



UNIVERSIDADE DE ÉVORA
ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA RURAL

Avaliação da erosão hídrica potencial dos solos à escala da unidade de intervenção florestal com a utilização de um Sistema de Informação Geográfica

Luís Miguel de Carvalho Alves Ferreira

Orientação: Prof. Dr. Nuno Sousa Neves
Coorientação: Prof. Dr. Alfredo Gonçalves Ferreira

Mestrado em Engenharia Florestal: Sistemas Mediterrânicos

Dissertação

Évora, 2014

UNIVERSIDADE DE ÉVORA
ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA RURAL

Avaliação da erosão hídrica potencial dos solos à escala da unidade de intervenção florestal com a utilização de um Sistema de Informação Geográfica

Luís Miguel de Carvalho Alves Ferreira

Orientação: Prof. Dr. Nuno Sousa Neves

Coorientação: Prof. Dr. Alfredo Gonçalves Ferreira

Mestrado em Engenharia Florestal: Sistemas Mediterrânicos

Dissertação

Évora, 2014

À Cláudia, à Beatriz e ao Eduardo

Agradecimentos

No final deste estudo, mesmo que pese algum cansaço, jamais poderia deixar de recordar com gosto quem de alguma forma me ajudou nesta enriquecedora experiência. Assim, ousando fazê-lo sem quaisquer títulos, gostaria de agradecer com a maior estima:

- Aos meus orientadores de mestrado, os professores Nuno Sousa Neves e Alfredo Gonçalves Ferreira, por toda a disponibilidade e conhecimentos transmitidos.
- À administração da Altri Florestal, que me proporcionou a realização deste estudo e disponibilizou grande parte dos meios utilizados.
- Ao Luís Leal, diretor de Planeamento e Desenvolvimento da Altri Florestal, por toda a confiança e apoio incondicionais, dados mesmo antes do início dos estudos.
- Ao colega e amigo Pedro Serafim, companheiro neste regresso académico. Nunca esquecerei as nossas excelentes conversas sobre tudo e algo mais, que puderam ser tão longas como uma viagem de Constância a Évora e ainda de volta a Constância.
- Ao Henk Feith, diretor de Produção da Altri Florestal, homem com rara capacidade de transformar as adversidades em forças, por toda a abertura dada à realização deste estudo. Também ao João Reis, chefe da Região Oeste e ao Acácio Henriques, encarregado do Vale Mouro, que validaram o meu levantamento pericial de erosão.
- À minha fabulosa equipa de trabalho da Altri Florestal: Dino, Julieta e Amália. Nos momentos em que estive menos disponível ou mais cansado, deram-me sempre a segurança de que tudo continuava a funcionar a 100%, tal como gostamos.
- A todos os que contribuíram ou pretendiam contribuir de alguma forma para este trabalho, seja com uma pequena ideia ou uma sugestão bibliográfica. Apesar não serem aqui diretamente mencionados, não significa que estejam esquecidos.
- Por último, mas não menos importante, à minha família. À minha mulher e aos meus filhos, a quem dedico este trabalho, e também aos meus pais, irmãos, cunhadas, sobrinha e sogros, pela compreensão por ter estado menos disponível ou menos paciente. Fica a promessa de uma compensação com tempo de qualidade!

Resumo

Avaliação da erosão hídrica potencial dos solos à escala da unidade de intervenção florestal com a utilização de um Sistema de Informação Geográfica

Este estudo tem como objetivo o desenvolvimento de metodologias para produção de cartografia de avaliação da erosão do solo adequada à uma utilização operacional no contexto da gestão florestal, através de um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Foram testados dois modelos na determinação da erosão hídrica potencial, escolhidos pela sua aplicabilidade teórica: uma adaptação da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (Wischmeier & Smith, 1965; 1978) e o índice de Erosão Hídrica Estrutural (EHE) (Ferreira et al., 2010; Neves et al., 2011).

Estes modelos foram aplicados a uma área florestal, parte de uma propriedade próxima da vila de Azambuja, no distrito de Lisboa. Para uma validação qualitativa dos resultados de modelação, foi realizado um levantamento cartográfico da erosão observada nesta área.

Numa perspetiva operacional, ambos os modelos demonstraram uma eficácia razoável na descrição da realidade observada na área estudada. O modelo adaptado da USLE alcançou melhores resultados gerais, enquanto os níveis de confiança na cartografia do índice EHE aumentaram com o grau de erosão, possibilitando melhores resultados nas classes de maior suscetibilidade de erosão.

Palavras-chave: Erosão hídrica potencial, gestão florestal, USLE, EHE, SIG

Abstract

Assessment of soil water erosion potential on scale of forest intervention unit using a Geographic Information System

This study aims the development of methodologies for the production of maps directed towards the assessment of soil erosion suitable to a forestry management operational use, using a Geographic Information System (GIS). Two models were tested to evaluate the water erosion potential, selected for their theoretical applicability: an adaptation of Universal Soil Loss Equation (USLE) (Wischmeier & Smith, 1965; 1978) and the Structural Water Erosion index (EHE) (Ferreira et al., 2010; Neves et al., 2011).

These models were applied in a forest area, part of a property close to Azambuja village, in Lisbon district. For qualitative validation of the modeling results, a cartographic survey of observed erosion in this area was produced.

From an operational point of view, both models show a reasonable efficacy to describe the situation found in the studied area. The adapted USLE model achieved better general results, while the levels of confidence in the EHE index mapping increasing with the degree of erosion, allowing better results in high erosion susceptibility classes.

Keywords: Water erosion potential, forestry management, USLE, EHE, GIS

Uma brisa suave seguiu-se às nuvens de chuva, impelindo-as para o norte, uma brisa que sacudiu brandamente o milho em vias de secar. Decorreu um dia, e o vento aumentou, constante, sem rajadas. A poeira das estradas subiu, espraiou-se e caiu sobre as ervas da margem dos campos, descendo também em pequena quantidade sobre esses mesmos campos. O vento agora tornava-se mais rijo, soprando sobre a terra húmida nas áreas do milho. Pouco a pouco, o céu escureceu com as nuvens de poeira, e o vento revolveu a terra, desprendeu a poeira e levou-a consigo. O vento tornou-se mais forte. A crosta formada pela chuva ressecou, e a poeira levantou-se dos campos e ergueu no ar plumas cor de cinza, semelhantes a fumo que se espraiasse lentamente. O milho oscilava com o vento, emitindo um som seco e tumultuoso. A poeira mais fina não voltou a fixar-se na terra, desaparecendo no céu enegrecido.

John Steinbeck in *As Vinhas da Ira*, 1939

Índice geral

Agradecimentos.....	I
Resumo	II
Abstract.....	III
Índice geral	V
Índice de tabelas.....	VIII
Índice de figuras	IX
Índice de equações.....	X
Lista de abreviaturas	XI
1. Introdução	1
1.1. Importância da avaliação da erosão do solo.....	1
1.2. Enquadramento do estudo	2
1.3. Objetivos do estudo	3
2. Enquadramento teórico	4
2.1. Conceitos gerais de erosão do solo	4
2.1.1. Tipos de erosão.....	4
2.1.2. Tolerância de perda do solo.....	5
2.2. Formas da erosão hídrica do solo.....	6
2.2.1. Erosão laminar	8
2.2.2. Erosão em sulcos.....	8
2.2.3. Erosão em ravinas	9
2.3. Conceito de suscetibilidade de erosão hídrica potencial	9

2.4. Modelos de predição da erosão hídrica do solo.....	10
2.4.1. Modelos empíricos	13
2.4.2. Modelos conceptuais.....	14
2.4.3. Modelos baseados em princípios físicos	15
2.5. Equação Universal de Perda do Solo (USLE)	16
2.5.1. Fator de erosividade da precipitação (R).....	17
2.5.2. Fator de erodibilidade do solo (K)	19
2.5.3. Fator fisiográfico (LS)	22
2.6. Índice de Erosão Hídrica Estrutural (EHE)	23
3. Área de estudo	26
3.1. Localização e acessibilidade	26
3.2. Variáveis físico-naturais	27
3.2.1. Clima	27
3.2.2. Solos	28
3.2.3. Orografia.....	30
3.2.4. Hidrografia	30
3.3. Uso do solo.....	31
4. Material e métodos.....	32
4.1. Sistema de Informação Geográfica (SIG)	32
4.2. Preparação da informação de entrada.....	32
4.2.1. Cartografia de solos.....	33
4.2.2. Modelo Digital de Elevações (MDE)	33
4.3. Modelação através da adaptação da USLE.....	34
4.3.1. Cálculo do fator R.....	34
4.3.2. Cálculo do fator K.....	35
4.3.3. Cálculo do fator LS	36
4.4. Modelação do índice EHE	38
4.5. Levantamento pericial de erosão ocorrida	40
4.6. Técnicas de análise dos resultados	43
4.6.1. Agrupamento inicial e caracterização dos resultados	44
4.6.2. Avaliação dos resultados com o levantamento pericial de erosão	45

5. Resultados	47
5.1. <i>Clusters</i> de suscetibilidade de erosão.....	47
5.2. Estatísticas para as categorias do levantamento pericial de erosão.....	49
5.3. Classes supervisionadas com as categorias do levantamento pericial de erosão	50
6. Conclusões e considerações finais	55
6.1. Discussão e conclusões gerais.....	55
6.2. Aplicabilidade prática dos resultados.....	56
Referências bibliográficas	59
Anexos.....	66

Índice de tabelas

Tabela 2.a – Tolerâncias de perda de solo sugeridas pela FAO (Arnoldus, 1977).....	6
Tabela 2.b – Modelos de predição da erosão hídrica dos solos.....	12
Tabela 3.a – Resultados climatológicos com base nos normais de 1971-2000 de Santarém (IPMA, 2013).....	28
Tabela 3.b – Áreas dos complexos de solos e de cada solo constituinte	28
Tabela 3.c – Classificação completa dos solos segundo classificação do SROA	29
Tabela 3.d – Representatividade das classes de declive	30
Tabela 4.a – Percentagens dos constituintes de textura fina, valor do DMG e fator K para cada família de solo	35
Tabela 4.b – Fator K dos complexos de solos e de cada solo constituinte	36
Tabela 4.c – Categorias dos efeitos dos processos erosivos e seus critérios de avaliação	40
Tabela 5.a – Estatísticas gerais dos resultados do USLEp e do EHE nos <i>clusters</i> obtidos	49
Tabela 5.b – Estatísticas gerais dos resultados do USLEp e do EHE nas categorias periciais de erosão	49
Tabela 5.c – Percentagem da área geral e das categorias periciais de erosão por nível de confiança para o USLEp e o EHE	54

Índice de figuras

Figura 2.a – Formas de manifestação de erosão hídrica e deposição (esquema do autor)	7
Figura 3.a – Localização da área de estudo com enquadramento na Carta Militar 1/250.000 (IGeoE).....	26
Figura 3.b – Diagrama ombrotérmico para a estação meteorológica de Santarém (IPMA, 2013)	27
Figura 4.a – Esquema de equações utilizadas na adaptação da USLE	34
Figura 4.b – Exemplo de codificação com a utilização da ferramenta <i>Flow Direction</i> (ESRI, 2013)	37
Figura 4.c – Exemplo de codificação com a utilização da ferramenta <i>Flow Accumulation</i> (ESRI, 2013).....	38
Figura 4.d – Exemplos da categoria de erosão laminar em vista área (esq.) e no terreno (dir.)	41
Figura 4.e – Exemplos da categoria de erosão em sulcos moderada em vista aérea (esq.) e no terreno (dir.)	41
Figura 4.f – Exemplos da categoria de erosão em sulcos acentuada em vista área (esq.) e no terreno (dir.)	42
Figura 4.g – Exemplos da categoria de deposição em vista área (esq.) e no terreno (dir.)	42
Figura 4.h – Abordagens, procedimentos e ferramentas do ArcGIS utilizados na análise dos resultados.....	43
Figura 5.a – Cartografia de valores contínuos para o USLEp (esq.) e da sua classificação em <i>clusters</i> (dir.)	47
Figura 5.b – Cartografia de valores contínuos para o EHE (esq.) e da sua classificação em <i>clusters</i> (dir.)	48
Figura 5.c – Cartografia das classes supervisionadas para o USLEp (esq.) e da sua amostra de treino (dir.)	50
Figura 5.d – Cartografia das classes supervisionadas para o EHE (esq.) e da sua amostra de treino (dir.)	51
Figura 5.e – Cartografia de confiança da classificação supervisionada para o USLEp (esq.) e o EHE (dir.)	52
Figura 5.f – Histogramas de distribuição das células por nível de confiança para o USLEp e o EHE	53

Índice de equações

Equação 2.a – Equação Universal de Perda do Solo (USLE) (Wischmeier & Smith, 1978)	17
Equação 2.b – Energia cinética de um evento de precipitação constante (Foster et al., 1981).....	18
Equação 2.c – Índice de Fournier modificado	19
Equação 2.d – Fator de erodibilidade do solo da USLE (K) (Renard et al., 1997).....	20
Equação 2.e – Fator de erodibilidade do solo para a USLE (K) (Silva, 1999)	21
Equação 2.f – Fator fisiográfico da USLE (LS) (Wischmeier & Smith, 1978).....	22
Equação 2.g – Fator fisiográfico para a USLE (LS) (Moore & Burch, 1986)	23
Equação 2.h – Índice de Erosão Hídrica Estrutural (EHE) (Ferreira et al., 2010)	24

Lista de abreviaturas

DGADR – Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural

DGT – Direção-Geral do Território

DMG – Diâmetro Médio Geométrico

EHE – Erosão Hídrica Estrutural

ESRI – *Environmental Systems Research Institute*

ETRS – *European Terrestrial Reference System*

EUA – Estados Unidos da América

FAO – *Food and Agriculture Organization*

FSC – *Forest Stewardship Council*

IGeoE – Instituto Geográfico do Exército

IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera

MDE – Modelo Digital do Terreno

PEFC – *Programme for the Endorsement of Forest Certification*

REN – Reserva Ecológica Nacional

RUSLE – *Revised Universal Soil Loss Equation*

SIG – Sistema de Informação Geográfica

USDA – *United States Department of Agriculture*

USLE – *Universal Soil Loss Equation*

USLEp – *Universal Soil Loss Equation (potential)*

1. Introdução

1.1. Importância da avaliação da erosão do solo

A erosão do solo é um problema generalizado no mundo, intimamente relacionado com a atividade humana. Para a FAO, a consideração de fortes investimentos em programas de conservação do solo é simplesmente justificada pelo facto do solo levar vários anos a ser formado, mas poder ser totalmente destruído em pouco tempo. Com a perda de solo são suprimidas capacidades do homem para cultivar alimentos, manter pastagens e produzir recursos florestais (Kelley, 1990).

A região mediterrânea é especialmente propensa à ocorrência de erosão (CORINE, 1992; Grimm et al., 2002). Este facto está relacionado não apenas com usos intensivos do solo, mas também com o seu clima, caracterizado por possuir períodos de seca, seguidos de chuvas intensas, com elevada variabilidade no tempo e no espaço (González-Hidalgo et al., 2007). Em partes desta região, a erosão atingiu um estado de quase irreversibilidade e, em alguns locais, a erosão praticamente cessou por não restar mais solo (Grimm et al., 2002). Contudo, a região mediterrânea tem uma longa história de persistência no uso do solo adaptado às suas condições climáticas particulares, cujo sucesso se deve sobretudo à diversificação dos sistemas de produção (González-Bernáldez, 1995). Este aspeto reflete-se significativamente nas características da paisagem, quer pela variação do coberto vegetal, quer pela utilização de técnicas ancestrais de conservação do solo, sendo a armação do terreno em socalcos o exemplo mais emblemático. Nas regiões com clima mediterrânico é tão indispensável conservar o solo como a água, de forma a assegurar um uso mais eficiente do território (Porta et al., 2003).

A manutenção ou a melhoria da qualidade do solo é um critério comum na avaliação da produtividade e da sustentabilidade dos ecossistemas florestais (Burger & Kelting, 1999;

Schoenholtz et al., 2000). Sendo o solo um recurso de preservação vital, é essencial que o gestor florestal possua uma clara noção de como a sua atividade pode comprometer a sua qualidade. Como em qualquer outra atividade que implique a mobilização do terreno e/ou a remoção do coberto vegetal, as intervenções florestais, muito especialmente as operações de florestação e de exploração florestal, estão associadas a elevados de riscos de erosão. Um bom conhecimento dos riscos de erosão relacionados com as características físicas da estação florestal pode contribuir para um planeamento mais adequado das intervenções a realizar. Neste sentido, o gestor florestal poderá considerar e analisar diferentes cenários de intervenção, considerando formas distintas de alteração do coberto vegetal e de práticas de conservação do solo.

1.2. Enquadramento do estudo

A Altri Florestal, S.A. é uma empresa que tem como principal missão o abastecimento de madeira das três fábricas de pasta de papel da Altri SGPS, S.A., um grupo industrial português ao qual também pertence. Uma parte significativa destas necessidades de madeira é garantida pela gestão de cerca de 65 mil ha de eucaliptal, integrados num total de 82 mil ha de áreas sob administração própria. Para além desta produção florestal principal, destacam-se também a produção de madeira de pinheiro bravo e a produção de cortiça. A gestão florestal da empresa encontra-se certificada pelo FSC e pelo PEFC.

O presente estudo pode ser enquadrado num conjunto de medidas tomadas por esta empresa na sequência de alguns acidentes graves de erosão ocorridos no ano de 2010, durante a execução de um projeto para reflorestação de uma área sob sua gestão, em que os trabalhos de preparação do terreno foram sucedidos de alguns eventos de precipitação particularmente intensos. Para além da implementação de um conjunto de medidas mitigadoras da erosão na área em causa, este acontecimento também levou a direção da Altri Florestal a repensar alguns dos seus procedimentos operacionais, o que conduziu à procura de mais e melhor conhecimento acerca dos processos erosivos do solo.

Entre o novo conhecimento requerido, esteve a determinação do risco de erosão potencial, ou seja, do grau de suscetibilidade de ocorrência de erosão, considerando a remoção do coberto e a mobilização do solo. Preferencialmente, a informação resultante deveria ter um formato cartográfico com detalhe suficiente para ser utilizado à escala de trabalho dos projetos florestais da empresa. Esta cartografia seria principalmente utilizada na execução e na monitorização dos projetos de florestação, embora também pudesse ser considerada

nos planos operacionais de exploração. Destas necessidades iniciais, surgiu a realização do presente trabalho, com a utilização da área do caso referido de ocorrência de erosão como base de estudo, devido ao conhecimento e à experiência aí adquiridos.

1.3. Objetivos do estudo

Este estudo tem como principal objetivo a proposta de metodologias para produção de cartografia de avaliação da suscetibilidade de erosão do solo, adequada à uma utilização operacional florestal, através de um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

A avaliação do risco de erosão, assim como a determinação de outras condicionantes dos solos, têm sido comumente utilizadas como instrumentos de gestão do território. No entanto, a maioria destas análises são realizadas a escalas demasiado reduzidas, como na caracterização de concelhos, regiões ou grandes bacias hidrográficas, fornecendo uma cartografia demasiado abrangente para fornecer o detalhe operacional que o gestor florestal necessita para planear e realizar as suas intervenções. Neste sentido, as metodologias testadas deverão permitir a produção de cartografia adequada à escala da unidade de intervenção florestal, que normalmente varia entre 1/10.000 e 1/25.000.

Outro aspeto importante, relacionado com a utilização operacional de cartografia de risco de erosão, prende-se com a necessidade de avaliação da suscetibilidade de erosão do solo em condições extremas, de forma que as intervenções florestais sejam planeadas tendo em conta a maior amplitude do seu risco. Estas condições, que definem uma erosão designada como potencial, consistem na desconsideração total do coberto vegetal e das práticas de conservação do solo.

É importante referir que não foi propósito deste estudo o cumprimento de uma análise exaustiva de comparação dos vários modelos existentes para predição da erosão do solo. Deste modo, foram testados, à partida, dois modelos para avaliação da erosão hídrica potencial, escolhidos pela sua aplicabilidade teórica aos objetivos traçados. O primeiro modelo foi desenvolvido através de uma adaptação da Equação Universal de Perda de Solo (Wischmeier & Smith, 1965; 1978), com a finalidade da sua aproximação ao conceito de erosão hídrica potencial e às condições dos solos e do clima de Portugal. O outro modelo testado foi o índice de Erosão Hídrica Estrutural (Ferreira et al., 2010; Neves et al., 2011), desenvolvido na Universidade de Évora, com a finalidade de delimitação de áreas de elevado risco de erosão de acordo com o conceito de Reserva Ecológica Nacional (REN).

2. Enquadramento teórico

2.1. Conceitos gerais de erosão do solo

Embora o termo erosão já fosse utilizado em geologia no século XIX, a sua aplicação aos solos ocorreu no início do século XX e apenas entrou em uso geral na década de 1930 (Zachar, 1982). Vários autores têm utilizado o termo em diferentes contextos, o que por vezes pode causar alguma ambiguidade. Geralmente, qualquer conceito de erosão do solo envolve um determinado grau de degradação da superfície do solo, induzida pela ação de agentes exógenos. Segundo Morgan (2005), a erosão do solo pode ser considerada como um processo de duas fases, consistindo no destacamento de partículas individuais da massa do solo e no seu transporte para outro local pelos agentes erosivos, tais como a chuva e o vento. Quando a energia para o transporte das partículas se torna insuficiente, ocorre a deposição, uma terceira fase. Este conceito, por vezes pouco claro noutras definições, considera a fase da deposição como uma consequência direta da erosão, associando o processo de erosão essencialmente às fases que levam a uma perda efetiva de solo. Esta distinção é particularidade importante em estudos onde o fator crítico é a determinação dos locais do terreno onde a deposição ocorre (Hickey, 2000).

2.1.1. Tipos de erosão

A maior parte dos elementos da topografia atual resultou da ação contínua de forças naturais, num processo normalmente lento, denominado de erosão geológica ou natural. Este processo participa na formação natural dos solos, na sua distribuição na superfície do planeta e inclui formas de erodibilidade que mantêm no solo um equilíbrio favorável ao crescimento das plantas (Schwab et al., 1993). Contudo, a intensidade da erosão natural pode ser facilmente acelerada por ações de origem humana ou animal que envolvam a quebra dos agregados do solo e o destacamento de partículas orgânicas e minerais,

habitualmente provocados pela mobilização do terreno e/ou pela remoção do coberto. Quando estas intervenções provocam perdas de solo superiores à formação de solo novo, está-se perante um processo de erosão acelerada (Dvořák & Novák, 1994). Grande parte dos autores que estudam a erosão do solo relacionam-na com a atividade humana, com o objetivo da compreensão das intervenções que provocam a sua aceleração ou, numa perspetiva inversa, das que possibilitam o seu controlo ou atenuação.

Noutra perspetiva, a erosão do solo pode ser tipificada com base nos agentes naturais indutores do processo. A água e o vento são os agentes erosivos mais comuns e também os mais importantes, de modo que a erosão hídrica e a erosão eólica são normalmente consideradas os dois tipos básicos de erosão do solo. Note-se que o conceito de erosão hídrica apenas se aplica à perda de solo causada pela água no estado líquido, sendo os processos induzidos pela água no estado sólido designados por erosão glaciar e por erosão pela neve (Dvořák & Novák, 1994).

