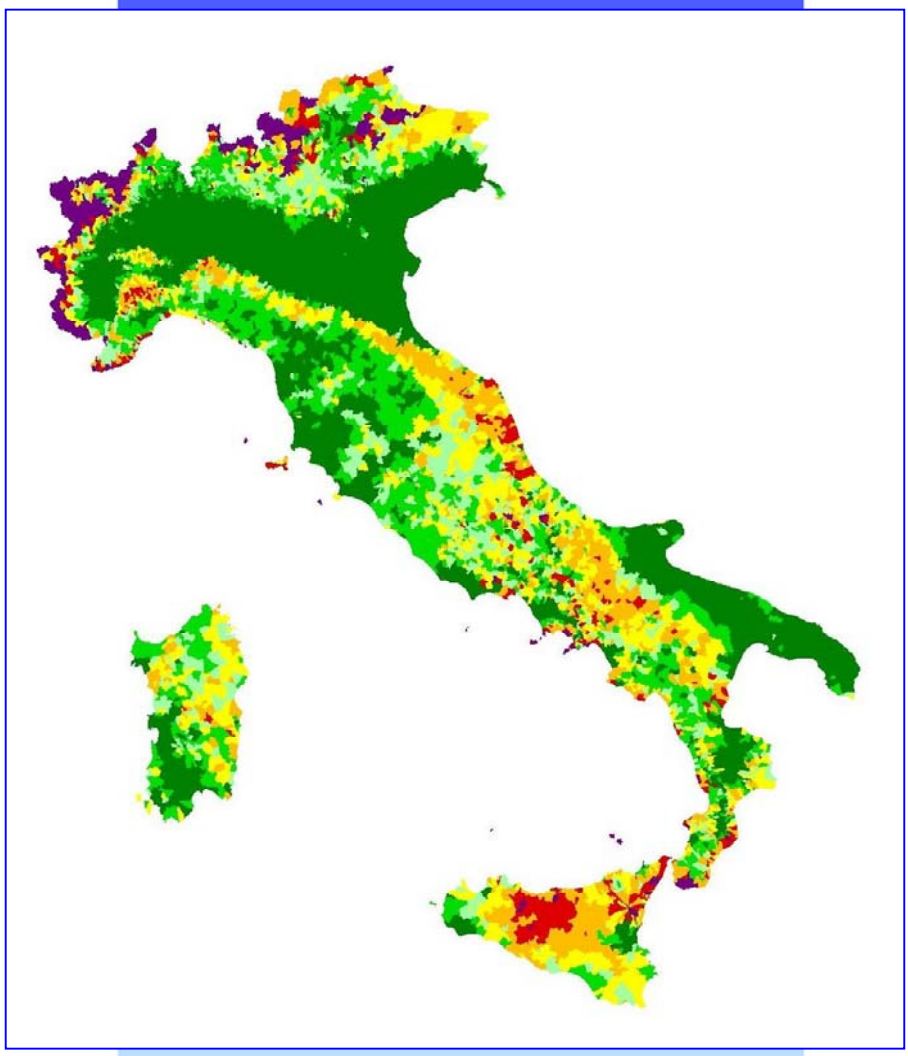
Estimation du risque d'érosion en Italie

J.M. van der Knijff, R.J.A. Jones, L. Montanarella

Traduit de l'anglais par S. Christophe



EUROPEAN SOIL BUREAU
EUROPEAN COMMISSION

JOINT RESEARCH CENTRE
EUROPEAN COMMISSION

Space Applications Institute

2000

EUR 19022 FR

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES 1
1. Introduction 2
1.1 Le Projet de l'Italie 3
2 Evaluer le risque d'érosion 4
2.1 Méthodes basées sur l'expertise 4
2.2 Méthodes basées sur la modélisation 4
3 Universal Soil Loss Equation (USLE) 7
3.1 Introduction 7
3.2 Facteur d'érosivité des précipitations 7
3.3 Facteur d'érodibilité du sol 8
3.4 Indice de pente et longueur de pente 8
3.5 Facteur d'exploitation du couvert 8
4 Facteur d'érosivité des précipitations 9
4.1 Introduction 9
4.2 Traitement des données météorologiques 9
4.3 Cartes d'érosivité des précipitations 12
5 Le facteur d'érodibilité du sol 14
5.1 Introduction 14
5.2 Données sur les sols et traitement 14
6 Le facteur d'exploitation du couvert 18
6.1 Introduction 18
6.2 NOAA AVHRR 18
6.3 Normalised-Difference Vegetation Index (NDVI) 18
6.4 Corrélations entre NDVI et les propriétés de la végétation 19
6.5 Profils de NDVI 19
6.6 Estimation du facteur USLE-C à partir des valeurs NDVI 23
6.7 Discussion et conclusions 25
7 Indice de pente et longueur de pente 29
8 Résultats et discussion 31
8.1 Résultats 31
8.2 Discussion 40
Remerciements 43
Bibliographie 44

1. Introduction

L'érosion du sol par l'eau est un phénomène largement répandu en Europe. Un rapport pour le Conseil de l'Europe, utilisant les données GLASOD révisées (Oldeman *et al.,* 1991 ; Van Lynden, 1995), fournit un aperçu de l'extension de la dégradation des sols en Europe. Quelques uns des résultats sont présentés dans le Tableau 1.1, mais ces chiffres ne sont qu'une approximation grossière des surfaces affectées par la dégradation des sols.

Tableau 1.1 *Dégradation des sols induite par l'homme en Europe*[1] *(M ha)*

EROSION PAR L'EAU	Legere	Moderee	Forte	Extreme	Total
Perte de sol superieur	18.6	64.7	9.2		92.8
Deformation du terrain	2.5	16.3	0.6	2.4	21.8
Total	21.4	81	9.8	2.4	114.5 (52.3%)

[1] Partie européenne de l'ancienne Union Soviétique inclue

Cependant, le Tableau 1.1 indique l'importance de l'érosion par l'eau en Europe en terme de surfaces affectées. La conséquence la plus importante est la perte de la partie supérieure du sol, qui n'est pas souvent visible mais néanmoins potentiellement dommageable. Les facteurs physiques comme le climat, la topographie et les caractéristiques du sol sont importants dans le processus d'érosion. Ceci explique en partie la différence entre une érosion par l'eau très importante en Islande, et une érosion beaucoup moins grave en Scandinavie, où le climat est moins dur et les sols moins érodibles (Fournier, 1972).

La région méditerranéenne est particulièrement touchée par l'érosion. Ceci est dû à de longues périodes sèches suivies d'orages avec de violentes chutes de pluies érosives, tombant sur des pentes raides aux sols fragiles : il en résulte un nombre considérable de phénomènes d'érosion. Ceci contraste avec le Nord-Ouest de l'Europe où l'érosion des sols est faible ; les précipitations tombant sur des pentes principalement douces sont en effet réparties régulièrement tout au long de l'année. C'est pourquoi l'aire affectée par l'érosion dans l'Europe du Nord est beaucoup plus réduite en terme de surface que celle de l'Europe du Sud.

