%; Coef. Variação: 146,1%, $p < 0,000$
 -ANO- Média: 26,1%; Coef. Variação: 94,5%; $p < 0,000$ -

Fig. 23 – Escocamento superficial, em % relativamente à precipitação total, resultante da aplicação de técnicas de simulação de chuvas em duas estações do ano contrastadas.

A justificação para a obtenção destes resultados parece dever-se à conjugação de vários factores, entre os quais se salientam a existência de crostas superficiais em determinadas parcelas, como, por exemplo, nas parcelas de pousio ou em abandono recente e nas que comportam plantações jovens de pinhal, o que explica as menores taxas de infiltração e as altas escorrências. Outro dos factores que pode explicar estes maiores coeficientes de escoamento, no período de Verão, associa-se à diminuição da cobertura vegetal, sobretudo das herbáceas, e ao aumento do solo descoberto.

Anualmente, os valores máximos de escoamento superficial foram obtidos nas parcelas com pinhal jovem, com uma média de 62,7%, e nas de alqueive, com uma média de 44%. Nestas parcelas, o coeficiente de escoamento em ambiente seco foi relativamente inferior ao registado em ambiente húmido. Assim, no Verão, a presença de uma micro-crosta superficial, derivada da acentuada e prolongada secura estival, a

rápida saturação da camada superficial edáfica e a inexistência de macroporos explicam as baixas taxas de infiltração e os elevados coeficientes de escoamento registados no decurso das experiências. No Inverno, as maiores percentagens de humidade na camada superficial e a sua rápida saturação em água terão contribuído para o acelerar do escoamento superficial.

Por ordem de importância, seguem-se as parcelas em pousio, ou abandono recente, com um volume de água exportada acima dos 30%. Entre os usos do solo analisados, este é o que manifesta maior variabilidade espaço-temporal, pois os respectivos valores oscilam entre 12% e 74%. Estes resultados não diferem substancialmente dos obtidos por RIES & LANGER (2001) que, ao utilizarem a mesma técnica, em campos abandonados, na bacia do Ebro (Espanha), verificaram que em restolhos jovens, portanto, em campos recentemente abandonados, os coeficientes de escorrência variaram entre 20 e 93%. Em restolhos antigos, os valores oscilam entre 0 e 76% dependendo de outros parâmetros como o declive e a actividade a que o solo está sujeito.

De facto, após o abandono, a porosidade resultante da mobilização da camada superficial edáfica reduz-se, a densidade aparente aumenta e formam-se, por vezes, micro-crostras, que coadjuvam a escorrência e o transporte de sedimentos (LASANTA et al., 2000; ERREA et al., 2001). Esse encrostamento e compactação da camada superficial parecem deter uma influência mais significativa na estação em que os solos se encontram mais secos, pois o escoamento observado foi mais do dobro daquele que se registou em situação de maior humidade. Outro dos factores susceptíveis de interferir, a esta escala, na diferente resposta hidrológica dos campos recentemente abandonados relaciona-se com a macroporosidade do solo, com uma distribuição muito irregular, quase sempre na dependência dos restos vegetais do cereal.

Um comportamento idêntico foi assinalado pelas pastagens, muito embora os coeficientes obtidos para o escoamento superficial sejam relativamente inferiores devido à maior acumulação de resíduos vegetais (MOLINAR et al., 2001), aos maiores teores de humidade demonstrados pelas camadas superficiais, mas também devido à presença de micro formas resultantes do regular pisoteio dos animais.

Com proporções claramente inferiores encontram-se as parcelas com cereais, com perdas superficiais de água a oscilar entre os 41% e os 8%. A maior capacidade de absorção evidenciada por estes solos, face aos que se encontram em alqueive ou em abandono recente prende-se com a maior densidade vegetal ao longo do Outono/Inverno/Primavera, pois este cereal, semeado normalmente em Outubro, depressa forma um tapete que cobre em média 30 a 60% do solo, praticamente até Junho/Julho, altura em que se procede à sua colheita.

As parcelas de carvalho em recuperação, representativas de um abandono já bastante antigo, foram as únicas a apresentar valores praticamente nulos de escoamento superficial, o que significa que toda a precipitação se infiltrou. Com coeficientes relativamente baixos, sobressaem também as parcelas de mato, pois nem mesmo quando se registaram declives mais acentuados, o escoamento se revelou muito expressivo. Em solos secos, as perdas superficiais de água foram bastante superiores às evidenciadas em ambiente húmido, o mesmo se verificando nos povoamentos de pinhal adulto.

Com efeito, neste último tipo de ocupação, as discrepâncias observadas são bastante significativas, pois, em ambiente húmido praticamente não se observa escoamento superficial, em nítido contraste com os resultados apurados para o período seco, cuja escorrência oscilou entre os 42% e os 5%. A obtenção destes resultados parece sugerir que as propriedades hidrofóbicas dos solos, cujo auge se detectou no termo da estação estival e se dissiparam após a ocorrência de precipitação, detêm um papel determinante no processo de infiltração da água, tal como é sugerido em múltiplos trabalhos (CONTRERAS LÓPEZ & SOLÉ-BENET, 2003; DOERR et al., 2000, 2003; COELHO et al., 2003).

Ao nível da vertente: parcelas fechadas

O período monitorizado, compreendido entre Janeiro de 2003 e Dezembro de 2006, abrange dois anos com características pluviométricas bastante diferenciadas. O primeiro ano observado registou 504 mm de precipitação enquanto no de 2006 foram ultrapassados 1200 mm. Na Figura 24 representa-se a distribuição intra-anual da precipitação, ao longo dos dois anos referidos, a par dos valores médios de referência para a área.

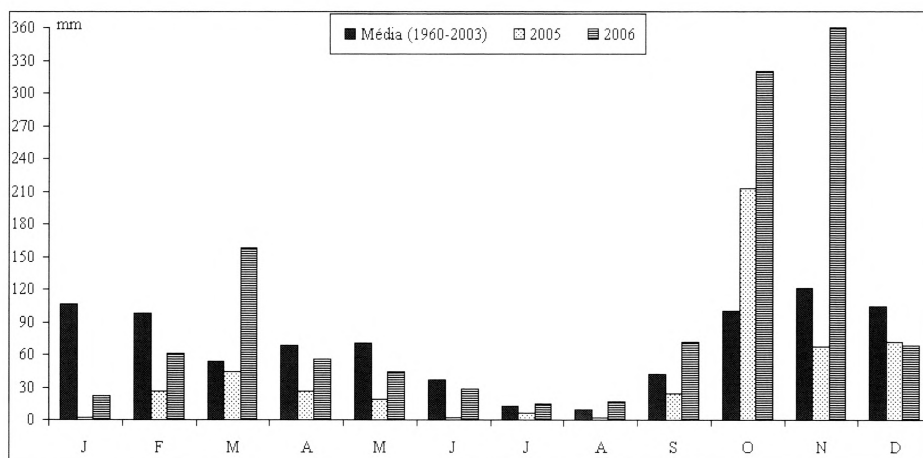


Fig. 24 – Precipitação média mensal para a área (Pega) e distribuição dos quantitativos mensais, em 2005 e 2006.

Como seria de esperar, ocorreu no decurso de 2006 um maior número de dias com precipitação (com um total de precipitação igual ou superior a 1 mm/dia), aproximadamente 80, face a 2005 com uma soma de 54. A respectiva intensidade diária foi mais elevada no segundo ano monitorizado: 7,6 mm/dia em 2005 e 13 mm/dia em 2006.

Na Fig. 25 apresenta-se a distribuição dos dias com precipitação, por classes de intensidade. Em ambos os anos, mais de 80% dos dias não registou a ocorrência deste meteoro ou o respectivo valor foi inferior a 1 mm. A classe de menor intensidade diária, isto é entre 1 e 5 mm/dia, foi mais representativa em 2005 enquanto as restantes categorias, de maior intensidade, obtiveram uma expressão superior em 2006.

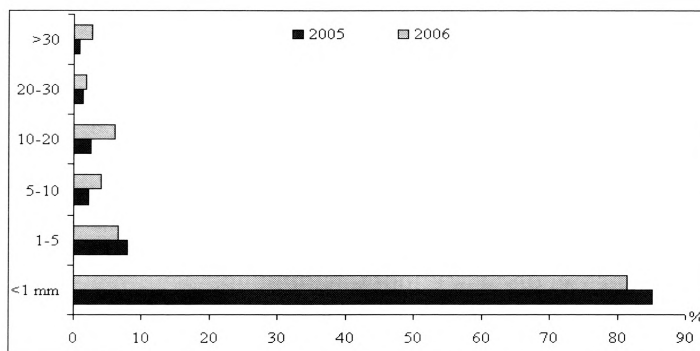


Fig. 25 – Distribuição dos dias por classes de precipitação, em 2005 e 2006.

No Quadro 6 sistematizam-se as principais informações relativas à interacção entre a precipitação total e o escoamento superficial, nas diferentes parcelas monitorizadas, ao longo do período em que se efectuou a observação.

Quadro 6 – Precipitação e escoamento superficial medido nas parcelas instaladas (2x8 m)

Uso solo	Período	Precipitação total (mm)	Escoamento superficial l m ²	Escoamento superficial (% de precipit.)
PCS: parcela com cereal	Jan.2005 a Dez.2006 ⁵	1705,7	153,7	9,01
PP: parcela em pousio/abandono recente	Jul.2005 a Dez.2006	1616	93,5	5,79
PM: parcela com matos	Jan.2005 a Dez.2006	1705,7	2,1	0,12
PCR: parcela com carvalho em recuperação	Jan.2005 a Dez.2006	1705,7	0,7	0,04
PPA: parcela com pinhal adulto	Jan.2005 a Dez.2006	1705,7	14,3	0,84
PPJ: parcela com pinhal jovem	Jan.2005 a Dez.2006	1705,7	188,0	11,02
PAST: parcela com pastagem	Jan.2005 a Dez.2006	1705,7	6,8	0,39

O pinhal plantado (PPJ) foi o que mais escoamento superficial produziu, com um coeficiente de 11% relativamente à precipitação total, seguindo-se em ordem de magnitude a parcela de cereais (PCS), com 9%, e a de pousio ou abandono recente (PP), com 5,8 %. Nos restantes tipos de ocupação, a precipitação incidente praticamente não originou escorrência, pois mais de 99% infiltrou-se. Estes resultados põem em evidência dois grupos principais de usos do solo. Um conjunto, onde se inserem as parcelas de carvalho em recuperação, de mato, de pinhal adulto e com pastagem, em que se registaram valores muito baixos, ou praticamente nulos, em

⁵ De Julho a Setembro de 2005 e de 2006 esta parcela encontrou-se em alqueive. Por razões práticas optou-se pelo encurtamento do período de alqueive, tendo-se procedido à sua monitorização apenas nos meses de Verão, ou seja no período que se estende desde a ceifa do centeio e até à sua sementeira. Nestas circunstâncias, as informações referentes à parcela de centeio incluem o período anterior, de alqueive, todavia os respectivos dados aparecem subvalorizados, pelo facto do mesmo ter sido restringido aos 3 meses de Verão, quando na realidade se prolonga desde a Primavera.

termos de escoamento superficial, em nítido contraste com o segundo grupo, no qual se integram as parcelas de pinhal jovem, de cereais e de pousio ou abandono recente, com as maiores percentagens de água escoada. As discrepâncias entre o primeiro e o segundo conjunto chegam a ser da ordem das várias dezenas.

Nos dois anos monitorizados, foram registados 42 episódios com exportação superficial de água, na totalidade das parcelas ou em algumas delas. Em 2005, contaram-se 14 eventos enquanto os restantes 28 tiveram lugar em 2006. A proporção precipitação/escoamento foi ligeiramente superior no segundo ano, com um valor médio de 4,2%, comparativamente ao primeiro monitorizado, com 3,1%. Em termos percentuais, os maiores acréscimos ocorreram nas parcelas com cereais e pinhal jovem, enquanto a de pousio ou abandono recente, registou uma ligeira diminuição no respectivo coeficiente de escoamento. Nas parcelas com mato, carvalho em recuperação e com pastagem toda a precipitação se infiltrou, em 2005.

De um modo geral, o fluxo superficial de água mostra uma variação sazonal, na dependência directa dos quantitativos totais de precipitação ($r = 0,731$). Significa, portanto, que os maiores coeficientes de escoamento superficial foram originados nos meses mais pluviosos, registando-se valores nulos ou muito baixos naqueles em que a precipitação foi mais escassa ou inexistente. Assim, no decurso do período monitorizado, foram os meses de Outubro e Novembro de 2006 que verificaram os maiores picos de água escoada, concentrados, em consonância com os elevados quantitativos de pluviosidade, entre 54% e 84% do escoamento total, assinalado ao longo do ano, conforme o tipo de ocupação. Estes máximos de ocorrência ocorrem, assim, nos períodos mais húmidos, por saturação do perfil do solo. O volume mais baixo de precipitação a gerar escoamento superficial foi de 8,2 mm e ocorreu em Agosto de 2006. Neste episódio, apenas nas parcelas com pinhal plantado, em abandono recente e na destinada à cultura de cereais se gerou um fluxo superficial de água.

Nas parcelas com carvalho em recuperação, pinhal adulto, giestal e com pastagem, a maior parte dos episódios chuvosos não promoveu a ocorrência de escoamento superficial. A exportação de água à superfície, nestes tipos de ocupação, ocorreu esporadicamente, quase sempre no culminar de sucessivos episódios de marcada pluviosidade. Daí que, praticamente todo o primeiro ano observado tenha registado valores nulos ou muito baixos de escoamento superficial. Por outro lado, depois de um ano bastante seco, como foi o de 2005, verificam-se perdas superficiais só quando a capacidade do solo é preenchida e atinge a saturação.

Quando se analisam as correlações entre a precipitação total por episódio (variável independente) e o respectivo escoamento superficial, observado no conjunto das parcelas (variável dependente), verificamos que a primeira variável mantém uma relação linear positiva com a segunda, explicando, per se, 53% da variância observada na resposta hidrológica, tal como se pode observar na Figura 26. Apesar desta correlação ser significativa, assinala-se um conjunto de ocorrências com um elevado grau de dispersão relativamente à recta de regressão. Este facto sugere que existem outros factores, e não apenas o total de precipitação, a influenciar o escoamento superficial (CEBALLOS, 1999), como sejam, por exemplo, a intensidade da precipitação e a sua distribuição no decurso do episódio, a humidade antecedente do solo.

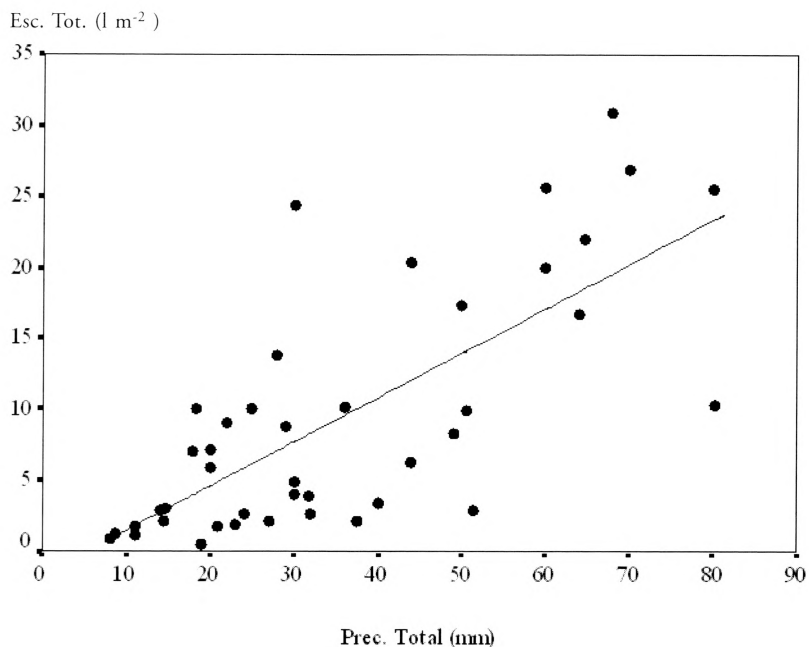


Fig. 26 – Correlação linear entre a precipitação e o escoamento total (N=42; $r=0,731$; $r^2= 0,534$; Sig= 0,000).