2.1.2. Tolerância de perda de solo

Teoricamente, a erosão do solo deveria ser mantida a uma taxa igual ou inferior à taxa natural de formação de novo solo. Porém, na prática, é difícil reconhecer quando este balanço se verifica (Morgan, 2005). Por outro lado, um aproveitamento do solo restrito ao cumprimento deste critério implicaria uma redução significativa das suas possibilidades de utilização, de forma que na determinação da tolerância de perda de solo são também habitualmente considerados critérios relacionados com a profundidade e a produtividade dos solos.

Arnoldus (1977) sugeriu a consideração de um conjunto de taxas de tolerância de perda de solo com dependência direta da profundidade atual do solo e da facilidade de renovação do mesmo. Como solos renováveis consideram-se os solos que podem ser recapacitados pela mobilização, fertilização, incorporação de matéria orgânica e outras práticas de gestão. Em oposição, os solos não renováveis possuem substratos desfavoráveis, tais como rochas, que dificultam a sua reabilitação por meios economicamente viáveis. Este trabalho foi desenvolvido pela FAO e tem sido utilizado, de forma integral ou parcial, por vários autores, inclusive em Portugal (e.g. Ferreira et al., 2008). As diretrizes de tolerância de perda de solo são resumidas na **Tabela 2.a**.

Tabela 2.a – Tolerâncias de perda de solo sugeridas pela FAO (Arnoldus, 1977)

Classe de profundidade (cm)	Tolerância de perda de solo (t/ha/ano)	
	Solos renováveis	Solos não renováveis
0 – 25	2,2	2,2
25 – 50	4,5	2,2
50 – 100	6,7	4,5
100 – 150	9,0	6,7
> 150	11,2	11,2

Noutra abordagem, Renard et al. (1997) definem tolerância de perda do solo como a taxa máxima de erosão que poderá ocorrer e ainda assim permitir produções economicamente sustentáveis. Estes autores referem que o conceito observa a perda de produtividade pela erosão, mas que também considera forçosamente a taxa de formação do solo a partir do material de origem, a função da formação de solo, a perda de nutrientes e o custo da sua substituição, a taxa de erosão em que se poderia esperar a formação de ravinas, e as práticas de controlo de erosão de implementação razoável. No mesmo sentido, Gonçalves (1999) refere tolerância de perda do solo como a quantidade máxima de terra que pode ser perdida por erosão, mantendo ainda no solo um elevado nível de produtividade por um longo período de tempo.

2.2. Formas da erosão hídrica do solo

O processo de erosão hídrica começa com o impacto das gotas de chuva sobre a superfície do terreno, provocando o destacamento e a projeção de partículas de solo. O escoamento superficial transporta o material desagregado segundo o declive, depositando-o num local abaixo da sua origem, quando a velocidade diminui (Gonçalves, 1999).

Para um melhor entendimento da natureza dinâmica da erosão hídrica, podem ser considerados a intensidade e a distribuição espacial do escoamento superficial numa encosta. Horton (1945), citado em Morgan (2005), descreveu o escoamento superficial como resultante de uma intensidade de precipitação superior à capacidade de infiltração do solo, embora com um determinado padrão na superfície do terreno. No topo da encosta encontra-se uma zona praticamente sem escoamento, embora exposta ao transporte por salpico. A uma distância crítica desta zona, é acumulada água suficiente para o início do escoamento. No sentido descendente da vertente, a intensidade do escoamento aumenta

com a distância do topo, até a altura em que o escoamento se torna mais concentrado em menos e mais profundas linhas de escorrência. Nas zonas mais baixas e menos declivosas, com a diminuição da velocidade do fluxo, pode ocorrer a deposição de sedimentos. O comportamento do escoamento pode variar significativamente ao longo de distâncias muito curtas, principalmente devido à influência da rugosidade do terreno associada à vegetação e à pedregosidade (Morgan, 2005).

Podem ser considerados dois tipos de escoamento, que determinam formas de erosão distintas: o escoamento difuso e o escoamento concentrado (Morgan, 2005; Ferreira et al., 2010). No primeiro caso, a água movimenta-se sobre a superfície do terreno, contribuindo para a remoção de uma espessura relativamente uniforme de solo, numa ação combinada com o impacto das gotas da chuva. No entanto, este tipo de escoamento raramente consiste num lençol de água com profundidade regular, mas mais frequentemente numa massa contínua de vários cursos de água que correm em sulcos não pronunciados (Morgan, 2005). O escoamento é concentrado quando a água conflui em canais com alguma profundidade e que podem ser sucessivamente ampliados pela degradação ou colapso de zonas adjacentes.

Embora com algumas variações nas suas definições, são geralmente diferenciadas, pelo menos, três formas de manifestação da erosão hídrica: a erosão laminar, a erosão em sulcos e a erosão em ravinas (Schwab et al., 1993; Gonçalves, 1999; Merritt et al., 2003; Morgan, 2005). Estas formas de erosão podem ocorrer simultaneamente no mesmo local, uma vez que, na maior parte dos casos, têm efeitos consequentes e correspondem a uma graduação evolutiva da severidade da erosão, conforme esquematizado na **Figura 2.a**.

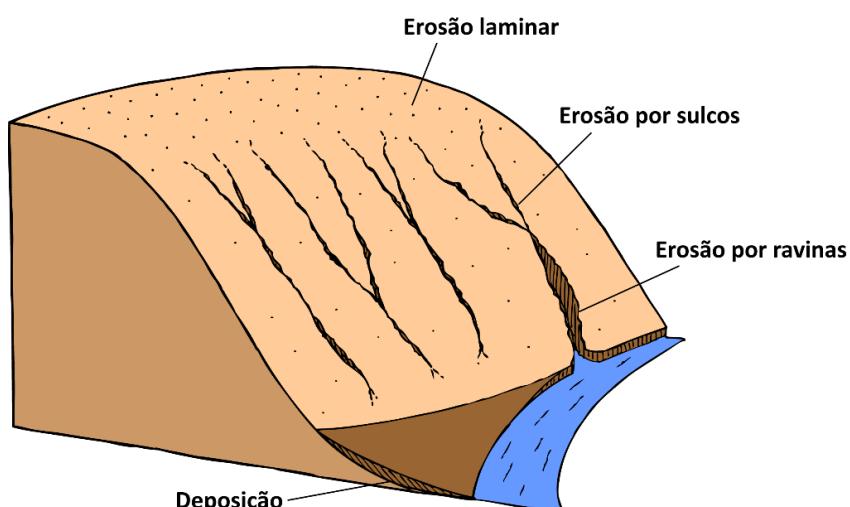


Figura 2.a – Formas de manifestação de erosão hídrica e deposição (esquema do próprio autor)

Também poderá ser distinguida como uma forma específica de erosão hídrica, a perda de solo diretamente provocada pela ação da corrente de cursos de água (Schwab et al., 1993; Dvořák & Novák, 1994; Merritt et al., 2003). No entanto, serão apenas aprofundados os significados das três primeiras manifestações de erosão referidas, uma vez que têm uma relação mais direta com as intervenções florestais.

2.2.1. Erosão laminar

A ideia conceitual da erosão laminar consiste na remoção uniforme de finas camadas de solo provocada pelo impacto das gotas da chuva e pelo escoamento da água. No entanto, estudos indicam que este conceito raramente ocorre de forma literal, confirmado que, na realidade, este tipo de erosão é caracterizado pela formação de pequenos sulcos não muito pronunciados (Schwab et al., 1993; Morgan, 2005). Comparativamente aos restantes tipos de erosão hídrica, o escoamento de água é normalmente caracterizado por uma velocidade baixa, podendo facilmente ser interrompido ou atenuado pela vegetação, rochas ou quaisquer outros obstáculos existentes no solo. Sendo, por vezes, difícil a deteção imediata deste tipo de erosão, a observação de raízes superficiais expostas constitui normalmente um bom indicador prático da sua ocorrência (Gonçalves, 1999).

Devido às características da erosão laminar, as primeiras partículas arrastadas pela água são as mais leves e finas, o que se traduz essencialmente na remoção de limo e argila desagregada. Esta forma mais simples de erosão, que pode também ser designada de erosão seletiva, não deixa de ser considerada grave, uma vez que modifica a textura do solo e remove nutrientes essenciais do solo (Dvořák & Novák, 1994).

2.2.2. Erosão em sulcos

A erosão em sulcos ocorre quando o escoamento de água, em função do relevo ou de irregularidades do terreno, se concentra em alguns locais e atinge um caudal suficiente para remover e arrastar solo ao longo da linha de fluxo. Este processo origina sulcos de fácil identificação visual, que, por definição, são suficientemente pequenos para poderem ser eliminados pelas operações normais de preparação do solo (Schwab et al., 1993; Merritt et al., 2003).

Este tipo de erosão é particularmente preocupante em encostas extensas, com declives acentuados e em solos de erodibilidade alta. Normalmente, quanto menos permeável for o

solo e menor for o grau de agregação das partículas, maior a probabilidade de formação de sulcos (Gonçalves, 1999).

2.2.3. Erosão em ravinas

A erosão em ravinas corresponde a uma fase muito avançada de erosão. Em oposição aos sulcos, as ravinas não podem ser suprimidas com operações normais de preparação do solo (Schwab et al., 1993; Merritt et al., 2003). Genericamente, uma ravina é originada pela elevada concentração de fluxo de água num mesmo sulco, provocando o destacamento de grandes massas de solo e, consequentemente, a ampliação do sulco em largura e profundidade. No entanto, alguns estudos revelam que as ravinas podem também ter origem em zonas de interrupção do coberto vegetativo, onde a exposição do solo poderá facilitar a formação localizada de depressões que serão progressivamente agravadas com o escoamento de água (Leopold et al., 1964; citado em Morgan, 2005).

A ocorrência de erosão em ravinas, para além das características dos eventos de precipitação, depende principalmente das particularidades da bacia hidrológica, da área de drenagem, do declive e do tipo de solo. O desenvolvimento de uma ravina implica um conjunto de processos que podem ocorrer simultaneamente ou em diferentes períodos de tempo. Por estas razões, a avaliação e a predição deste tipo de erosão é ainda difícil, uma vez que a influência dos fatores associados não se encontra bem definida e existe ausência de informação de campo adequada (Schwab et al., 1993).

2.3. Conceito de suscetibilidade de erosão hídrica potencial

Alguns dos termos empregues no âmbito da avaliação da erosão poderão ter diferentes interpretações ou traduções, o que poderá influenciar o correto entendimento dos conceitos utilizados. Por esta razão, será particularmente importante o esclarecimento do conceito de erosão hídrica potencial, assim como do próprio conceito de risco, com base em alguns trabalhos contributivos para a normalização da cartografia de risco de erosão (CORINE, 1992; Grimm et al., 2002; Julião et al., 2009).

O risco de erosão potencial do solo é definido como um risco inerente de erosão, independentemente do uso atual do solo ou do coberto vegetal (CORINE, 1992). Por este motivo, o cálculo do risco de erosão potencial deve apenas ter em conta as condições climáticas, topográficas e edáficas, enquanto ao risco de erosão atual cumpre também a

consideração da cobertura existente e do uso atual do solo (Grimm et al., 2002). O papel da ocupação do solo e das práticas de conservação do solo deverá ser considerado apenas ao nível do ordenamento do território e do planeamento das atividades humanas, como aferidor das práticas corretas de intervenção no território, tendo como referência a erosão hídrica potencial (Julião et al., 2009).

Julião et al. (2009) consideram o conceito de risco como a probabilidade de ocorrência de um processo perigoso e respetiva estimativa das suas consequências sobre pessoas, bens ou ambiente, expressas em danos corporais e/ou prejuízos materiais e funcionais, diretos ou indiretos. Apesar do termo ser habitualmente utilizado de forma descomprometida, com base nesta definição, o risco deverá ser calculado através do produto da perigosidade pela consequência. Por esta razão, os mesmos autores empregam o termo suscetibilidade para a definição da incidência espacial do perigo. A avaliação da suscetibilidade consiste na identificação e na classificação das áreas com propensão para serem afetadas por um determinado perigo, em tempo indeterminado, devendo ser efetuada de uma forma qualitativa através dos fatores de predisposição para a ocorrência desse mesmo perigo (Julião et al., 2009).

2.4. Modelos de predição da erosão hídrica do solo

De uma forma simplificada, a modelação da erosão do solo pode ser revista em três fases temporais distintas na história: uma fase experimental inicial, um estágio de equações iniciais de erosão e o estágio da modelação real da erosão (Hu & Flanagan, 2013).

O primeiro programa consistente de investigação da erosão do solo surgiu nos EUA, na sequência dos graves problemas de erosão ocorridos da década de 1920, que ameaçaram a produtividade agrícola em vários estados e originaram as grandes tempestades de poeira conhecidas como *Dust Bowl*. Estes acontecimentos levaram o congresso dos EUA a providenciar a criação de um fundo destinado exclusivamente à investigação da erosão, que permitiu o estabelecimento de estações experimentais para a observação de fatores relacionados com a perda de solo (Flanagan et al., 2003). No início da década de 1940, com base nos resultados experimentais obtidos, são desenvolvidas algumas equações que permitem uma estimativa de perda de solo e também do impacto de práticas de gestão na conservação do solo (Zingg, 1940; Smith, 1941). Contudo, apenas após a publicação da Equação Universal de Perda do Solo de Wischmeier & Smith (1965; 1978) é considerada a existência de um verdadeiro modelo de erosão do solo (Hu & Flanagan, 2013). Esta linha

de investigação, coordenada pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), perdura até a atualidade, tendo culminado em modelos mais complexos, que utilizam princípios físicos em detrimento de uma base estatística (e.g. Laflen et al., 1991). Além de outros projetos nos EUA, têm surgido projetos de investigação de modelação da erosão do solo em várias partes do mundo, com especial relevância de alguns projetos europeus (e.g. Morgan et al., 1998) e australianos (e.g. Rose et al., 1997).

Tem sido demonstrado, nas duas últimas décadas, que o aumento da complexidade dos modelos não corresponde forçosamente a uma melhoria na capacidade de previsão da erosão do solo (Nearing & Hairsine, 2011). No entanto, a quantificação de perdas de solo raramente é o único objetivo dos modelos mais complexos, que geralmente consideram a apresentação de outros resultados adicionais e particulares. Por outro lado, os modelos mais simples são normalmente menos exigentes em requisitos computacionais e dados de entrada. A escolha de um modelo de erosão do solo depende sobretudo das intenções do estudo e das características da área considerada. Desta forma, pode-se dizer que não existe um modelo particular que seja melhor para todas as situações (Merritt et al., 2003).

Segundo Merritt et al, (2003), os modelos de erosão atualmente existentes podem ser distinguidos quanto aos processos físicos que consideram, algoritmos que utilizam na descrição desses processos e dados requeridos para sua calibração e uso. Dependendo destas características, os modelos podem ser classificados em três tipos principais: nos modelos empíricos, nos modelos conceptuais e nos que são baseados em princípios físicos. Contudo, esta classificação pode ter alguma subjetividade, uma vez que os modelos podem conter componentes de mais do que um tipo. Por esta razão, a classificação dos modelos é normalmente realizada com referência aos processos mais abrangentes e representativos. Os modelos com características que os situam entre dois tipos são normalmente referidos como híbridos (Merritt et al., 2003).

É também importante referir que os esforços de modelação de erosão do solo, assim como da compreensão dos processos relacionados, têm-se confinado principalmente à erosão provocada por agentes individuais, em separado, tais como a água ou o vento. Hu e Flanagan (2013) referem a necessidade de um modelo de erosão designado de omnívoro, capaz de lidar com a simulação ou a predição de processos de erosão do solo acionados por várias forças. Estes modelos de nova geração não consistem na integração direta de vários modelos de erosão existentes combinados, mas, em vez disso, deverão ser completamente

construídos com base nos novos entendimentos dos processos de erosão, enfatizando as interações entre os diversos agentes erosivos (Hu, 2012; citado em Hu & Flanagan, 2013).

A **Tabela 2.b** resume um conjunto de modelos que permitem a simulação de processos de erosão hídrica na superfície do solo, com a exclusão de modelos especialmente dedicados à obtenção de resultados nas linhas de água.

Tabela 2.b – Modelos de predição da erosão hídrica dos solos

Modelo e referência	Tipo principal ¹	Escala de aplicação
AGNPS (Young et al., 1987; 1989)	Conceptual	Microbacias hidrográficas
ANSWERS (Beasley et al., 1980)	Base física	Microbacias hidrográficas
CREAMS (Knisel, 1980)	Base física	Zonas individuais (40 a 400 ha)
EHE (Ferreira et al., 2010; Neves et al., 2011)	Base física	Bacias hidrográficas
EUROSEM (Morgan et al., 1998)	Base física	Zonas individuais/ microbacias hidrográficas
GUEST (Yu et al., 1997; Rose et al., 1997)	Base física	Talhões experimentais
HSPF (Johanson et al., 1980)	Conceptual	Bacias hidrográficas
LASCAM (Viney & Sivapalan, 1999)	Conceptual	Bacias hidrográficas
LISEM (Takken et al., 1999; De Roo & Jetten, 1999)	Base física	Microbacias hidrográficas
Morgan-Morgan-Finney (Morgan et al., 1984; Morgan, 2001)	Empírico	Zonas individuais/ encostas
PERFECT (Littleboy et al., 1992)	Base física	Zonas individuais
SedNet (Prosser et al., 2001)	Empírico-conceptual	Bacias hidrográficas
SLEMSA (Elwell, 1978)	Empírico	Encostas
SWAT (Neitsch et al., 2000)	Conceptual	Bacias hidrográficas
TOPOG (Haskins & Davey, 1991)	Base física	Encostas
USLE (Wischmeier & Smith, 1965; 1978)	Empírico	Encostas
WaTEM (Van Oost et al., 2000)	Conceptual	Bacias hidrográficas
WEPP (Laflen et al., 1991)	Base física	Bacias hidrográficas

¹ Classificação com base nos processos mais abrangentes

2.4.1. Modelos empíricos

Os modelos empíricos são essencialmente baseados na análise de um conjunto razoável de observações e na identificação de relações estatisticamente significativas entre as variáveis assumidas como importantes (Gregory & Walling, 1973; citado em Morgan, 2005). Devido à sua base estatística, os resultados destes modelos representam ocorrências expectáveis num determinado período de tempo, considerando habitualmente todas as condições subjacentes como inalteradas ao longo do período.

Apesar dos modelos empíricos serem muitas vezes criticados por empregarem princípios irreais acerca da física do sistema de uma bacia hidrográfica, a insuficiência na qualidade e na quantidade de dados de entrada pode significar que modelos mais complexos e dinâmicos não sejam, nesse sentido, mais precisos que estes modelos (Merritt et al., 2003). Como os modelos empíricos possuem geralmente requisitos computacionais e de dados muito inferiores aos de outros tipos de modelos, continuam a ser frequentemente utilizados em vários estudos, sendo particularmente úteis como um primeiro passo na identificação de fontes de sedimentos.

Na fase de precursão da modelação da erosão, Zingg (1940) relacionou matematicamente a erosão com o comprimento e o declive das vertentes, a partir de dados obtidos em estações experimentais localizadas em alguns estados centrais dos EUA. Este estudo foi continuado por Smith (1941), que adicionou fatores de coberto e de práticas de gestão à equação inicialmente proposta. Estes autores são habitualmente citados como pioneiros no desenvolvimento de equações empíricas para a predição da erosão (Wischmeier & Smith, 1978; Renard et al., 1996; Flanagan et al., 2003).

A Equação Universal de Perda de Solo de Wischmeier e Smith (1965; 1978), comumente designada pela sigla USLE (*Universal Soil Loss Equation*), é a culminação dos estudos citados e de vários anos de experimentação em diferentes estados dos EUA. Uma primeira versão da USLE foi publicada em 1965 pelo USDA e a versão mais utilizada foi divulgada em 1978 pela mesma entidade. Tem sido aplicada em várias partes do mundo e é considerada como um dos progressos mais significativos para a conservação do solo e da água no século XX (Flanagan et al., 2003).

Com intenção de corrigir limitações encontradas na USLE, vários autores têm proposto modificações ou revisões à equação de Wischmeier e Smith (1978). A maior revisão da USLE teve início em 1985, com a depreensão de que o conhecimento adquirido depois de

1978 era necessário na predição computadorizada da erosão (Renard et al., 1996). Este esforço deu origem a um novo modelo, que recebeu o nome de RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (Renard & Ferreira, 1993). Embora a RUSLE mantenha a mesma estrutura da USLE, as equações para a avaliação dos fatores foram alteradas e novos dados foram considerados (Renard et al., 1997). Outra variante relevante da USLE consiste na modificação designada de USLE-M, que passou a considerar explicitamente o escoamento na interpretação dos processos erosivos, assim como a reavaliação de alguns dos fatores usados (Kinnell & Risse, 1998). A USLE, na sua versão original, revista ou em versões modificadas, é também frequentemente integrada noutros modelos, de diversos tipos e escalas de trabalho.

Apesar de um claro domínio da aplicação da USLE e das suas variantes em estudos da erosão hídrica, foram também desenvolvidos outros modelos empíricos com alguma independência da estrutura da equação proposta por Wischmeier e Smith (1978). Como exemplos relevantes, podem ser citados o modelo SLEMZA (*Soil Loss Estimation Model for Southern Africa*) (Elwell, 1978) e o modelo Morgan-Morgan-Finney (Morgan et al., 1984; Morgan, 2001).

2.4.2. Modelos conceptuais

Os modelos conceptuais são sustentados pela interpretação de uma bacia hidrográfica como uma série de armazenamentos internos. Costumam incorporar na sua estrutura os mecanismos subjacentes de transferência de sedimentos e de geração de escoamento, representando os caminhos do fluxo numa bacia hidrográfica como uma série de armazéns, cada um exigindo alguma caracterização do seu comportamento dinâmico (Merritt et al., 2003). Pelas razões descritas, a aplicabilidade natural destes modelos é ao nível da área de uma ou mais bacias hidrográficas, cuja dimensão é diretamente traduzida na escala de trabalho.

Pode-se referir que os modelos conceptuais encontram-se entre os modelos empíricos e os baseados em princípios físicos, uma vez que, embora tendam a ser sistematicamente agregados, ainda refletem hipóteses sobre os processos que regem o comportamento do sistema (Merritt et al., 2003). Na verdade, grande parte dos modelos conceptuais dependem, em maior ou menor parte, de equações empíricas para descrição de alguns dos seus fatores.

Alguns modelos, apesar de serem baseados em interpretações conceptuais, encontram-se classificados como híbridos, devido a possuírem componentes empíricos em peso muito significativo. Como exemplo de um modelo híbrido empírico-conceptual, pode ser citado o modelo SedNet (*Sediment River Network*), especialmente desenvolvido para a predição da geração e deposição de sedimentos de encostas, ravinas e margens dos rios numa rede hidrográfica (Prosser et al., 2001).

Um conjunto de modelos conceptuais utiliza a USLE ou uma das suas variantes para a predição de geração de sedimentos. Embora com diferenças importantes, são exemplos relevantes deste conjunto os modelos AGNPS (*Agricultural Non-Point Source Pollution Model*) (Young et al., 1987; 1989), LASCAM (*Large Scale Catchment Model*) (Viney & Sivapalan, 1999) e SWAT (*Soil & Water Assessment Tool*) (Neitsch et al., 2000). Estes modelos são particularmente indicados para a gestão da qualidade da água, realizada através de simulações hidrológicas do transporte e da deposição de sedimentos, nutrientes e/ou pesticidas. No mesmo conjunto, pode ser igualmente citado modelo WaTEM (*Water and Tillage Erosion Model*), embora especialmente focado no estudo da erosão hídrica provocada pelas técnicas de preparação do terreno (Van Oost et al., 2000). Outros modelos conceptuais, como o modelo HSPF (*Hydrologic Simulation Program, Fortran*) (Johanson et al., 1980), utilizam processos de cálculo próprios, independentes da USLE, para a determinação dos sedimentos gerados.