Dans certaines parties de la région méditerranéenne, l'érosion a atteint un niveau d'irréversibilité et dans quelques unes elle a pratiquement cessé car il n'y a plus de sol. Avec un taux très faible de régénération, toute perte de sol de plus de 1 t/ha/an peut être considérée comme irréversible dans une courte période de 50-100 ans. Des pertes de 20 à 40 t/ha lors d'orages ponctuels, ce qui peut arriver tous les deux ou trois ans, sont mesurées régulièrement en Europe et jusqu'à 100 t/ha lors d'événements particulièrement violents (Morgan, 1992). Les effets de l'érosion peuvent être visibles tardivement, surtout dans les zones où les sols sont les plus profonds et les plus fertiles ou dans les zones où l'apport de fertilisants est très important. C'est cependant d'autant plus dangereux qu'une fois les effets devenus évidents, il est souvent trop tard pour intervenir.

Les principales causes de l'érosion des sols restent les pratiques culturales inappropriées, la déforestation, surpâturage et les activités de construction (Yassouglo, 1998). Accroître la prise de conscience des scientifiques et des politiciens sur le problème de la dégradation des sols est maintenant une nécessité. L'identification des zones sensibles à l'érosion peut être utile pour améliorer nos connaissances sur l'étendue des surfaces affectées et, finalement, pour développer des moyens de contrôle du problème, quand cela est possible.

1.1 Le Projet de l'Italie

Lors d'un essai pour quantifier l'érosion en Méditerranée à l'aide de techniques numériques modernes, un projet a été initié en Italie, visant à évaluer le risque d'érosion au niveau national. Le produit final est un ensemble de cartes qui peut être utilisé pour identifier les régions sensibles à l'érosion.

Le projet fait partie du Projet de Cartographie du sol en Italie, une initiative majeure du Ministère Italien de l'Agriculture, dont le but est de compiler une carte des sols au 1 : 250 000 et des bases de données associées pour l'Italie. Ceci est absolument nécessaire pour la protection environnementale et la planification d'une utilisation durable des ressources du sol du pays. Des désastres récents – glissements de terrains et inondations – ont mis en évidence l'importance d'avoir une information détaillée sur le sol, dans un pays industriel moderne comme l'Italie, pour combattre de tels événements. Cette étude concerne seulement l'érosion diffuse et en rigoles. Les autres formes d'érosion sont aussi importantes en Italie, par exemple le ravinement (érosion en profondeur) et les glissements de terrains, et sur une moindre étendue, l'érosion éolienne. Ces types d'érosion ne seront cependant pas étudiés ici, mais ils devraient l'être dans une étude ultérieure.

Ce rapport donne une description technique et détaillée de l'érosion, faisant partie du projet de l'Italie. Un aperçu des différentes méthodes utilisées pour évaluer les risques d'érosion à l'échelle régionale voire plus largement est donné dans le Chapitre 2. Le Chapitre 3 donne une description générale des méthodes utilisées dans cette étude. Une description plus précise se trouve dans les Chapitres 4 à 7, avec une explication des sources de données et du traitement. Une discussion des résultats se trouve dans le Chapitre 8.

2 Evaluer le risque d'érosion

Pour évaluer le risque d'érosion du sol, différentes approches peuvent être considérées. Une distinction peut ici être faite entre les approches basées sur l'expertise et les approches basées sur la modélisation.

2.1 Méthodes basées sur l'expertise

Un exemple de ce type d'approche est la carte de risque d'érosion des sols de l'Ouest de l'Europe faite par De Ploey (1989). La carte a été réalisée par différents experts qui ont délimité des aires, où selon eux, le processus d'érosion était très important. Une critique de cette approche est que l'auteur ne donne pas une définition précise des critères utilisés pour délimiter ces aires. (Yassoglou *et al.*, 1998).

La méthode du score factoriel est une autre approche qui peut être utilisée pour évaluer l'aléa d'érosion (Morgan, 1995). Un exemple en est l'estimation du risque d'érosion de la région méditerranéenne CORINE (CORINE, 1992). L'analyse est basée sur le score factoriel pour l'érodibilité (4 classes), l'érosivité (3 classes) et l'angle de pente (4 classes). Les points sont multipliés, donnant un point combiné qui représente l'aléa d'érosion. Pour estimer l'actuel risque d'érosion des sols, la carte du risque potentiel d'érosion est combinée au facteur de couverture végétale (2 classes).

Montier *et al.*(1998) ont développé une méthode d'expertise pour l'ensemble de la France. Comme avec CORINE, la méthode est basée sur des points qui sont assignés à des facteurs apparentés à la couverture végétale (9 classes), à la capacité du sol à former une croûte de battance (4 classes), à l'angle de pente (8 classes) et l'érodibilité (3 classes). Une caractéristique intéressante de leur méthode est qu'ils prennent en compte les différents types d'érosion qui existent dans les zones cultivées, les vignobles, les zones de montagne et la Méditerranée. De cette façon, l'interaction entre sol, végétation, pente et climat rend bien compte du phénomène dans toute son étendue.

Le problème avec la plupart des méthodes basées sur le score factoriel est que les résultats dépendent de la façon dont les points sont définis. De plus, classifier les données-sources, par exemple les classes de pente, entraîne une perte d'information, et les résultats d'analyse vont fortement dépendre des limites de classes et du nombre de classes utilisés. De plus, à moins qu'une pondération soit faite, on accorde un poids égal à chaque facteur, ce qui n'est pas réaliste. Si quelqu'un décide cependant d'utiliser des pondérations, le choix de valeurs réalistes va être difficile. La façon dont les différents facteurs sont associés dans des classes en accord avec le risque d'érosion (addition, multiplication) peut aussi poser problème (Morgan, 1995). Enfin, comme le score factoriel produit des classes qualitatives d'érosion, l'interprétation de ces classes peut s'avérer difficile.

2.2 Méthodes basées sur la modélisation

Une large variété de modèles sont disponibles pour estimer le risque d'érosion des sols. Les modèles d'érosion peuvent être classés de nombreuses façons. Il est possible, par exemple, de faire une subdivision basée sur une échelle de temps sur laquelle un modèle peut être utilisé : certains modèles sont conçus pour prédire les pertes de sol annuelles (donc sur le long terme), tandis que d'autres prévoient les pertes pendant un orage (donc

événementielles). Alternativement, une distinction peut être faite entre les modèles qui prédisent un phénomène d'érosion ponctuel et ceux qui s'intéressent à des phénomènes de plus grande amplitude. La différence entre les modèles empiriques et les modèles physiques est aussi intéressante à faire. Le choix d'un modèle particulier dépend largement du but recherché et des données, du temps et de l'argent disponibles.

Jäger (1994) a utilisé l'Universal Soil Loss Equation (USLE) pour estimer le risque d'érosion dans la région du Baden-Württemberg (Allemagne). De Jong (1994) a utilisé le modèle de Morgan et Finney (Morgan *et al.*, 1984) comme base pour son modèle SEMMED. Les variables d'entrée sont déterminées à partir des données météorologiques standards, des cartes du sol, des images satellites multi-temporelles, des Modèles Numériques de Terrain et d'un nombre limité de données de terrain. De cette façon, l'estimation du risque d'érosion peut être étendue à de plus larges surfaces, sans procéder à de nouvelles études de terrain. Jusqu'ici le modèle SEMMED a été utilisé pour produire des cartes régionales de risque d'érosion dans des zones de l'Ardèche et dans le bassin versant de Peyne dans le Sud de la France (De Jong, 1994, De Jong *et al.*, 1998).