De facto, quando se analisam os resultados da inter-relação entre o escoamento superficial e outros elementos, relativos à intensidade média do episódio e máximos pluviométricos registados em 60, 30 e 10 minutos, verificamos que as correlações se mantêm significativas com todas as variáveis (sig.= 0,000), embora mais estreitas com as intensidades registadas em 30 ($r= 0,773$) e 10 minutos ($r= 0,746$). O recurso à técnica estatística de regressão múltipla com o objectivo de avaliar com maior detalhe o grau de conexão entre os diversos factores que explicam a variável dependente, permitiu a explicação de uma elevada percentagem de variância observada no escoamento total das sete parcelas monitorizadas. Demonstra-se, através da sua análise, uma clara dependência positiva da produção de fluxos superficiais de água em relação à quantidade da precipitação e à intensidade, registadas em 30 minutos. No conjunto, estas duas variáveis justificam 73% da variabilidade observada no escoamento superficial ao longo dos dois anos monitorizados.

A aplicação dos mesmos procedimentos metodológicos a cada um dos usos, com o objectivo de identificar algumas tendências e perceber de que modo é que os quantitativos totais de precipitação, a intensidade média do episódio e as intensidades máximas em diferentes períodos horários (1 hora, 30 minutos e 10 minutos) interagem com os solos e em que condições os fluxos são gerados, são analisados na sequência (Quadro 7). Os resultados obtidos apresentam variâncias explicadas compreendidas entre 42% e 79%, conforme o tipo de ocupação a que o solo está sujeito. A precipitação total é, sem dúvida, a protagonista destacada do escoamento observado em todas as parcelas monitorizadas.

No caso dos cereais de sequeiro, o modelo multivariado, usado para explicar o escoamento observado, retém duas variáveis independentes: (1) a quantidade de precipitação registada no período que antecedeu a recolha do volume de água escoado, a qual explica cerca de 65 % das variações observadas, e (2) a precipitação máxima registada em 30 minutos. Ambas as variáveis se correlacionam positivamente com a variável dependente, explicando em conjunto perto de 80% da variabilidade manifestada pelo escoamento superficial. Significa, portanto, que quanto maior for a quantidade de precipitação, maior será o volume de água drenado à superfície.

Quadro 7 – Resultados da aplicação de regressões múltiplas entre escoamento superficial (Es) e a precipitação (total, intensidade média, intensidade em 60, 30 e 10 minutos)

Usos do solo	Modelo	R	Variância Explicada (%)	Erro padrão da regressão	Euações da regressão múltipla (Escoamento superficial em l m ⁻²)
Cultura de cereais	1a	0,802	64,3	2,4008	Es= -0,877+0,114Prec.total
	2b	0,887	78,7	1,8809	Es=-1,816+0,071Prec.total+0,423Int.max.(30min.)
Pousio/aban-dono recente	1a	0,827	68,4	1,5269	Es= -0,577+0,078Prec.total
	2c	0,885	78,4	1,2823	Es= -1,249+0,056Prec.total+0,429Int.max.(10min.)
Matos	1a	0,756	57,2	0,1121	Es= -0,124+0,005Prec.total
Carv. em recuperação	1a	0,655	42,8	0,03460	Es= -0,026+0,001Prec.total
Pinhal adulto	1a	0,761	57,9	0,8329	Es= -0,975+0,034Prec.total
Pinhal jovem	1a	0,848	72,0	3,0576	Es= -2,227+0,173Prec.total
Pastagem	1a	0,697	48,6	0,2905	Es= -0,192+0,010Prec.total

a- Predictors: (Constant), Prec.total; b- Predictors: (Constant), Prec.total, Int. max.(30m); c- Predictors: (Constant), Prec.total, Int. max.(10m). **Prec.total**: Precipitação total; **Int.max.(30min.)**: Intensidade máxima registada em 30 minutos; **Int. max.(10min.)**: Intensidade máxima registada em 10 minutos
 PCS: Parcela cultivada com cereais de sequeiro (centeio); PP: Parcela em pousio ou em abandono recente; PM: Parcela com matos; PCR: Parcela com carvalho em recuperação; PPA: Parcela com pinhal adulto; PPJ: Parcela com plantação de pinhal jovem; PAST: Parcela com pastagem.

Para a parcela recentemente abandonada o modelo de regressão múltipla introduz, à semelhança dos resultados obtidos para a de cereal, duas variáveis associadas à precipitação, que explicam aproximadamente 79% da variância observada. O volume total de precipitação é a variável independente com maior peso na justificação do escoamento superficial, com 68,4% das variações explicadas. Apesar de ter optado pelo modelo 2, o qual introduz um outro elemento, a intensidade máxima em 10 minutos, o respectivo peso representa apenas 10%, o que expressa a preponderância da precipitação total na geração de escorrência.

Entretanto, com 72% da variância explicada, surge a parcela com pinhal jovem. Esta proporção de variabilidade é justificada apenas pela quantidade de precipitação acumulada em cada episódio chuvoso. Estes três tipos de ocupação do solo apresentam variâncias explicadas bastante superiores aos restantes usos, o que significa que reagem mais eficazmente aos dados pluviométricos, em especial aos totais de chuva assinalados no período antecedente.

Com efeito, a correlação entre precipitação total e escoamento depende da capacidade do solo para reter a água (THORNES, 1979), por isso, solos com menos vegetação traduzem-se por coeficientes com maior significado. Por outro lado, a reduzida expressão da rede de macroporos, nestes solos recentemente intervencionados

pelo Homem para a prática da agricultura ou com vista à remoção do estrato herbáceo, diminui a capacidade de infiltração da chuva e a velocidade de propagação da água através do solo. A existência parcial de crostas superficiais incide, igualmente, num decréscimo das taxas de infiltração e num incremento dos escoamentos superficiais (Papy & DOUYER, 1991; AUZET et al., 1995). A menor profundidade dos solos, devido à duradoura intervenção humana, faz com que mais rapidamente se saturem com água ou a respectiva capacidade de infiltração seja inferior à intensidade da precipitação.

Para os restantes tipos de ocupação, os modelos multivariados retêm somente o volume de água precipitada, o qual explica variâncias compreendidas entre 42 e 58%. Nas parcelas com mato e pinhal adulto a variabilidade explicada é idêntica, 57,2 e 57,9% respectivamente, enquanto na pastagem os respectivos valores decrescem para 48,6%. No carvalhal em recuperação rondam os 42%. A obtenção destes resultados está de acordo com o defendido por CEBALLOS (1999) quando refere que, teoricamente, os melhores valores de regressão deveriam encontrar-se nas unidades com menor capacidade de infiltração e maior escoamento e os piores naquelas onde existam factores que alteram a linearidade entre a precipitação e escoamento: arvoredos, pastos, arbustos, microtopografia, etc.

Assim, os baixos valores de escoamento superficial e a fraca correlação obtida entre esta variável e os quantitativos de precipitação observados, estarão principalmente relacionados com a densidade de vegetação, que protege o solo da energia cinética da chuva e favorece a infiltração (RUIZ-FLANO, 1993). Outros factores que contribuem para esta maior capacidade de penetração de água manifestada pelos solos, sobretudo sob carvalhal em recuperação, matos e pinhal adulto, poderão estar associados aos maiores teores de matéria orgânica na camada edáfica superficial e à presença de macroporosidade, que coadjuvam no transporte de água em profundidade. Por outro lado, acrescem os efeitos do processo de intercepção da chuva por parte do coberto vegetal, cuja consequência mais importante, é a perda de recursos hídricos devido ao armazenamento de água na vegetação, a qual regressa à atmosfera por evaporação (BELMONTE SERRATO et al., 1999).

A permanência de uma cobertura vegetal herbácea ao longo de, praticamente, todo o ano, devido à baixa pressão exercida pelo gado graúdo, pois em mais de metade do período, de forma alternada, não esteve presente, terá contribuído para os elevados coeficientes de infiltração registados pela pastagem. Isto, aliás, está de acordo com as conclusões de vários estudos que avaliaram o efeito da carga animal sobre a produção vegetal e a infiltração (por exemplo MOLINAR et al. 2001).

4.3.4 - Erosão dos solos

Ao nível do pedon: simulação de chuvas

Os resultados obtidos, através das experiências de chuva simulada, mostram que na estação seca a susceptibilidade dos solos para serem erodidos (expressa na quantidade média de sedimentos carreados) é maior do que na estação húmida (Fig. 27), tal como foi sugerido por CEBALLOS et al. (2002). Com efeito, o peso médio de sedimentos transportados, por m^2 , no período em que decorreram as simulações foi, relativamente, superior na estação em que os solos se encontravam secos (com $25,6 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) do que quando apresentavam teores de humidade mais elevados ($17,83 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

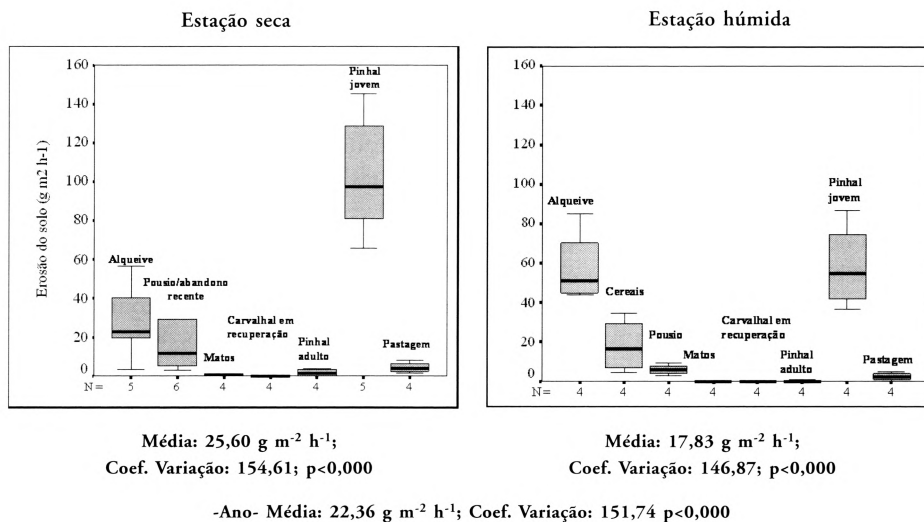


Fig. 27 – Erosão dos solos em estações contrastadas em função do tipo de uso.

Esta maior vulnerabilidade aos agentes erosivos, neste caso, um elevado quantitativo de precipitação, fica a dever-se, principalmente, à menor cobertura vegetal dos solos, na sequência de um prolongado período quente e seco, mas também a outros factores relacionados com as características dos solos, tais como a maior deterioração física da respectiva camada superficial, em consequência da maior compactação, encrustamento superficial e humidade inferior. As menores perdas de solo, registadas em solos húmidos, poderão, pelo contrário, resultar da maior percentagem de cobertura vegetal por plantas, mas igualmente das abundantes precipitações caídas no período que antecedeu a realização das experiências, as quais terão provocado uma lavagem dos materiais mais finos e, ainda, devido aos menores coeficientes de escoamento observados neste período.

Entre os diferentes usos monitorizados (Fig. 27), as plantações de pinhal jovem, com um valor médio horário de 83,48 g m⁻² h⁻¹, e as parcelas em alqueive, com 41,49 g m⁻² h⁻¹, foram as que registaram as maiores perdas totais de solo, tanto na estação seca, como na húmida. Por ordem sequencial, vêm as parcelas com a cultura de cereais (18,13 g m⁻² h⁻¹) e as recentemente abandonadas (15,26 g m⁻² h⁻¹). Nas pastagens, a acção erosiva da precipitação provocou um dismantelamento inferior, a rondar 3,42 g m⁻² h⁻¹, enquanto nas de mato, pinhal adulto e carvalhal em recuperação a erosão foi, praticamente, nula.

Se exceptuarmos as parcelas em alqueive, onde a quantidade de sedimentos transportados foi superior em condições de maior humidade, nos restantes tipos de ocupação as perdas mais elevadas de solo ocorreram na estação seca, a que correspondem também os maiores coeficientes de variação. Estes resultados apresentam uma associação directa com os coeficientes superiores de escoamento superficial observados nesta estação, comparativamente à húmida (cfr Fig. 23 e Fig. 27).

Para demonstrar estatisticamente se existem diferenças significativas entre a quantidade de sedimentos erosionados, nos diferentes tipos de ocupação do solo, aplicaram-se análises ANOVA, cujos resultados são apresentados na Figura 27. A sua observação mostra que existem diferenças, estatisticamente representativas (sig. = 0,000), na quantidade de

sedimentos emitidos por cada um dos tipos de ocupação monitorizados, em ambos os períodos, bem como em relação à totalidade de experiências efectuadas. Assim, e em circunstâncias de elevada secura edáfica, são os solos com povoamentos jovens de pinhal que proporcionam os desvios mais expressivos, pois a quantidade de sedimentos produzida é, em magnitude, cerca de 4 a 5 vezes superior aos valores registados nas parcelas em alqueive e nas recentemente abandonadas. Em relação às restantes ocupações, as diferenças são bem mais marcadas, chegando a ser da ordem de 25 a 1000 vezes superiores, conforme os casos.

Em condições de maior humidade, as taxas de erosão médias obtidas para o pinhal jovem e para o alqueive são idênticas, e individualizam-se claramente dos restantes usos, pelos maiores conteúdos de sedimentos carreados, sobretudo quando confrontados com as parcelas de carvalho em recuperação, com mato e pinhal adulto. Repare-se que, nestes usos, tanto numa estação como na outra, as perdas de solo são irrelevantes.

As maiores discrepâncias relativas, obtidas sazonalmente, correspondem às parcelas em pousio ou abandono recente e às pastagens, em que as perdas de solo quase quadruplicam, no primeiro tipo de ocupação, e duplicam, no segundo.

O relacionamento entre as perdas totais de solo ($\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) e a concentração de sedimentos recolhidos (g l^{-1}) mostra coeficientes de correlação altamente significativos ($N= 64$; $r^2= 0,843$; $p < 0,000$). No entanto, a análise da variação temporal desta última variável, mostra que, em todas as experiências, os valores mais altos ocorreram nos escoamentos iniciais, pois o primeiro material a ser evacuado é o que se encontra solto em solo seco (RUIZ-FLANO, 1993). A medida que a camada superficial humedece serão necessários volumes de escoamento muito mais importantes para mobilizar o material e incrementar a carga de sedimentos (RAUWS & GOVERS, 1988). Por outro lado, com a continuação do escoamento verifica-se uma diminuição do material susceptível de ser erosionado.