2.4.3. Modelos baseados em princípios físicos

Devido a uma maior preocupação acerca das consequências da erosão fora do seu local de ocorrência e da identificação de fontes não pontuais de poluição, têm sido realizados esforços na produção de modelos capazes de prever a distribuição espacial do escoamento e dos sedimentos sobre a superfície do terreno durante eventos de precipitação individuais (Morgan, 2005). Como as equações empíricas de erosão possuem sérias limitações na concretização destes objetivos, foram desenvolvidos modelos que utilizam as leis físicas de conservação da massa e da energia para a previsão do movimento da matéria no espaço e ao longo do tempo.

Nos últimos anos, surgiu uma nova geração de modelos de erosão significativamente mais evoluídos no que respeita à utilização de princípios físicos. Estes modelos têm-se revelado de elevado potencial, no entanto, alguns são significativamente exigentes no que respeita à quantidade e qualidade dos dados de entrada, o que pode limitar a sua aplicação. Em

teoria, os vários parâmetros necessários para o funcionamento deste tipo de modelos são conhecidos e mensuráveis. Na prática, quando os parâmetros não podem ser medidos na bacia hidrográfica, têm de ser obtidos através de calibração, em oposição à observação de dados, criando alguma incerteza adicional nos resultados finais (Merritt et al., 2003).

Alguns dos modelos baseados em princípios físicos consideram apenas os processos de erosão na superfície do solo. Neste primeiro conjunto são integrados os modelos ANSWERS (*Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation*) (Beasley et al., 1980), CREAMS (*Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*) (Knisel, 1980), TOPOG (Haskins & Davey, 1991), PERFECT (*Productivity, Erosion and Runoff, Functions to Evaluate Conservation Techniques*) (Littleboy et al., 1992) e GUEST (*Griffith University Erosion System Template*) (Yu et al., 1997; Rose et al., 1997). O índice EHE (Erosão Hídrica Estrutural) (Ferreira et al., 2010; Neves et al., 2011), utilizado neste estudo, como emprega apenas variáveis físicas na avaliação da erosão do solo, pode também ser integrado neste conjunto.

Num segundo conjunto, são considerados os modelos mais complexos, que possuem todos os processos quase exclusivamente descritos por algoritmos físicos. Estes modelos são também os mais completos e abrangentes, uma vez que representam os processos da geração, do transporte e da deposição de sedimentos, na superfície do solo e nas linhas de água. Entre estes modelos estão o WEPP (*Water Erosion Prediction Project*) (Laflen et al., 1991), o EUROSEM (*European Soil Erosion Model*) (Morgan et al., 1998) e o LISEM (*Limburg Soil Erosion Model*) (Takken et al., 1999; De Roo & Jetten, 1999).

2.5. Equação Universal de Perda do Solo (USLE)

A USLE continua a ser amplamente aceite como método de referência para a modelação da erosão hídrica do solo (Desmet & Govers, 1996; Grimm et al., 2002; Morgan, 2005). Porém, apesar de esta equação ser designada como universal, importa salientar que praticamente toda a metodologia proposta pela USLE é baseada em calibrações e estudos experimentais efetuados em regiões específicas dos EUA. Em Portugal, resultados de perda de solo obtidos em talhões experimentais têm demonstrado que a aplicação da USLE, na sua forma original, sobrestima significativamente a erosão (Tomás & Coutinho, 1993). Desta forma, poderá dizer-se que a referência à universalidade deste modelo dirá respeito à generalidade dos seus princípios e não propriamente à possibilidade da sua aplicação em qualquer local do mundo. Por esta razão, para além dos métodos originais de

cálculo da USLE, serão também referenciadas algumas propostas para adaptação de alguns dos seus fatores, tendo em vista a aplicação dos seus princípios a uma realidade próxima de Portugal continental.

Genericamente, a USLE estima a perda média anual de solo a partir do produto de cinco fatores principais na determinação dos processos de erosão hídrica. A sua estrutura base é representada pela **Equação 2.a** (Wischmeier & Smith, 1978).

$$A = R * K * LS * C * P$$

Onde:

- A – Perda média de solo por unidade de área e de tempo, em $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$
- R – Fator de erosividade da precipitação, $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$
- K – Fator de erodibilidade do solo, em $t\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$
- LS – Fator fisiográfico, considerando o comprimento e o declive da vertente
- C – Fator de coberto vegetal, de 0 a 1
- P – Fator de prática de conservação do solo, de 0 a 1

Equação 2.a – Equação Universal de Perda do Solo (USLE) (Wischmeier & Smith, 1978)

Note-se que o resultado desta equação corresponde a uma previsão média anual de perda de solo, que é obtida a partir das séries anuais de dados utilizadas na determinação dos seus fatores. Apesar deste aspeto, a USLE pode ser utilizada na análise do risco de erosão para períodos de tempo determinados, embora não deva ser aplicada na previsão da erosão originada por eventos específicos de precipitação (Tomás & Coutinho, 1993).

Para uma aproximação dos resultados da USLE ao conceito de erosão hídrica potencial, os fatores C e P devem corresponder aos valores dos seus limites máximos, o que equivale à anulação destes dois fatores na equação. Por esta razão, a pesquisa de literatura referente a estes dois fatores encontra-se fora do âmbito deste trabalho.

2.5.1. Fator de erosividade da precipitação (R)

Partindo do facto de que a ocorrência de erosão significativa não resulta apenas de chuvas anormalmente intensas, mas também do efeito acumulado de várias chuvas moderadas, Wischmeier e Smith (1978) incluíram na USLE um fator de erosividade que quantifica o efeito do impacto das gotas da chuva, com uma tradução relativa na taxa de escoamento associada aos eventos de precipitação.

O cálculo do fator de erosividade da precipitação da USLE, também designado por fator R, consiste na média das somas dos índices de erosividade dos eventos de precipitação (EI_{30}) obtidos em cada ano de um período determinado. O índice EI_{30} é determinado pelo produto da energia cinética da chuva (E) pela máxima intensidade da precipitação num período de 30 minutos (I_{30}). Para um período de precipitação constante, a energia cinética é estimada pela **Equação 2.b**, transposta para o sistema de unidades internacionais (Foster et al., 1981):

$$e = 0,119 + 0,0873 * \log I \text{ (para } I \leq 76)$$

$$e = 0,283 \text{ (para } I > 76)$$

Onde:

- e – Energia cinética da precipitação em $MJ ha^{-1} mm^{-1}$
- I – Intensidade da precipitação em $mm h^{-1}$

Equação 2.b – Energia cinética de um evento de precipitação constante (Foster et al., 1981)

Wischmeier e Smith (1978) indicam que apenas devem ser considerados, para cálculo do índice EI_{30} , os eventos pluviométricos com mais de 12,5 mm e em que não existam intervalos de mais de seis horas sem precipitação, a não ser que ocorram no mínimo 6,5 mm em 15 minutos. Os mesmos autores recomendam a utilização de dados de períodos superiores a 20 anos, devido à verificação de uma grande variação dos resultados anuais desde índice de ano para ano.

Devido às particularidades mencionadas, o cálculo do índice EI_{30} poderá ser demasiado laborioso ou mesmo impossível, uma vez que são exigidos registos udométricos de elevada precisão, com conhecimento da variação temporal da precipitação e para longos períodos de estudo. Apesar da rede udométrica portuguesa possuir uma densidade considerável, os registos existentes possuem algumas insuficiências, na quantidade e na qualidade, para uma utilização neste âmbito (Coutinho & Antunes, 1994). Por estas razões, alguns autores têm sugerido alguns métodos alternativos para determinação do fator R, com resultados próximos dos obtidos através do índice EI_{30} .

Com base na determinação do índice EI_{30} para as estações experimentais da Portela (Lisboa), Sassoeiros (Oeiras) e Vale Formoso (Mértola), foram estabelecidas regressões monomiais entre este índice e a precipitação anual, de modo que, para estes três locais, é possível a obtenção de estimativas razoáveis do fator R, recorrendo apenas aos valores de

precipitação média anual (Tomás, 1992; citado em Tomás & Coutinho, 1993). No entanto, Coutinho e Antunes (1994) estabeleceram, para as mesmas estações experimentais, uma correlação de melhor qualidade entre o índice EI_{30} e o índice de Fournier modificado. Este índice, que tem sido considerado por alguns autores como alternativa na determinação do fator R, pode ser calculado pela **Equação 2.c.**

$$F_m = \sum_{i=1}^{12} \frac{P_i^2}{P}$$

Onde:

- F_m – Índice de Fournier em mm
- P_i – Precipitações mensais em mm
- P – Precipitação anual em mm

Equação 2.c – Índice de Fournier modificado

Silva (1999) comparou o índice EI_{30} com quatro variantes do mesmo índice, que apenas diferiam da metodologia original nas condições de quantidade e intensidade dos eventos de precipitação. Para o efeito, foram utilizados dados da estação experimental de Vale Formoso (Mértola) e concretizada uma validação nas condições da estação experimental da Mitra (Évora). Este trabalho permitiu concluir que, para as áreas em estudo, o índice original sobrestima significativamente a erosão do solo, indicando que as chuvas potencialmente erosivas para o Sul de Portugal são diferentes das estabelecidas por Wischmeier e Smith (1978).

2.5.2. Fator de erodibilidade do solo (K)

A perda de solo por erosão hídrica é mais influenciada pelo declive, eventos de precipitação, coberto e práticas de gestão, do que propriamente pelas características intrínsecas dos solos (Wischmeier & Smith, 1978). No entanto, é reconhecido que alguns solos resistem menos à erosão que outros em circunstâncias idênticas dos restantes fatores. Esta diferença, causada unicamente pelas propriedades inerentes aos solos, é designada por erodibilidade do solo.

O fator de erodibilidade do solo, representado por K na USLE, é um valor quantitativo originalmente determinado de forma experimental. Deve representar a média anual integrada de reações de um solo a um largo número de processos erosivos. Numa

interpretação prática, este parâmetro está diretamente relacionado com as capacidades de infiltração do solo e a sua resistência ao destacamento e transporte.

Com base em resultados experimentais obtidos em talhões padrão representativos de solos agrícolas dos EUA, Wischmeier e Smith (1978) construíram um nomograma para determinação do fator K dos solos, a partir da textura, do conteúdo de matéria orgânica, da permeabilidade e da estrutura. No mesmo trabalho, estes autores publicaram uma equação que resolve o nomograma para solos em que a fração de limo (0,002 a 0,05 mm) não excede 70%, aqui transformada na **Equação 2.d**, que consiste na sua variante em unidades do sistema internacional (Renard et al., 1997).

$$K = \frac{2,1 M^{1,14} (10^{-4}) (12 - a) + 3,25 (b - 2) + 2,5 (c - 3)}{100} + 7,59$$

Onde:

- K – Fator de erodibilidade do solo expresso em $t \text{ ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$
- M – Parâmetro que define o tamanho das partículas através do produto: $[\% \text{ limo (0,002 a 0,05 mm)} + \% \text{ areia fina (0,05 a 0,1 mm)}] * [100 - \% \text{ argila (< 0,002 mm)}]$
- a – Percentagem de matéria orgânica
- b – Código de classe estrutura usada na classificação do solo: granular muito fina (1), granular fina (2), granular grosseira (3) e compacta (4)
- c – Código de classe de permeabilidade: rápida (1), moderada a rápida (2), moderada (3), lenta a moderada (4), lenta (5) e muito lenta (6)

Equação 2.d – Fator de erodibilidade do solo da USLE (K) (Renard et al., 1997)

A utilização desta equação pode revelar-se pouco prática devido à informação usualmente disponível para os solos de Portugal, uma vez que os limites das classes granulométricas consideradas diferem da classificação portuguesa e não são determinadas nos habituais procedimentos laboratoriais de análise dos solos. Nestes casos, o problema deve ser resolvido com base em estimativas calculadas por interpolação das frações das classes de textura.

Porém, uma justificação mais determinante para se considerar a utilização de uma equação alternativa reside no facto da **Equação 2.d** ter sido calibrada com base em medições experimentais de um conjunto de solos com características significativamente diferentes das particularidades dos solos das regiões mediterrânicas.

Wischmeier e Mannering (1969), autores da equação para determinação do fator K que serviu de base à construção da **Equação 2.d**, referiram dificuldades em estimar com confiança a erodibilidade dos solos onde a argila ou a areia têm frações relativamente elevadas. Apoiado por esta referência, Silva (1999) analisou 235 horizontes de solos portugueses descritos por Cardoso (1965) e verificou que em 63% desses não é recomendada a aplicação da equação original do fator K, devido a conterem mais de 70% de areia (0,02 a 2 mm) ou mais de 35% de argila (< 0,002 mm). No mesmo trabalho, o autor concluiu que, para dois dos solos mais comuns do Sul de Portugal (Pg e Vx), o fator K experimental de campo é três a seis vezes inferior ao fator K calculado pela equação de Wischmeier e Smith (1978).

De forma a determinar a erodibilidade com maior confiança para os solos do Sul de Portugal, Silva (1999) propõe algumas equações alternativas para o cálculo do fator K, da qual se destaca a **Equação 2.e**, pela sua simplicidade de utilização.

$$K = 0,06232 - 0,003746 * \text{DMG} \quad (\text{para } \text{DMG} \leq 0,007395)$$

$$K = 0,010616 - 0,020523 * \text{DMG} \quad (\text{para } \text{DMG} > 0,007395)$$

Onde:

- K – Fator de erodibilidade do solo expresso em $t \text{ ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$
- DMG – Diâmetro médio geométrico, determinado por e^a , com $a = \sum_{i=1}^n f_i \times \ln(m_i)$, onde:
 - f – Fração da classe de textura em percentagem
 - m – Média da granulometria da classe de textura, designadamente, 1,1 mm, 0,11 mm, 0,011 mm e 0,001 mm, para, respetivamente, areia grossa, areia fina, limo e argila

Equação 2.e – Fator de erodibilidade do solo para a USLE (K) (Silva, 1999)

No sentido de aumentar a precisão do cálculo do fator K, Silva (1999) separou os solos estudados segundo a sua percentagem de areia e argila, de modo a obter equações específicas para cada grupo, com coeficientes de determinação superiores. No entanto, estas equações necessitam de um maior número de parâmetros, por vezes inexistentes, perdendo a simplicidade de utilização oferecida pela **Equação 2.e**.

2.5.3. Fator fisiográfico (LS)

A fisiografia do terreno influência consideravelmente a erosão hídrica, sendo um facto que as perdas de solo aumentam com o comprimento e o declive das vertentes. Estes fatores são respetivamente representados na USLE por L e S, contudo, a maior parte dos autores, incluindo Wischmeier e Smith (1978), considera existirem vantagens práticas no tratamento destes dois fatores como um único fator fisiográfico.

Wischmeier e Smith (1978) definiram o fator LS como a relação esperada entre a perda de solo de uma determinada encosta e a perda de solo de um talhão de referência com comprimento de 22,13 m e declive uniforme de 9%, sendo todos os restantes fatores idênticos. Esta relação empírica foi estabelecida pela **Equação 2.f.**

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22,13} \right)^m * (65,41 \sin^2 \theta + 4,56 \sin \theta + 0,065)$$

Onde:

- LS – Fator fisiográfico
- λ – Comprimento da vertente em m
- θ – Ângulo do declive da vertente em radianos
- m – constante de 0,5 se o declive é igual ou superior a 5%, 0,4 para declives entre 3,5 a 4,5%, 0,3 para declives entre 1 a 3%, e 0,2 para declives inferiores a 1%

Equação 2.f – Fator fisiográfico da USLE (LS) (Wischmeier & Smith, 1978)

A equação do fator fisiográfico da USLE foi derivada a partir de dados de terrenos agrícolas com 3 a 18% de declive e com cerca de 9 a 91 m de comprimento, de modo que os resultados determinados para realidades fora destes intervalos não têm qualquer suporte experimental (Wischmeier & Smith, 1978).

Os seus autores referiram também que a **Equação 2.f** assume apenas vertentes que apresentem gradações essencialmente uniformes, propondo algumas formas de ajustamento do cálculo para encostas convexas, côncavas ou complexas. Este aspeto foi melhorado na variante desta equação que integra a RUSLE (McCool et al., 1987; citado em Renard et al., 1997). No entanto, tanto a USLE como a RUSLE consideram a erosão ao longo de uma linha de escoamento regular, sem influência direta da convergência ou da divergência do fluxo, fazendo com que estas equações tenham aplicação apropriada em áreas experimentais para medição de erosão líquida e com a exclusão das zonas de deposição (Mitasova et al., 1996).

A afirmação dos SIG como instrumento de análise espacial trouxe maiores potencialidades para o cálculo automático do fator topográfico, conduzindo à realização de alguns estudos que contribuíram para que a USLE adotasse também princípios físicos, em substituição de algumas das suas características empíricas. Este feito foi essencialmente conseguido através de adaptações do cálculo do fator LS, quer por meio da teoria de potência unitária do escoamento (Moore & Burch, 1986), ou de conceitos de contribuição unitária de área (Desmet & Govers, 1996).

Neste campo, foram particularmente relevantes o trabalhos de Moore e Burch (1986), propondo uma adaptação do cálculo do fator topográfico da USLE, com base na teoria da potência unitária do escoamento, que considera que a água pode destacar e transportar partículas com a energia da sua deslocação segundo o declive das vertentes (Yang, 1971; citado em Moore & Burch, 1986). O fator LS resultante deste trabalho assume a forma da **Equação 2.g.**

$$LS = \left(\frac{a * l}{22,13} \right)^{0,4} * \left(\frac{s}{0,0896} \right)^{1,3}$$

Onde:

- LS - Fator fisiográfico
- a - Parâmetro de forma da vertente
- l - Comprimento da vertente em m
- s - Ângulo do declive da vertente em radianos

Equação 2.g – Fator fisiográfico para a USLE (LS) (Moore & Burch, 1986)

Sendo baseada em princípios físicos, a **Equação 2.g** é teoricamente adequada à avaliação de vertentes com geometrias complexas e dos efeitos da erosão em sulcos, realidades que a equação original do fator LS avalia de forma empírica e incompleta (Moore & Burch, 1986). No mesmo trabalho, os autores demonstraram que a nova equação é equivalente à **Equação 2.f**, podendo, por essa razão, ser utilizada em sua substituição na aplicação da USLE.

2.6. Índice de Erosão Hídrica Estrutural (EHE)

Ferreira et al. (2010) propuseram uma nova metodologia para a delimitação de áreas de elevado risco de erosão hídrica do solo, em conformidade com o conceito de REN descrito no decreto-lei n.º 166/2008. Com este objetivo, foi desenvolvido o índice de Erosão

Hídrica Estrutural (EHE), que constitui uma medição da influência do relevo no processo de erosão hídrica, integrando diversas variáveis topográficas, segundo os princípios da mecânica clássica. Como este modelo considera apenas variáveis físicas na avaliação da erosão, sem quaisquer fatores para sua atenuação, os seus resultados têm correspondência ao conceito descrito de erosão hídrica potencial.

Fundamentado pela lei do movimento uniformemente acelerado num plano inclinado, o índice EHE possui uma métrica adimensional própria, podendo ser calculado através da **Equação 2.h** (Ferreira et al., 2010).

$$EHE = \tan^{-1} \frac{hp}{\sin(90 - \alpha p) * 100} * T * C * Rp$$

Onde:

- EHE – Índice de Erosão Hídrica Estrutural
- hp – Soma ponderada da altitude, exprimindo a contribuição cumulativa das cotas de elevação de todas as células drenantes para cada local, através de uma função combinada de escoamento difuso e concentrado
- αp – Soma ponderada do declive, exprimindo a contribuição cumulativa dos ângulos de inclinação de todas as células drenantes para cada local, através de uma função combinada de escoamento difuso e concentrado
- T – Índice do *Terrain Ruggness Evaluation Method* (Neves et al., 2010; citado em Ferreira et al., 2010), como caracterizador do acidentado do terreno, através de variação ou rutura dos declives e orientação das encostas
- C – Indicador de curvatura da encosta normalizada, como revelador da concavidade da encosta e potencial de acumulação de material constituinte do solo
- Rp – Indicador do atrito resultante da reação do peso, expresso como $\cos \alpha$

Equação 2.h – Índice de Erosão Hídrica Estrutural (EHE) (Ferreira et al., 2010)

Esta metodologia adota princípios físicos comparáveis aos de outros modelos já citados, em que a erosão de cada local é caracterizada pelo comportamento global e cumulativo de toda a bacia drenante. A sua modelação é particularmente marcada pela utilização de uma função combinada de escoamento difuso e concentrado. A aplicação destas duas aproximações permite uma caracterização do processo de escoamento que reflete de forma mais adequada o potencial máximo de escoamento (Neves et al., 2011). Segundo os seus autores, o índice EHE integra diretamente os fatores de comprimento da vertente, declive e prática de conservação da USLE, a partir dos fatores hp, αp , T, Rp e, indiretamente, a erodibilidade do solo, através do fator de curvatura da encosta, C.

O modelo EHE foi especialmente desenvolvido para ser utilizado em ambiente SIG, a partir de pouca informação de entrada. Para sua aplicação a uma área de estudo é apenas necessária a altimetria vetorial ou um modelo digital do terreno, com detalhe adequado à escala de trabalho e com abrangência da totalidade das áreas drenantes.

3. Área de estudo

3.1. Localização e acessibilidade

Para o presente estudo foi considerada uma área florestal com 254,1 ha, parte de uma propriedade designada por Vale Mouro, localizada na freguesia de Azambuja, do concelho com mesmo nome e do distrito de Lisboa. O seu centróide corresponde ao par de coordenadas -68272 m e -65369 m, segundo o sistema PT-TM06, datum ETRS89. A área é maioritariamente composta por um conjunto de vertentes localizadas a leste do vale do Rio Ota, tendo a particularidade de confinar com a autoestrada A1, a poente. A distância do percurso mais curto da área de estudo para a vila de Azambuja é de pouco mais de 5 km. Os percursos mais rápidos para as cidades de Lisboa e de Évora têm cerca de 53 km e 148 km, respetivamente. A **Figura 3.a** representa a cartografia para sua localização.