Kirby et King (1998) ont estimé le risque d'érosion pour l'ensemble de la France en utilisant ce type d'approche. Leur modèle fournit une représentation de l'érosion lors d'un orage ponctuel. Il contient des variables d'érodibilité de sols, de topographie et de climat. Toutes précipitations supérieures à un seuil critique (dont la valeur dépend des propriétés du sol et du couvert végétal) sont supposées ruisseler, et l'érosion est supposée être proportionnelle au ruissellement. Les estimations des érosions mensuelle et annuelle sont obtenues en intégrant la fréquence de distribution des orages pluvieux.

De nombreux problèmes apparaissent quand on applique les modèles quantitatifs à l'échelle régionale ou plus. Premièrement, la plupart des modèles ont été développés à l'échelle du point ou du terrain, c'est-à-dire qu'ils vont fournir des estimations ponctuelles de perte en sol. Si ces modèles sont appliqués sur des surfaces plus importantes, les résultats doivent être interprétés prudemment. On ne peut pas attendre qu'un modèle, devant prédire des pertes en sol sur un simple terrain agricole, donne des estimations précises d'érosion quand on l'applique à l'échelle régionale à l'aide d'une grille de pixels de 50 mètres ou plus grossier. On doit aussi être conscient de quels processus on veut modéliser. Par exemple, l'équation bien connue USLE a été développée pour prédire l'érosion en rigoles et l'érosion diffuse. Ainsi, on ne peut pas espérer que ce modèle représente bien des systèmes où le ravinement profond est le principal type d'érosion, sans parler des mouvements de masse comme les glissements de terrain et les éboulements.

Ainsi, à l'échelle de la région, il est habituellement impossible de déterminer directement sur le terrain les données-sources du modèle (comme les paramètres sol et végétation). D'ordinaire, les paramètres du modèle sont approximés par des valeurs assignées aux unités de cartographie des cartes de sol ou de végétation, ou par des équations de régression entre, par exemple, la couverture végétale et un index spectral déterminé par satellite. Cependant, ceci va produire en général des valeurs de paramètres qui sont moins précises que les résultats d'une étude de terrain. A cause de tous ces facteurs, les valeurs relatives de perte en sol déterminées par les modèles à cette échelle sont généralement plus sûres que les valeurs absolues. Ce n'est pas nécessairement un problème, aussi longtemps qu'on est conscient que les résultats du modèle donnent un large aperçu du schéma général des différences relatives, plutôt que des taux précis et absolus d'érosion. Ainsi, quand on veut sélectionner un modèle d'érosion à l'échelle régionale ou nationale, c'est la disponibilité des données-sources qui est probablement la plus importante à prendre en considération. Utiliser un modèle sophistiqué n'aurait aucun sens sans des données-sources disponibles. Dans le pire des cas, la seule façon d'utiliser le modèle serait de supposer que certaines variables et

paramètres sont constants. Cependant, les résultats seront moins sûrs que ceux obtenus avec un modèle simple demandant moins de données-sources (De Roo, 1993). Des incertitudes dans les données-sources se propagent ainsi dans tout le modèle ; c'est pourquoi il ne faudrait pas utiliser un modèle « surparamétré » quand la qualité des données est faible.

Le problème le plus important avec la modélisation de l'érosion est sûrement la difficulté de valider les estimations réalisées. En fait, il n'y a pas de données précises, à l'échelle régionale ou plus largement, pour comparer les estimations avec les pertes actuelles en sol. King *et al.* (1999) ont essayé de valider une estimation de l'aléa érosion en France en corrélant les pertes en sol avec la fréquence des coulées de boue. Cependant, d'autres processus rentrent alors en jeu et de telles comparaisons ne peuvent remplacer des mesures « réelles ».

3 Universal Soil Loss Equation (USLE)

3.1 Introduction

Pour cette étude, une approche basée sur la modélisation a été utilisée pour estimer le risque d'érosion des sols. Comme cela a été expliqué dans le Chapitre 2, la disponibilité des données-sources est un critère de sélection critiquable quand on évalue le risque d'érosion à l'échelle régionale (ou nationale). Même si une grande variété de modèles sont disponibles pour l'estimation du risque d'érosion, la plupart demande tellement de données-sources que leur application à l'échelle régionale ou nationale devient un problème. L'équation bien connue USLE (Wischmeier et Smith, 1978) a été utilisée car c'est le modèle qui demande le moins de données-sources et il a été appliqué largement à toutes les échelles. L'USLE est un modèle empirique simple, basé sur des analyses de régression de taux de perte en sol, à différents lieux d'érosion aux USA. Le modèle est conçu pour estimer des taux annuels d'érosion sur le long terme dans les zones agricoles. Bien que l'équation a beaucoup de défauts et de limites, elle est très utilisée, à cause de sa relative simplicité et sa fiabilité (Desmet et Govers, 1996). Elle représente aussi une approche standardisée.
L'érosion du sol est estimée en utilisant l'équation empirique suivante :

$$A = R^* K^* L^* S^* C \qquad (3.1)$$

Où :

A : Perte moyenne en sol (annuelle)
R : Facteur d'érosivité des précipitations
K : Facteur d'érodibilité du sol
L : Indice de pente
S : Facteur de longueur de pente
C : Facteur d'exploitation du couvert

Pour cette étude, le modèle a fonctionné à intervalles mensuels de temps, prenant ainsi en compte l'interaction entre la croissance végétale et à la fois, la sénescence sur une année et les précipitations. Les sources des données qui ont été utilisées pour estimer les différents facteurs USLE ont été rassemblées dans la figure 3.1. Les procédures utilisées pour estimer les facteurs seront expliquées en détail dans les chapitres suivants. Le paragraphe suivant en donne un bref aperçu.

3.2 Facteur d'érosivité des précipitations

Le facteur d'érosivité des précipitations de l'USLE (R) est obtenu pour toutes les périodes données en sommant - pour chaque orage pluvieux – le produit de l'énergie totale de l'orage (E) par le maximum d'intensité de pluie en 30 minutes (I_{30}). Malheureusement, ces données ne sont pas disponibles dans les stations météorologiques standards. De plus la charge de travail recquise serait plutôt grande pour chaque évaluation nationale. Heureusement, des valeurs de R moyennes sur le long terme sont souvent corrélées avec des données de précipitations plus facilement disponibles, comme les précipitations annuelles ou l'index de Fournier modifié (Arnoldus, 1978). Une approche similaire a été utilisée pour estimer R en Italie (Chapitre 4).

3.3 Facteur d'érodibilité du sol

Le facteur K est défini comme un taux de perte en sol par unité de R, mesuré sur une unité ponctuelle (« Wischmeier plot »). Il explique l'influence de la propriété des sols sur les pertes en sol pendant les événements pluvieux (Renard *et al.*, 1997). L'estimation de ce facteur est expliqué dans le Chapitre 5.