Na Figura 28 ilustra-se a correlação entre o escoamento superficial e o transporte de sedimentos, a qual evidencia uma associação, de sinal positivo, bastante significativa ($N= 64$; $r^2= 0,637$; $p < 0,000$) sem diferenciar os diversos usos do solo e a estação do ano em que as simulações foram realizadas. Assim sendo, quanto maiores forem os escoamentos maiores serão as perdas de solo. Estes resultados confirmam a estreita relação entre escoamento superficial e erosão de solos, à semelhança daquilo que foi referido por Romero-DÍAZ et al (1999), REGUES & TORRI (2002) e CERDÀ & MORENO (1996).

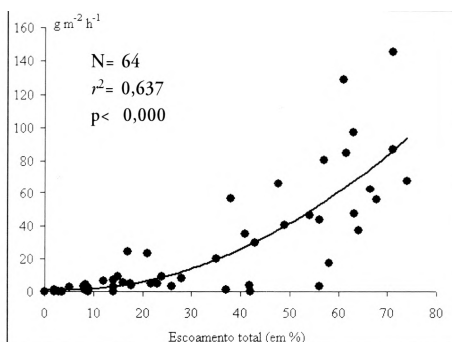


Fig. 28 – Correlação linear entre o escoamento total (%) e a quantidade de sedimentos transportados, no total de simulações realizadas ($\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$).

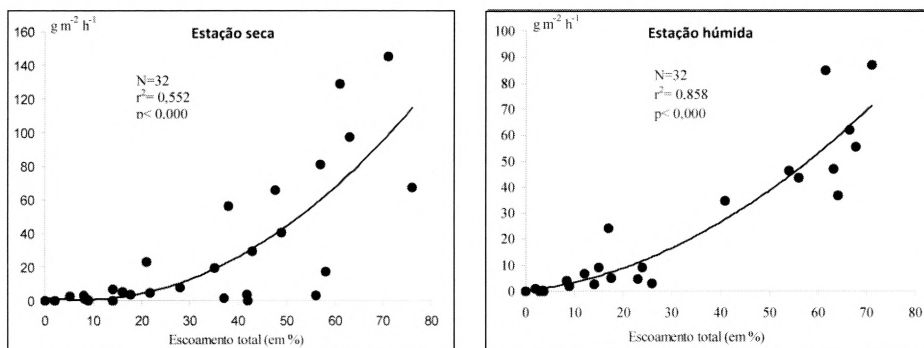


Fig. 29 – Correlação linear entre o escoamento total e a quantidade de sedimentos transportados, na estação seca e na estação húmida.

Todavia, as correlações tornam-se bastante mais estreitas quando inter-relacionada a série de experiências realizadas na estação húmida ($r^2= 0,858$) comparativamente ao conjunto que teve lugar em contextos de maior secura edáfica ($r^2= 0,552$) (Fig. 29). Em ambos os casos apresentam, no entanto, significados estatísticos ao nível de 0,000.

A maior eficácia na infiltração observada em ambiente húmido pode favorecer o transporte subsuperficial de sedimentos erosionados (REGUÉS & TORRI, 2002), ao passo que em ambiente seco, a deterioração física da camada edáfica, a menor cobertura vegetal e a presença de crostas superficiais acrescem a susceptibilidade dos solos para serem erodidos. Por outro lado, em condições de solos húmidos, o maior desfaseamento temporal entre o encharcamento superficial e a geração de escorrência, devido à maior capacidade de infiltração, faz com que as partículas mobilizadas por salpicadura ou splash não sofram um transporte tão eficiente, até porque o fluxo de escoamento superficial não é contínuo em toda a área monitorizada.

Perante estas circunstâncias, pode dizer-se que os factores que controlam o escoamento superficial são, do mesmo modo, os que determinam a produção de sedimentos. Portanto, se, para a área em análise, o grau de cobertura vegetal, ou pelo contrário a percentagem de solo desprovido de vegetação, é o parâmetro que mais influencia a exportação superficial de água, também a quantidade de sedimentos arrastados estará dependente, principalmente, daquela variável.

A correlação linear entre a percentagem de solo descoberto e a quantidade de sedimentos transportados mostra uma relação positiva e significativa ao nível de 0,000, explicando a variável independente cerca de 56% ($r^2= 0,558$) da variabilidade observada pela dependente. Estes resultados vão ao encontro do observado por vários autores, os quais demonstraram que, em diferentes ambientes, tanto o escoamento superficial como a perda de sedimentos diminuem à medida que a percentagem de cobertura vegetal se incrementa (FRANCIS & THORNES, 1990; ROXO, 1994; CERDÀ, 1995; Bochet, 1998; Durán Zuazo et al., 2006).

Apesar do grau de associação entre estas duas variáveis ser significativo para o conjunto das simulações, alguns dos resultados apresentam um elevado grau de dispersão relativamente à recta de regressão. Este facto indicia a existência de outros factores a interferirem nas taxas de erosão, sobretudo quando a percentagem de solo desprotegido por vegetação é mais alta. E na realidade, quando se inter-relaciona o grau de coberto vegetal

com as perdas de solo, nas estações em que se efectuaram as simulações, verificamos que a variável independente é mais eficaz a explicar a dependente no período em que o coberto vegetal é mais elevado, ou seja nas estações húmidas, justificando, por si só, cerca de 70% da variabilidade observada (Fig. 30). Na estação seca, a percentagem de solo coberto por vegetação explica aproximadamente 48% da variância registada nas perdas de solo, o que significa que outros agentes intervieram nos resultados obtidos para a erosão.

Um dos factores que mais terá contribuído para o intensificar dos processos erosivos em algumas das parcelas foi a presença de crostas edáficas superficiais, pois ao diminuírem consideravelmente a capacidade de infiltração do solo (PAPY & DOUYER, 1991; AUZET et al., 1993), intensificam a erosão por splash. Em contrapartida, quando o solo se encontra coberto por vegetação, e, em especial, por manta morta, não só é bastante importante no ciclo dos nutrientes, como tem um papel determinante na capacidade de infiltração, ao mesmo tempo que proporciona ao solo uma eficaz protecção contra a erosão hídrica.

Significa, portanto, que, quando as terras são intervencionadas pelo Homem, com o objectivo de remover o respectivo coberto vegetal, tal como acontece nas parcelas com pinhal jovem, ou com vista ao seu cultivo com cereais, a erosão se incrementa em várias ordens de magnitude devido à acção do splash, principal agente desagregador das partículas da camada superficial edáfica. Por outro lado, quando o solo se encontra remexido, é mais fácil a remoção e o arrastamento de sedimentos, uma vez que a precipitação não tem que vencer qualquer tipo de compactação superficial. Além disso, os solos desprovidos de vegetação são mais vulneráveis ao encrustamento e selamento superficial. As parcelas com vegetação e resíduos de plantas previnem a formação de crostas no solo (ROMERO-DÍAZ et al., 1999; REGUÉS & TORRI, 2002), facilitando os processos de infiltração e reduzindo a velocidade dos fluxos de água à superfície.

Assim, a menor quantidade de sedimentos transportados nas parcelas com cereal estará directamente relacionada com o incremento registado na percentagem de cobertura vegetal, a qual reduz de modo considerável a energia cinética das gotas de chuva, mesmo quando se produzem precipitações mais intensas.

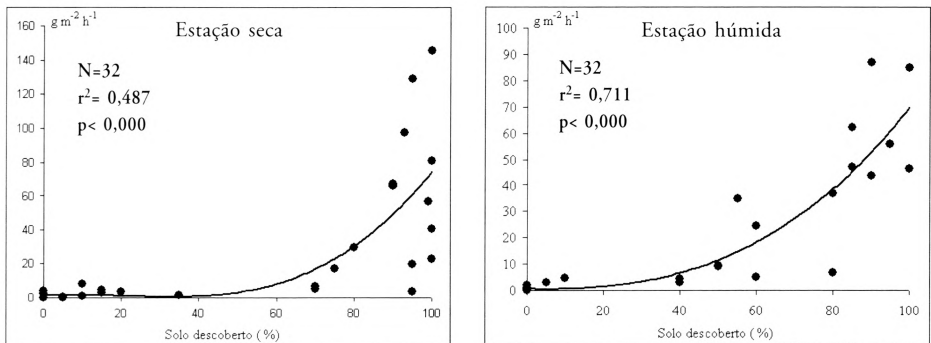


Fig. 30 – Correlação linear entre a percentagem de solo descoberto e a quantidade de sedimentos transportados, na estação seca e húmida.

O aumento da compactação do solo na sequência do abandono dos campos de cereais e a incipiente proliferação de espécies herbáceas, apesar de não contribuírem para a diminuição do escoamento superficial, sobretudo no período de maior escassez

hídrica, terão registado um notável decréscimo em termos de sedimentos transportados (RIES & LANGER, 2001). Este atenuar do processo de erosão do solo deve-se, por um lado, ao desenvolvimento de vegetação, ainda que incipiente, mas também devido aos restos de cereal (restolho) que fazem diminuir a capacidade erosiva da precipitação.

Pelo contrário, a presença de uma cobertura vegetal permanente nas parcelas de carvalho em recuperação, nas de pinhal adulto e nas de mato, no decurso de todo o ano, explica a sua elevada capacidade de infiltração e os exíguos, ou até mesmo nulos, escoamentos superficiais, assim como as reduzidas perdas de solo. De facto, entre estes tipos de ocupação não se observam diferenças significativas, sendo a respectiva erosão, em todos os casos, insignificante. Nos dois primeiros casos, joga um papel fundamental a camada de resíduos vegetais que protege o solo da acção directa das gotas de água e da erosão por splash, enquanto no segundo são as comunidades arbustivas, predominantemente de *Cytisus* e herbáceas que mais inibem a capacidade erosiva da precipitação. A presença de líquenes e musgos diminui consideravelmente a erosão, fixando de forma efectiva as partículas dos solos, mesmo em condições de maior escoamento superficial (ÁLEXANDER & CALVO, 1990).

Estes resultados estão de acordo com outros obtidos em meio mediterrâneo, que mostram que o tipo de uso do solo e de cobertura vegetal são mais importantes, na explicação da erosão do solo, do que as respectivas características físicas (ROMERO-DÍAZ et al., 1999).

Ao nível da vertente: parcelas de erosão

Os resultados das perdas de solo nas parcelas experimentais, representativas de diferentes tipos de uso, no decurso do período monitorizado, encontram-se sistematizados na Fig. 31. A sua análise mostra que os tipos de ocupação que melhor protegem o solo da acção erosiva da chuva são o carvalhal em recuperação, o mato, a pastagem e o pinhal adulto. Em contrapartida, os maiores valores de erosão foram testemunhados nas parcelas com cereais, pinhal jovem e em pousio ou abandono recente. A ordem sequencial dos diferentes tipos de ocupação, em função da respectiva carga de sedimentos carreada, é a seguinte:

Cultura de cereais > Pinhal jovem > Pousio > Pinhal adulto > Pastagem > Matos > Carvalhal em recuperação.

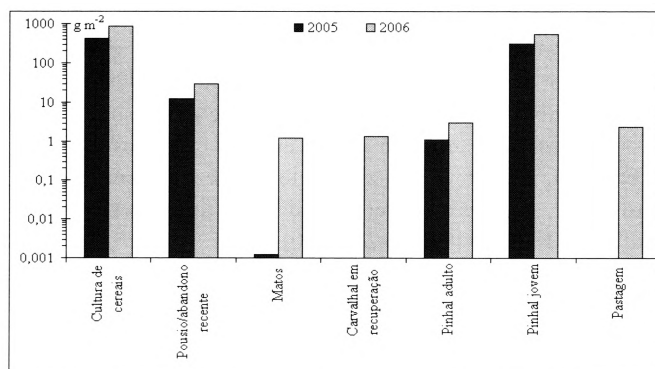


Figura 31 – Perdas totais de sedimentos (g m⁻²), em 2005 e em 2006, nos diferentes tipos de ocupação do solo.

Assim, com base nos resultados obtidos pode afirmar-se que os usos tradicionais, dominados pela cultura de cereais, precedida de uma lavoura funda preparatória denominada alqueive, se revelam altamente perniciosos para os solos pela elevada quantidade de sedimentos exportados. Para o período em observação, isto é, dois anos, as perdas totais rondaram os 1250 g m⁻², o que equivale aproximadamente a 12,5 toneladas por hectare.

Na sequência, a parcela que gerou também grande quantidade de sedimentos foi a de pinhal jovem, com um total de 852 g m⁻², a que correspondem cerca de 8,5 toneladas por hectare, sucedendo-lhe a de pousio ou abandono recente com um total de 41,8 g m⁻². Apesar desta parcela ter funcionado menos tempo (desde Julho de 2005) evidencia taxas de erosão notoriamente inferiores à dos dois usos anteriores e, em particular, quando confrontada com a de cereais. A título de exemplo, a taxa de erosão absoluta, observada nesta parcela ao longo de 2006, foi em magnitude cerca de 30 vezes inferior àquela que se assinalou na que foi utilizada para a cultura de centeio. Nos restantes tipos de ocupação, o total de material carreado oscilou entre os 4,1 g m⁻² do pinhal adulto e os 1,2 g m⁻² da parcela de mato.

A análise comparativa das perdas totais de solo, observadas ao longo dos dois anos (Fig. 31), mostra que a erosão foi mais relevante no ano em que se registaram os maiores quantitativos de precipitação, isto é, em 2006, a que correspondem também episódios mais pluviosos e mais intensos, ou seja, chuvadas com maior acção erosiva. Na parcela com cereais, as perdas de materiais, por efeito da erosão hídrica, mais que duplicaram no segundo ano (8,4 toneladas contra 4 toneladas em 2005), embora o respectivo comportamento intra-anual demonstre um padrão, mais ou menos, idêntico.

Com efeito, é nos meses de Outono/Inverno e, mais especificamente, nos de Outubro e Novembro que se registam os maiores coeficientes de erosão, chegando a representar mais de 70% do total anual. Esta sazonalidade nos processos de erosão não se prende, apenas, com a elevada erosividade da precipitação (recorde-se que, em 2005, a precipitação de Outubro representou cerca de 40% do total anual, enquanto em 2006, Outubro e Novembro, concentraram mais de 50% do volume anual), mas, também, com factores inerentes às próprias características físicas do solo e, em especial, ao grau de coberto vegetal.

O mês de Setembro de 2006, apesar de ter assinalado volumes de precipitação bastante inferiores aos observados em Outubro e Novembro, ficou, igualmente, marcado por taxas de erosão relativamente altas, a rondar 190 g m⁻² (o que equivale a cerca de 2 toneladas por hectare). Como refere MORGAN (1992) ocorrem, na Europa, em cada dois ou três anos, tempestades individuais que provocam perdas de solo entre 20 a 40 ton. ha⁻¹, podendo mesmo, em alguns eventos extremos, originar mais de 100 ton. ha⁻¹. No entanto, devido à reduzida velocidade de formação de solo, perdas superiores a 1 ton. ha⁻¹ ano⁻¹ podem ser consideradas de irreversíveis por um período de 50-100 anos (VAN DER KNIJFF et al., 2000).

As fotografias da figura 4, do Anexo 1, são bem elucidativas da eficácia dos processos de erosão hídrica provocados pelas chuvas de Setembro e, depois, de Outubro e Novembro, num campo de cereais contíguo à parcela representativa deste tipo de uso.