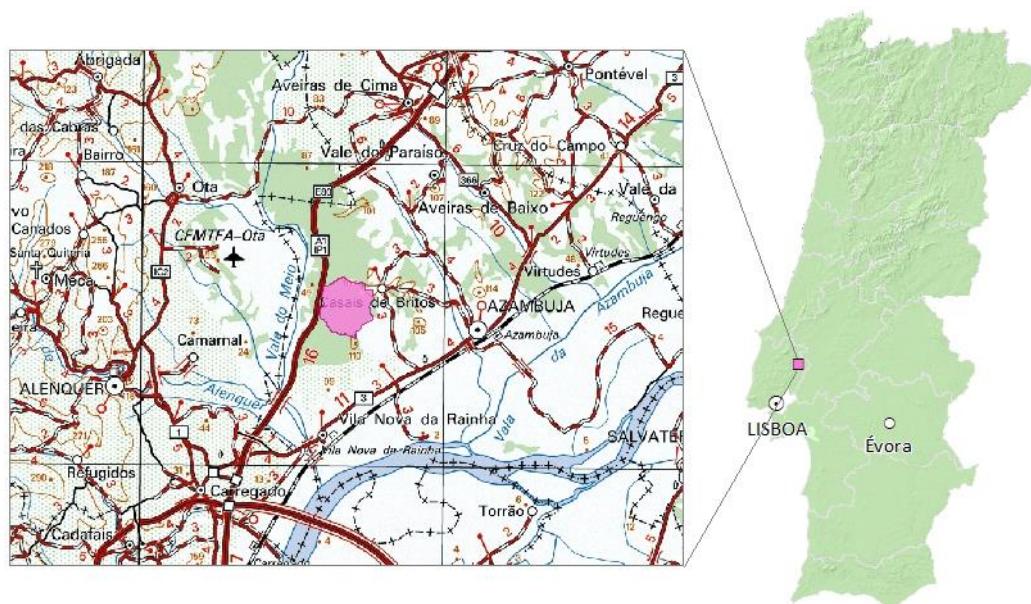


Figura 3.a – Localização da área de estudo com enquadramento na Carta Militar 1/250.000 (IGeoE)

3.2. Variáveis físico-naturais

Conforme referido no enquadramento teórico, todos os fatores determinantes para a avaliação da erosão hídrica potencial são, sem exceção, relacionados com variáveis físicas. Assim, no levantamento destas variáveis, teve-se particular atenção às suas características mais relevantes dentro deste contexto.

3.2.1. Clima

Para uma caracterização climática da área de estudo foram utilizados os normais climatológicos dos valores registados entre 1971 e 2000 na estação meteorológica de Santarém (IPMA, 2013). Esta estação encontra-se a uma proximidade de apenas 26 km da área de estudo e a uma altitude de 54 m, assegurando uma caracterização climática geral próxima da realidade estudada.

Segundo a última classificação de Köppen-Geiger, o clima desta zona inclui-se na variante Csa, que designa um clima temperado com verão quente e seco. Dos normais mensais da temperatura média e da quantidade de precipitação, resulta o diagrama ombrotérmico representado na **Figura 3.b**, com características claramente mediterrânicas.

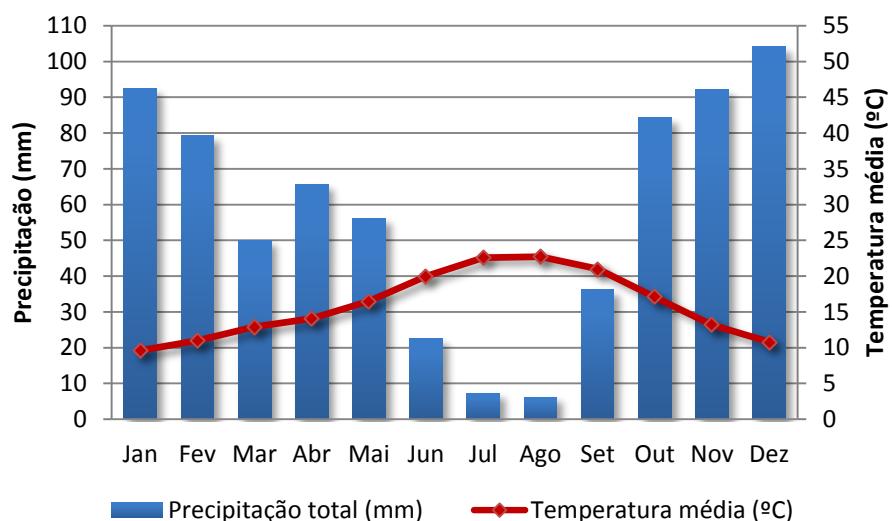


Figura 3.b – Diagrama ombrotérmico para a estação meteorológica de Santarém (IPMA, 2013)

A **Tabela 3.a** resume alguns valores médios e extremos da temperatura e da precipitação obtidos para esta zona, assim como também o resultado do índice de Fournier modificado.

Tabela 3.a – Resultados climatológicos com base nos normais de 1971-2000 de Santarém (IPMA, 2013)

Média da temperatura média diária (ºC)	16
Maior temperatura máxima diária (ºC)	43,5
Menor temperatura mínima diária (ºC)	-4,4
Média da quantidade de precipitação total (mm)	696,5
Maior quantidade de precipitação diária (mm)	65,7
Média de dias de precipitação diária >= 0,1 mm	98,7
Média de dias de precipitação diária >= 1 mm	79
Média de dias de precipitação diária >= 10 mm	23,5
Índice de Fournier modificado (mm)	76,3

3.2.2. Solos

O enquadramento da área de estudo na Carta Litológica (Silva, 1983), à escala de 1/500.000, situa a totalidade da área em complexos litológicos de formação sedimentar do período do Mio-Plistocénico, caracterizados por arenitos calcários mais ou menos margosos, areia, cascalheiras e argilas.

A Carta dos Solos de Portugal (Cardoso, 1965; SROA, 1970; SROA, 1973), à escala de referência de 1/25.000, apresenta, dentro dos limites da área, 13 complexos de solos constituídos por combinações de uma a três famílias de solos ou de algumas das suas variantes em fases pedológicas. As áreas ocupadas por estes complexos e seus solos constituintes são resumidos na **Tabela 3.b**.

Tabela 3.b – Áreas dos complexos de solos e de cada solo constituinte

Complexo de solos	Área (ha)	Solo 1			Solo 2			Solo 3		
		Cod. família	Repres. (%)	Área (ha)	Cod. família	Repres. (%)	Área (ha)	Cod. família	Repres. (%)	Área (ha)
1	5,6	Apr	100	5,6						
2	1,2	Apr	50	0,6	Apr(p)	30	0,4	Ppr	20	0,25
3	22,5	Apr	70	15,8	Ppr	30	6,8			
4	13,9	Apr	50	7,0	Ppr	30	4,2	Par	20	2,78
5	1,4	Apr	60	0,8	Ppt	40	0,6			
6	2,5	Apr(p)	60	1,5	Ppr(p)	40	1,0			
7	9,5	Ppr	50	4,7	Apr	30	2,8	Srt	20	1,90
8	4,4	Ppr(p)	70	3,1	Par(p)	30	1,3			
9	11,8	Cal	70	8,3	Sbl(h)	30	3,5			
10	49,8	Par(p)	40	19,9	Srt(p)	30	14,9	Vtc(p)	30	14,93
11	2,9	Srt	70	2,0	Vdg	30	0,9			
12	125,7	Vtc	40	50,3	Par	30	37,7	Srt	30	37,72
13	2,8	Vtc	60	1,7	Srt	40	1,1			

A distribuição dos solos na área de estudo pode ser observada na Carta de Solos, no **Anexo 3**. A **Tabela 3.c** resume a área total ocupada pelas ordens, subordens, famílias e variantes em fases pedológicas dos solos representados na área de estudo.

Tabela 3.c – Classificação completa dos solos segundo classificação do SROA

Ordem \ Subordem \ Família \ Abreviatura cartográfica dos solos	Área (ha)
Solos Argiluviados Pouco Insaturados	125,4
Solos Mediterrâneos Vermelhos ou Amarelos Pouco Insaturados	125,4
Solos Mediterrâneos, Vermelhos ou Amarelos, de Materiais Não Calcários, Normais, de arenitos arcósicos ou arcoses	57,7
Srt	42,8
Srt(p)	14,9
Solos Mediterrâneos, Vermelhos ou Amarelos, de Materiais Não Calcários, Normais, de outros arenitos	66,9
Vtc	52,0
Vtc(p)	14,9
Solos Mediterrâneos, Vermelhos ou Amarelos, de Materiais Não Calcários, Para-Hidromórficos, de arcoses ou rochas afins	0,9
Vdg	0,9
Solos Hidromórficos	8,3
Solos Hidromórficos Sem Horizonte Eluvial	8,3
Solos Hidromórficos, Sem Horizonte Eluvial, Para-Aluviosolos (ou Para-Coluviosolos), de aluviões ou coluviais de textura ligeira	8,3
Cal	8,3
Solos Incipientes	3,5
Coluviosolos (Solos de Baixas)	3,5
Solos de Baixas (Coluviosolos), Não Calcários, de textura ligeira	3,5
Sbl(h)	3,5
Solos Litólicos	61,7
Solos Litólicos Não Húmicos	61,7
Solos Litólicos, Não Húmicos, Pouco Insaturados, Normais, de materiais arenáceos pouco consolidados (de textura arenosa a franco-arenosa)	61,7
Par	40,5
Par(p)	21,2
Solos Podzolizados	55,1
Podzóis	55,1
Podzóis, (Não Hidromórficos), Com Surraipa, com A2 incipiente, de materiais arenáceos pouco consolidados	20,0
Ppr	15,9
Ppr(p)	4,1
Podzóis, (Não Hidromórficos), Com Surraipa, com A2 incipiente, de ou sobre arenitos	0,6
Ppt	0,6
Podzóis, (Não Hidromórficos), Sem Surraipa, Para-Solos Litólicos, de materiais arenáceos pouco consolidados	34,5
Apr	32,7
Apr(p)	1,9
Total Geral	254,1

3.2.3. Orografia

Quanto à sua geomorfologia, a área de estudo é principalmente composta por um conjunto de colinas arredondadas, que confluem em vales pouco encaixados, originando um relevo relativamente ondulado, mas com variação significativa.

Conforme representado pela Carta Hipsométrica, no **Anexo 1**, a elevação do terreno evolui de forma notória de poente para nascente. A cota de altitude mais baixa é de cerca de 9 m, sendo localizada no vale do Rio Ota, enquanto a cota máxima, situada na estrema nordeste da área de estudo, atinge os 107 m. Devido a este facto, apesar de uma grande variação, a maior parte das vertentes possuem exposição dominante a oeste.

A área possui uma variedade de declive particularmente interessante para o estudo em causa, como pode ser observado na Carta de Declives, no **Anexo 2**. Fazendo uso de classes e de descrições normalmente aplicadas em cartografia de avaliação do risco de erosão (CORINE, 1992), a **Tabela 3.d** resume a representatividade de cada classe de declive na área de estudo.

Tabela 3.d – Representatividade das classes de declive

Classe de declive (%)	Descrição do declive	Área (ha)	Percentagem (%)
0 – 5	Muito suave	22,3	9
5 – 15	Suave	86,3	34
15 – 30	Ingreme	117,7	46
> 30	Muito ingreme	27,8	11

3.2.4. Hidrografia

Numa escala regional, a área de estudo é situada na bacia hidrográfica do Rio Tejo. Todo o escoamento da rede hidrográfica desta área aflui no Rio Ota, que, por sua vez, desagua na margem direita do Rio Tejo.

A área de estudo é composta por duas microbacias hidrográficas praticamente completas e por uma microbacia incompleta, embora integrando todo o escoamento de um dos lados da linha de água principal. Todas as linhas de água presentes na área são de carácter temporário ou efémero, garantindo, portanto, escoamento de água apenas durante a estação chuvosa ou na ocorrência de eventos de precipitação.

3.3. Uso do solo

A área de estudo é principalmente ocupada por povoamentos de eucalipto (*Eucalyptus globulus*), instalados a partir do ano de 1986 e geridos com o objetivo de produção de madeira de rolaria. O modelo silvícola utilizado é apoiado no aproveitamento de, pelo menos, uma segunda rotação em talhadia, embora, em algumas partes da propriedade, tenha sido aproveitada uma terceira rotação em talhadia, devido à ocorrência de um incêndio em 2007.

Em 2010, a área foi alvo de um projeto de reflorestação com a mesma espécie, tendo-se verificado graves problemas de erosão durante a sua execução. Para este acontecimento, terão contribuído as circunstâncias de um inverno particularmente chuvoso, reveladas após a conclusão da preparação do terreno. As operações de preparação do terreno foram relativamente uniformes em praticamente toda a área de estudo, tendo consistido em destroçamento de cepos, gradagem e ripagem. Em alguns locais, foram reconvertidos socalcos em preparação do terreno em curva de nível. Devido à aplicação de um conjunto de medidas mitigadoras da erosão, a área tem assistido a uma franca e razoável recuperação após a conclusão da plantação.

4. Material e métodos

4.1. Sistema de Informação Geográfica (SIG)

Os trabalhos de preparação da informação de entrada e de processamento geográfico foram realizados com o suporte fundamental de um SIG. No caso em concreto, foi utilizado *software* da plataforma ArcGIS (ESRI), contudo, os princípios e a metodologia aplicados poderão ser adaptados a outras plataformas SIG. Mais especificamente, foi utilizado o *software* ArcGIS for Desktop, no nível Advanced e na versão 10.2, embora as funcionalidades utilizadas para a construção do modelo estejam também presentes nos níveis de licenciamento Standard e Basic, assim como em versões anteriores.

Toda a análise espacial matricial foi realizada através da extensão ArcGIS Spatial Analyst. Para a automatização dos modelos foi de grande utilidade a aplicação ModelBuilder, incluída no ArcGIS for Desktop, que permitiu a programação visual com as ferramentas que executam as sequências de processamento.

4.2. Preparação da informação de entrada

A área de estudo foi delimitada sobre o ortofoto de 2010, presente, na altura deste estudo, nos mapas base disponibilizados pela plataforma ArcGIS. Esta fonte de informação serviu também de base para ajustamento e delimitação dos restantes elementos cartográficos.

Os outros trabalhos principais de preparação de informação geográfica consistiram no tratamento efetuado à Carta de Solos de Portugal e na construção de um Modelo Digital de Elevação (MDE).

4.2.1. Cartografia de solos

A cartografia de solos utilizada foi diretamente obtida a partir da Carta de Solos de Portugal em formato digital (DGADR), com uma escala de referência de 1/25.000. Esta cartografia é resultante da conversão da Carta dos Solos de Portugal em formato analógico, publicada à escala 1/50.000 (Cardoso, 1965; SROA, 1970; SROA, 1973). O levantamento das folhas utilizadas foi realizado entre 1960 e 1969, correspondendo à série publicada pelo SROA (Dias, 1995).

Não foram efetuadas correções aos limites originais dos complexos de solos cartografados, com exceção da diluição de alguns polígonos, inferiores a 2500 m², resultantes do recorte da cartografia pelos limites da área de estudo.

4.2.2. Modelo Digital de Elevações (MDE)

As opções tomadas na construção do MDE tiveram principalmente em consideração os objetivos do estudo. Desta forma, o MDE resultante deve representar o terreno de forma realista, reproduzindo funcionalmente o sistema de drenagem, com detalhe adequado à escala de trabalho.

O método de cálculo escolhido, entre outras possibilidades, é justificado por ter sido especialmente desenvolvido para geração de MDE qualificados como hidrologicamente corretos (Hutchinson, 1989; citado em ESRI, 2013). Neste método, a interpolação dos valores de elevação é efetuada de modo iterativo, impondo condições que garantem a conetividade da drenagem e um desenho realista das cumeadas e linhas de escorrência. Devido às estas características, este método garante um comportamento funcional do relevo adequado à análise de processos de escoamento, mesmo a partir de bases com frequências de observações relativamente baixas, sendo um dos motivos pelo qual é sugerido na aplicação no índice EHE (Neves et al., 2011). A designação da ferramenta da plataforma ArcGIS associada a este método é *Topo to Raster*.

Para obtenção de um MDE adequado à escala de trabalho, foi utilizada como base de cálculo a altimetria digital da Série Cartográfica Nacional (DGT), à escala 1/10.000, recolhida pelo método da restituição a partir de fotografia aérea de 1998. A informação altimétrica utilizada na interpolação consistiu essencialmente nos pontos cotados e nas curvas de nível com equidistância de 5 m. Para uma maior precisão do modelo, foram

também adicionalmente considerados na sua construção os elementos das linhas de água, com o sentido de escoamento devidamente orientado, e do único plano de água existente. A resolução final selecionada foi de 5 m.

4.3. Modelação através da adaptação da USLE

Como referido no enquadramento teórico, a aplicação da USLE é realizada com base no produto de cinco fatores determinantes na perda de solo por erosão hídrica, revelados na **Equação 2.a**. No entanto, tendo como finalidade a correspondência dos seus resultados ao conceito de erosão hídrica potencial, essa equação foi utilizada com a supressão dos fatores C e P, ou seja, referindo de outra forma, foi considerada a equivalência destes dois fatores a 1, o seu valor máximo possível. As equações utilizadas nesta aplicação dos princípios da USLE são resumidas no esquema representado na **Figura 4.a**.

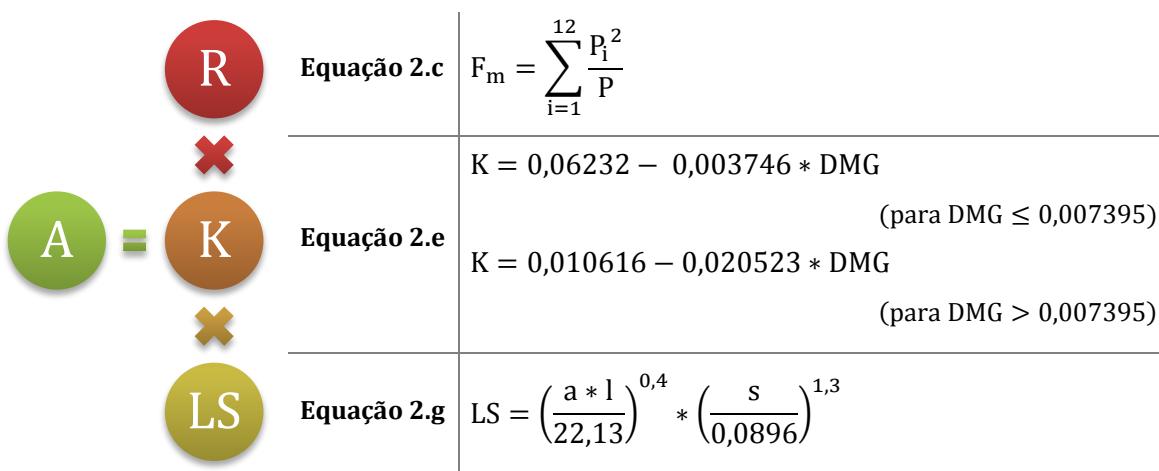


Figura 4.a – Esquema de equações utilizadas na adaptação da USLE

Com este conjunto de cálculos é concretizada uma adaptação da USLE ao conceito de erosão hídrica potencial e às condições de Portugal continental, partindo do suporte teórico obtido. Apesar de este modelo ser baseado na USLE, nenhuma das equações dos fatores utilizados corresponde à sua forma original. Por esta razão, este modelo é referido como USLEp, com referência ao seu objetivo determinístico da erosão potencial.

4.3.1. Cálculo do fator R

Ao contrário dos restantes fatores, o fator R pode ser generalizado para escalas de trabalho de maior detalhe, uma vez que muito dificilmente poderão ser consideradas variações da

precipitação em unidades contínuas de intervenção florestal. Desta forma, é considerado apenas um único valor do fator R para toda a área de estudo.

O fator R foi calculado com base na determinação do índice de Fournier modificado, expresso pela **Equação 2.c**, tendo como suporte estudos que demonstram uma boa correlação entre estes dois parâmetros em Portugal (Coutinho & Antunes, 1994). Para este cálculo foram utilizados os valores de precipitação dos normais climatológicos dos valores registados entre 1971 e 2000 na estação meteorológica de Santarém (IPMA, 2013).

4.3.2. Cálculo do fator K

A informação existente para os perfis representativos dos solos (SROA, 1973), além de outros parâmetros, fornece as proporções relativas dos constituintes de textura mais fina do solo (< 2 mm) para cada horizonte, nomeadamente, de areia grossa (0,2 a 2 mm), areia fina (0,02 a 0,2 mm), limo (0,002 a 0,02 mm) e argila (< 0,002 mm). A determinação do fator K foi realizada usando essa informação em relação ao primeiro horizonte não orgânico dos solos, uma vez que é o mais exposto e suscetível à erosão. A partir das proporções das classes de textura foi calculado o diâmetro médio geométrico (DMG) e, consequentemente, com base nos valores encontrados, foi determinado o fator K pela utilização da **Equação 2.e**. Os valores encontrados são resumidos na **Tabela 4.a**.

Tabela 4.a – Percentagens dos constituintes de textura fina, valor do DMG e fator K para cada família de solo

Cod. família	Areia grossa (%)	Areia fina (%)	Limo (%)	Argila (%)	DMG	Fator K
Apr	73,87	15,06	8,41	2,68	0,439	0,002
Cal	43,60	29,10	19,00	8,30	0,132	0,008
Par	35,60	34,30	33,20	22,00	0,024	0,010
Ppr	56,78	29,15	9,18	4,90	0,263	0,005
Ppt	45,30	39,50	8,00	7,20	0,186	0,007
Sbl	38,17	34,22	19,98	7,63	0,118	0,008
Srt	46,47	29,02	18,49	6,02	0,159	0,007
Vdg	29,64	37,43	9,38	23,55	0,059	0,009
Vtc	29,70	22,40	13,00	34,90	0,032	0,010

Com base nos valores do fator K obtidos para cada família de solo e na percentagem de representação de cada solo no complexo, foi calculado um fator K ponderado para cada complexo de solos. A **Tabela 4.b** resume todos os valores obtidos para este fator.

Tabela 4.b – Fator K dos complexos de solos e de cada solo constituinte

Complexo de solos	Fator K	Solo 1			Solo 2			Solo 3		
		Cod. família	Repres. (%)	Fator K	Cod. família	Repres. (%)	Fator K	Cod. família	Repres. (%)	Fator K
1	0,002	Apr	100	0,002						
2	0,003	Apr	50	0,002	Apr(p)	30	0,002	Ppr	20	0,005
3	0,003	Apr	70	0,002	Ppr	30	0,005			
4	0,005	Apr	50	0,002	Ppr	30	0,005	Par	20	0,010
5	0,004	Apr	60	0,002	Ppt	40	0,007			
6	0,003	Apr(p)	60	0,002	Ppr(p)	40	0,005			
7	0,005	Ppr	50	0,005	Apr	30	0,002	Srt	20	0,007
8	0,007	Ppr(p)	70	0,005	Par(p)	30	0,010			
9	0,008	Cal	70	0,008	Sbl(h)	30	0,008			
10	0,009	Par(p)	40	0,010	Srt(p)	30	0,007	Vtc(p)	30	0,010
11	0,008	Srt	70	0,007	Vdg	30	0,009			
12	0,009	Vtc	40	0,010	Par	30	0,010	Srt	30	0,007
13	0,009	Vtc	60	0,010	Srt	40	0,007			

Por fim, com a atribuição de um índice do fator K a cada complexo de solos, foi possível a tradução da carta de solos da área de estudo numa Carta de Erodibilidade dos Solos, que poderá ser diretamente utilizada numa adaptação da aplicação da USLE. Este mapa final é representado no **Anexo 4**.