3.4 Indice de pente et longueur de pente

Les facteurs indice de pente et longueur de pente, respectivement S et L, expliquent l'effet de la topographie sur l'érosion. Ils peuvent être estimés à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT), décrit dans le Chapitre 6.

3.5 Facteur d'exploitation du couvert

Le facteur C est défini comme un ratio de la perte en sol d'un terrain avec une végétation particulière par rapport à la perte correspondante d'un terrain en jachère (Wischmeier et Smith, 1978). Sa valeur dépend du couvert végétal et des pratiques d'exploitation. La phase de croissance et le couvert végétal doivent donc être considérés au moment où les pluies érosives se produisent. Pour cette étude, C a été estimé en utilisant une combinaison d'images satellitaires et une base de données sur le couvert du terrain, qui sera expliqué au Chapitre 7.

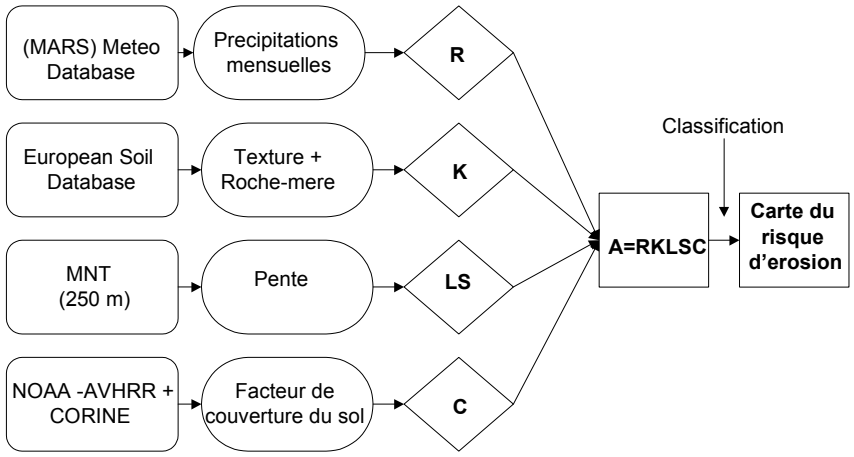


Figure 3.1 *Graphique des flux pour la création d'une carte du risque d'érosion basée sur l'équation USLE*

4 Facteur d'érosivité des précipitations

4.1 Introduction

Comme il a été dit dans le Chapitre 3, des informations sur les précipitations et sur l'intensité de ces précipitations sont nécessaires pour avoir une estimation directe du facteur R. Comme ces données ne sont généralement pas disponibles dans les stations météorologiques classiques, une méthode simplifiée a été utilisée pour estimer R. Zanchi (communication personnelle) a montré que R est corrélé aux précipitations annuelles en Toscane ; R peut donc être approximé ainsi :

$$R = a * P_j \qquad (4.1)$$

Où :

P_j : Précipitations annuelles (mm)

Quand R est exprimé en $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.an^{-1}$, les valeurs de *a* se situent entre 1.1 et 1.5. Pour cette étude une valeur de 1.3 a été utilisée. « L'équation toscane » est basée sur des données de précipitations relevées sur 20 sites, avec des valeurs de P_j allant de 600 à 1200 mm. Extrapoler la formule à l'ensemble de l'Italie n'est pas vraiment approprié ; les caractéristiques des précipitations en Toscane ne sont en effet pas représentatives des autres parties du pays. Néanmoins, utiliser « l'équation toscane » peut être justifié parce qu'elle est basée sur un large éventail de totaux annuels de précipitations ; elle peut donc être finalement plus représentative que prévu. De plus, le but de l'estimation du risque d'érosion présenté dans cette étude est de donner un aperçu des schémas régionaux du risque d'érosion, plutôt que de proposer des prédictions quantitatives et détaillées de perte en sol. C'est pourquoi, cette équation va donc être appropriée à cette étude.

4.2 Traitement des données météorologiques

Les valeurs mensuelles et annuelles des précipitations sur le long terme ont été calculées en utilisant des données journalières qui sont stockées dans la base de données météorologique MARS (Rijks *et al.,* 1998). Les sites des stations météorologiques sont localisés sur la Figure 4.1. Pour chaque station, les précipitations moyennes annuelles ont été estimées pour une période comprise entre le 1er Janvier 1989 et le 31 Décembre 1998. Les caractéristiques des précipitations annuelles ont ensuite été comparées avec l'altitude, la longitude, la latitude et la distance à la côte. Ceci a révélé une relation claire entre les précipitations et la latitude. Des équations de régression mensuelles, prédisant la moyenne des précipitations mensuelles à partir de la latitude ont été établies, supposant une relation linéaire entre précipitations et latitude :

$$P_m(\varphi) = \Phi_m + \alpha_m * \varphi \qquad (4.2)$$

Où
P_m : moyenne des précipitations mensuelles (mm)
φ : latitude (degrés)
Φ, α : constantes de régression (indice *m* : mensuel)

Figure 4.1 *Stations météorologiques utilisées*

Dans l'analyse de régression, seules les stations à une altitude inférieure à 1000 m au-dessus du niveau de la mer ont été utilisées. Pour les stations au-dessus de cette altitude, la relation entre précipitations et latitude est moins apparente car beaucoup des précipitations d'hiver sont de la neige. Les résultats sont présentés dans le Tableau 4.1. La Figure 4.2 montre la variation de R^2 entre la pluie et la latitude au long d'une année. L'influence de la latitude est négligeable en début et en fin d'hiver et atteint un maximum en Juin.

Bien que ce soit possible d'utiliser l'équation (4.2) directement pour interpoler les précipitations mensuelles, les variables et dans certains cas, des valeurs assez faibles de R^2 dans le Tableau 4.1, indiquent que les résultats seraient très pauvres. Une autre possibilité serait d'utiliser une technique d'interpolation traditionnelle (comme les pondérations par les inverse des distances, le krigeage et la méthode de thin plate splines) directement sur les caractéristiques de précipitations mensuelles. Cependant, de cette façon, l'information supplémentaire précieuse contenue dans les données de latitude n'est pas utilisée. Par conséquence, une approche par combinaison a été adoptée. La différenciation de l'équation (4.2) produit un « trou » local dans le taux de P_m sur la latitude :

$$dP_m/d\varphi = \alpha_m \qquad (4.3)$$

En intégrant par rapport à $d\varphi$, on obtient :

$$P_m(\varphi) = C + \alpha_m * \varphi \qquad (4.4)$$

Ce qui est identique à (4.2), sauf que Φ (qui est une régression constante) est remplacé par une constante d'intégration C. C est une fonction des précipitations mensuelles et de la latitude, et peut être facilement calculée pour chaque station en utilisant :

$$C = P_m(\varphi) - \alpha_m * \varphi \qquad (4.5)$$

Feb	0.395	0.156	0.135	0.009	14.035	124.374	-2.033	0	0.009
Mar	0.138	0.019	-0.005	0.377	15.258	66.145	-0.717	0.055	0.377
Apr	0.665	0.443	0.429	0	23.702	-228.659	7.126	0	0
May	0.744	0.554	0.543	0	16.212	-210.302	6.087	0	0
Jun	0.892	0.795	0.79	0	17.132	-433.942	11.385	0	0
Jul	0.79	0.625	0.615	0	18.855	-311.966	8.2	0	0
Aug	0.796	0.634	0.625	0	15.262	-247.182	6.778	0	0
Sep	0.725	0.525	0.514	0	24.02	-282.743	8.519	0	0
Oct	0.377	0.142	0.121	0.013	32.163	-94.026	4.409	0.191	0.013
Nov	0.081	0.007	-0.018	0.604	28.74	52.736	0.792	0.409	0.604
Dec	0.486	0.236	0.217	0.001	25.627	271.715	-4.8	0	0.001
p = significance level; SE_{est} = standard error of regression estimate. Rows are shaded when regression equation is significant at p = 0.05. N=42 for all months.									