De facto, os elevados quantitativos de precipitação registados nos meses de Setembro e, sobretudo, nos de Outubro e Novembro, aliados à deficiente protecção do solo devido à fraca cobertura do cereal, que começava a despontar, e ao seu recente

remeximento, promoveram importantes perdas de solo. A primeira fotografia mostra o resultado das precipitações ocorridas entre os dias 21 e 24 de Setembro e sugere uma forte concentração de escorrência, capaz de originar sulcos com mais de uma dezena de centímetros. A eficiência no transporte de materiais terá resultado dos elevados quantitativos de precipitação registados, a rondar os 60 mm, mas sobretudo da sua concentração num reduzido período horário, cerca de 6 horas, com intensidades muito elevadas em curtos períodos de tempo.

Com as elevadas chuvadas ocorridas no decurso de Outubro e Novembro, o processo de escavamento e transporte de materiais acelerou-se, ainda mais, dando origem a pequenas ravinas, com profundidades que podem ir além do meio metro (Anexo 1, Fig. 5). A acumulação de grande quantidade de sedimentos nas áreas de menor declive também é visível, devido à perda de energia do escoamento superficial.

A relevância do factor precipitação, como agente de erosão, decresce à medida que o coberto vegetal aumenta. A relação entre vegetação e erosão hídrica do solo manifesta-se numa diminuição drástica da quantidade de sedimentos desagregados e transportados (ROXO, 1994). Assim, à medida que o cereal cresce, ocorre uma redução na quantidade de sedimentos transportados, pois as plantas protegem o solo do impacto directo das gotas de água, ao mesmo tempo que a capacidade de desagregação e o fluxo das águas do escoamento diminuem. O padrão apresentado pela parcela sujeita a um processo de reflorestação, ou seja com pinhal jovem (Anexo 1, Fig. 6), é no primeiro ano praticamente idêntico ao assinalado pela parcela destinada à cultura de cereais ($r= 0,975$), decrescendo a sua similitude no segundo ano observado ($r= 0,852$). As diferenças entre esta parcela e a de cereais prendem-se com o facto desta última ter exigido a mobilização do solo, várias vezes, com vista à sementeira de centeio. Na de pinhal, não se efectuou mais nenhum remeximento profundo do solo, após a sua plantação, mas apenas a remoção superficial do coberto herbáceo, em Outubro de 2005. Estes resultados estão de acordo com LOPES et al (2001), quando referem que as perdas, por erosão, estão mais relacionadas com a mobilização do solo do que com o tipo de cultura efectuado.

Não obstante, a técnica mais habitual de remoção do coberto herbáceo, em plantações jovens de pinhal, implica, na maioria dos casos, uma mobilização da camada edáfica superficial, o que se traduz num acelerar dos fenómenos erosivos, aliás, bem visíveis no conjunto das fotografias apresentadas na figura 6, do Anexo 1. As duas primeiras exemplificam os processos de erosão num pinhal jovem, com mais de 5 anos, na sequência das chuvadas de Março e Abril de 2006, e a terceira mostra a acção das chuvas de Outubro e Novembro, numa plantação recente.

Apesar da reflorestação de vastas áreas, na Europa e em especial em Espanha e Portugal, ter sido adoptada como uma estratégia de conservação do solo, a preparação do terreno para o plantio e a posterior manutenção do solo limpo, mostra consequências hidrogeomorfológicas muito adversas, sobretudo na fase que antecede o estabelecimento das matas (COELHO et al, 1995; TERNAN et al, 1997, SHAKESBY et al, 2002).

A cessação das actividades de mobilização do solo, na sequência do abandono dos campos de cultivo, assim como o incremento do coberto vegetal, são os factores que

melhor explicam a substancial redução observada nas taxas de erosão da parcela exemplificativa de um processo de abandono recente. O aumento da densidade aparente, devido à compactação da camada edáfica superficial, apesar de continuar a promover escoamentos superficiais relativamente importantes, torna mais difícil a remoção e o arrastamento dos sedimentos. O respectivo comportamento intra-anual, pesem embora as enormes diferenças quantitativas no total de sedimentos erodidos, é ainda bastante semelhante ao evidenciado pela parcela de cereais ($r= 0,993$). Os valores mais elevados, tendo em atenção os quantitativos de precipitação, ocorreram em Outubro e Novembro de 2003, imediatamente após a colheita do cereal, quando o restolho já se encontrava bastante deteriorado e o grau de cobertura vegetal era pouco eficaz.

De Setembro a Novembro de 2006, volta-se a assinalar um novo pico em termos de exportação de material, embora os respectivos valores não ultrapassem os 6 g m^{-2} . A obtenção deste resultado permite, desde já, concluir que o abandono, ainda que recente, contribui de forma decisiva para a redução da erosão hídrica dos solos, anteriormente, cultivados.

Quando há uma maior protecção por parte da vegetação, a produção de sedimentos diminui exponencialmente, tornando-se nula em determinados anos ou com valores insignificantes, mesmo quando os quantitativos de precipitação são elevados. Na Figura 31 podem, assim, confirmar-se as irrelevantes taxas de erosão registadas pelas parcelas de mato e carvalho, representativas de um processo de abandono já bastante antigo, com mais de 13 a 20 anos, sendo que a maioria dos resíduos transportados pelas águas do escoamento são de natureza orgânica. Um comportamento idêntico foi observado no pinhal adulto, embora com um valor ligeiramente superior ao evidenciado pelas parcelas anteriores.

A pastagem assinalou perdas, por erosão, nulas em 2005, pelo facto de em nenhuma ocasião se ter verificado escoamento superficial. O mês de Setembro de 2006 foi, no período observado, o que registou os maiores quantitativos de solo erodido (cerca de $1,2 \text{ g m}^{-2}$), o que se pode explicar pela debilidade das formações vegetais, dominado por espécies anuais que, nesta altura do ano, ainda se encontram secas, deixando desprotegida uma maior percentagem de solo (ROMERO-DÍAZ et al., 1999).

5. Conclusões

As profundas mudanças nas estruturas populacionais das áreas rurais do Interior Centro e Norte de Portugal, após os anos cinquenta do século anterior, com a diminuição acentuada de população das aldeias e pequenas vilas e com o seu envelhecimento progressivo, induziram consequências ao nível das actividades económicas tradicionais, como o desprezo pela agricultura e o inevitável abandono dos terrenos agrícolas. A maioria da população jovem migrou ora para o litoral e para o estrangeiro ora para as cidades mais importantes da região.

Além das alterações no povoamento, o meio rural português registou modificações importantes no uso do solo a diferentes escalas. Desde a escala da paisagem, em que as modificações principais estão associadas à retoma dos processos sucessionais, até à escala centimétrica, em função das alterações físico-químicas verificadas ao nível dos solos.

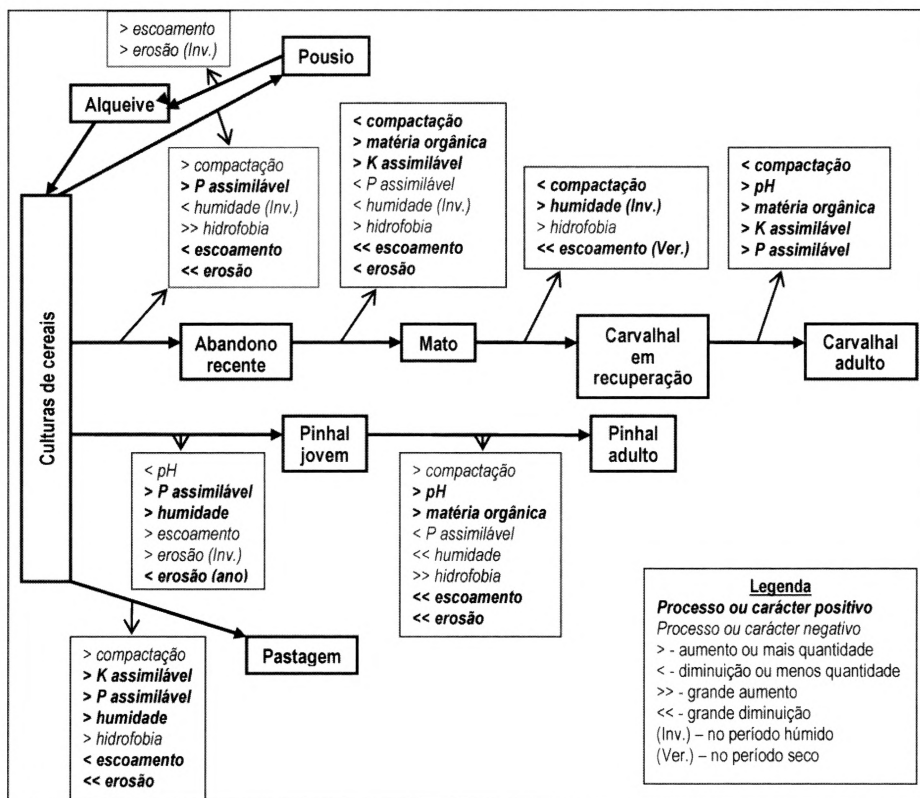


Fig. 32 – Esquema das mudanças no uso do solo ou no coberto vegetal e as alterações verificadas ao nível do próprio solo, na área do Sabugal, sobre granitos.

Ao nível dos solos, e em situação de pós-abandono, consoante se vai verificando um afastamento da perturbação agrológica, ou seja, à medida que a sucessão vegetal se aproxima da etapa final, há uma melhoria, mais ou menos generalizada, nas características físico-químicas do solo e nos processos morfogenéticos aí registados (Fig. 32). O aumento da quantidade de manta-morta à superfície do solo contribui em muito para essas modificações, mesmo no caso do pinhal adulto onde ela deveria ser acidificante. Esta maior riqueza em matéria orgânica dos solos leva ao aumento geral da hidrofobia. Mas isso não obsta a que haja uma sucessiva diminuição do escoamento e, obviamente, da erosão superficial. Há, assim, a possibilidade de o solo aumentar de espessura, reter mais água e melhorar as suas características físico-químicas.

No caso de passagem da cultura de cereais para pastagem verifica-se um balanço geral positivo para os solos, apenas a compactação e a hidrofobia aumentam. Significa que pode ser favorável para o solo esta mudança de uso.

Em termos de vegetação, destaca-se o domínio de formações arbustivas na paisagem afectada pelo abandono, cuja composição florística está dependente das condições climáticas e do tipo de solos, cujas características estão muito dependentes das condições do substrato.

Na área em estudo a paisagem agrícola afectada pelo abandono apresenta um domínio importante dos giestais, cedendo episodicamente perante codeçais, em solos aluvio-coluviais, ou perante estevais em solos decapitados pela erosão ou solos delgados sobre substratos xistentos em territórios mesomediterrâneos com secura mais acentuada. Quanto aos giestais, é possível distinguir as comunidades dominadas por giesta branca (*Cytisus multiflorus*), instaladas frequentemente em substratos graníticos de textura mais arenosa, das comunidades dominadas por giesta amarela (*Cytisus striatus*), que ocupam os solos mais profundos. Estas comunidades arbustivas, representando situações de desvio relativamente às comunidades sub-seriais, apresentam acentuado empobrecimento florístico e elevada cobertura do taxon dominante.

Estas comunidades, de instalação muito rápida, mantêm-se na paisagem agrícola por um período de tempo significativamente extenso, dado que a instalação da etapa arbórea, que garantiria a degradação destas comunidades arbustivas, é significativamente protelada devido à fraca regeneração dos taxa arbóreos que dominam a etapa climácica. Este facto está relacionado com o tipo, duração e intensidade da perturbação agrícola, que promoveu um depauperamento do banco de sementes, comprometendo a capacidade de regeneração dos fanerófitos, como o carvalho negral (*Quercus pyrenaica*) e sobreiro (*Quercus suber*). A dificuldade na recuperação dos bosques em que estas espécies dominam está ainda reforçada pela recorrência com que ocorre a perturbação pelo fogo e a escassez de fontes seminais. Esta situação é especialmente adequada aos povoamentos dominados por *Quercus suber*, dada a fraca regeneração que apresentam nas áreas de domínio potencial, constituindo mesmo o tipo de bosque mais degradado e com maiores dificuldades ao nível da recuperação. No que diz respeito à regeneração de *Quercus pyrenaica*, apesar de apresentar baixas taxas de regeneração em parcelas abandonadas pela actividade agrícola, evidencia taxas de regeneração superiores em áreas perturbadas por corte de mato ou fogo, podendo esta regeneração não se basear em propágulos mas sim em regeneração por toíça.

Os bosques dominados por *Quercus rotundifolia*, ainda que sujeitos a perturbação, apresentam boas taxas de regeneração, constituindo mesmo um bosque secundário em áreas de domínio climácico do sobreiral.

6. Sugestões

A condução de povoamentos jovens é um dos aspectos mais importantes a implementar nos sectores supramediterrâneos, dada a excelente taxa de regeneração de espécies arbóreas, com benefícios vastos. Além da criação de património, não só para exploração económica directa mas também ao nível da preservação e conservação, este processo serve ainda objectivos consignados nas recomendações do IV relatório do Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas. Segundo este relatório, estima-se que desde o início da revolução industrial 1/3 das emissões de CO₂ de carácter antropogénico estão relacionadas com alterações no uso do solo (SOLOMON et al., 2007). Neste ponto, a destruição da cobertura florestal de vastos territórios, reduzindo a capacidade para retenção de CO₂ por parte da biosfera. As alterações recentes ao nível do solo, nomeadamente o abandono agrícola, promovem, com base na recolonização vegetal associada a processos de sucessão secundária, um aumento da capacidade para

sequestrar CO₂, em paralelo com políticas de reflorestação de áreas agrícolas marginais. No território continental português essa tendência tem sido colocada em causa pela ocorrência frequente de incêndios, o que favorece um aumento de emissão de CO₂. Neste sentido, é imperiosa a definição de políticas claras que versem sobre a conversão destas paisagens agrícolas marginais em áreas produtivas em termos florestais. O aumento da área florestal, além dos dividendos económicos resultantes, permite potenciar o sequestro de CO₂ atmosférico, um dos gases que mais contribui para as alterações climáticas, tendo em conta a sua contribuição ao nível do radiative forcing (SOLOMON et al., 2007).

Defende-se o aumento de apoios para a criação de gado em sistema extensivo, prática pedologicamente positiva, como ficou demonstrado, utilizando-se o sistema de pastagem sob coberto, principalmente nos sectores supramediterrâneos húmidos, associados a carvalhais negrais.

A gestão de áreas marginais associadas ao abandono agrícola pode ainda passar por uma utilização associada a reflorestação com espécies caducifólias de crescimento rápido, como *Castanea sativa* e *Quercus rubra*. Estas áreas marginais outrora usadas pela agricultura quer sejam ou não reflorestadas exigem um controlo dos matos que têm a tendência em se desenvolver mais exuberantemente do que nas áreas contíguas nunca agricultadas. Esse controlo previne a propagação dos incêndios e facilita a renovação das espécies arbóreas autóctones.