4.3.3. Cálculo do fator LS

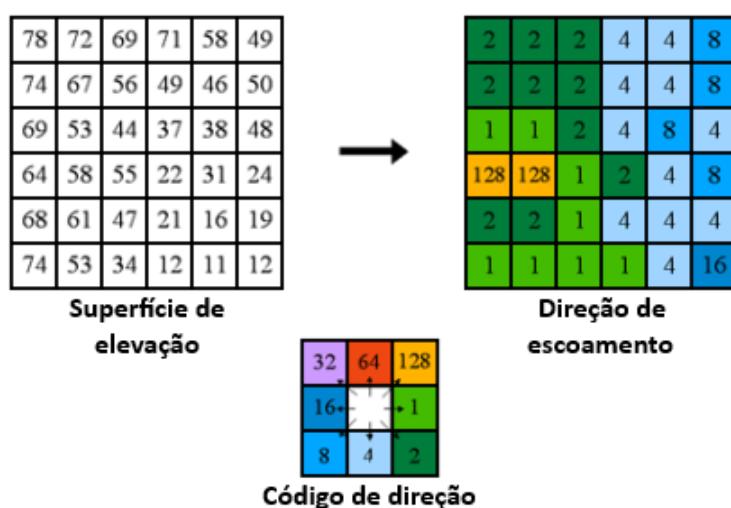
A modelação do fator LS foi baseada no trabalho de Moore e Burch (1986), mais precisamente no uso da **Equação 2.g**, apresentada no enquadramento teórico. Segundo os seus autores, esta equação permite o cálculo do fator LS com base em princípios físicos, garantindo simultaneamente uma equivalência ao fator LS original da USLE.

O produto do parâmetro de forma com o comprimento da vertente, considerado na **Equação 2.g**, é idêntico à acumulação de escoamento. Para o seu cálculo, foi seguida a abordagem do modelo de escoamento em oito direções apresentado por Jenson e Domingue (1988), vulgarmente designado como D8. Como proposto por estes autores, a execução deste modelo em SIG foi realizada em três etapas: o preenchimento de depressões do MDE, a determinação da direção do escoamento e o cálculo da acumulação de escoamento, propriamente dita.

Antes da utilização do MDE, deve ser assegurado que este não contém quaisquer depressões, uma vez que estas originam interrupções no escoamento calculado em SIG. As

verdadeiras depressões no terreno são raras na natureza, de modo que as depressões existentes nos MDE são frequentemente erros (Hickey, 2000). No caso em concreto, após uma análise para o preenchimento das possíveis depressões existentes, verificou-se que o MDE original não possuía este tipo de problema, o que indica uma boa qualidade da informação base e denuncia um relevo suave do terreno.

A direção de escoamento foi diretamente determinada a partir do MDE, possibilitando a criação de uma *grid* de dados matriciais com a direção do escoamento para o exterior de cada célula. Com base nos princípios do modelo D8 (Jenson & Domingue, 1988), foram consideradas, para cada célula, oito possíveis direções de escoamento, relativas às localizações das oito células adjacentes. A direção de escoamento de cada célula é determinada pelo sentido da descida mais íngreme para uma célula adjacente. Quando a célula adjacente com menor elevação é encontrada, a célula de saída é codificada com o valor que representa essa direção. A **Figura 4.b** ilustra uma situação de aplicação deste método, através do funcionamento da ferramenta *Flow Direction* da plataforma ArcGIS (ESRI, 2013).



Noutra etapa, com base nos resultados obtidos de direção de escoamento, foi possível a criação de uma *grid* de acumulação de escoamento, considerando o peso acumulado de todas as células que contribuem para o escoamento recebido em cada célula. Embora seja possível a utilização de uma *grid* para a atribuição de um peso no cálculo da acumulação, esta opção não foi considerada no modelo em causa, de modo que o valor da acumulação foi apenas influenciado pelo número de células que fluem para cada uma das células. Na

Figura 4.c é representado um exemplo deste cálculo através da utilização da ferramenta *Flow Accumulation* da plataforma ArcGIS, onde a imagem à esquerda mostra a direção de escoamento de cada célula e a imagem à direita o número de células que fluem para cada célula (ESRI, 2013).

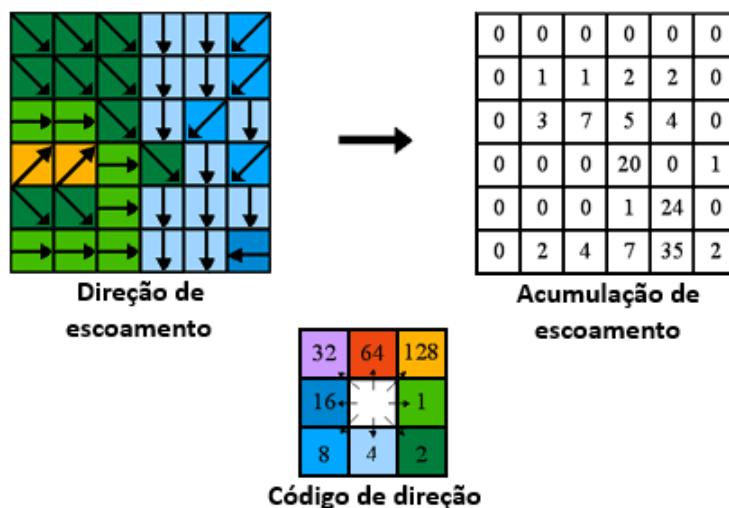


Figura 4.c – Exemplo de codificação com a utilização da ferramenta *Flow Accumulation* (ESRI, 2013)

Devido às dimensões dos seus talhões de referência, não é recomendada a utilização da USLE/RUSLE em comprimentos de vertentes superiores a 122 m, uma vez que fora deste limite são esperadas formas de erosão não experimentadas (Renard et al., 1997). Assim, à semelhança do praticado por alguns autores (Lim et al., 2005; Parveen & Kumar, 2012), a *grid* final de acumulação de escoamento foi modificada de modo a refletir este limite nos valores do escoamento.

O fator de declive, a última variável da **Equação 2.g**, foi diretamente calculado a partir do MDE. Para uma correta utilização deste fator na equação, os valores da *grid* de declives resultantes foram convertidos de graus para radianos.

4.4. Modelação do índice EHE

A cartografia do índice EHE foi realizada através do modelo SIG criado por Neves et al. (2011) e disponibilizado pelos autores. Ao contrário da modelação realizada com base nos princípios da USLE, não foi realizada qualquer modificação ou adaptação a este modelo. Para utilização do modelo EHE é apenas necessária a altimetria vetorial ou um MDE como fonte de informação primária, de modo que a sua aplicação foi muito facilitada.

Como referido no enquadramento teórico, o cálculo do índice EHE é realizado com base na **Equação 2.h** (Ferreira et al., 2010). A sua modelação é particularmente centrada na utilização combinada de duas medidas de intensidade do escoamento decorrente da acumulação dos valores de declive: a acumulação concentrada máxima e a acumulação difusa máxima. A determinação da acumulação concentrada máxima é baseada no cálculo da acumulação do escoamento com base nos princípios clássicos do modelo D8 de Jenson & Domingue (1988). Por sua vez, a acumulação difusa máxima resulta da aplicação de uma função de comprimento da vertente sobre um MDE invertido. A função de comprimento de encosta calcula o máximo comprimento de encosta drenante, que, no caso de um relevo invertido, corresponde à máxima acumulação possível segundo um modelo divergente de escoamento (Neves et al., 2011).

A combinação destes dois tipos de escoamento foi aplicada no cálculo do conjunto de parâmetros da **Equação 2.h**, particularmente na determinação dos fatores hp e ap , que se referem, respetivamente, às somas ponderadas da altitude e do declive, expressa pela contribuição cumulativa dos seus valores em todas as células drenantes para cada local, através de uma função combinada dos dois tipos de escoamento. Em ambiente SIG, estes cálculos foram concretizados com base em determinações da acumulação de escoamento, tendo em consideração as respetivas contribuições do peso das cotas de elevação e dos ângulos de inclinação.

Num contexto de erosão hídrica, os fatores hp e ap contribuem para a determinação do declive-força, que representa o trabalho da força gravítica num plano inclinado, numa métrica adimensional (Neves et al., 2011). Os valores obtidos foram condicionados ao intervalo de 0° a 90° , pela função do inverso da tangente, de forma a permitir valores similares aos que seriam resultantes do cálculo do declive em graus.

Outra característica marcante deste modelo é a utilização de um índice baseado no método *Terrain Ruggdness Evaluation Method* (Neves et al., 2010; citado em Ferreira et al., 2010), determinado com base nas ocorrências de variação ou rutura dos declives e das orientações das encostas. Este índice estabelece uma relação entre a concavidade e a estabilidade em termos de favorecimento ao movimento ou deslocação de materiais, possibilitando a introdução de uma componente de estimativa da erodibilidade associada à profundidade potencial do solo (Neves et al., 2011). A estabilidade do terreno é expressa sob a forma de uma função do cosseno do declive do local.

É também considerado um indicador de atrito que decorre da aplicação direta das leis do movimento, considerando a deslocação da água no processo de escoamento superficial (Neves et al., 2011). Este indicador é resultante da reação ao peso e é expresso como $\cos \alpha$.

4.5. Levantamento pericial de erosão ocorrida

Para utilização numa avaliação qualitativa dos resultados de modelação obtidos, foi realizado um levantamento cartográfico da erosão observada na área de estudo. Este trabalho consistiu na delimitação de unidades homogéneas dos efeitos dos processos erosivos, com base numa classificação principalmente qualitativa do grau de severidade de erosão ou da deposição.

Como já mencionado, as intervenções de preparação do terreno realizadas na área de estudo foram genericamente uniformes, com relação à sua tipologia e ao período de tempo em que decorreram. No entanto, as áreas onde não se verificou, por qualquer motivo, essa uniformidade, foram delimitadas e classificadas para sua futura exclusão no processo de comparação de resultados.

Por razões práticas, a área mínima utilizada para a delimitação de qualquer unidade homogénea de erosão foi de 2500 m². A avaliação dos efeitos dos processos erosivos foi realizada através de quatro categorias, correspondendo a três níveis de severidade de erosão e um de deposição, segundo os critérios apresentados na **Tabela 4.c.**

Tabela 4.c – Categorias dos efeitos dos processos erosivos e seus critérios de avaliação

Categoria	Critérios de homogeneidade
1 Erosão laminar	Áreas de erosão predominantemente laminar, com ausência ou ocorrência de sulcos em densidades inferiores a 5 sulcos/ha
2 Erosão em sulcos moderada	Áreas de erosão laminar e em sulcos em densidades entre 5 a 25 sulcos/ha
3 Erosão em sulcos acentuada	Áreas de erosão laminar e em sulcos em densidades superiores a 25 sulcos/ha
4 Deposição	Áreas de deposição de sedimentos resultantes das manifestações de erosão

Apesar de verificada alguma erosão em ravinas na área de estudo, esta forma de erosão não foi contemplada numa categoria independente neste levantamento. Esta decisão é justificada pela dificuldade reconhecida na predição deste tipo de erosão através de modelação (Schwab et al., 1993), assumida em particular na aplicação da USLE/RUSLE

(Wischmeier & Smith, 1978; Renard et al., 1997). Deste modo, a erosão em ravinas encontra-se incluída nas categorias consideradas, principalmente nas duas categorias de erosão de maior severidade.

As **Figuras 4.d, 4.e, 4.f e 4.g** representam exemplos para as quatro categorias consideradas no levantamento pericial dos efeitos dos processos erosivos, com a apresentação da sua aparência no ortofoto e também no campo.



Figura 4.d – Exemplos da categoria de erosão laminar em vista área (esq.) e no terreno (dir.)



Figura 4.e – Exemplos da categoria de erosão em sulcos moderada em vista aérea (esq.) e no terreno (dir.)



Figura 4.f – Exemplos da categoria de erosão em sulcos acentuada em vista área (esq.) e no terreno (dir.)



Figura 4.g – Exemplos da categoria de deposição em vista área (esq.) e no terreno (dir.)

A cartografia do Levantamento Pericial de Erosão, que apresenta sobre o ortofotomap a delimitação de áreas das quatro categorias referidas e também de zonas não classificadas, pode ser consultada no **Anexo 5**.

4.6. Técnicas de análise dos resultados

A possibilidade de análise dos resultados utilizando limites de tolerância de erosão tem, neste estudo, uma importância prática discutível, uma vez que os resultados referem-se propositadamente à erosão potencial. Por outro lado, os modelos analisados apresentam unidades e escalas de valores distintas, pelo que as tolerâncias relacionadas não seriam diretamente comparáveis. Assim, entendeu-se que seria mais relevante a análise dos resultados obtidos em poucas classes de ocorrência de erosão, de modo que possam ser claramente identificadas zonas onde a suscetibilidade à erosão é distintamente diferente.

A análise dos resultados obtidos da aplicação dos modelos USLEp e EHE à área de estudo foi concretizada a partir de duas abordagens diferentes. Uma primeira caracterização dos resultados foi diretamente realizada com base na sua classificação, sem o apoio de qualquer informação de referência. Numa outra abordagem, os resultados dos modelos foram testados com a utilização do levantamento pericial de erosão. Em qualquer destas abordagens foram comparados os resultados dos dois modelos entre si.

Toda a análise dos resultados foi concretizada com recurso a ferramentas SIG. Na **Figura 4.h** são resumidas as duas abordagens praticadas, com as técnicas correspondentes e as denominações das ferramentas da plataforma ArcGIS que permitem a sua aplicação.

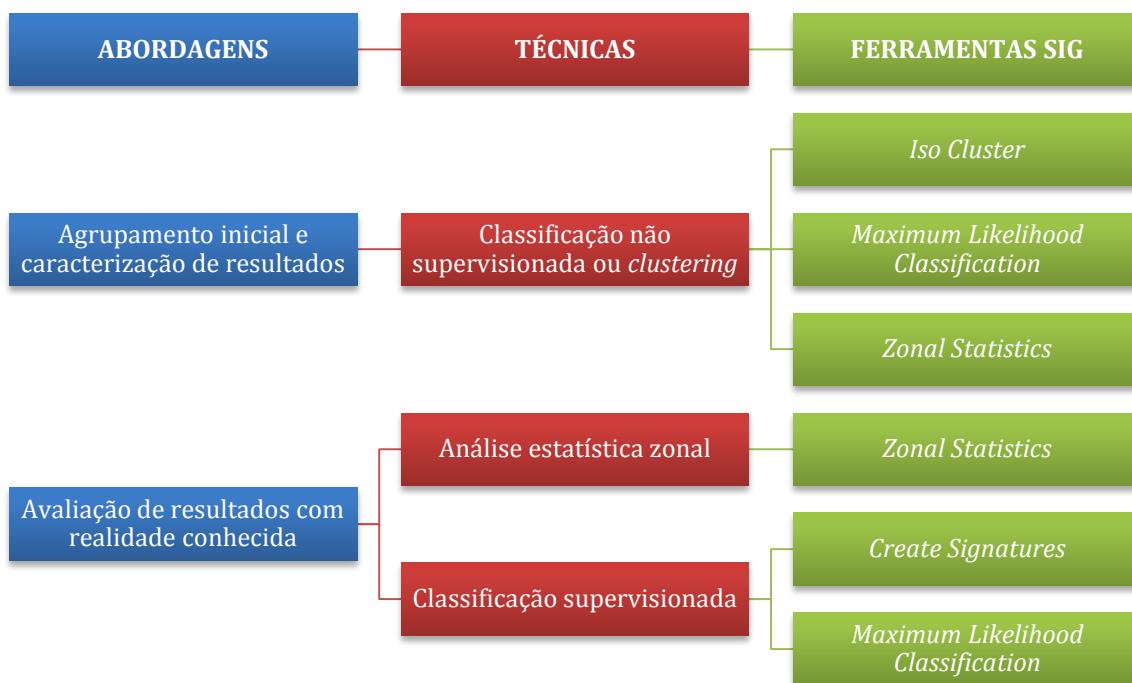


Figura 4.h – Abordagens, procedimentos e ferramentas do ArcGIS utilizados na análise dos resultados

4.6.1. Agrupamento inicial e caracterização dos resultados

Quando os dados disponíveis não possuem qualquer referência para sua classificação, podem ser utilizadas metodologias de classificação não supervisionada ou *clustering*, dispondo-se de vários algoritmos de agrupamento de dados que podem ser utilizados como precursores no desenho de um classificador nestas situações (Bandyopadhyay & Saha, 2013). Apesar de ter sido realizado um levantamento qualitativo da erosão ocorrida na área de estudo, que permitiu a execução da classificação supervisionada apresentada mais adiante, a observação de uma classificação inicial em *clusters* foi considerada importante, pelo facto de não se dispor habitualmente deste tipo de cartografia ou de qualquer outra informação experimental para as áreas em intervenção, constituindo uma forma de análise inicial muito acessível.

O método de classificação não supervisionada utilizado é essencialmente baseado no algoritmo Isodata apresentado por Ball e Hall (1965). Trata-se de um procedimento de otimização iterativa de *clustering*, que consiste na atribuição inicial de alguns elementos a conjuntos candidatos (*clusters*) e depois na sua mudança de um conjunto para outro, de modo que os indicadores estatísticos atinjam uma qualidade satisfatória (Richards & Jia, 2006). A aplicação deste algoritmo em SIG apoia-se no cálculo da distância mínima euclidiana na atribuição de cada célula a um *cluster*. Este processo é iniciado com a consideração de médias arbitrárias para cada *cluster*. Em cada vez que uma célula é redistribuída, a média do *cluster* é atualizada com base nas células que pertencem ao conjunto. O processo repete-se com a atribuição de cada célula ao grupo com média mais próxima no espaço multidimensional e com o cálculo de uma nova média para cada *cluster* baseado na adesão das células da última iteração. A transposição da informação estatística dos *clusters* resultantes para uma *grid* classificada foi possível através da utilização acessória do método da estimativa por máxima verossimilhança, sustentado no princípio de que as células de cada classe têm uma distribuição normal e no teorema da decisão de Bayes (ESRI, 2013).

Sendo necessária a atribuição de um número de classes à partida e não existindo propriamente um número ideal de classes a considerar, foi considerado o agrupamento dos resultados obtidos em três classes, uma vez que foi também esse o número de categorias de severidade de erosão claramente diferenciados no levantamento de campo efetuado. Após a realização desta classificação, foram calculadas as estatísticas gerais dos resultados dos dois modelos dentro dos limites geográficos de cada *cluster* obtido.

4.6.2. Avaliação dos resultados com o levantamento pericial de erosão

Para aferição da aderência dos resultados dos modelos a uma situação real, foi utilizada a cartografia resultante do levantamento pericial da erosão ocorrida na área de estudo, apresentada nos **Anexos 5 e 6**. Como referido, este levantamento foi realizado através da interpretação visual dos efeitos dos processos erosivos, de modo que foi tratado como informação qualitativa. Com o objetivo de realizar, dentro das possibilidades existentes, uma avaliação adequada dos modelos testados, foram apenas utilizadas as áreas do levantamento pericial de erosão que poderiam ser comparáveis aos resultados obtidos. Neste sentido, para além da exclusão das áreas não classificadas, foram também excluídas as áreas da categoria de deposição e dos leitos das linhas de água. Este procedimento é justificado pelo facto de ambos os modelos não determinarem a deposição. As áreas da categoria de deposição obtiveram a confirmação deste efeito no levantamento pericial e os leitos das linhas de água são locais onde pode ocorrer deposição e erosão variavelmente, tendo sido demarcados com base na largura de 5 m. Depois das exclusões mencionadas, a área total de estudo passou a um total de 208,4 ha.

Neste âmbito, foram primeiramente calculadas as estatísticas gerais dos resultados dos modelos USLEp e EHE, obtidas nas áreas das três categorias do levantamento pericial de erosão. Esta análise teve como objetivos principais o conhecimento da variação dos resultados dentro das categorias do levantamento e a verificação da evolução da média dos resultados com o aumento da severidade de erosão expresso nas mesmas categorias.

De outro modo, foi realizada uma classificação supervisionada dos resultados dos dois modelos, também com base na cartografia resultante do levantamento pericial da erosão. Neste tipo de análise, os agrupamentos são realizados com base no estabelecimento de relações entre uma amostra de treino e os dados a classificar. Partindo do princípio que as três categorias periciais correspondem a graus distintos de ocorrência erosão, as áreas do levantamento consideradas comparáveis foram constituídas como amostra de treino na classificação dos resultados obtidos. Bons procedimentos estatísticos utilizam valores dos parâmetros da população que melhor explicam os dados observados e uma das formas de concretizar esta noção é através da seleção dos valores dos parâmetros que maximizam a junção da densidade avaliada nas observações (Johnson & Wichern, 2014). Este método particular é denominado de estimativa por máxima verossimilhança e foi utilizado, em modo supervisionado, nesta análise de resultados. Na sua aplicação em SIG, a técnica foi iniciada com o cálculo de um conjunto de descrições estatísticas para as classes derivadas

da amostra de referência. Com o pressuposto de que a distribuição da amostra é normal, cada classe pode ser caracterizada pela sua média e sua matriz de covariância. Dadas estas características para cada valor de célula, a estimativa por máxima verossimilhança considera o cálculo de uma probabilidade estatística para cada classe e determina a associação das células às classes estatisticamente descritas com base nos seus atributos individuais (ESRI, 2013).

Um dos principais interesses desta análise reside na possibilidade de obtenção de uma *grid* que expressa geograficamente os níveis de confiança da classificação realizada. O número de níveis de confiança considerados é de 14, o que está diretamente relacionado com o número de valores válidos da fração de rejeição (ESRI, 2013). O primeiro nível de confiança, codificado com 1, representa as células com distâncias mais curtas para um local com valor médio de uma classe, de forma que correspondem a classificações com certezas próximas dos 100%. No outro extremo da escala, o nível codificado com 14 revela o pior nível de confiança e representa as células que provavelmente estarão mal classificadas. Os 14 níveis de confiança correspondem, da maior para a menor probabilidade da classificação se encontrar correta, respetivamente às frações de rejeição 0,995, 0,99, 0,975, 0,95, 0,9, 0,75, 0,5, 0,25, 0,1, 0,05, 0,025, 0,01, 0,005 e 0,0.

Por fim, a partir da cartografia de confiança da classificação obtida, foi estudada a frequência de células obtidas em cada nível de confiança, a partir dos resultados gerais e separados por cada categoria do levantamento de erosão ocorrida.

5. Resultados

5.1. *Clusters* de suscetibilidade de erosão

Como anteriormente descrito, os resultados obtidos da aplicação dos modelos USLEp e EHE à área de estudo foram inicialmente caracterizados a partir do seu agrupamento estatístico com uma técnica de *clustering*. Os resultados desta análise permitiram uma interpretação dos resultados ao nível dos *clusters* gerados, sem o recurso a qualquer informação acessória.

Os resultados iniciais em valores contínuos, em paralelo com os resultados desta classificação, podem ser observados nas **Figuras 5.a** e **5.b**, para os modelos USLEp e EHE respetivamente.