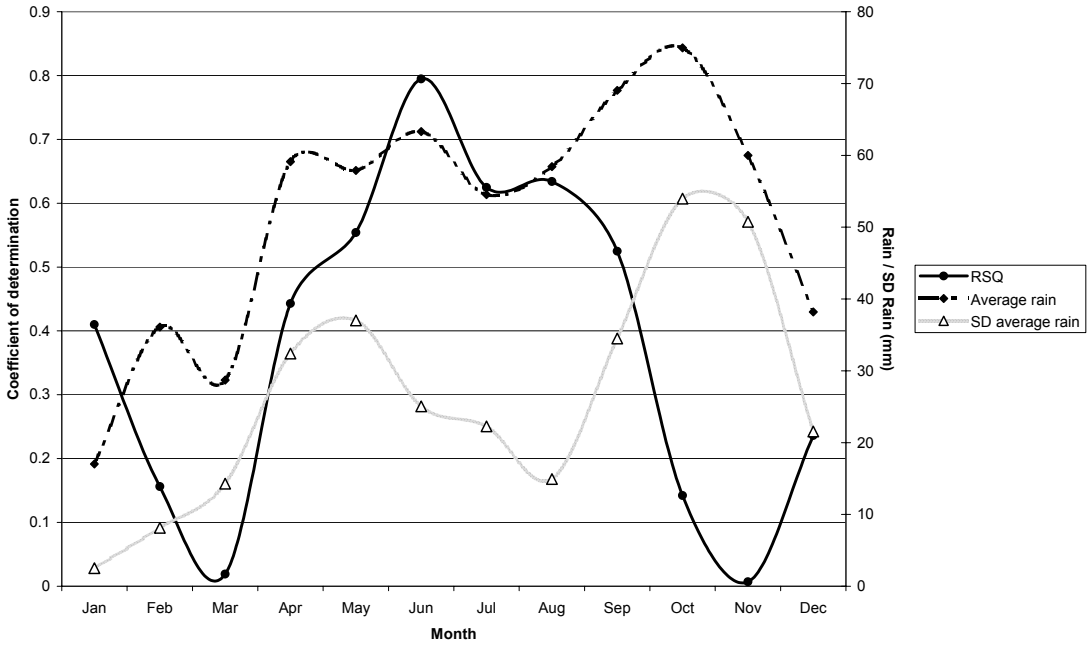


Figure 4.2 *Variation de R^2 entre précipitations et latitude au long d'une année*

Une fois que C est calculé pour chaque station, il peut être facilement interpolé en utilisant une technique d'interpolation appropriée. Par conséquent, l'équation (4.4) peut être appliquée à chaque maille de la grille pour faire une estimation locale de P_m.

Un exemple d'une telle carte des précipitations interpolée est présentée à la figure 4.3. Une fonction du type thin plate spline a été utilisée pour interpoler C. Cependant, la figure 4.3 montre clairement les limites de la méthode, puisque les localisations de certaines de stations météorologiques peuvent être identifiées simplement en regardant le motif des précipitations interpolées. Néanmoins, une interpolation utilisant les inverses des distances a montré cet

effet même plus fortement, alors que la densité des stations (Figure 4.1) justifie à peine l'utilisation de techniques géostatistiques comme le krigeage.

Comme la corrélation entre la latitude et les précipitations est négligeable en début et en fin d'hiver (spécialement en Novembre et en Mars), les caractéristiques des précipitations pour ces mois ont été directement interpolées en utilisant une fonction du type thin plate splines sans correction pour l'altitude.

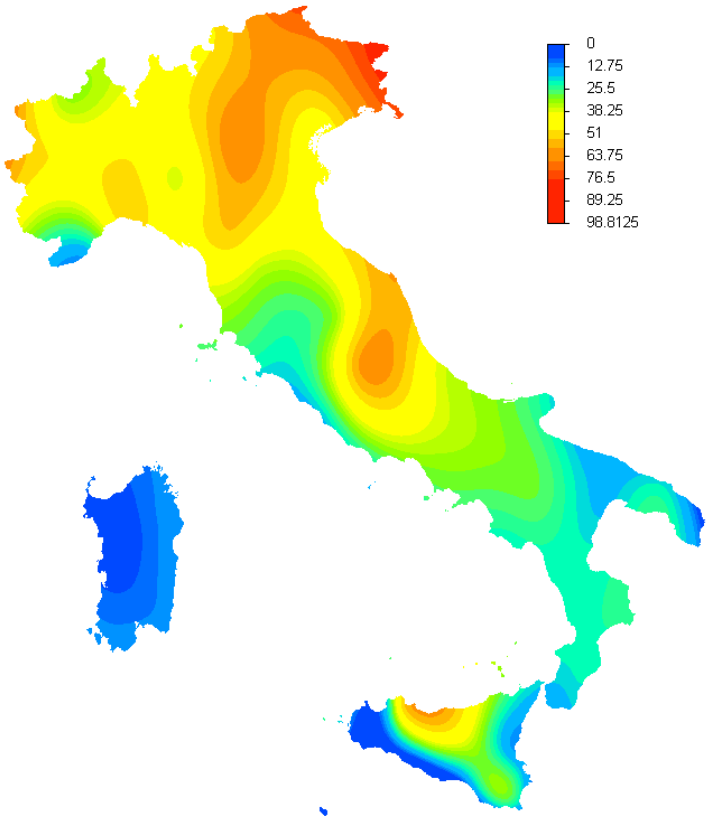


Figure 4.3 *Précipitations pour Août : interpolées avec une fonction thin plate splines utilisant une information supplémentaire de corrélation avec la latitude.*

4.3 Cartes d'érosivité des précipitations

Des cartes d'érosivité mensuelle ont été créées en appliquant l'équation (4.1) à chaque carte de précipitations mensuelles. Des cartes d'érosivité saisonnales sont présentées à la figure 4.4.