Ao praticar-se a agricultura nesta região, especialmente cerealífera e em situação de vertente, mesmo pouco inclinada, e sobre granitos, deve ter-se a noção de que é um factor de empobrecimento desse solo, havendo mesmo elevada probabilidade de ocorrerem fortes perdas laterais, face ao carácter intenso de algumas das precipitações durante o ano. Nestes casos, há que adoptar estratégias protectoras do solo que podem passar por lavras segundo as curvas de nível, por faixas alternadas de cultura e pousio, por instalação de sebes compartimentadas a fim de impedirem a concentração da água de escorrência, etc. Claro que a reduzida dimensão das parcelas cultivadas não permite aplicar com facilidade medidas preventivas deste tipo, mas há que fazer apelo à experiência e conhecimento dos mais velhos e à criatividade e preparação dos mais novos.

(Página deixada propositadamente em branco)

ANEXOS

(Página deixada propositadamente em branco)

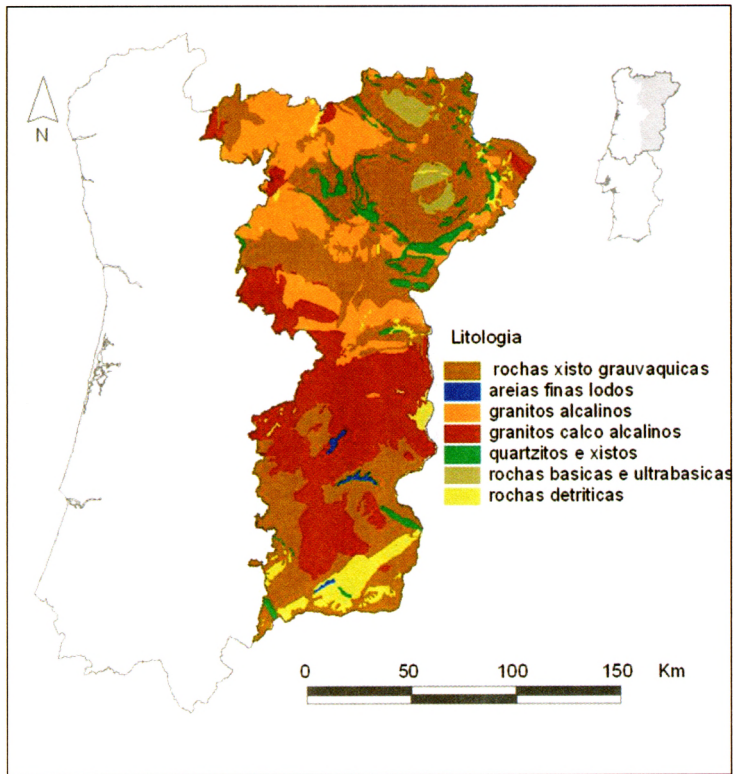


Fig. 1 – Principais unidades litológicas presentes na área em estudo
 Fonte: Adaptado de Denise Brum Ferreira, *Carte Geomorphologique du Portugal*, 1981

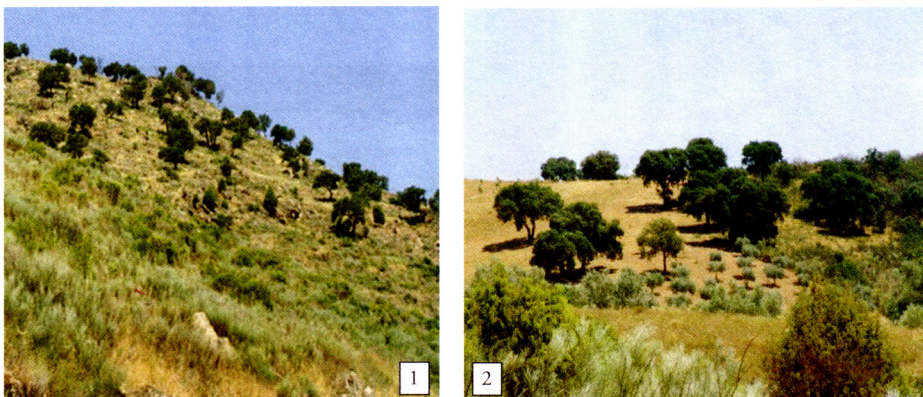


Fig. 2 – Estado de perturbação dos sobreirais: 1- pelo fogo; 2- pela agricultura/corte de mato.



Fig. 3 – Taxas de regeneração de *Quercus pyrenaica* Willd. em parcelas afectadas por diferentes tipos de perturbação: 1 e 2 - fogo, 3 - corte de mato, 4 - abandono agrícola.



Fig. 4 – Campo de cereal recentemente semeado (Outubro de 2006).



Fig. 5 – Campo de cereais, em Dezembro de 2006.



Fig. 6 – Erosão hídrica em plantações jovens de pinhal.
Novembro de 2006

Formulário

Sistema bioclimático de Rivas-Martínez (Rivas-Martínez & Loidi, 1999;
RIVAS-MARTÍNEZ et al, 2002)

índice de termicidade - $It = (T+M+m) 10$

índice de continentalidade — $Ic = tw - tc$

índice ombrotérmico — $Io = 10 Rp/Tp$

T - temperatura média anual; M - média das máximas do mês mais frio;
m - média das mínimas do mês mais frio; tw - temperatura média do mês mais quente;
tc = temperatura média do mês mais frio; Rp - soma da precipitação média em mm
dos meses cuja temperatura média é superior a 0° C; Tp - a soma das temperaturas
mensais superiores a 0° C em décimas de grau»

Outros índices:

índice de aridez de Thornthwaite - $Ia = D/ETP \times 100$

D - déficit hídrico anual; ETP - evapotranspiração anual

Anexo 3

Tabela I

Com. basal de <i>Cytisus striatus</i>															
<i>(Ulici europaei-Cytision striati, Cytisetalia scopario-striati, Cytisetea scopario-striati)</i>															
Nº de ordem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Altitude (m)	854	850	850	399	437	439	815	710	561	457	364	482	800	437	910
Cobertura (%)	90	100	90	100	85	95	95	90	100	100	100	98	90	95	100
Área (m ²)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	80	100	100	100	80
Litologia	X	x	x	Clv	x/gr	x/gr	x	x	gr	x	clv	x	gr	gr	x
Exposição	-	-	-	-	-	-	w	S	-	-	E	NE	-	-	-
Declive (%)	-	-	-	-	-	-	5	7	-	-	-	-	-	-	-
Características de associação e sintaxa superiores															
<i>Adenocarpus complicatus</i>	.	.	.	1	2	1	2
<i>Cytisus striatus</i>	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
<i>Ulex latebracteatus</i>	.	.	.	2	1
<i>Orobanche rapum-genistae</i>	+
<i>Genista florida</i>	2
<i>Ulex minor</i>	+	+	+	+	1
Companheiras															
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	.	+	.	+	+	+	2	1	.	+	.	.	1
<i>Agrostis castellana</i>	+	+	1
<i>Quercus pyrenaica</i>	+	1	1	+	1	.	+	1	+	+	+	+	.	.	+
<i>Senecio sylvaticus</i>	+	.	+	+	+	.	+	+	+	+	.	+	+	+	.
<i>Holcus mollis</i>	1	+	+	.	+	+	+	+	+	.	+	.	.	+	.
<i>Cistus psilosepalus</i>	.	.	.	+	.	.	.	+	+	+	+	+	.	.	.
<i>Senecio minor</i>	+	+	+	+	+	+	.	.	.
<i>Rubus sp.</i>	.	+	+	.	+	.	+	+	+	+	.	+	.	+	+
<i>Erica arborea</i>	.	.	.	+	1
<i>Avenula sulcata</i>	.	.	.	+	.	.	.	+
<i>Dactylis glomerata</i>	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.	+
<i>Digitalis purpurea</i>	+	.	+	+	.	+
<i>Frangula alnus</i>	.	.	.	+	+
<i>Pteridium aquilinum</i>	.	+	1	.	+	.
<i>Pinus pinaster</i>	.	+	.	.	+	+	.	+	.	1	.	+	.	.	.
<i>Agrostis castellana</i>	+	+	+
<i>Halimium alyssoides</i>	+	+	.
<i>Castanea sativa</i>	+	.	+	.	.	.	+	+
<i>Pterospartum lasianthum</i>	+	.	.	+
<i>Prunus avium</i>	+	.	+	.
<i>Antoxanthum odoratum</i>	.	.	+	.	.	+
<i>Avenula sulcata</i>	+	+	.
<i>Hypericum linarifolium</i>	+	.	+	+	.	.	.
<i>Teesdalia nudicaulis</i>	.	.	.	+	+	.
<i>Briza maxima</i>	+	.	+

Outras companheiras: inv. 1 *Campanula lusitanica* +, *Galium sp.* +, *Holcus lanatus* +, *Hypericum sp.* +, *Lactuca sp.* +; inv. 2 *Daphne gnidium* +; inv. 3 *Lactuca sp.* +, *Geranium robertianum* +, *Andryala integrifolia* +, *Fumaria capreolata*; inv. 4 *Vicia sativa* +, *Umbilicus rupestris* +; inv. 6 *Cytisus scoparius* 1, *Erica umbellata* +; inv. 8 *Cistus salvifolius* 1, *Calluna vulgaris* +, *Lavandula sampaioana* +, *Lonicera hispanica* +; inv. 10 *Rubia peregrina*; inv. 18 *Vulpia bromoides* +, *Bromus tectorum* +, *Lactuca sp.* +; inv. 12 *Arbutus unedo* 1, *Lithodora prostrata* +.

Localidades: Sabugal: 1, 2 e 3 – Cardeal; Chaves: 4 - Vilela Seca, veiga; 5 – Chaves: Vilela Seca, cruzamento para Vilarelho; 6 - Chaves: Vilela Seca, cruzamento para Vilarelho; 7 - Chaves: Mosteiro de Cima, cruzeiro; 8 - Chaves: S. Lourenço, Lameiro Novo; 9 - Chaves: Sanjurge, rest. Mentiras; 10 - Chaves: Bóbeda; 11 - Chaves: Vila Meã – ao pé do Tâmega; 12 - Chaves: S. Pedro de Agostém, vinha; 13 - Chaves: France, por cima da estrada nacional; 14 – Chaves: Pastoria, entrada; 7 - Chaves: Brunheiro.

Litologia: gr - granito, x – xisto, clv – coluvião.

Tabela II

<i>Lavandulo sampaioanae</i> – <i>Cytisetum multiflori</i> Br.-Bl., P. Silva e Rozeira 1964 (<i>Ulici europaei</i> - <i>Cytisium striati</i> , <i>Cytisetalia scopario-striati</i> , <i>Cytisetea scopario-striati</i>)													
Nº de ordem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Altitude (m)	783	785	800	856	575			840	735	847	773	617	141
Cobertura (%)	95	75	100	100	100	80	80	100	75	60	85	70	60
Área (m ²)	100	70	100	100	70	100	100	100	100	70	70	70	70
Litologia	gr	gr	gr	gr	gr	gr	gr	x	gr	gr	gr	clv	x
Exposição	S	W	-	-	-	SE	W	-	NE	-	-	NE	W
Inclinação (%)	5	5	-	-	-	5	10	-	7	-	-	4	10
Características de associação e <i>sintaxa</i> superiores													
<i>Cytisus multiflorus</i>	5	4	5	5	5	4	4	5	4	4	5	4	3
<i>Lavandula sampaiana</i>	+	2	.	.	.	2	1	.	.	1	+	2	+
<i>Orobanchae rapum-genistae</i>	+	+	.	.	+	+	.	.	+
<i>Cytisus striatus</i>	1
<i>Ulex minor</i>	+	.	.	.	+
<i>Erica arborea</i>	+
Companheiras													
<i>Agrostis castellana</i>	.	1	.	+	+	.	.	+	.	.	+	1	1
<i>Quercus pyrenaica</i>	1	.	+	+	+	+	1	1	+	+	+	.	.
<i>Andryala integrifolia</i>	+	+	.	+	+	.	+	+
<i>Sanguisorba minor</i>	.	+	.	.	.	+	+	.	+	+	+	.	+
<i>Eryngium tenue</i>	+	.	.	+	+	+	.	+
<i>Senecio minor</i>	+	+	.	+	+	.	.	.	+	+	.	.	+
<i>Pteridium aquilinum</i>	+	.	+	.	+	.	.	+
<i>Jasione montana</i>	.	+	+	.	+	+	.	+	.
<i>Anthoxanthum aristatum</i>	.	+	.	+	.	.	+	.	+
<i>Senecio sylvaticus</i>	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	+	.	.
<i>Tolpis barbata</i>	+	+	.	+	.	.	.	+
<i>Thapsia villosa</i>	+	.	.	+	.	+	+	.
<i>Halimium alyssoides</i>	+	.	+	.	1
<i>Pteropartum lasianthum</i>	1
<i>Avenula sulcata</i>	.	1	+
<i>Halimium viscosum</i>	.	1	.	.	+	+	.
<i>Thymus mastichina</i>	+	+	.	.
<i>Hispidella hispanica</i>	.	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.
<i>Eryngium campestre</i>	+	+
<i>Holcus mollis</i>	+	+
<i>Peribalia involucrata</i>	.	.	.	+	.	.	+
<i>Condrilla juncea</i>	.	.	.	+	.	.	+	+	+
<i>Vulpia bromoides</i>	.	+	+	.	+	+	.	+	.
<i>Dactylis hispanica</i>	+	+	.	.	+
<i>Tuberaria guttata</i>	.	+	.	.	.	+	+	.	.	+	+	+	.
<i>Campanula lusitanica</i>	+	+	.	.	.	+	.	.
<i>Adenocarpus complicatus</i>	+	+
<i>Centaurea langeana</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cistus psilosepalus</i>	+	.	.	.	+	.
<i>Anarrhinum belidifolium</i>	+	.	.	+	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	+	+	.	.	+	.
<i>Stipa gigantea</i>	+	.	+	.	.	.
<i>Arrhenatherum bulbosum</i>	+	.	+	+	.
<i>Digitalis thapsi</i>	+	+	.	+	.
<i>Linaria</i> sp.	+	+	.	.	.
<i>Hypochaeris radicata</i>	+	+	.	+	.
<i>Rumex acetosella</i>	+	.	+	.	.	+	+	.	+	.	+	.	.
<i>Arenaria montana</i>	+	.	.	.	+	.	.	.
<i>Avena barbata</i>	+	.	+