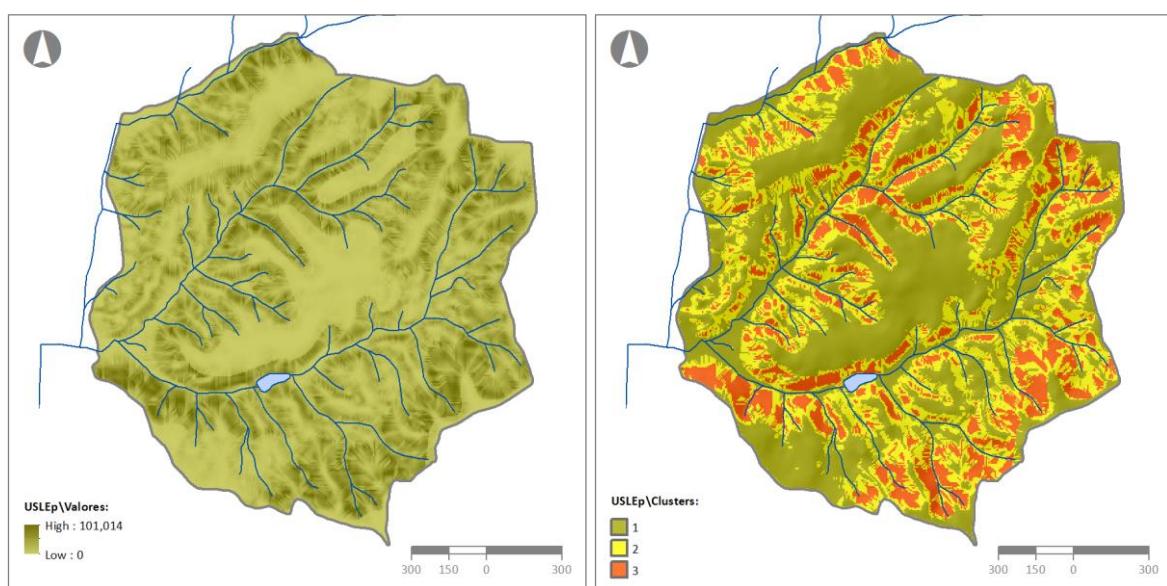


Figura 5.a – Cartografia de valores contínuos para o USLEp (esq.) e da sua classificação em *clusters* (dir.)

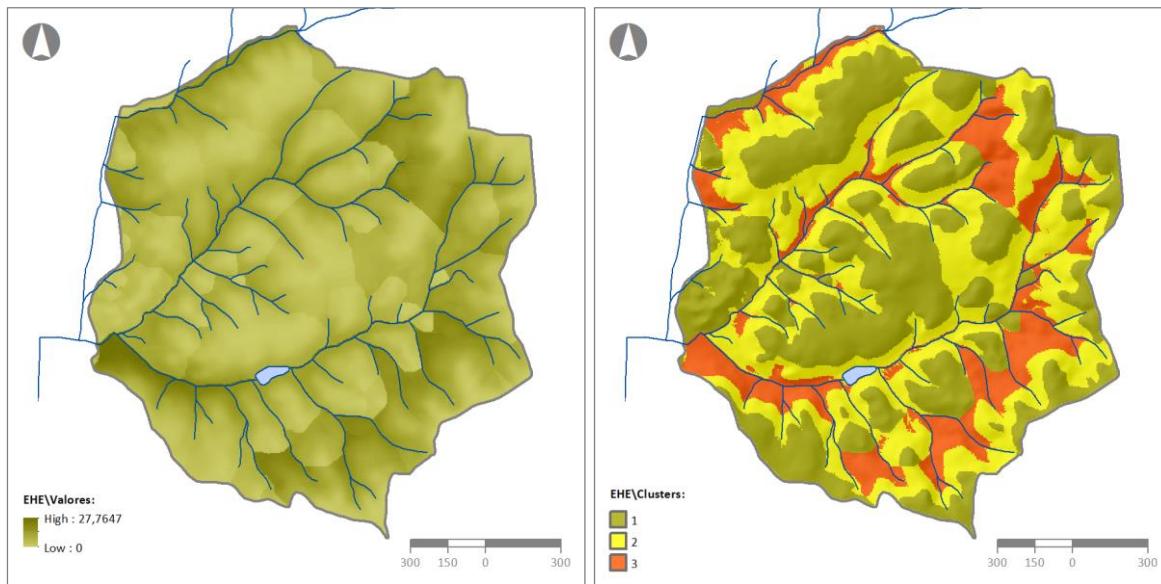


Figura 5.b – Cartografia de valores contínuos para o EHE (esq.) e da sua classificação em *clusters* (dir.)

A observação direta dos resultados iniciais em valores contínuos permite, logo à partida, a distinção de algumas características expressivas das diferenças entre os dois modelos. O modelo USLEp origina resultados extremamente influenciados pelo fator LS, com uma associação clara à carta de declives que pode ser consultada no **Anexo 2**. Por sua vez, os resultados do modelo EHE apresentam gradações contínuas, geralmente interrompidas nas confluências de escoamento, onde se verificam os maiores valores.

Na cartografia dos resultados da classificação em *clusters* é notória alguma tendência de sobreposição entre os dois modelos, embora sejam também identificadas diferenças relevantes, especificamente, na continuidade, no tamanho e mesmo na localização das manchas dos *clusters*. Apesar de não ter sido diretamente realizada qualquer operação para generalização dos resultados em ambos os modelos, a cartografia do índice EHE apresenta-se praticamente sem fragmentação, em oposição aos resultados obtidos pelo modelo USLEp. É também notória uma maior expressão do *cluster* intermédio no índice EHE, que, nos resultados do modelo USLEp, é apresentado como uma orla do *cluster* 3. Em praticamente todos os casos, as manchas do *cluster* 3 do índice EHE são prolongadas até ao seu confinamento com as linhas de água.

Para uma melhor caracterização destes resultados, com base nos limites geográficos dos *clusters* obtidos, foram calculadas as estatísticas zonais dos resultados contínuos dos modelos USLEp e EHE para cada nível de *clusters*. Estes resultados são apresentados na **Tabela 5.a.**

Tabela 5.a – Estatísticas gerais dos resultados do USLEp e do EHE nos *clusters* obtidos

Modelo	Cluster	Área (%)	Valor mínimo	Valor máximo	Média	Desvio padrão	Coeficiente variação (%)
USLEp	1	49	0,0000	12,8501	5,2558	3,7192	71
	2	33	12,8506	29,9708	20,4790	4,8440	24
	3	18	29,9728	101,0142	40,8651	9,3287	23
EHE	1	42	0,0000	4,1913	1,9570	1,2299	63
	2	39	4,1916	9,3077	6,5812	1,4610	22
	3	18	9,3084	27,7647	12,4588	2,9113	23

Apesar das diferenças de unidades e de escala existentes entre os modelos, a variação dos resultados pode ser avaliada pelo coeficiente de variação, uma vez que constitui a razão entre o desvio padrão e a média. Como observação preliminar, pode-se constatar que ambos os modelos possuem variações mais elevadas no *cluster 1*, que corresponde ao grau de erosão mais moderado. Nos restantes *clusters* as variações encontradas foram muito aproximadas em ambos os modelos.

5.2. Estatísticas para as categorias do levantamento pericial de erosão

Noutra abordagem, o levantamento pericial de erosão efetuado para a área de estudo foi utilizado na avaliação dos resultados dos modelos USLEp e EHE. Neste âmbito, foram primeiramente calculadas as estatísticas zonais dos resultados de cada um dos modelos, utilizando as categorias presentes no levantamento pericial de erosão como zonas demarcativas. Esta análise permitiu conhecer a variação dos resultados dentro das categorias periciais de erosão, assim como a evolução da média dos resultados com o aumento da severidade de erosão expresso nas três categorias. A **Tabela 5.b** resume os resultados obtidos desta análise para os modelos USLEp e EHE.

Tabela 5.b – Estatísticas gerais dos resultados do USLEp e do EHE nas categorias periciais de erosão

Modelo	Categoria	Área (%)	Valor mínimo	Valor máximo	Média	Desvio padrão	Coeficiente variação (%)
USLEp	1	53	0,0005	81,3746	9,1732	9,6741	105
	2	23	0,0493	86,8676	19,4989	11,6757	60
	3	24	0,0934	101,0142	28,2135	14,1111	50
EHE	1	53	0,0000	25,2946	3,7698	3,4685	92
	2	23	0,0000	19,9469	6,3552	3,4924	55
	3	24	0,0000	20,2866	7,0930	3,4768	49

O modelo USLEp é o que apresenta maior variação de resultados em todas as categorias, com maior significado na categoria 1, onde o desvio padrão é ligeiramente superior à média. Ambos os modelos apresentam uma variação de resultados significativamente maior nos resultados da categoria 1, que corresponde aos efeitos de erosão mais moderados, e uma menor variação na categoria 3, que representa o grau de erosão mais acentuado detetado na área de estudo. Nos dois modelos, os valores da média aumentam conjuntamente com o aumento da severidade da erosão explícito nas categorias do levantamento.

5.3. Classes supervisionadas com as categorias do levantamento pericial de erosão

Conforme descrito, a cartografia resultante do levantamento pericial de erosão foi também utilizada numa classificação supervisionada dos resultados contínuos dos modelos USLEp e EHE. Deste modo, as áreas deste levantamento foram constituídas como amostra de treino na classificação dos resultados obtidos para a área de estudo, considerando que as três categorias periciais representam graus distintos de ocorrência erosão.

Nas **Figuras 5.c** e **5.d** podem ser observados os resultados obtidos desta classificação para os modelos USLEp e EHE respetivamente, em paralelo com a amostra de treino utilizada.

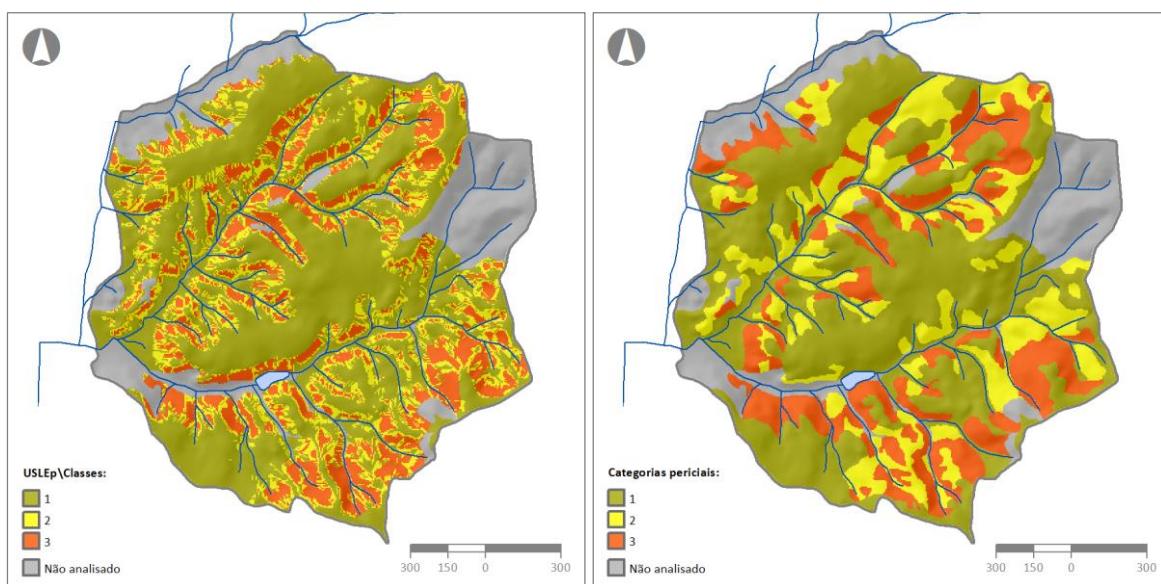


Figura 5.c – Cartografia das classes supervisionadas para o USLEp (esq.) e da sua amostra de treino (dir.)

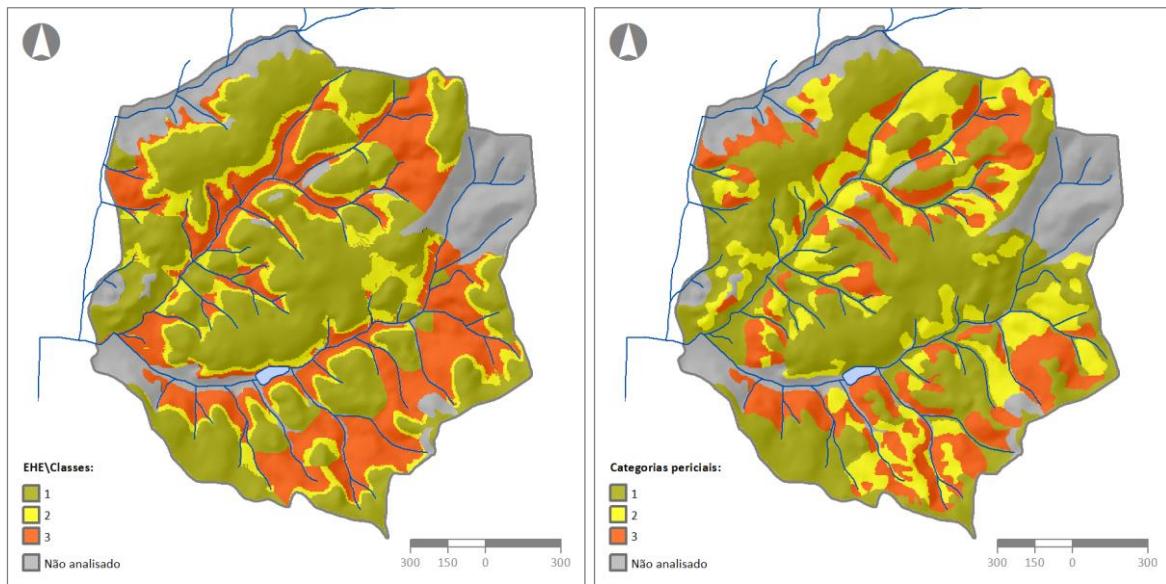


Figura 5.d – Cartografia das classes supervisionadas para o EHE (esq.) e da sua amostra de treino (dir.)

Através da comparação visual da cartografia resultante desta classificação para o USLEp com o levantamento pericial de erosão, é verificada uma boa correspondência do conjunto das duas classes que representam maior erosão com a combinação das duas últimas categorias periciais, embora sem uma correta aderência na distinção dos dois graus de erosão levantados. O mesmo pode ser referido da classificação obtida para os resultados do modelo EHE, embora com melhor continuidade no preenchimento das áreas conjuntas destas duas categorias de erosão.

É também importante referir que a cartografia obtida nesta classificação de resultados do modelo USLEp é sensivelmente idêntica à resultante da classificação não supervisionada em *clusters*. Em oposição, o modelo EHE obteve uma maior adaptação dos seus resultados ao levantamento pericial de erosão, com a diluição de grande parte da área do *cluster* de valor intermédio.

A aplicação desta técnica permite ainda a obtenção de resultados acessórios para uma avaliação da qualidade da classificação, concretizados através de cartografia que expressa o nível de confiança da classificação supervisionada de cada célula. Com base nestes resultados, considerando que as células com piores níveis de confiança têm maiores divergências com a amostra de treino, foi possível avaliar a aderência dos resultados à realidade conhecida. São considerados 14 níveis de confiança, em que o nível 1 representa a maior certeza de uma classificação se encontrar correta e o nível 14 representa uma

classificação muito provavelmente incorreta. Os resultados obtidos neste âmbito para ambos os modelos são expressos na cartografia representada na **Figura 5.e.**

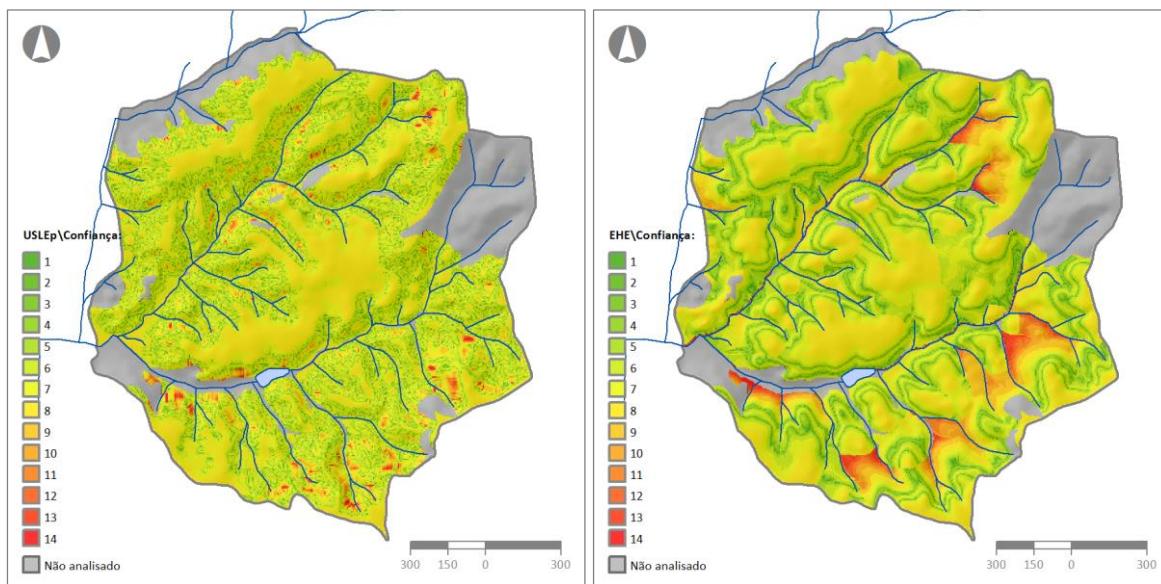


Figura 5.e – Cartografia de confiança da classificação supervisionada para o USLEp (esq.) e o EHE (dir.)

Devido à sua grande variação, em ambos os modelos, a classe de erosão mais moderada surge associada a zonas homogéneas de níveis de confiança intermédios. As zonas de maior confiança nos resultados são verificadas nas classes com graus mais elevados de erosão, com significado particularmente vincado nos resultados do modelo EHE. No entanto, embora em menor representação, também as zonas com menor nível de confiança surgem associadas à erosão mais acentuada. Este facto ocorre principalmente no índice EHE, onde níveis de confiança inferiores estão associados a valores de maior acumulação de escoamento, em zonas entre a confluência de linhas de água.

Para uma análise mais detalhada destes resultados, foi realizada a distribuição das células das *grids* de confiança por cada nível associado, para o total da área comparável e para as três categorias do levantamento pericial de erosão em separado. Nesta análise, verificou-se uma clara concentração da área classificada dos dois modelos nos níveis de confiança centrais. O modelo USLEp possui o nível de confiança 7 como dominante para qualquer das categorias periciais de erosão. Por sua vez, o modelo EHE tem o nível 8 como dominante para a categoria 1 e o nível 6 para as categorias 2 e 3. Este facto faz com que o modelo USLEp possua níveis de confiança ligeiramente melhores na predição da erosão mais moderada, facto que também possibilita um melhor resultado geral, uma vez que esta categoria representa mais de metade da área de estudo. Por sua vez, o modelo EHE

obtém melhores níveis de confiança na predição da erosão em sulcos moderada e acentuada, respetivamente expressas nas categorias 2 e 3. Estes resultados podem ser verificados na série de histogramas apresentada na **Figura 5.f**.

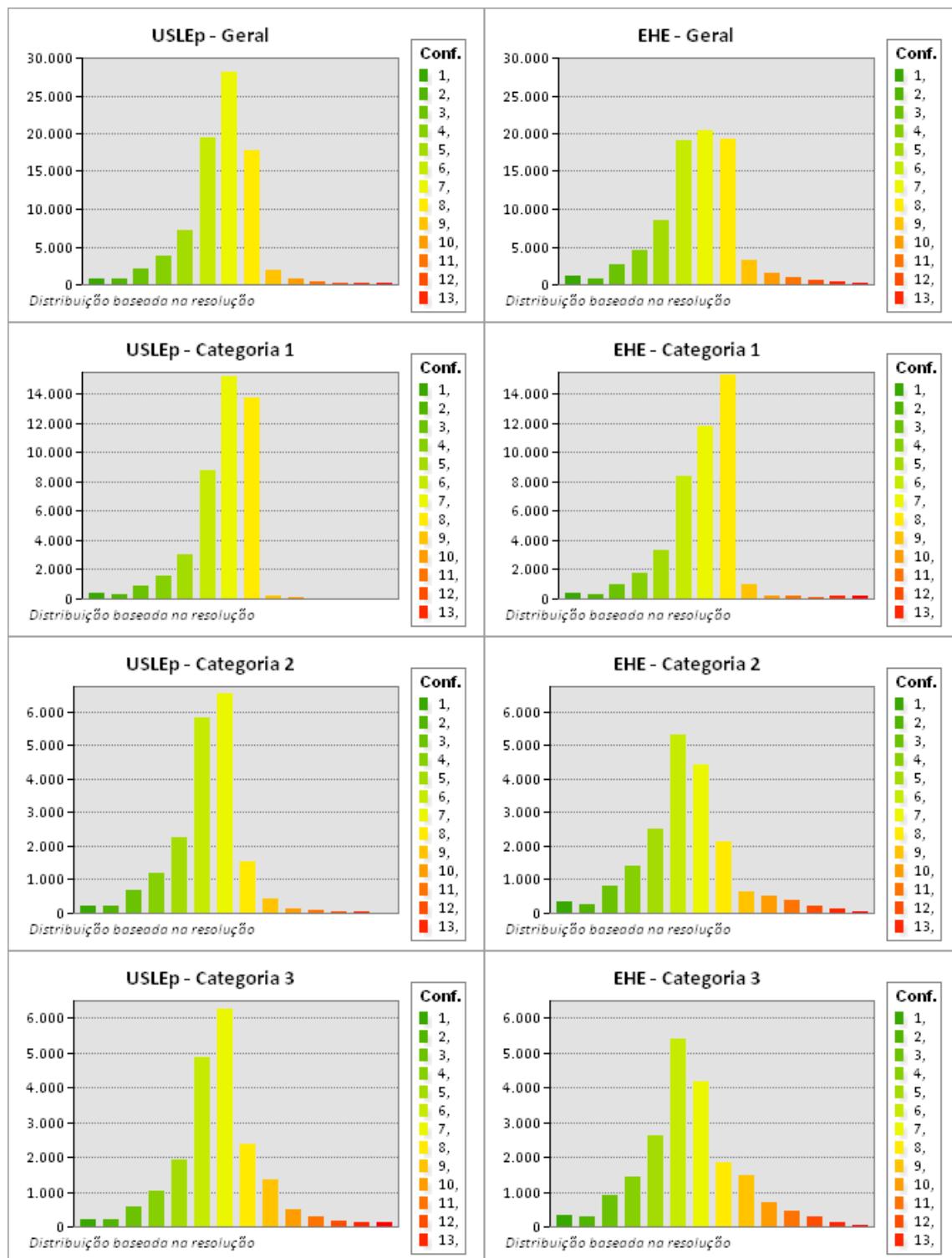


Figura 5.f – Histogramas de distribuição das células por nível de confiança para o USLEp e o EHE

De outra forma, os mesmos resultados podem também ser analisados pelas percentagens da área total e das três categorias do levantamento pericial de erosão presentes em cada nível de confiança associado à classificação, como apresentado na **Tabela 5.c.**

Tabela 5.c – Percentagem da área geral e das categorias periciais de erosão por nível de confiança para o USLEp e o EHE

Nível de confiança	USLEp				EHE			
	Geral (%)	Cat. 1 (%)	Cat. 2 (%)	Cat. 3 (%)	Geral (%)	Cat. 1 (%)	Cat. 2 (%)	Cat. 3 (%)
1	1	1	1	1	1	1	2	2
2	1	1	1	1	1	1	1	1
3	3	2	4	3	3	2	4	4
4	5	4	6	5	6	4	7	7
5	9	7	12	10	10	8	13	13
6	23	20	30	24	23	19	28	27
7	34	34	34	31	24	27	23	21
8	21	31	8	12	23	35	11	9
9	2	0	2	7	4	2	3	7
10	1	0	1	3	2	0	3	3
11	0	0	0	2	1	0	2	2
12	0	0	0	1	1	0	1	1
13	0	0	0	1	1	0	1	1
14	0	0	0	1	0	0	0	0

Tendo apenas em consideração as áreas classificadas com níveis de confiança iguais ou superiores a 6, correspondendo a certezas iguais ou superiores a 75%, os dois modelos apresentam percentagens de ocupação muito semelhantes entre si para cada categoria do levantamento pericial, com a exceção da categoria 3. Os resultados incluídos nesta classe de confiança e localizados na categoria 1 representam 34% da área total desta categoria, em ambos os modelos. Esta percentagem sobe para 54% e 56% na categoria 2, para os modelos USLEp e EHE respetivamente. Para a categoria 3, o modelo USLEp apresenta 44% da sua área nesta classe de confiança, enquanto o modelo EHE atinge os 55% de área.