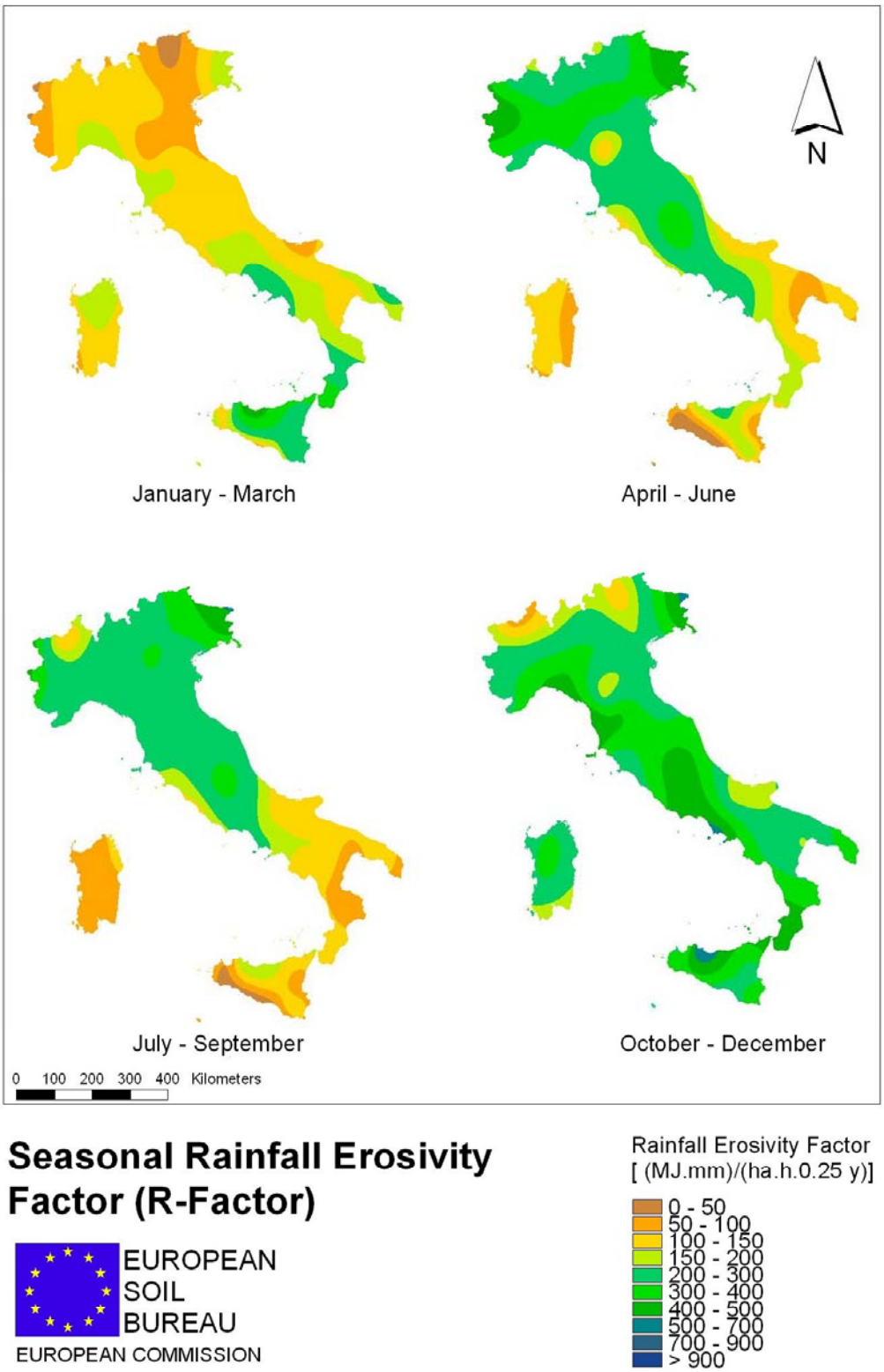


Figure 4.4 *Le facteur d'érosivité des précipitations (facteur R) par saison (MJ mm ha^{-1} h^{-1}o.25y^{-1})*

5 Le facteur d'érodibilité du sol

5.1 Introduction

Le facteur d'érodibilité du sol K est habituellement estimé en utilisant les nomographes et les formules qui sont publiées, par exemple dans Wischmeier et Smith (1978). Alors que ces équations sont appropriées pour la plus grande partie des USA (pour lesquels l'équation USLE a été initialement conçue), elles produisent des résultats peu sûrs quand on les applique aux sols, avec des textures aussi extrêmes que les sols agrégés (Römkens *et al.,* 1986). Par conséquence, elles ne sont pas vraiment valables dans les conditions européennes.
Römkens et al. (1986) ont fait une analyse de régression sur un ensemble mondial de données de toutes les valeurs de K mesurées, ce qui donne l'équation suivante (révisées dans Renard *et al.,* 1997) :

$$K = 0.0034+0.0405*exp[-0.5(log D_g+1.659 / 0.7101)^2] \quad (5.1)$$

Où :
K : Facteur d'érodibilité du sol (t ha h ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1})
D_g : Diamètre géométrique moyen des particules de sol primaire (mm)

D_g est une fonction de la texture de surface, et sa valeur peut être calculée ainsi :

$$D_g = exp\ (f_i*ln(d_i+d_{i-1}/2)) \quad (5.2)$$

Pour chaque classe de granulosité (argile, limon, sable), d_i est le diamètre maximum (mm), d_{i-1} est le diamètre minimum et f_i la fraction de la masse correspondante.

Pour quelques sols, l'érodibilité est largement déterminée par les propriétés du sol autres que sa texture. Ceci est particulièrement vrai pour les sols volcaniques. Les propriétés physiques et chimiques de ces sols les rendent extrêmement vulnérables à l'érosion, et les valeurs associées d'érodibilité se situent au-delà de la marge prédite par l'équation (5.1) (Torri, communication personnelle). Après de prudentes considérations, il a été décidé d'assigner une valeur d'érodibilité de 0.08 t ha h ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1} à tous les sols volcaniques.

5.2 Données sur les sols et traitement

L'information sur la texture de surface des sols a été obtenue à partir de la Base de Données Géoréférencée des Sols d'Europe (SGBDE, voir Heineke *et al*., (1998) pour plus de détails). L'information sur la texture est stockée au niveau des Unités Typologiques de Sol (UTS). Chaque Unité Cartographique de Sol (UCS) est faite d'une ou de plusieurs UTS. Ceci est présenté à la figure 5.1.

Pour chaque classe de texture, des pourcentages « représentatifs » en argile, en limon et en sable ont été estimés en se basant sur les descriptions des classes. Les positions de ces valeurs « représentatives » dans le triangle des textures sont représentées à la Figure 5.2. Ces valeurs ont été ensuite utilisées pour estimer D_g pour chaque classe de texture. Finalement, le facteur d'érodibilité K a été estimé en utilisant l'équation (5.1). Le Tableau 5.1 donne un aperçu des paramètres de texture et des valeurs estimées de K, pour chaque classe de texture.