Tabela III

Comunidade de <i>Cistus ladanifer</i> (<i>Lavanduletalia stoechadis</i> , <i>Cisto-Lavanduletea</i>)													
Nº de ordem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Altitude (m)	568	596	664	607	607	596	592	470	520	489	521	437	330
Cobertura (%)	85	80	100	90	90	80	80	90	70	70	60	60	60
Área (m ²)	80	60	100	80	100	100	100	50	100	100	50	100	70
Rocha	gr	gr	gr	gr	gr	gr	gr	gr	x	x	x	ar	x
Exposição	E	N	SW	W	E	S	NE	SW	-	NW	-	-	W
Declive (%)	15	10	-	20	8	15	10	25	-	8	-	-	6
Características da ordem e classe													
<i>Cistus ladanifer</i>	4	4	5	5	5	4	4	5	4	4	4	4	3
<i>Lavandula sampaiana</i>	1	1	+	+	+	+	+	2	2	1	1	+	1
<i>Cistus salvifolius</i>	+	+	+	1	.	.	+	.	.
<i>Thymus mastichina</i>	.	+
<i>Cistus populifolius</i>	1	.	+	+	.	.	.	+
<i>Halimium viscosum</i>	.	+	+
Companheiras Calluno-Ulicetea													
<i>Erica australis</i>	2	2	2	1	2	1	.	.	+
<i>Halimium alyssoides</i>	.	+	+	.	2	.	+
Companheiras Cytisetae-Scopario striati													
<i>Cytisus multiflorus</i>	1	2	1	+	+	.	1	1	.
<i>Cytisus striatus</i>	+	.	+	1	+	+	2
<i>Cytisus scoparius</i>	.	.	.	+
<i>Adenocarpus complicatus</i>	1	+	+	.	+
Outras companheiras													
<i>Quercus rotundifolia</i>	2	2	.	+	1	2	1	.	1
<i>Quercus pyrenaica</i>	.	+	.	+	2	+	.	.	1	+	.	1	.
<i>Arbutus unedo</i>	2	2	+	+	.	1
<i>Phillyrea angustifolia</i>	1	.	.	+	+	1	.	1
<i>Libiodora prostrata</i>	+	.	+	.	.	+	+	+
<i>Briza maxima</i>	+	.	+	.	+	.	.	+	.	+	+	+	+
<i>Osyris alba</i>	.	.	+	+	+	.	.	+
<i>Quercus suber</i>	.	.	+	+	.	.	.	2
<i>Agrostis castellana</i>	+	+	1	1	1	.	.
<i>Daphne gnidium</i>	+	.	+	+	+	.	.	.	+
<i>Andryala integrifolia</i>	.	+	+	+	+	.
<i>Erica arborea</i>	+	+	+
<i>Dactylis hispanica</i>	+	+	+
<i>Ruscus aculeatus</i>	+
<i>Jasione montana</i>	.	+	+	+	+	.
<i>Plantago lanceolata</i>	+	+	+	.	.
<i>Micropyrum tenellum</i>	.	.	.	+	.	+
<i>Crataegus monogyna</i>	+	r	r	.	.
<i>Pinus pinaster</i>	.	1
<i>Erica scoparia</i>	1	.	1	.	.
<i>Periballia involucreta</i>	.	.	.	+	.	.	+	+	.	+	+	+	+
<i>Sanguisorba minor</i>	+	+	r	.	+
<i>Tuberaria guttata</i>	+	+	.	.
<i>Tolpis barbata</i>	+	+	.	.
<i>Ornithopus compressus</i>	+	.	+	.
<i>Agrostis tenerrima</i>	r	+	.	.
<i>Calluna vulgaris</i>	+	.	+	.	.
<i>Anthyllis vulneraria</i>	+	+	.	.

Outras companheiras: inv. 1 *Genista falcata* +, *Oxalis* sp. +, *Tuberaria guttata* +, *Thapsia villosa* +, *Tamus communis* +; inv. 2 *Quercus* x *coutinhoi* (*Q. robur* x *Q. faginea*) +, *Orobancha rapum-genistae* +; inv. 5 *Lonicera hispanica* +; inv. 6 *Erica umbellata* +, *Anarrhinum duriminum* +; inv. 7 *Digitalis thapsi* +, *Ranunculus olissiponensis* +; inv. 8 *Thapsia dissecta* +, *Polygala microphylla* +, *Erica cinerea* +, *Arenaria montana* +, *Margotea gomifera* +; inv. 9 *Rubus* sp. +, *Hypericum linarifolium* +, *Rumex* sp. +; inv. 10 *Daucus crinitus* +, *Carlina corymbosa* +; inv. 11 *Pinus pinea* +, *Anarrhinum belidifolium* +, *Vulpia bromoides* +, *Rosa* sp. +, *Ornithopus perpusilus* +, *Rumex* sp. +, *Holcus lanatus* r, *Trifolium arvense* +; inv. 12 *Micropyrum patens* +; inv. 13 *Eryngium duriaei* +, *Vulpia myuros* +, *Anthemis* sp. +.

Localidades: 1 Chaves: Nogueirinhas; 2 Chaves: Assoreiras; 3 Chaves: St.º António de Monforte; 4 a 7 Chaves: Assoreiras; 8 Chaves: Ribeira do Pinheiro; 9 Vale da Meimoa; 10 Penamacor: estrada para o Vale da Meimoa; 11 Malcata: Vale da Meimoa; 12 Vilar Formoso; 13 Mirandela.

Litologia: x – xisto, gr – granito, ar – arenito.

Anexo 6

Tabela IV

<i>Holco mollis-Quercetum pyrenaicae</i> Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956 (<i>Quercenion pyrenaicae</i> , <i>Quercion pyrenaicae</i> , <i>Quercetalia roboris</i> , <i>Querceto-Fagetea</i>)											
Nº de ordem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Altitude (m)	597	800	750	742	710	655	558	794	796	760	809
Cobert. estrato arbóreo (%)	95	95	95	95	95	95	95	90	95	70	90
Área (m ²)	200	200	150	150	150	100	200	200	200	150	200
Rocha	gr	gr	gr	gr	gr	gr	gr	gr	gr	gr	gr
Exposição	NE	S	N	N	N	SE	N	-	-	-	SW
Declive (%)	40	-	10	25	20	40	30	-	-	-	5
Características de associação e <i>sintaxa</i> superiores											
<i>Quercus pyrenaica</i>	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5
<i>Holcus mollis</i>	+	1	2	1	2	2	+	1	2	+	+
<i>Melampyrum pratense</i>	.	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+
<i>Teucrium scorodonia</i>	+	+	1	1	+	+	+	+	+	+	+
<i>Genista falcata</i>	.	+	.	.	+	.	.	1	2	+	+
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	1	2	2	1	2	+	+	+	.	.
<i>Clinopodium vulgare</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pteridium aquilinum</i>	+	.	2	2	2	2	+	1	+	2	+
<i>Erica arborea</i>	2	.	1	+	1	1	3	.	+	1	+
<i>Stellaria holostea</i>	.	+	.	+	+	+	+
<i>Physospermum cornubiense</i>	+	.	+	+	.	+	+	+	+	.	.
<i>Luzula forsteri s.l.</i>	.	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+
<i>Rubus ulmifolius</i>	.	1	.	+	+	+	+	+	.	.	+
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i>	.	+	+	+	+	+
<i>Ulex minor</i>	+	.	1	.	1	1	+	.	.	3	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Castanea sativa</i>	2	.	.	2	+	.	+	.	+	.	.
<i>Cytisus striatus</i>	.	+	.	.	+	+	+	.	.	+	.
<i>Campanula rapunculus</i>	.	+	.	+	+	+	.	+	+	+	.
<i>Arenaria montana</i>	.	+	+	+	.	+	.	+	+	+	.
<i>Cruciata glabra</i>	.	+	+	+	.	.	.	+	+	.	.
<i>Viola riviniana</i>	.	+	+	+	.	.	+
<i>Hedera helix</i>	+	.	1	.	.	.	+
<i>Festuca pseudotricophyla</i>	.	+	+	+	.	.
<i>Prunus avium</i>	.	.	+	+	+	.	+
<i>Veronica officinalis</i>	.	+	+	+	+	.
<i>Crataegus monogyna</i>	+	.	+	1	+	.	+
<i>Frangula alnus</i>	.	+	+	1	+
<i>Geranium purpureum</i>	.	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.
Companheiras											
<i>Ruscus aculeatus</i>	+	.	.	+	.	.	+
<i>Arbutus unedo</i>	1
<i>Conopodium marizianum</i>	.	.	+	+	+	.	.
<i>Rubia peregrina</i>	+	+
<i>Gallium aparine</i>	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.
<i>Pterospartum lasianthum</i>	+	+	+
<i>Cytisus striatus</i>	+	.	+	1	+	+	.
<i>Avenula sulcata</i>	+	+	.	.	.	+	.	.	+	+	+

<i>Linaria triornithophora</i>	+	.	.	.	+
<i>Digitalis purpurea</i>	.	+	.	.	+	.	+	.	+	+
<i>Dactylis glomerata</i>	.	+	+	.	+	+	.	.	+	.
<i>Andryala integrifolia</i>	+	.	.	+	.	+
<i>Cistus psilosepalus</i>	.	.	+	.	.	+
<i>Poa nemoralis</i>	.	.	+	+	.	.	.	+	+	.
<i>Holcus lanatus</i>	.	+	+	+	.	+	.	+	.	+
<i>Agrostis capillaris</i>	.	+	.	.	1	+
<i>Prunella vulgaris</i>	.	+	.	+	.	.	+	.	+	.
<i>Erica cinerea</i>	1 +
<i>Agrostis curtisii</i>	+
<i>Centaurea oleaginosa</i>	.	+	.	+
<i>Arrhenatherum bulbosum</i>	+	.	+
<i>Lonicera hispanica</i>	+	.	+

Outras companheiras: inv. 1 *Polygonatum odoratum* +, *Asplenium adiantum-nigrum* +, *Quercus suber* +, *Quercus rotundifolia* +, *Oxyris alba* +; inv. 2 *Polygala vulgaris* +; inv. 3 *Hieracium sp.* +, *Potentilla erecta* +, *Conopodium pyrenaicum* +, *Hypericum linarifolium* +, *Genista polygaliphylla* +; inv. 4 *Chaerophyllum temulentum* +, *Tamus communis* +, *Picris hieracioides* +, *Scrophularia scorodonia* +, *Silene latifolia* +, *Pinus pinaster* +, *Euphorbia amygdaloides* +; inv. 5 *Asphodelus aestivus* +, *Pseudarrhenatherum longifolium* +, *Linaria triornithophora* +; inv. 6 *Erica cinerea* +, *Silene portensis* +, *Briza maxima* +, *Rosa canina s.l.* +, *Agrostis curtisii* +; inv. 8 *Hypericum pulchrum* +, *Silene latifolia* +, *Orchis mascula* +, *Parentucelia viscosa* +, *Trifolium pratense* +, *Ranunculus sp.* +, *Rubus sp.* +, *Vicia sp.* +; inv. 11 *Halimium alysoides* +, *Calluna vulgaris* +, *Frangula alnus* +, *Cynosurus echinatus* +, *Jasione montana* +.

Localidades: 1 e 2 Chaves: Couto de Ervededo; 3 Chaves: Assoreiras – estrada para Avelelas; 4 Chaves: Águas Frias – Castelo de Monforte; 5 Chaves: Tresmundes – Pena d'Água; 6 Chaves: S. Julião – portabado; 7 Chaves: Couto; 8 Sabugal: Rendo.

Litologia: gr – granito.

Anexo 7

Tabela V

<i>Physospermo cornubiensis-Quercetum suberis</i> Rivas-Martínez 1987 (<i>Quercenion broteroi</i> , <i>Quercion broteroi</i> , <i>Quercetalia ilicis</i> , <i>Quercetea ilicis</i>)											
Nº de ordem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Altitude (m)	472	360	380	670	660	557	531	671	567	562	510
Cobert. estrato arbóreo (%)	95	100	100	90	80	85	95	80	90	80	90
Área (m ²)	150	100	200	150	150	150	130	100	100	100	100
Rocha	gr	x	x	gr	agr	agr	crn	gr	agr	agr	agr
Exposição	SW	NE	S	E	E	NE	NW	-	S	NE	N
Declive (%)	35	60	20	25	20	35	30	-	15	35	20
Características de associação e sintaxa superiores											
<i>Quercus suber</i>	5	4	5	4	4	4	4	4	4	3	3
<i>Rubia peregrina</i>	+	1	1	.	+	.	.	+	1	.	+
<i>Daphne gnidium</i>	.	1	1	+	1	.	.	2	+	.	.
<i>Ruscus aculeatus</i>	2	3	1	+	+	.	.	1	2	+	2
<i>Osyris alba</i>	2	1	2	1	+	+	+	3	1	+	1
<i>Phillyrea angustifolia</i>	2	2	3	1	+	+	1	.	.	1	1
<i>Arbutus unedo</i>	2	2	1	2	2	1	2	.	3	2	3
<i>Quercus pyrenaica</i>	1	1	1	.	1	2	3	2	1	1	2
<i>Carex distachya</i>	.	+	+
<i>Asplenium onopteris</i>	.	1	.	.	+	+	+	.	+	+	+
<i>Erica arborea</i>	.	2	.	.	.	1	.	.	.	+	2
<i>Genista falcata</i>	1	.	.	.	+	.	+	.	+	.	1
<i>Quercus rotundifolia</i>	+	.	2	2	3	4
<i>Hedera hibernica</i>	+	+	3	.	.	.	2
Companheiras											
<i>Cytisus scoparius</i>	1	+	1	.	+	1	1	1	1	+	.
<i>Dactylis hispanica</i>	+	.	1	.	+	+	+	1	.	+	.
<i>Cistus ladanifer</i>	.	.	.	+	+	+	.	.	.	+	.
<i>Cistus salviifolius</i>	3	.	2	3	1	+	+	+	1	+	.
<i>Cytisus multiflorus</i>	.	.	1	3	.	+	.	1	.	.	.
<i>Silene coutinhoi</i>	.	+	1
<i>Lavandula sampaiana</i>	.	.	+	+	+	+	+	.	1	+	1
<i>Clinopodium vulgare</i>	+	1	.	.	+	.	+
<i>Arenaria montana</i>	1	+	.	+	+	+	+
<i>Geranium purpureum</i>	+	+
<i>Thapsia villosa</i>	1	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.
<i>Halimium viscosum</i>	.	.	+	+
<i>Sedum forsterianum</i>	.	.	+	+	.
<i>Anarrhinum duriminium</i>	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	+
<i>Tamus communis</i>	+	1	.	.	+	.	+	.	+	.	+
<i>Teucrium scorodonia</i>	+	+	.	.	+	+	+	.	+	+	.
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	+	.	.	.	+	.
<i>Polygonatum odoratum</i>	+	.	.	.	+	.
<i>Crataegus monogyna</i>	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	1
<i>Sanguisorba verrucosa</i>	+	.	+
<i>Briza maxima</i>	+	.	1	+	.	.	+	1	+	.	+
<i>Cistus populifolius</i>	1	+	+	.	+	2	.
<i>Lonicera hispanica</i>	+	+	+	+	1	+	1

<i>Rubus sp.</i>	+	+	.	+	.	.	.
<i>Vincetoxicum nigrum</i>	+	.	.	.	+	.
<i>Thymus mastichina</i>	.	.	+	+
<i>Jasione montana</i>	.	.	+	+	+	.
<i>Hypericum linarifolium</i>	+	.	.	.	+	.
<i>Agrostis castellana</i>	.	.	.	+	.	+	+	.	.	+	.
<i>Digitalis purpurea</i>	+	.	.	.	+	.	+
<i>Avenula sulcata</i>	+	.	.	.	+	.
<i>Erica aragonensis</i>	2	+	.	.	2	+	1
<i>Lithodora prostrata</i>	.	.	.	+	+	+	+	.	+	+	+

Outras companheiras: inv. 1 *Senecio sylvaticus* +, *Vicia angustifolia* +, *Umbilicus rupestris* +; inv. 2 *Lonicera etrusca* 1, *Luzula forsteri* 1, *Geranium lucidum* 1, *Melica arrecta* +, *Digitalis thapsi* +; inv. 3 *Centaurea langeana* 1, *Pinpinella villosa* +; inv. 4 *Pterospartum lasianthum* 1, *Agrostis curtisii* +, *Pteridium aquilinum* +; inv. 5 *Halimium alyssoides* +; inv. 6 *Anthoxanthum odoratum* +, *Rumex sp.* +; inv. 7 *Cistus psilosepalus* +, *Silene latifolia* +; inv. 8 *Bromus ordeaceus* 1; inv. 9 *Senecio minor* +; inv. 10 *Anarrhinum bellidifolium* +, *Silene nutans* +; inv. 11 *Cistus corbariensis* 1, *Aristolochia longa* +.