Considerando a adição do nível 7 na criação de uma classe de confiança mais abrangente e que representa a metade superior da escala de confiança, os dois modelos apresentam percentagens da área total classificada substancialmente superiores, com 74% de área para o modelo USLEp e 69% para o modelo EHE. De forma inversa, a percentagem da área total apresentada na metade inferior da escala de confiança é de apenas 26% para o modelo USLEp e de 31% para o modelo EHE.

6. Conclusões e considerações finais

6.1. Discussão e conclusões gerais

Os dois modelos de erosão hídrica potencial analisados revelaram resultados estatísticos coerentes com a representação dos níveis de erosão e uma aderência razoável com a realidade da área de estudo, quando comparados com um levantamento qualitativo de erosão ocorrida. No entanto, os resultados obtidos também revelaram algumas diferenças importantes entre os modelos, quando comparados entre si e quando comparados com a realidade de referência. Grande parte destas diferenças podem ser justificadas pelos fundamentos teóricos que servem de base aos dois modelos.

O modelo referido como USLEp, apesar de desenvolvido a partir de uma significativa modificação da USLE, conserva algumas características relevantes do modelo original de Wischmeier e Smith (1978). Este facto é verificado no cálculo alternativo escolhido para o fator LS (Moore & Burch, 1986), que, apesar de adotar alguns princípios físicos, mantém um vínculo às características dos talhões experimentais de referência da USLE. O cálculo deste fator em SIG passou pela determinação da acumulação do escoamento com base no modelo D8 (Jenson & Domingue, 1988), que considera apenas uma única direção de escoamento para cada célula. Esta abordagem está diretamente relacionada com a fragmentação natural da cartografia obtida, quando não aplicada nenhuma operação para generalização dos resultados.

Com base nas análises realizadas, o modelo USLEp obteve um melhor resultado geral, embora tenha pesado o facto de possuir um melhor desempenho na determinação da classe de erosão mais moderada, que representa aproximadamente metade da área de estudo. Foi também verificado um ligeiro aumento nos níveis de confiança da cartografia quando a erosão atinge níveis mais acentuados, o que se encontra em consonância com os

objetivos dos trabalhos teóricos para adaptação dos fatores da USLE (Moore & Burch, 1986; Silva, 1999).

Por sua vez, a modelação do índice EHE é particularmente marcada pelo cálculo combinado da acumulação concentrada máxima e da acumulação difusa máxima (Ferreira et al., 2010; Neves et al., 2011). Esta abordagem contribui para que este modelo origine resultados com gradações fortes ao longo do terreno, que, quando classificados, proporcionam uma cartografia com manchas contínuas, permitindo uma distinção muito clara das zonas com diferentes níveis de erosão. Esta característica pode ter algum interesse na aplicabilidade da cartografia resultante.

Nas análises efetuadas, o modelo EHE destacou-se pela obtenção de melhores resultados nas duas classes de erosão mais acentuada, podendo-se afirmar que, para esta área de estudo, os níveis de confiança no índice EHE melhoraram conjuntamente com o aumento da severidade da erosão. Contudo, foi detetado algum excesso de acumulação de escoamento na confluência de linhas de escorrência, o que levou à sobreestimação da erosão em algumas zonas. Este problema parece ocorrer em zonas onde o processo da erosão passa a deposição, fase que o modelo não determina distintamente. Estas particularidades, conjuntamente com a característica já mencionada de boa continuidade das manchas, fazem do índice EHE um bom indicador para a demarcação de áreas de elevado risco de erosão, coincidindo com o principal objetivo delineado pelos autores deste modelo (Ferreira et al., 2010; Neves et al., 2011).

O número de artigos científicos existentes na literatura relacionados com a modelação da distribuição espacial da erosão do solo é relativamente grande, principalmente com o aumento da utilização dos SIG no seu processamento, mas os estudos que fazem qualquer tentativa para avaliar a capacidade de previsão espacial dos modelos utilizando dados medidos são bastante escassos (Nearing & Hairsine, 2011). Apesar de ser utilizada apenas informação qualitativa, o presente estudo pode ser um contributo útil para a avaliação prática dos dois modelos utilizados.

6.2. Aplicabilidade prática dos resultados

A aderência dos resultados destes modelos a uma realidade prática conhecida oferece algum conforto na utilização da cartografia obtida como informação de apoio à gestão. O levantamento pericial de erosão, considerado como referência na análise de resultados

efetuada, traduz de uma forma muito aproximada os efeitos da erosão tal como realmente observados no terreno. Na prática, as categoriais periciais de erosão utilizadas, para além de representarem uma graduação dos processos erosivos, correspondem também a formas de erosão que envolvem ações corretivas economicamente distintas. Por estas razões, de certa forma, é desejável que os resultados da modelação se aproximem a estas categorias de erosão.

No entanto, será correto referir que o levantamento pericial utilizado representa melhor uma diferenciação das possíveis utilizações de meios e recursos, do que a quantificação de perda de solo, propriamente dita. Para este último efeito, a utilização de um levantamento baseado na interpretação visual dos efeitos dos processos erosivos inclui inevitavelmente alguma subjetividade. Por outro lado, apesar do cuidado na exclusão de áreas identificadas como não comparáveis, não pode existir a garantia de total uniformidade nas intervenções realizadas na área de estudo. Por estas razões, apesar de constituírem uma boa referência para validação prática dos modelos, em relação a outras finalidades, os níveis de confiança obtidos para a cartografia resultante deverão ser observados com a devida precaução.

Em ambos os modelos, os resultados da suscetibilidade de erosão hídrica potencial são gerados a partir de uma abordagem não particularizada da ocorrência de erosão. No caso do modelo USLEp, o resultado corresponde a uma previsão média anual de perda potencial de solo. O modelo EHE determina um índice com métrica própria de natureza estrutural, não dependente de fatores de atenuação da erosão. Por estas razões, apesar destes modelos poderem ser utilizados na análise da suscetibilidade da erosão para um determinado período, possuem limitações na previsão da ocorrência de erosão em eventos únicos. Esta nota é particularmente importante nos climas mediterrânicos, caracterizados por uma precipitação de elevada irregularidade anual e interanual e logo com difícil previsibilidade da ocorrência de chuvas intensas e erosivas. Na revisão de literatura realizada por González-Hidalgo et al. (2007), sobre estudos de erosão diária do solo realizados em áreas da região mediterrânea ocidental, é sugerido que a perda significativa de solo depende de poucos eventos de precipitação e, como consequência, é fortemente concentrada no tempo. Apesar da grande variabilidade entre locais, períodos e abordagens destes estudos, pode-se concluir que apenas três dos maiores eventos diários erosivos representam mais de 50% do total de solo anualmente perdido nesta região. Deste modo, apesar do conceito de erosão potencial aproximar teoricamente os resultados dos modelos às taxas de erosão máximas anuais, qualquer evento erosivo em particular encontrar-se-á sempre diluído nos resultados gerais.

A utilidade desta cartografia de suscetibilidade de erosão como informação de apoio à gestão florestal é elevada à partida, uma vez que não é propriamente obrigatória uma elevada precisão na quantificação das perdas de solo. A análise efetuada aos resultados cartográficos permitiu concluir que ambos os modelos localizam e representam muito aproximadamente as zonas de maior suscetibilidade de erosão hídrica potencial. Desta forma, esta cartografia pode ser extremamente útil no planeamento da florestação, da exploração florestal ou de qualquer outra intervenção que implique a mobilização do terreno e/ou a remoção do coberto vegetal. Em função das suscetibilidades encontradas na unidade de intervenção, cada operação pode ser dimensionada, substituída por outra, ou mesmo omitida, num esforço de diminuir o risco de erosão. As ações podem mesmo ser reequacionadas no tempo e no espaço, ou seja, no seu período de execução e na extensão da área intervencionada. Numa outra fase, esta cartografia pode ser igualmente útil na monitorização da ocorrência de erosão após as intervenções referidas, possibilitando uma maior eficácia no acompanhamento das zonas de maior suscetibilidade de erosão. Os resultados obtidos neste estudo legitimam a utilização de qualquer um dos dois modelos testados para estes fins, prevendo-se, pelas razões expostas, que possam contribuir para um maior sucesso na gestão de áreas de produção florestal.

Referências bibliográficas

- Arnoldus, H.J., 1977. Predicting soil losses due to sheet and rill erosion. In FAO, ed. *Guidelines for watershed management*. Roma: FAO. pp.99-124.
- Ball, G.H. & Hall, D.J., 1965. *A novel method of data analysis and pattern classification*. Menlo Park, California: Stanford Research Institute.
- Bandyopadhyay, S. & Saha, S., 2013. *Unsupervised classification*. Springer Berlin Heidelberg.
- Beasley, D.B., Huggins, L.F. & Monke, E.J., 1980. ANSWERS - a model for watershed planning. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, pp.938-44.
- Burger, J.A. & Kelting, D.L., 1999. Using soil quality indicators to assess forest stand management. *Forest Ecology and Management*, pp.155-66.
- Cardoso, J.C., 1965. *Os solos de Portugal, sua classificação, caracterização e gênese*. Lisboa: Direcção-Geral dos Serviços Agrícolas.
- CORINE, 1992. *Soil erosion risk and important land resources in the southern regions of the European Community*. Luxemburgo: European Environment Agency.
- Coutinho, M.A. & Antunes, C.R., 1994. Caracterização da erosividade da precipitação no sul de Portugal. *Recursos Hídricos*, pp.25-31.
- De Roo, A.P.J. & Jetten, V.G., 1999. Calibrating and validating the LISEM model for two data sets from the Netherlands and South Africa. *Catena*, pp.477-93.
- Desmet, P.J.J. & Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, pp.427-233.
- Dias, M.H., 1995. As vicissitudes das séries topográficas e temáticas: um retrato da cartografia portuguesa contemporânea. *Finisterra*, pp.57-76.
- Dvořák, J. & Novák, L., eds., 1994. *Soil conservation and silviculture*. República Checa: Elsevier.

- Elwell, H.A., 1978. Modelling soil losses in Southern Africa. *Journal of Agricultural Engineering Research*, pp.117-27.
- ESRI, 2013. *ArcGIS 10.2 Help*. [Online] Available at: resources.arcgis.com/en/help/ [Accessed December 2013].
- Ferreira, A.G., Gonçalves, A.C. & Dias, S.S., 2008. Avaliação da sustentabilidade dos sistemas florestais em função da erosão. *Silva Lusitana*, pp.55-76.
- Ferreira, A.G., Neves, N.S. & Gonçalves, A.C., 2010. *Critérios de delimitação na REN das áreas de elevado risco de erosão hídrica do solo*. Évora: Universidade de Évora.
- Flanagan, D.C., Laften, J.M. & Meyer, L.D., 2003. *Honoring the Universal Soil Loss Equation*. West Lafayette: ASAE, USDA, Purdue University.
- Foster, G.R., McCool, D.K., Renard, K.G., Moldenhauer & C., W., 1981. Conversion of the Universal Soil Loss Equation to SI metric units. *Journal of Soil and Water Conservation*, pp.355-59.
- Gonçalves, J.L., 1999. Conservação do solo. In J.L. Gonçalves & J.L. Stape, eds. *Conservação e cultivo de solos para plantações florestais*. São Paulo: IPEF. pp.48-86.
- González-Bernáldez, F., 1995. Western mediterranean land-use systems as antecedents for semiarid america. In B.L. Turner, A. Gómez-Sal, F. González-Bernáldez & F. Di Castri, eds. *Global land use change: a perspective from the columbian encounter*. Madrid: CSIC. pp.131-49.
- González-Hidalgo, J.C., Peña-Monné, J.L. & Luis, M., 2007. A review of daily soil erosion in Western Mediterranean areas. *Catena*, pp.193-99.
- Gregory, K.J. & Walling, D.E., 1973. *Drainage basin form and process: a geomorphological approach*. London: Edward Arnold.
- Grimm, M., Jones, R. & Montanarella, L., 2002. *Soil erosion risk in Europe*. Napoles: European Commision - Institute for Environment and Sustainability.
- Haskins, G. & Davey, 1991. *Integrated quantity/quality modelling - Stage 3, Gutteridge Haskins and Davey*. Sidney: Department of Water Resources.
- Hickey, R., 2000. Slope angle and slope length solutions for GIS. *Cartography*, pp.1-8.

- Horton, R.E., 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: a hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, pp.275-370.
- Hu, L.J., 2012. Towards exploring the hybrid soil erosion processes: theoretical considerations. *Journal of Soil and Water Conservation*, pp.155A-7A.
- Hu, L.J. & Flanagan, D.C., 2013. Towards new-generation soil erosion modeling: building a unified omnivorous model. *Journal of Soil and Water Conservation*, pp.100A-3A.
- Hutchinson, M.F., 1989. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. *Journal of Hydrology*, pp.211-32.
- IPMA, 2013. *Instituto Português do Mar e da Atmosfera*. [Online] Available at: www.ipma.pt [Accessed December 2013].
- Jenson, S.K. & Domingue, J.O., 1988. Extracting topographic structure from digital elevation data for Geographic Information System analysis. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, pp.1593-600.
- Johanson, R.C., Imhoff, J.C. & Davis, H.H., 1980. *Users manual for the Hydrologic Simulation Program - Fortran (HSPF), version no. 5.0*. EUA: United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.
- Johnson, R. & Wichern, D., 2014. *Applied multivariate statistical analysis*. 6th ed. Reino Unido: Pearson.
- Julião, R.P., Nery, F., Ribeiro, J.L., Castelo Branco, M. & Zêzere, J.L., 2009. *Guia metodológico para produção de cartografia municipal de risco e para criação de sistemas de informação geográfica (SIG) de base municipal*. Lisboa: Autoridade Nacional de Protecção Civil.
- Kelley, H.W., 1990. *Keeping the land alive: soil erosion - its causes and cures*. Roma: FAO.
- Kinnell, P.I.A. & Risso, L.M., 1998. USLE-M: empirical modeling rainfall erosion through runoff and sediment concentration. *Soil Science Society of America Journal*, pp.1667-72.
- Knisel, W.G., 1980. *CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems*. EUA: United States Department of Agriculture.

- Laflen, J.M., Lane, L.J. & Foster, G.R., 1991. WEPP: a new generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil and Water Conservation*, pp.34-38.
- Leopold, L.B., Wolman, M.G. & Miller, J.P., 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. São Francisco: Freeman.
- Lim, K.J., Sagong, M., Engel, B.A., Tang, Z., Choi, J. & Kim, K., 2005. GIS-based sediment assessment tool. *Catena*, pp.61-80.
- Littleboy, M., Silburn, M.D., Freebairn, D.M., Woodruff, D.R., Hammer, G.L. & Leslie, J.K., 1992. Impact of soil erosion on production in cropping systems. Development and validation of a simulation model. *Australian Journal of Soil Research*, pp.757-74.
- McCool, D.K., Brown, L.C., Foster, G.R., Mutchler, C.K. & Meyer, L.D., 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, pp.1387-96.
- Merritt, W.S., Letcher, R.A. & Jakeman, A.J., 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, pp.761-99.
- Mitasova, H., Hofierka, J., Zlocha, M. & Iverson, L.R., 1996. Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of Geographical Information Systems*, pp.629-41.
- Moore, I.D. & Burch, G.J., 1986. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil and Water Management and Conservation*, pp.1294-98.
- Morgan, R.P.C., 2001. A simple approach to soil loss prediction: a revised Morgan–Morgan–Finney model. *Catena*, pp.305-22.
- Morgan, R.P.C., 2005. *Soil erosion & soil conservation*. 3rd ed. Reino Unido: Blackwell Publishing.
- Morgan, R.P.C., Morgan, D.D.V. & Finney, H.J., 1984. A predictive model for the assessment of soil erosion risk. *Journal of Agricultural Engineering Research*, pp.245-53.
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chischi, G., Torri, D. & Styczen, M.E., 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, pp.527-44.

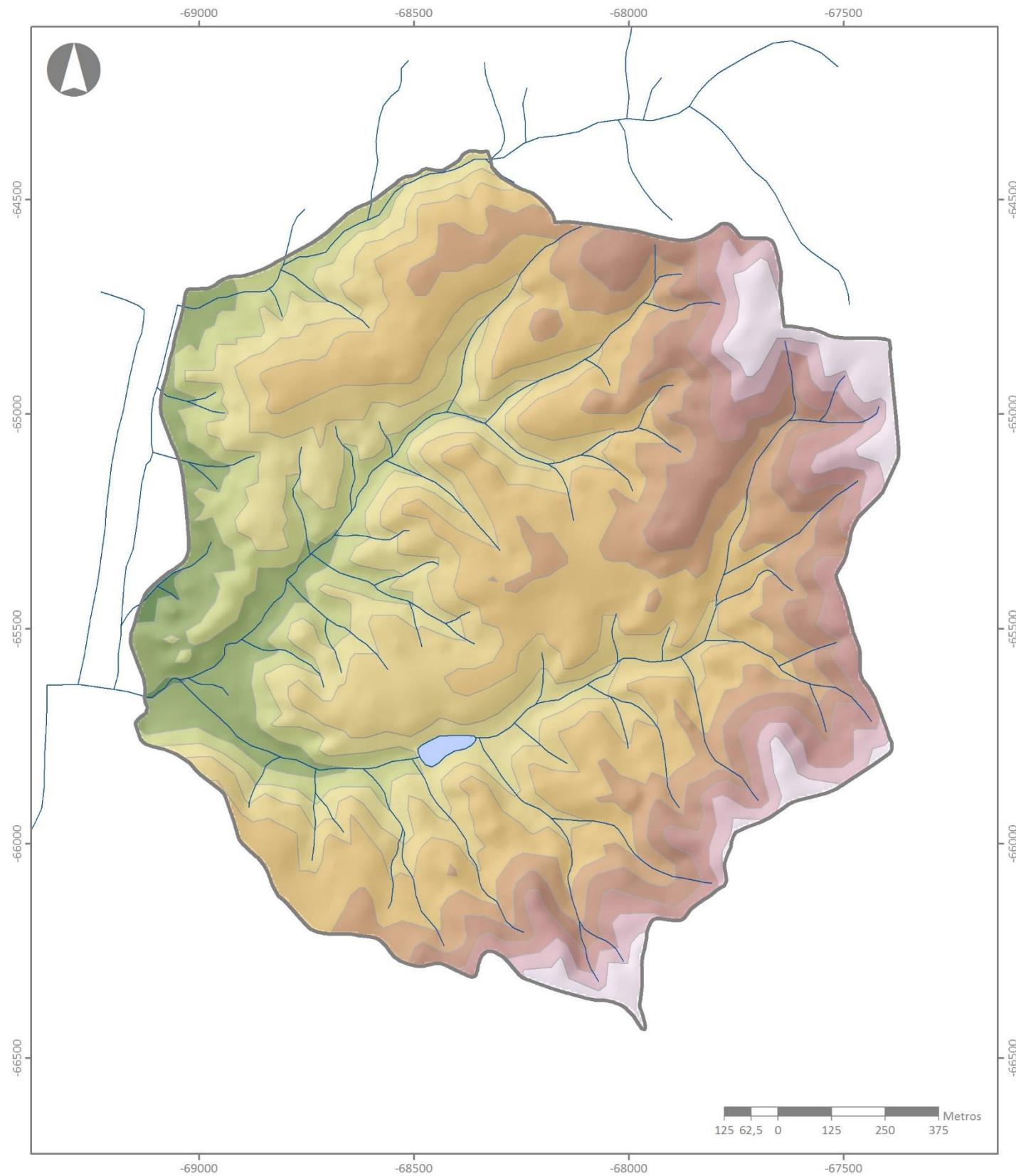
- Nearing, M.A. & Hairsine, P.B., 2011. The future of soil erosion modelling. In R.P.C. Morgan & M.A. Nearing, eds. *Handbook of erosion modelling*. Reino Unido: Wiley-Blackwell. pp.389-97.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R. & King, K.W., 2000. *Soil Water Assessment Tool theoretical documentation*. Temple: Texas Water Resources Institute.
- Neves, N.S., Ferreira, A.G., Abreu, A.C., Gonçalves, A.C., Ramos, I.A., Freire, M., Guiomar, N. & Madeira, L., 2011. *Toolbox EHE - Erosão Hídrica Estrutural*. Évora: Universidade de Évora.
- Neves, N.S., Freire, M., Guiomar, N. & Duarte, L., 2010. Avaliação do acidentado do terreno: desenvolvimento de uma nova métrica focal. In USIG, ed. *USIG*. Oeiras, 2010. USIG.
- Parveen, R. & Kumar, U., 2012. Integrated approach of Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil loss risk assessment in Upper South Koel Basin, Jharkhand. *Journal of Geographic Information System*, pp.588-96.
- Porta, J., López-Acevedo, M. & Roquero, C., 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3rd ed. Madrid: Mundi-Prensa.
- Prosser, I.P., Young, B., Rustomji, P., Hughes, A. & Moran, C., 2001. A model of river sediment budgets as an element of river health assessment. In *Proceedings of the International Congress on Modelling and Simulation (MODSIM'2001)*. MODSIM. pp.861-66.
- Renard, K.G. & Ferreira, V.A., 1993. RUSLE model description and database sensitivity. *Journal of Environmental Quality*, pp.458-66.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K. & Yoder, D.C., 1997. *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. EUA: United States Department of Agriculture.
- Renard, K.G., Lane, L.J., Foster, G.R. & Laften, J.M., 1996. Soil loss estimation. In M. Agassi, ed. *Soil erosion, conservation, and rehabilitation*. Nova Iorque: Marcel Dekker. pp.169-202.
- Richards, J.A. & Jia, X., 2006. *Remote sensing digital image analysis: an introduction*. 4th ed. Springer Berlin Heidelberg.
- Rose, C.W., Coughlan, K.J., Ciesiolka, L.A.A. & Fentie, B., 1997. Program GUEST (Griffith University Erosion System Template), a new soil conservation methodology and application to cropping systems in tropical steeplands. In *ACIAR Technical Reports 40*. Australia: ACIAR. pp.34-58.