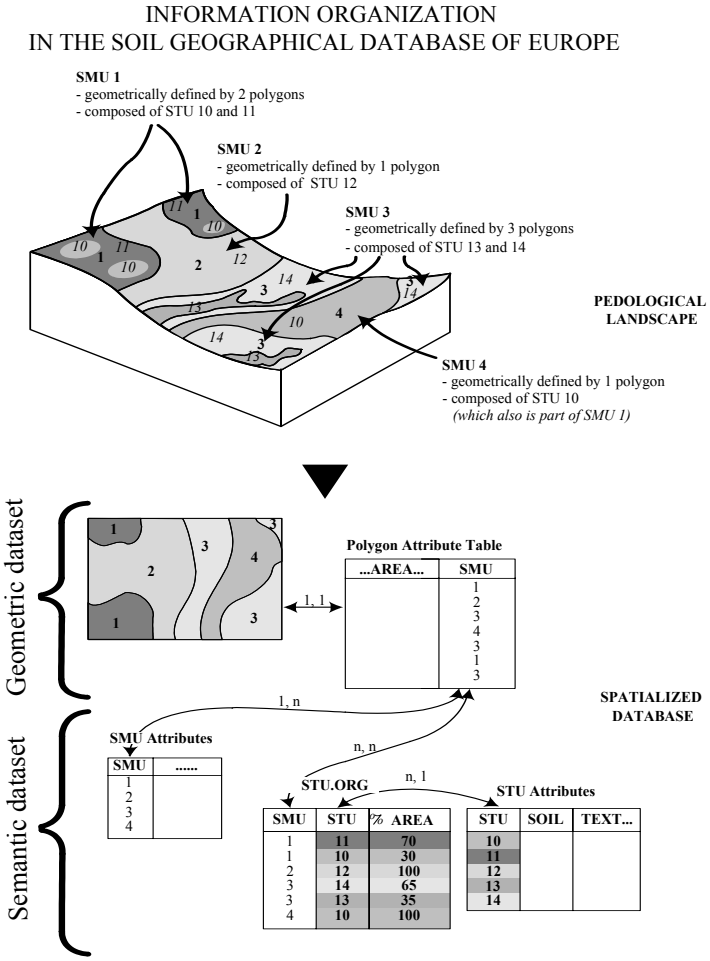


Figure 5.1 *Organisation de l'information dans la Base de Données Géoréférencée sur les Sols d'Europe*

TEXT	Dominant surface textural class.				
	(Present in: STU)	**% clay**	**% silt**	**% sand**	**K**
0	No information	-	-	-	
9	No texture (histosols, ...)	-	-	-	
1	Coarse (clay < 18 % and sand > 65 %)	9	8	83	0.0115
2	Medium (18% < clay < 35% and sand > 15%, or clay < 18% and 15% < sand < 65%)	27	15	58	0.0311
3	Medium fine (clay < 35 % and sand < 15 %)	18	74	8	0.0438
4	Fine (35 % < clay < 60 %)	48	48	4	0.0339
5	Very fine (clay > 60 %)	80	20	0	0.0170

Tableau 5.1 Paramètres de texture « représentatifs » pour chaque classe de texture

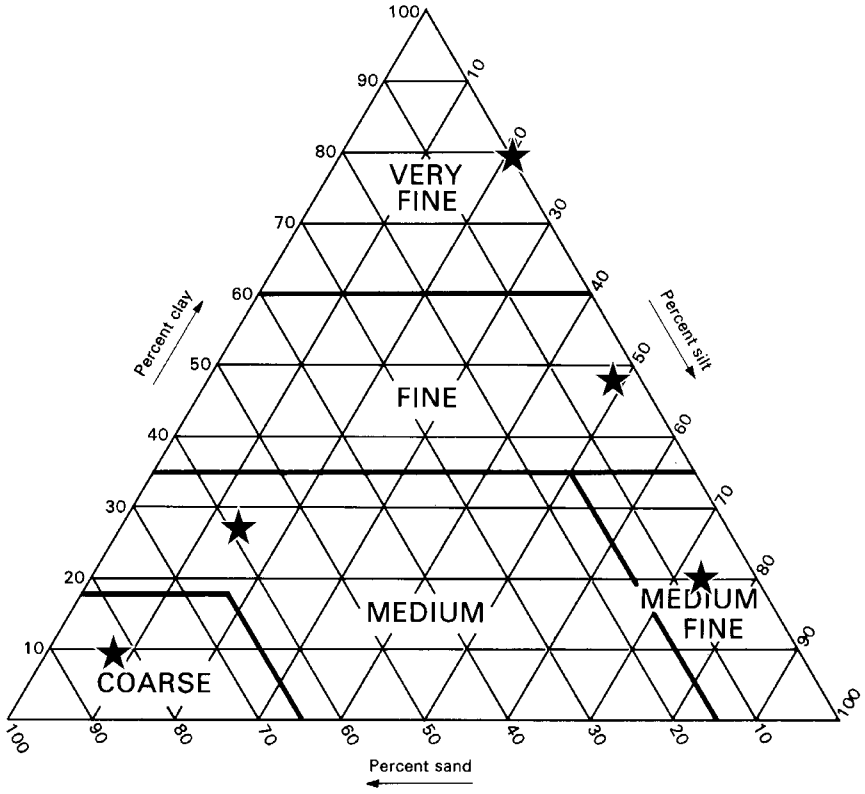


Figure 5.2 Position des paramètres de texture « représentatifs » dans le triangle des textures