Localidades: 1 Chaves: Ribeira do Pinheiro, Miradouro; 2 e 3 Chaves: Loivos (AGUIAR, 2001); 4 Chaves: Soutelo, filão de quartzo; 5 Chaves: St.º Ant.º de Monforte – próximo do cruzamento de Mairos, Paradela, Vila Frade; 6 Chaves: Couto; 7 Chaves: Ribeira do Pinheiro - Arado; 8 Chaves: St.º Ant.º de Monforte – próximo do cruzamento de Mairos, Paradela, Vila Frade; 9 Chaves: Nogueirinhas - barragem; 10 Chaves: Couto; 11 Chaves: Nogueirinhas – pontão antes da aldeia.

Litologia: x - xisto, gr - granito, agr - afloramento granítico, crn - corneanas.

(Página deixada propositadamente em branco)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, C. (2001). Flora e Vegetação da Serra da Nogueira e do Parque Natural de Montesinho. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- ALEXANDER, R. & Calvo, A. (1990). The influence of lichens on slope processes in some Spanish Badlands. In Thornes, J. B. (Ed.), *Vegetation and erosion*, Wiley & Sons, Chichester, 385-398.
- AUZET, A.V., BOIFFIN, J., Papy, E, Ludwig, B., Maucorps, J. (1995). Rill erosion as a function of the characteristics of cultivated catchments in the north of France. *Catena*, 20, 41-62.
- BAUER, A., Cole, C. V, Black, A. L. (1987). Soil property comparisons in virgin grasslands between grazed and nongrazed management systems. *Soil Science American Journal*, 51 (1), 176-182.
- Belmonte Serrato, E, Delgado Iniesta, M. J., López Bermúdez, F. (1999). Interacciones entre el suelo y la vegetación a lo largo de un transepto en un ecosistema semiárido. *Cuaternário y Geomorfología*, 13 (3-4), 17-29.
- BeTTERIDGE, K. & ANDREWES, W.G.K. (1986). Intake and excretion of nitrogen, potassium and phosphorus by grazing steers. *Journal of Agricultural Science*, 106, 393-404.
- BOCHET, E., RUBIO, J. L., POESEN, J. (1998). Relative efficiency of three representative matorral species in reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate (Valencia, Spain). *Geomorphology*, 23, 139-150.
- BOCHET, E., RUBIO, J. L., POESEN, J. (1999). Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. *Catena*, 38, 23-24.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Fl. Blume, Madrid.
- Braun-Blanquet, J., Pinto da Silva, A. R. & Rozeira, A. (1957). Résultats de deux excursions géobotaniques à travers le Portugal septentrional et moyen. II - Chênaies à feuilles caduques (Quercion occidentale) et chênaies à feuilles persistantes (Quercion faginae) au Portugal. *Agronomia Lusitana* 18: 167-235.
- Braun-Blanquet, J., Pinto da Silva, A. R. & Rozeira, A. (1964). Résultats de trois excursions géobotaniques à travers le Portugal septentrional et moyen. III - Landes à cistes et éricacées (Cisto-Lavanduletea et Calluno-Uliceted). *Agronomia Lusitana* 23 (4): 229-313.
- Br_eSHEARS, D. D. & BARNES, F. J. (1999). Interrelationships between plant functional types and soil moisture heterogeneity for semiarid landscapes within the grassland/forest continuum: a unified conceptual model. *Landscape Ecology*, 14, 465-478.

- CaRAVACA, R., MASCIANDARO, G., CeCCANTI, B. (2002). Land use in relation to chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil & Tillage Research*, 69, 23-30.
- CARDOSO, J. V. J. Carvalho (1974). A Classificação dos solos de Portugal - nova versão. *Boletim de Solos (SROA)*, 17, 14-46.
- CaSTROVIEJO, S. (coord.) (1986-2000). *Flora Iberica*, Vol. I-VIII. Real Jardín Botánico de Madrid, CSIC. Madrid.
- CebalLOS, A. (1999). *Procesos hidrológicos en una pequeña cuenca hidrográfica bajo explotación de Dehesa en Extremadura*. Universidad de Extremadura, Cáceres, 196 p.
- CEBALLOS, A., SCHNABEL, S., Cerdà, A. (2002). Estudio de la variabilidad temporal y espacial de la pérdida de suelo en la dehesa (Extremadura, SO de España) mediante lluvia simulada. *Geographicalia*, 41, 19-36.
- CERDÀ, A. & Moreno, R. N. (1996). Tasas de erosión en una solana de la Serra Grossa. *La Costera. Cuadernos de Geografía*, 39, Valencia, 27-46.
- CERDÀ, A. & Sarah, P. (2000). The effect of climate on overland flow: laboratory rainfall simulation experiments. *Rev. Quaternario y Geomorfología*, 14 (1-2), 63-73.
- CERDÀ, A. (1995). Factores y variaciones espacio-temporales de la infiltración en los ecosistemas mediterráneos. Editorial Geoforma, Logrño, 159 p.
- CERDÀ, A., IBÁÑEZ, S., Calvo, A. (1997). Design and operation of a small portable rainfall simulator for rugged terrain. *Soil Technology*, 11, 163-170.
- Coelho, C. O. A., Louina, A., Regaya, K., Ferreira, A. J. D., Carvalho, T. M. M., Chaker, M., Nafaa, R., Naciri, R., Boulet, A. K., Keizer, J. J. (2005). The impact of soil water repellency on soil hydrological and erosional processes under Eucalyptus and evergreen Quercus forest in the western Mediterranean. *Australian Journal of Soil Research*, 43, 309-318.
- Coelho, C. O. A., Shakesby, R. A., Walsh, R. P. D., Ferreira, A., Terry, J. (1995). *Soil and Groundwater Research Report V - Effects of forest fires and post-fire land management practices on soil erosion and stream dynamics, Agueda basin, Portugal*. Luxemburg: European Commission (Environment Research Programme), 91 p.
- CONTRERAS LÓPEZ, S. & SOLE-BENET, A. (2003). Hidrofobia en suelos mediterráneos semiáridos: implicaciones hidrológicas para una pequeña cuenca experimental en el SE ibérico. *Quaternario y Geomorfología*, 17 (1-2), 29-45.
- COSTA, J. B. (1999). *Caracterização e constituição do solo*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 6ª Edição, 527 p.
- Costa, J. C.; Aguiar, C.; Capelo, J.; Lousà, M. & Neto, C. (1998). *Biogeografia de Portugal Continental*. Quercetea 0: 5-56.
- Costa, J.; Capelo, J. H.; Lousà, M.; Antunes, J. H. C.; Aguiar, C.; Izco, J. & Ladero, M. (2000). XXVIII: Nota acerca dos giestais da aliança Ulici europaei-Cytision striati Rivas-Martínez, Bascónes, T. E. Díaz, Fernández-González & Loidi em Portugal continental. *Silva Lusitana* 8 (1): 120-128.
- Daveau, S. e col. (1985). Mapas climáticos de Portugal, Nevoeiro e Nebulosidade, Contrastes térmicos. *Memórias do Centro de Estudos Geográficos n° 7*, Lisboa, CEG.
- DÍAZ GONZALEZ, T. E. (1998). Síntesis de la vegetación arbustiva de Europa occidental. *Brezales (Calluno-Ulicetea)*. *Itinera Geobotanica* 11: 7-31.

- DÍAZ GONZALEZ, T. E. (1996). *Introducción a la Metodología Fitosociológica y Sinfitosociológica. I Curso Europeu de Fitossociologia Teórica e Aplicada*. Lisboa.
- DOERR, S. H., ShAKESBY, R. A., Walsh, R. R. D. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 51 (1-4), 33-65.
- Doerr, S. H., Ferreira, A. J. D., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A., Leighton-Boyce, G., COELHO, C. O. A. (2003). Soil water repellency as a potencial parameter in rainfall-runoff modelling: experimental evidence at point to catchment scales from Portugal. *Hydrological Processes*, 17, 363-377.
- Doerr, S. H., Ferreira, A. D., Ceballos, A. (1998). Testing for soil hydrophobicity. Unpublished field manual. Medafor Project, Swansea, United Kingdom, 8 p.
- DUCHAUFOR, Ph (1984). *Edafologia. Edafogénisis y clasificación*. Ed. Masson, 493 p.
- DUCHAUFOR, Ph. (1987). *Manual de Edafologia*. Masson, s.a., Barcelona, 214 p.
- Durán Zuazo, V. H., Francia Martinez, J. R., Rodriguez Pleguezuelo, C. R., MARTÍNEZ Raya, A., CARCÉLES Rodriguez, B. (2006). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers in a mountainous area (SE Spain): Implications for sustainable agriculture. *Earth and Environmental Science*, 26 (4), 309-319.
- ELLIOTT, E. T. (1986). Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 627-633.
- Errea, M. P, LASANTA, T, OrTIGOSA, L., CERDÀ, A. (2001). Soil moisture changes after land abandonment in the central Spanish Pyrenees. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 27, Univ. de La Rioja, 47-60.
- FERREIRA, António B. (2005). "Geomorfologia do Maciço Antigo", in C. A. Medeiros (dir.), *Geografia de Portugal. 1. O ambiente físico*, Círculo de Leitores, Lisboa, pp. 75-102.
- FERREIRA, Denise B. (2005). "As características do clima de Portugal", in C. A. Medeiros (dir.), *Geografia de Portugal. 1. O ambiente físico*, Círculo de Leitores, Lisboa, pp. 332-370.
- FIGUEIREDO, A. & Aguiar, C. (2006). Efeitos do abandono em áreas agrícolas marginais: reflexos na dinâmica da vegetação. *Cadernos de Geografia (aceite para publicação)*.
- FIGUEIREDO, A. & Almeida, A. C. (2005). Perspectiva de aplicação do conceito de Vegetação Natural Potencial na gestão do património vegetal e apoio aos processos de planeamento e ordenamento territorial. *Cadernos de Geografia*, vol. 24, Coimbra, pp. 35-43.
- FIGUEIREDO, A. (2004). A vegetação actual como indicadora da Vegetação Natural Potencial na depressão de Chaves: proposta metodológica. *Cadernos de Geografia*, vol. 21/23, pp. 317-324.
- FIRESTONE, M. K. (1995). Nutrient cycling in a managed oak woodland-grass ecosystem. Final Report to integrated hardwood range Management Program, University of California.
- FONSECA, E, Guerra, A., NOGUEIRA, C. (2004). Efeito da substituição de espécies florestais nos horizontes orgânicos e características químicas do solo. *Silva Lusitana*, 12 (2), Lisboa, 183-190.
- FRANCIS, C., Thornes, J. B. (1990). Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. In Thornes, J. B. (Eds.), *Vegetation and Erosion*, Chichester, Wiley, 363-384.
- FRANCO, J. A. e Rocha Afonso, M. L. (1998). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores). GRAMINEAE. vol III, fase. II*. Escolar Editora. Lisboa.
- Fraterrigo, J. M., Turner, M. G., Pearson, S. M., Dixon, P. (2005). Effects of past land use on spatial heterogeneity on soil nutrients in Southern Appalachian forests. *Ecological Monographs*, 75 (2), 215-230.

- GÉHU, J. M. & RivaS-MaRTÍNEZ, S. (1981). «Notions fondamentales de phytosociologie». In: Dierschke, H. (ed.) Syntaxonomie, Ber Int. Symp. Int. Vereinigung Vegetatiouk. J. Cramer, Vaduz : 5-33.
- GeORGAKAKOS, K. P. & BauMER, O. W. (1996). Measurement and utilization of on-site soil moisture data. *Journal of Hydrology*, 184, 131-152.
- GerlACH, T. (1967). Hillslope troughs for measuring sediment movement, *Revue Géomorphologie Dynamique* 17, p. 172.
- Gómez-Plaza, A., Alvarez-Rogel, J., Albaladejo, J., Castillo, V. M. (2000). Spatial patterns and temporal stability of soil moisture across a range of scales in semi-arid environment. *Hydrological Processes*, 14, 1261-1277.
- HAYNES, R. J. & WILLIAMS, P. H. (1993). Nutrient cycling and fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49, 119-199.
- Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., Schulze, E. D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108, 389-411.
- JAMES, S. E., PaRTEL, M., Wilson, S. D., PeLTZER, D. A. (2003). Temporal heterogeneity of soil in grassland and forest. *Journal of Ecology*, 91, 234-239.
- Keenan, R. J., HambleTON, A., Robson, K., Webb, M. (1998). Growth response of three rainforest cabinet Tibet to fertiliser application in plantations in North Queensland. In Schulte, A. & Ruhayat, D. (Eds.), *Soils of Tropical Forest Ecosystems: Characteristics, Ecology and Management*, Springer, Berlin, 107-114.
- KIRKBY, M. J. (1978). *Hillslope Hydrology*. Wiley Intersciences, Norwich, 389 p.
- KOSMAS, C., GeRONTIDIS, St., MaraTHIANOU, M. (2000). The effect of land use change on soils and vegetation over various lithological formations on Lesbos (Greece). *Catena*, 40, 51-68.
- Ladero, M.; Amor, A.; Santos, M. T; Sánchez, M. E. & Ferro, G. (2003). Robledales supramediterráneos de ombroclima subhúmedo en los sectores Salmantino y Lusitano-Duriense. *Quercetea* 4: 5-11.
- LaSANTA, T, Garcia-Ruiz, J., RONTOMÉ, C., MARCÉN, C. (2000). Runoff and sediment yield in a semi-arid environment: the effect of the land management after farmland abandonment. *Catena*, 38, 265-278.
- LAVEE, H., IMENSON, A. C., SARAH, P. (1998). The impact of climate change on geomorfology and desertification along Mediterranean - arid transect. *Land Degradation and Development*, 9, 407-422.
- LOPES, P. M. S., Cortez, N., GOULAG, J. N. P. (2001). Erosão hídrica em cambissolos da região da Beira Baixa. Algumas diferenças estatísticas entre anos secos e anos chuvosos relativamente aos factores C e K da USLE. *Revista de Ciências Agrárias*, Vol. XXIV, nº 3/4, Jul./Dez., Lisboa, 315-323.
- Lu, D., MORAN, E., MauSEL, P. (2002). Linking Amazonian secondary succession forest growth to soil properties. *Land Degradation Development*, 13, 331-343.
- MAESTRO, E T. & CORTINA, J. (2002). Spatial patterns of surface soil properties and vegetation in a Mediterranean semi-arid steppe. *Plant and Soil*, 241, 279-291.
- Martínez-Fernández J., López-Bermúdez E, Martínez-Fernández J., Romero-Díaz, A. (1995). Land use and soil-vegetation relationships in a Mediterranean ecosystem: El Ardal, Murcia, Spain. *Catena*, 25, 153 -167.