- Schoenholtz, S.H., Van Miegroet, H. & Burger, J.A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, pp.335-56.
- Schwab, G.O., Fangmeier, D.D., Elliot, W.J. & Frevert, K.R., 1993. *Soil and water conservation engineering*. 4th ed. Nova Iorque: Jon Wiley & Sons.
- Silva, A.S., 1983. Carta litológica. In *Atlas do ambiente*. Lisboa: Comissão Nacional do Ambiente.
- Silva, J.R., 1999. *Susceptibilidade do solo à erosão pela chuva (proposta de modelação)*. Évora: Universidade de Évora.
- Smith, D.D., 1941. Interpretation of soil conservation data for field use. *Agricultural Engineering*, pp.173-75.
- SROA, 1970. *Carta dos solos de Portugal – Classificação e caracterização dos solos de Portugal, I volume*. Lisboa: Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário.
- SROA, 1973. *Carta dos solos de Portugal – Classificação e caracterização dos solos de Portugal, II volume*. Lisboa: Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário.
- Takken, I., Beuselinck, L., Nachtergael, J., Govers, G., Poesen, J. & Degraer, G., 1999. Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *Catena*, pp.431-47.
- Tomás, P.P., 1992. *Estudo da erosão hídrica em solos agrícolas - Aplicação à região Sul de Portugal*. Lisboa: Instituto Superior Técnico.
- Tomás, P.P. & Coutinho, M.A., 1993. *Erosão hídrica dos solos em pequenas bacias hidrográficas: aplicação da Equação Universal de Degradação de Solos*. Lisboa: Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior Técnico; CEHIDRO.
- Van Oost, K., Govers, G. & Desmet, P.J.J., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, pp.577-89.
- Viney, N.R. & Sivapalan, M., 1999. A conceptual model of sediment transport: application to the Avon River Basin in Western Australia. *Hydrological Processes*, pp.727-43.
- Wischmeier, W.H. & Mannering, J.V., 1969. Relation of soil properties to its erodibility. *Soil Science Society of American Procedures*, pp.131-37.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D., 1965. *Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains*. Washington: United States Department of Agriculture.

- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D., 1978. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington: United States Department of Agriculture.
- Yang, C.T., 1971. Potential energy and stream morphology. *Water Resources Research*, pp.311-22.
- Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D. & Anderson, W.P., 1987. AGNPS, agricultural nonpoint source pollution - a watershed analysis tool. In *Conservation research report 35*. Washington: United States Department of Agriculture.
- Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D. & Anderson, W.P., 1989. AGNPS: a nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, pp.168-73.
- Yu, B., Rose, C.W., Cielisolk, C.A.A., Coughlan, K.J. & Fentie, B., 1997. Towards a framework for runoff and soil loss prediction using GUEST technology. *Australian Journal of Soil Research*, pp.1191-212.
- Zachar, D., 1982. *Soil Erosion*. Checoslováquia: Elsevier.
- Zingg, A.W., 1940. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. *Agricultural Engineering*, pp.59-64.

Anexos

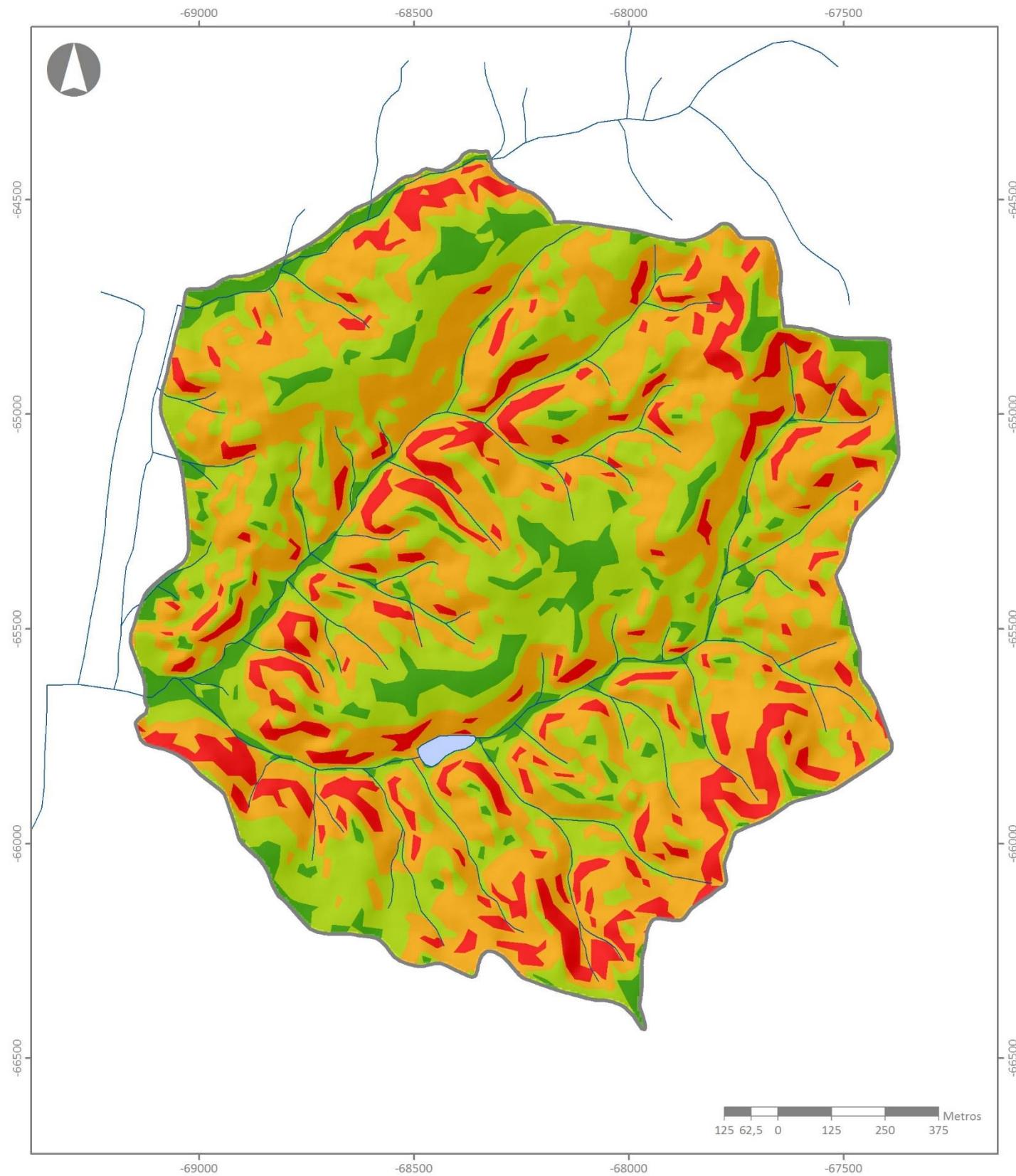
- **Anexo 1** – Carta Hipsométrica
- **Anexo 2** – Carta de Declives
- **Anexo 3** – Carta de Solos
- **Anexo 4** – Carta de Erodibilidade dos Solos
- **Anexo 5** – Levantamento Pericial de Erosão
- **Anexo 6** – Carta de Ocorrência de Erosão



Carta Hipsométrica (Anexo 1)

Sistema de Coordenadas:
Portugal-TM06, Datum ETRS 1989

Escala: 1:12.500



Legenda:

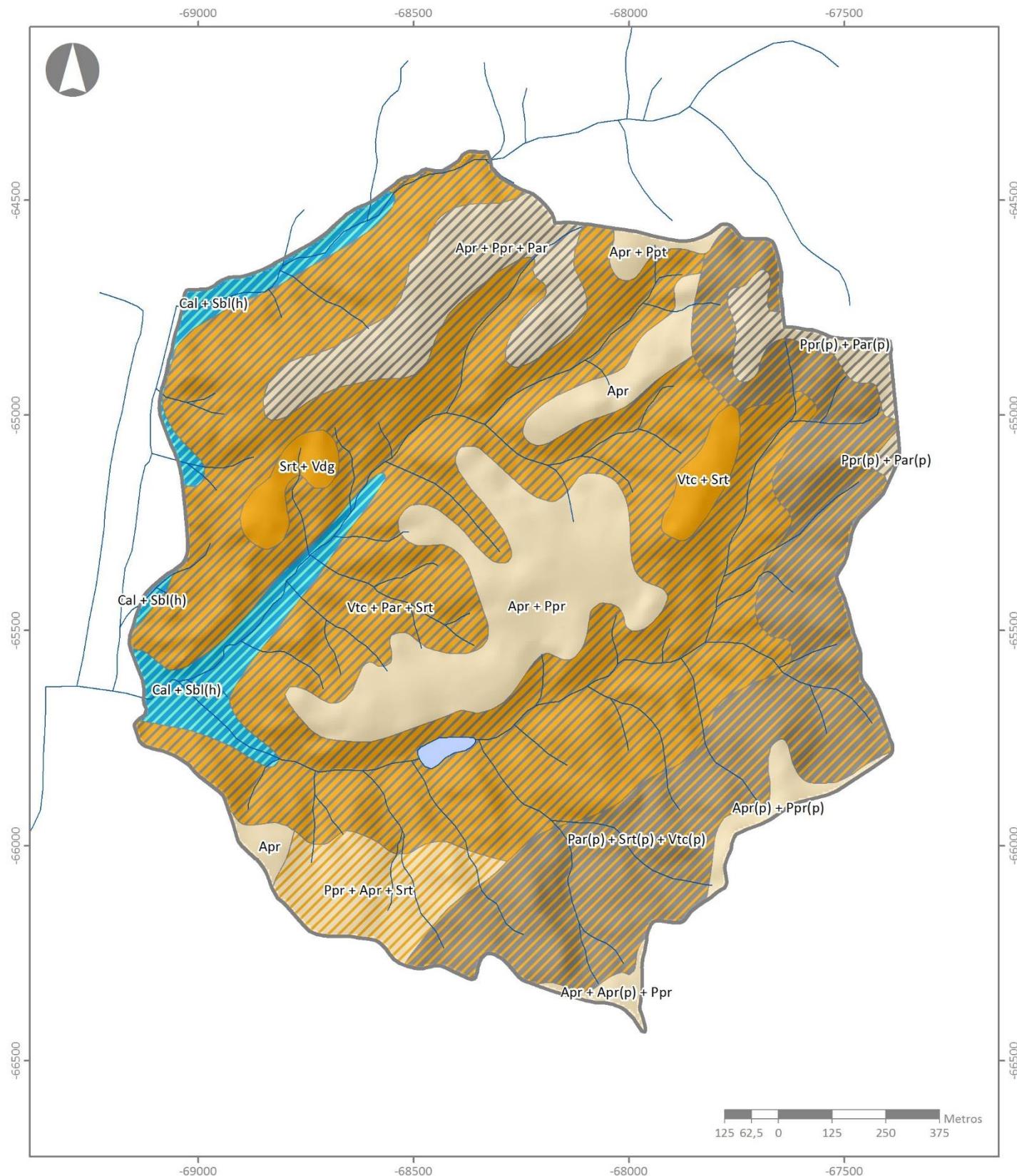
Classes de declive:

- [Green square] 0 - 5 %
- [Light green square] 5 - 15 %
- [Yellow square] 15 - 30 %
- [Red square] > 30 %

~ Linhas de água

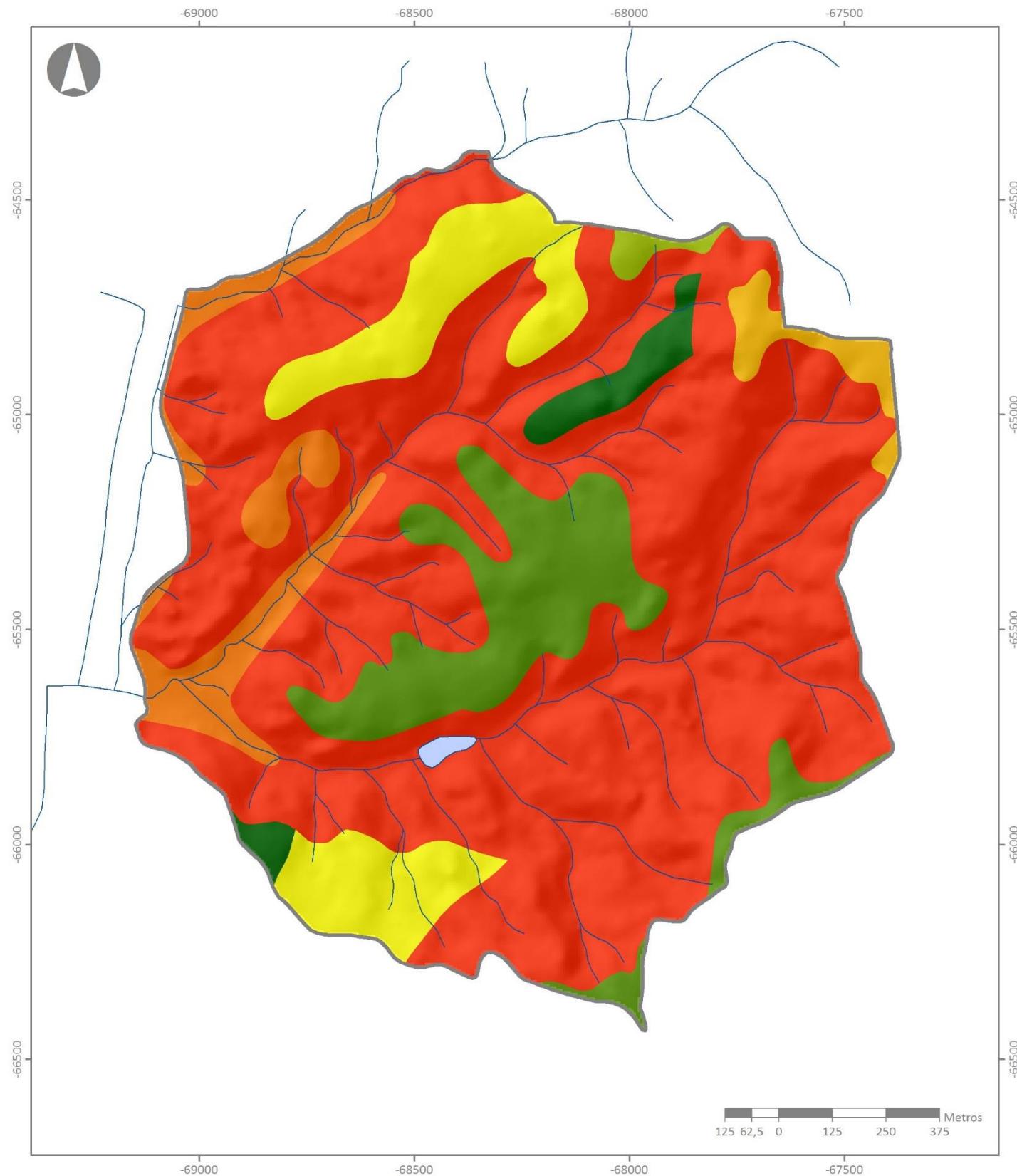
Charca

Carta de Declives (Anexo 2)



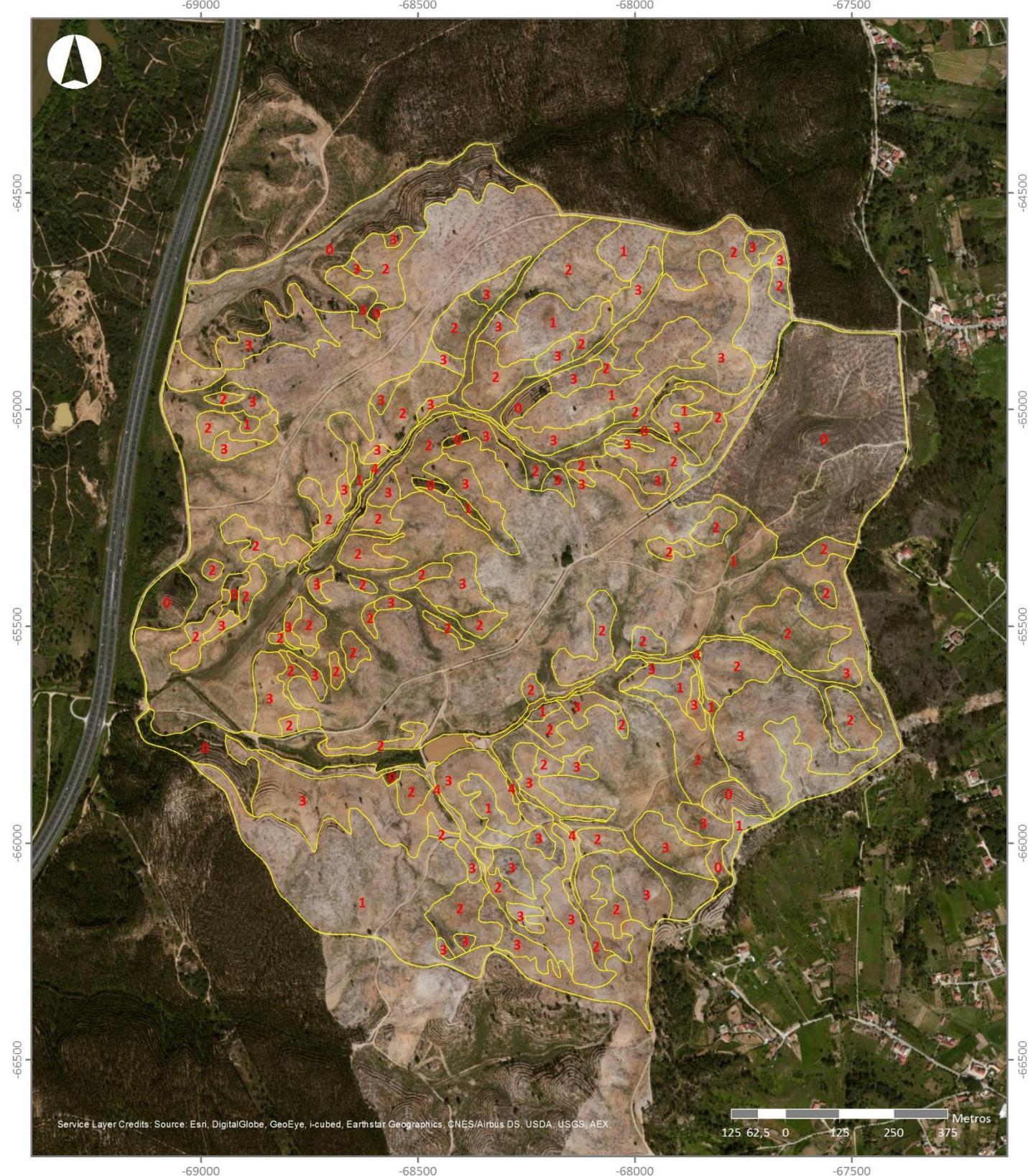
Carta de Solos

(Anexo 3)

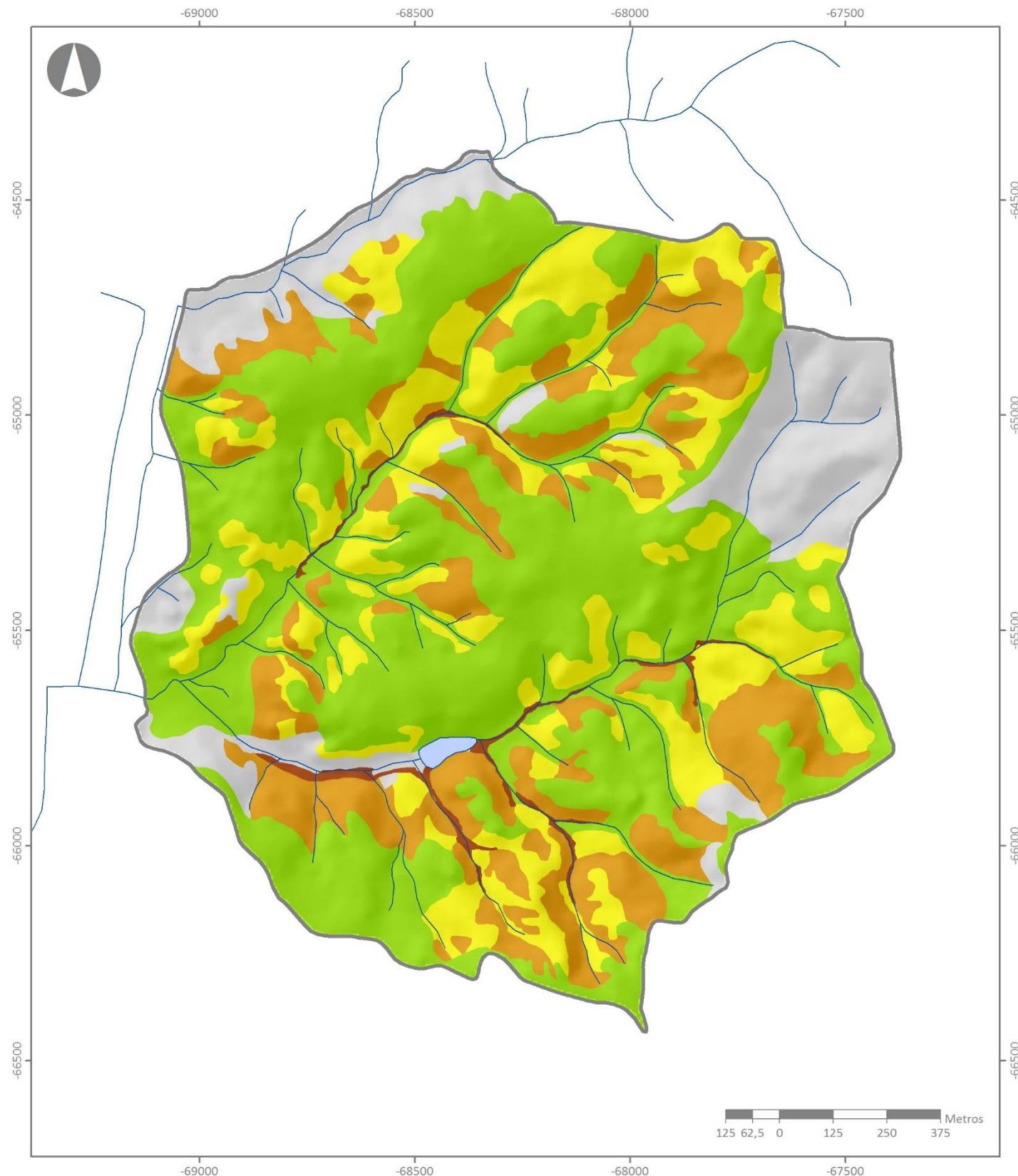


Carta de Erodibilidade dos Solos

(Anexo 4)



Levantamento Pericial de Erosão (Anexo 5)



Carta de Ocorrência de Erosão (Anexo 6)

Legenda:

Classificação dos processos erosivos:

- 0 - Não classificada
- 1 - Erosão laminar
- 2 - Erosão por sulcos moderada
- 3 - Erosão por sulcos acentuada
- 4 - Deposição

Linhas de água

Charca

Escala: 1:12.500

Informação sobre o documento

Autor: Luís Miguel de Carvalho Alves Ferreira

Título: *Avaliação da erosão hídrica potencial dos solos à escala da unidade de intervenção florestal com a utilização de um Sistema de Informação Geográfica*

Ambito: Mestrado em Engenharia Florestal: Sistemas Mediterrânicos

Instituição: Universidade de Évora

Palavras-chave: Erosão hídrica potencial, gestão florestal, USLE, EHE, SIG

Estado: Final, versão definitiva

Data de publicação: 27-10-2014

Observações: Esta dissertação inclui algumas sugestões feitas pelo júri

Referência bibliográfica (Norma Harvard): Ferreira, L.M., 2014. *Avaliação da erosão hídrica potencial dos solos à escala da unidade de intervenção florestal com a utilização de um Sistema de Informação Geográfica*. Dissertação de Mestrado. Évora: Universidade de Évora.