- Martínez-Fernández, J., Martínez-Fernández, J., López-Bermúdez, F., Romero-Díaz, A., BeLMONTE-SeRRATO, F. (1996). Evolution of vegetation and pedological characteristics in fields with different age of abandonment: A case study in Murcia (Spain). In Rubio, J. L. & Calvo, A. (Eds), Soil degradation and desertification in Mediterranean environments. Ed. Geofoma. Logrono, 279-290.
- MEIRELES, C.; GONÇALVES, P.; Rego, E; Silveira, S. (2005). Estudo da Regeneração Natural das Espécies Arbóreas Autóctones na Reserva Natural da Serra da Malcata. *Silva Lusitana*, 13(2): 217-231.
- MENDES, J. C. & GONÇALVES, M. ZORRO (1980). Contribuição para o estudo do balanço cronológico de água no solo, nos meses e no ano, em Portugal Continental. *O Clima de Portugal*, fase. 25. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, Lisboa.
- MEYER, L. D. (1988). Rainfall simulators for soil conservation research. In Lai, R. (ed.), Soil erosion Research methods. Soil and Water conservation Society/International Society of Soil Science, 74-95.
- MOLINAR, E, GALT, D., HOLECHEK, J. (2001). Managing for mulch. *Rangelands*, 23 (4), 7 p.
- MONTANA, C., CavaGNARO, B., Briones, O. (1995). Soil water use by co-existing shrubs and grasses in the Southern Chihuahuan Desert, Mexico. *Journal of Arid Environment*, 31, 1-13.
- MORGAN, R. P. C. (1992). Soil Erosion in the Northern Countries of the European Community. EIW.
- ORTIZ, S.; Amigo, J.; Izco, J. (1991). Las orlas forestales fruticasas orensano-sanabrienses: dos nuevas asociaciones del Valle del Sil. *Lazaroa* 12: 303-315
- PAPY, F. & DOUYER, C. (1991). Influence des états de surface du territoire agricole sur le déclenchement des inondations catastrophiques. *Agronomie*, 11, 201- 215.
- PARDINI, G., GiSPERT, M., DUNJÓ, G. (2003). Runoff erosion and nutrient depletion in five Mediterranean soils of NE Spain under different land use. *The Science of the Total Environment*, 309, 213-224.
- PINTO-CORREIA, T., BRemAN, B., JORGE, V, DNEBOSKÁ, M. (2006). Estudo sobre o Abandono em Portugal Continental. Análise das dinâmicas da Ocupação do Solo, do Sector Agrícola e da Comunidade Rural. Tipologia de Áreas Rurais. Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas em colaboração com a Universidade de Évora, 214 p.
- Pinto-Gomes, C. J.; Alvarez, M. L.; Gonçalves, P. C. C. & Paiva-Ferreira, R. (2003). Contribuição para o estudo dos bosques supramediterrânicos de *Quercus pyrenaica* na Reserva Natural da Serra da Malcata. *Quercetea* 4: 13-21.
- POLUNIN, O. (1991). Guia de campo de las flores de Europa. Ediciones Omega, S.A Barcelona, 796 p.
- PRITCHETT, W. L. & Fisher, R. F. (1987). Properties and management of forest soils. John Wiley & Sons, New York. 490 p.
- RAUZI, F. & HANSON, C. L. (1966). Water intake and runoff as affected by intensity of grazing. *Journal of Range Management*, 19, 351-356.
- RAUZI, F. (1963). Water Intake and Plant Composition as Affected by Differential Grazing on Rangelands. *Journal of Soil Water Conservation*, 18, 114-116.
- REGUÉS, D. & TORRI, D. (2002). Efecto de la energía cinética de la lluvia sobre la dinámica de las propiedades físicas y encroscamiento en un suelo argiloso sin vegetación. *Cuaternario y Geomorfología*, 16, (1-4) 57-61.

- RIBEIRO, Orlando (1949). Le Portugal Central, Lisboa, Congrès International de Géographie, Livret-Guide de l'Excursion C, 180 p.
- RIES, J. & Langer, M. (2001). Runoff generation of abandoned fields in the central Ebro basin. Results from rainfall simulation experiments. Cuadernos de Investigación Geográfica, 27, 61-78.
- RÍVAS-MARTÍNEZ, S. (1981). Sobre la vegetación de la Serra da Estrela (Portugal). An. Real Acad. Farmacia 47 (4): 435-480.
- RÍVAS-MARTÍNEZ, S. (1975). La vegetación de la clase Querceta ilicis en España y Portugal. Anales Inst. Bot. Cavanilles 31 (2): 205-259.
- RÍVAS-MARTÍNEZ, S. (1979). Brezales y jarales de Europa occidental (Revision Fitosociológica de las clases Calluno-Ulicetea y Cisto-Lavanduletea). Lazaroa 1: 5-127.
- RÍVAS-MARTÍNEZ, S.; DÍAZ, T. E.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F.; IZCO, J.; LOIDI, J.; LOUSÁ, M. & PENAS, A. (2002). Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. Itinera Geobotanica 15: 1-992.
- RÍVAS-MARTÍNEZ, S.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. & LOIDI, J. (1999). Bioclimatology of the Iberian Peninsula. Itinera Geobotanica 13: 41-47.
- RÍVAS-MARTÍNEZ, S.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. & LOIDI, J. (1999). Checklist of plant communities of Iberian Peninsula, Balearic and Canary Islands to suballiance level. Itinera Geobotanica 13: 353 - 451.
- RÍVAS-MARTÍNEZ, S.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, E; LOIDI, J.; LOUSÁ, M. & PENAS, A. (2001). Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. Itinera Geobotânica 14: 5-341.
- RODRIGUES (2005). Vegetação actual e potencial num contexto de elevada perturbação: a depressão de Chaves. Tese de Mestrado, Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, 184 p.
- Romanyà, J., Cortina, J., Falloon, R., Coleman, K., Smith, P. (2000). Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. European Journal of Soil Biology Science, 51, 627-641.
- ROMERO-DÍAZ, A., Cammeraat, L. FL, Vacca, A., Kosmas, C. (1999). Soil erosion at three experimental sites in the Mediterranean. Earth Surface Processes and Landforms, 24, 1243-1256.
- ROXO, M. J. (1994). A acção antrópica no processo de degradação de solos - a Serra de Serpa e Mértola. Diss. Doutoramento, Universidade Nova de Lisboa, 387 p.
- ROZEIRA, A. (1944). A Flora da Província de Trás-os-Montes e Alto Douro. Memórias da Sociedade Broteriana 3: 7-203.
- RUECKER, G., SCHAD, P., ALCUBILLA, M., Ferrer, C. (1998). Natural regeneration of degraded soils and site changes on abandoned agricultural terraces in Mediterranean Spain. Land Degradation & Development, 9, 179-188.
- RUIZ-FIANO, P. (1993). Procesos de erosión en campos abandonados del Pirineo. El ejemplo del valle de Alsá. Geofoma Ediciones, Logrono, 191 p.
- Shakesby, R. A., Coelho, C. O. A., Ferreira, A. J. D., Walsh, R. P. D. (2002). Ground-level changes after wildfire and ploughing in eucalyptus and pine forests, Portugal: implications for soil microtopographical development and soil longevity. Land Degradation and Development, 13, 111-127.
- Solomon, S., D. Qin, M. Manning, R.B. Alley, T. Berntsen, N.L. Bindoff, Z. Chen, A. Chidthaisong, J.M. Gregory, G.C. Hegerl, M. Heimann, B. Flewittson, B.J.

- Hoskins, R Joos, J. Jouzel, V. Kattsov, U. Lohmann, T. Matsuno, M. Molina, N. Nicholls, J. Overpeck, G. Raga, V. Ramaswamy, J. Ren, M. Rusticucci, R. Somerville, T.R Stocker, P. Whetton, R.A. Wood and D. Wratt (2007). Technical Summary. 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.
- SORIANO, J. M. (1994). Efectes del despoblament sobre el medi físic d'un territori de muntanya (Tuixén, Parc Natural Cadí-Moxeró): estudi de la variació de la fertilitat del sol en camps de conreu abandonats. Tesi de doctorat, Universitat Autònoma de Barcelona, 262 p.
- Sparling, G. P., Hart, P. B. S., August, J. A., Leslie, D. M. (1994). A comparison of soil and microbial carbon, nitrogen and phosphorus contents, and macro aggregate stability of a soil under native forest and after clearance for pasture and plantation forest. *Biol. Fert. Soils*, 17, 91-100.
- Ternan, J., Elmes, A., Tanago, M., Williams, A., Blanco, R. (1997). Conversion of matorral land to Pinus forest: some hydrological and erosional impacts. *Méditerranée*, 12, 77-84.
- THORNES, J. B. (1979). Fluvial processes. In Embleton, C. & Thornes, J. (Eds.), *Processes in Geomorphology*, Edward Arnold, London, 213-271.
- VAN der Knijff, J. M., Jones, R. J. A., Montanarella, L. (2000). *Soil Erosion Risk Assessment in Europe*. European Commission, 34 p.
- WALTER, H. (1971). *Ecology of Tropical and Sub-Tropical vegetation*. Oliver & Boyd, Edinburg.
- Warren, S. D., Blackburn, W. H., Taylor, J. R. (1986). Effects of season and stage of rotation cycle on hydrologic condition of rangeland under intensive rotation grazing. *Journal of Range Management*, 39 (6), 486-490.
- WEBB, M. J., ReDDELL, P., HAMBLETON, A., MAZZA, G. M. (1997). Nutritional constraints to growth of Australian red cedar (*Toona ciliata*) in five north Queensland soils. *Australian Forest*, 60, 46-62.
- WHIPKEY, R. Z. (1963). Subsurface stormflow on forested slopes. *Bull. Int. Assoc. Hydrol.*, 10, 74-83.

(Página deixada propositadamente em branco)

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 - Parâmetros e índices bioclimáticos.....	12
Quadro 2 - Aparelhos e métodos de mediação de parâmetros físicos e químicos do solo.....	16
Quadro 3 - Variação das culturas entre 1960 e 2000 (ha.).....	20
Quadro 4 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre a precipitação acumulada, temperatura média diária e temperatura máxima registadas nos 15 dias anteriores à leitura da humidade, para os diferentes usos do solo (2005 e 2006)	43
Quadro 5 - Volume médio de precipitação (mm) necessário para que se gerasse escoamento superficial.....	48
Quadro 6 - Precipitação e escoamento superficial medido nas parcelas instaladas (2x8).....	52
Quadro 7 - Resultados da aplicação de regressões múltiplas entre escoamento superficial (Es) e a precipitação (total, intensidade média, intensidade em 60, 30 e 10 minutos).....	55

(Página deixada propositadamente em branco)

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1 - Localização da área de estudo.....	10
Fig. 2 - Superfícies de aplanamento.....	11
Fig. 3 - Temperatura média anual.....	12
Fig. 4 - Precipitação média anual.....	13
Fig. 5 - Localização dos inventários florísticos.....	17
Fig. 6 - Equipamento utilizado na monitorização da humidade do solo.....	19
Fig. 7 - Aspecto do simulador (ainda sem a protecção) (A), da bomba responsável pela elevação da água (B) e da microparcela utilizada nas simulações de chuva (inserida em diferentes usos do solo antes das simulações: C. Alqueive; D. Mato E. Pastagem).	20
Fig. 8 - Parcelas de erosão delimitadas em pousio ou abandono recente (A) e em mato (<i>Cytisus multiflorus</i>) (B).....	21
Fig. 9 - Destino das áreas com culturas de 1960 para 2000, nas áreas-amostra	23
Fig. 10 - Proveniência dos indultos em Trás-os-Montes, na Beira Interior Norte e na Beira Interior Sul, entre finais de 1960 e 2000	23
Fig. 11 - Variação da população residente nas sub-regiões do Interior Centro e Norte de Portugal, entre 1960 e 2001	24
Fig. 12 - Variação do índice de envelhecimento entre 1960 e 2001, nas sub-regiões do Interior Centro e Norte de Portugal.....	25
Fig. 13 - Variações da população das freguesias rurais entre 1950 e 2001, em 12 municípios do Interior Centro e Norte de Portugal.....	25
Fig. 14 - Ordenação decrescente da população, em percentagem, das freguesias de Bragança, para os anos de 1950 e 2001	26
Fig. 15 - Variação da população, em percentagem, das freguesias do Sabugal, entre 1950 e 2001	27

Fig. 16 - Peso percentual das diferentes fracções granulométricas nas amostras analisadas, por uso do solo.....	37
Fig. 17 - Comportamento de alguns parâmetros físicos em função do uso do solo. As linhas extremas correspondem aos valores máximos e mínimos observados, enquanto a caixa está delimitada pelo 1.º e 3.º quartis, sendo o traço do meio o valor referente à mediana.....	38
Fig. 18 - Comportamento de alguns parâmetros físico-químicos em função do uso do solo	39
Fig. 19 - Humidade no perfil dos solos sob diferentes ocupações e cobertos vegetais	44
Fig. 20 - Evolução mensal da precipitação, temperaturas médias diárias e média das temperaturas máximas e humidade no perfil do solo, em 2005 e 2006.....	46
Fig. 21 - Valores mínimos, médios e máximos de humidade obtidos para as diferentes profundidades, nos distintos usos do solo (2005 e 2006)	48
Fig. 22 — Distribuição da hidrofobosidade, por classes, nos diferentes usos do solo, no período seco.....	49
Fig. 23 - Escoamento superficial, em % relativamente à precipitação total, resultante da aplicação de técnicas de simulação de chuvas em duas estações do ano contrastadas	51
Fig. 24 - Precipitação média mensal para a área (Pega) e distribuição dos quantitativos mensais, em 2005 e 2006.....	53
Fig. 25 — Distribuição dos dias por classes de precipitação, em 2005 e 2006	54
Fig. 26 - Correlação linear entre a precipitação e o escoamento total (N=42; r= 0,731; r ² = 0,534; Sig= 0,000	56
Fig. 27 - Erosão dos solos em estações contrastadas em função do tipo de uso.....	59
Fig. 28 — Correlação linear entre o escoamento total (%) e a quantidade de sedimentos transportados, no total de simulações realizadas (g m ² h ⁻¹).....	60
Fig. 29 - Correlação linear entre o escoamento total e a quantidade de sedimentos transportados, na estação seca e na estação húmida.....	61
Fig. 30 - Correlação linear entre a percentagem de solo descoberto e a quantidade de sedimentos transportados, na estação seca e húmida.....	62
Fig. 31 — Perdas totais de sedimentos (g m ²), em 2005 e em 2006, nos diferentes tipos de ocupação do solo.....	63
Fig. 32 — Esquema das mudanças no uso do solo ou no coberto vegetal e as alterações verificadas ao nível do próprio solo, na área do Sabugal, sobre granitos.....	67

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1	73
Fig. 1 - Principais unidades litológicas presentes na área em estudo.....	73
Fig. 2 - Estado de perturbações dos sobreirais: 1 - pelo fogo; 2 - pela agricultura/ corte de mato.....	73
Fig. 3 - Taxas de regeneração de <i>Quercus pyrenaica</i> Willd, em parcelas afectadas por diferentes tipos de perturbações: 1 e 2 - fogo, 3 - corte de mato, 4 - abandono agrícola.....	74
Fig. 4 - Campo de cereal recentemente semeado (Outubro de 2006)	74
Fig. 5 - Campo de cereais, em Dezembro de 2006.....	75
Fig. 6 - Erosão hidrica em plantações jovens de pinhal (Novembro de 2006)....	76
Anexo 2	77
Formulário.....	77
Anexo 3	78
Tabela I.....	78
Anexo 4	79
Tabela II	79
Anexo 3	81
Tabela III.....	81
Anexo 6.....	82
Tabela IV.....	82
Anexo 7	84
Tabela V.....	84

Série

Investigação



Imprensa da Universidade de Coimbra

Coimbra University Press

2009