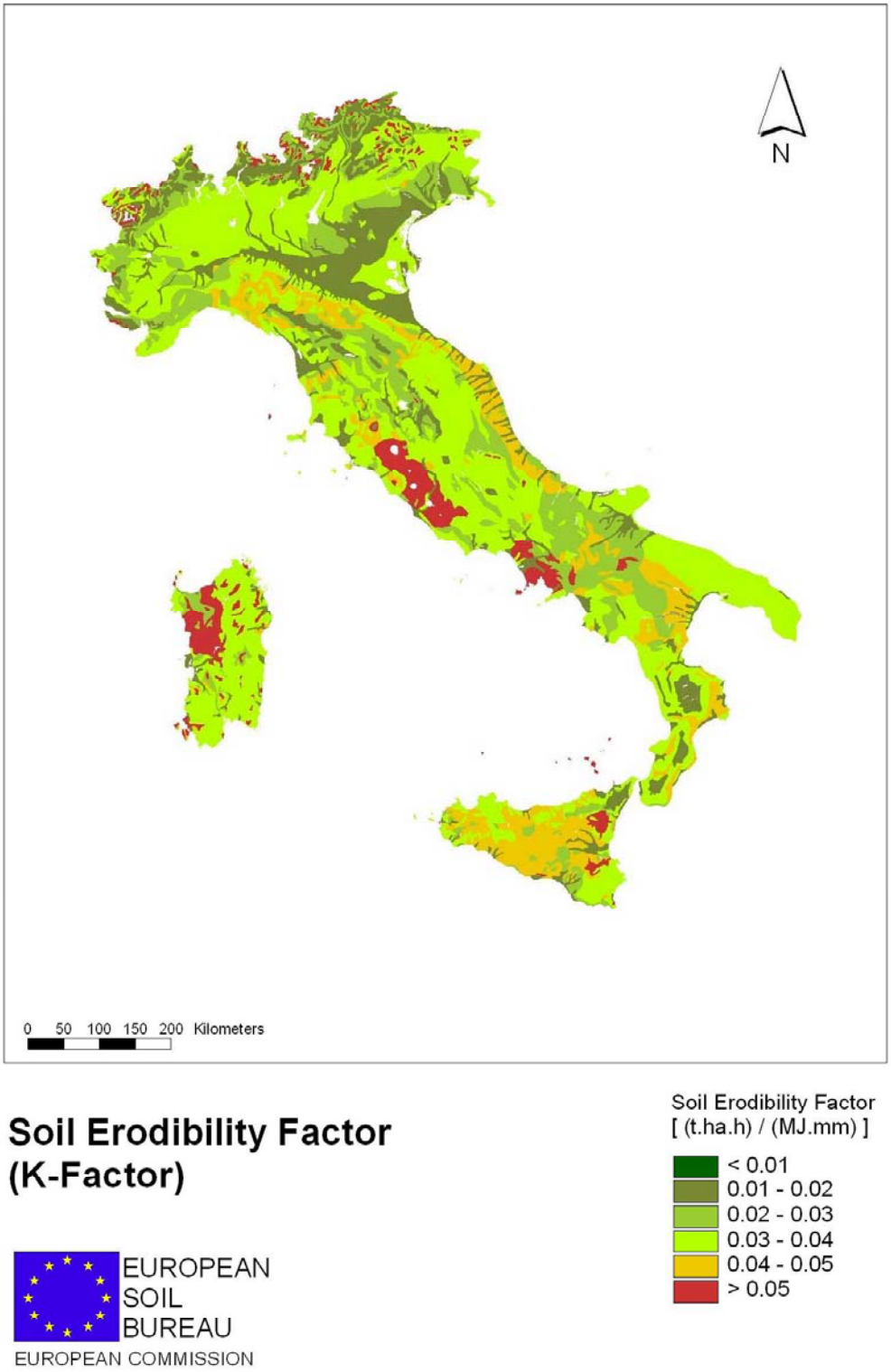


Figure 5.3 Carte de l'érodibilité des sols (facteur K) (t ha h ha^{-1} MJ^{-1} mm^{-1})

6 Le facteur d'exploitation du couvert

6.1 Introduction

Le couvert végétal est - après la topographie – le second facteur le plus important qui contrôle le risque d'érosion des sols. Dans l'Universal Soil Loss Equation Révisée, l'effet du couvert végétal est incorporé au facteur d'aménagement du couvert (appelé facteur C). Il est défini comme un ratio de la perte en sol sur des terrains cultivés sous des conditions spécifiques par rapport à la perte en sol correspondante sur un terrain en jachère (Wischmeier et Smith, 1978). La valeur de C dépend principalement du pourcentage de couverture végétale et de la phase de croissance. Les effets de mulch, des résidus de récolte et des opérations de tillage doivent aussi être pris en compte pour le facteur C. Dans l'équation USLE-Révisée (Renard et al., 1997), le facteur C est subdivisé en 5 sous-facteurs, qui prennent en compte respectivement les effets de l'utilisation antérieure du terrain, le couvert de la canopée, le couvert de surface, la rugosité de surface et l'humidité des sols. A l'échelle nationale, il est difficilement possible d'estimer C en utilisant USLE-Révisée, à cause du manque de données suffisamment détaillées. Des problèmes supplémentaires viennent de plus s'ajouter quand le modèle est appliqué à l'échelle nationale.

Jusqu'à l'échelle régionale, il sera assez simple d'assigner des valeurs mensuelles de C aux classes de la base de données CORINE land cover, au moyen d'une table. Cependant, comme l'Italie possède une grande variété de climats, entraînant des grandes variations spatiales et temporelles dans la saison de croissance et la vigueur de la récolte à l'échelle utilisée ici, cette approche serait problématique. Ce serait extrêmement difficile d'incorporer une approche basée sur des tables.

C'est pourquoi, l'imagerie NOAA AVHRR a été plutôt utilisée pour obtenir des valeurs approximées du facteur C.

6.2 NOAA AVHRR

AVHRR signifie « Advanced Very High Resolution Radiometer ». C'est un radiomètre à quatre (AVHRR/1) ou cinq (AVHRR/2) canaux avec des canaux dans le visible, dans le proche infrarouge, dans l'infrarouge moyen et dans l'infrarouge éloigné du spectre électromagnétique (http://www.belspo.be/telsat/avhrr_001.htm). Il a une résolution initiale d'environ 1.1 km. Le satellite tourne autour de la terre 14 fois par jour, ce qui donne une couverture globale journalière (pôle à pôle). Un algorithme automatique est utilisé pour corriger géométriquement les images, ce qui entraîne une précision d'environ 4 kms.

6.3 Normalised-Difference Vegetation Index (NDVI)

L'indicateur de croissance de la végétation le plus largement utilisé en télédétection est le Normalised Difference Vegetation Index (NDVI) :

NDVI = (AVHRR2 - AVHRR1)/(AVHRR2 + AVHRR1)

Où :
AVHRR1 : Valeur de réflectance canal 1 (visible)
AVHRR2 : Valeur de réflectance canal 2 (proche infrarouge)

Ses valeurs varient entre –1 et 1 ; les valeurs faibles sont trouvées pour les étendues d'eau, les sols nus et les aires construites. NDVI est corrélé positivement avec le total de la biomasse vivante ; il peut ainsi être utilisé pour donner une indication des différences de couvert végétal.

6.4 Corrélations entre NDVI et les propriétés de la végétation

De Jong (1984) a étudié l'utilisation de l'imagerie de LANDSAT Thematic Mapper (TM) pour déterminer les propriétés de végétation comme le Leaf Area Index (LAI), le pourcentage de couvert et le facteur USLE-C. Pour cela, des estimations de pourcentage de couvert, du LAI et de C ont été obtenues sur 33 sites dans la région de l'Ardèche en France. Les valeurs locales ont été comparées avec les valeurs de NDVI correspondantes sur une image TM (moyenne locale d'une maille de 150 m sur 150 m autour du site), donnant des équations de régression permettant de prédire le LAI, le pourcentage de couvert et USLE-C à partir des valeurs de NDVI. En utilisant un modèle linéaire il a trouvé une corrélation entre NDVI et USLE-C de –0.64. Selon De Jong, les résultats quelque peu pauvres pourraient être expliqués par la sensibilité de NDVI à la vitalité de la végétation : pour la canopée sous stress hydrique, NDVI sera faible, même si le couvert de la canopée est dense. Ceci limite sérieusement l'utilisation des images NDVI dans les études sur l'érosion, car les conditions de végétation ne sont pas importantes pour l'érosion.

6.5 Profils de NDVI

Dans le but d'avoir une meilleure idée de l'utilité des images NDVI, les « profils » NDVI ont été créés pour différentes classes de couvert. Tout d'abord, une série d'images NDVI journalières de 1998 a été obtenue pour l'ensemble de l'Italie. Pour réduire l'influence des pixels flous, 36 images composées, qui contiennent - pour chaque pixel - la valeur maximum NDVI sur 10 jours, ont été créées. La base de données CORINE land cover a été re-projetée dans le même système de coordonnées que les images NDVI, afin que les deux se recouvrent. Pour six classes principales de CORINE land cover, des pixels-échantillons ont été numérisés. A cause de la précision géométrique des images NDVI (environ 4 kms), pour chaque classe, seuls les pixels, qui sont proches du centre des grandes surfaces contigües, ont été sélectionnés dans la même classe CORINE. De cette façon, le risque de pixels « confondus » est minimisé. Il faudrait souligner que cela suppose que la classification CORINE land cover présente l'actuel couvert (c'est-à-dire que CORINE est « correcte »), ce qui n'est pas nécessairement le cas. Les localisations des profils sont présentés sur la Figure 6.1.

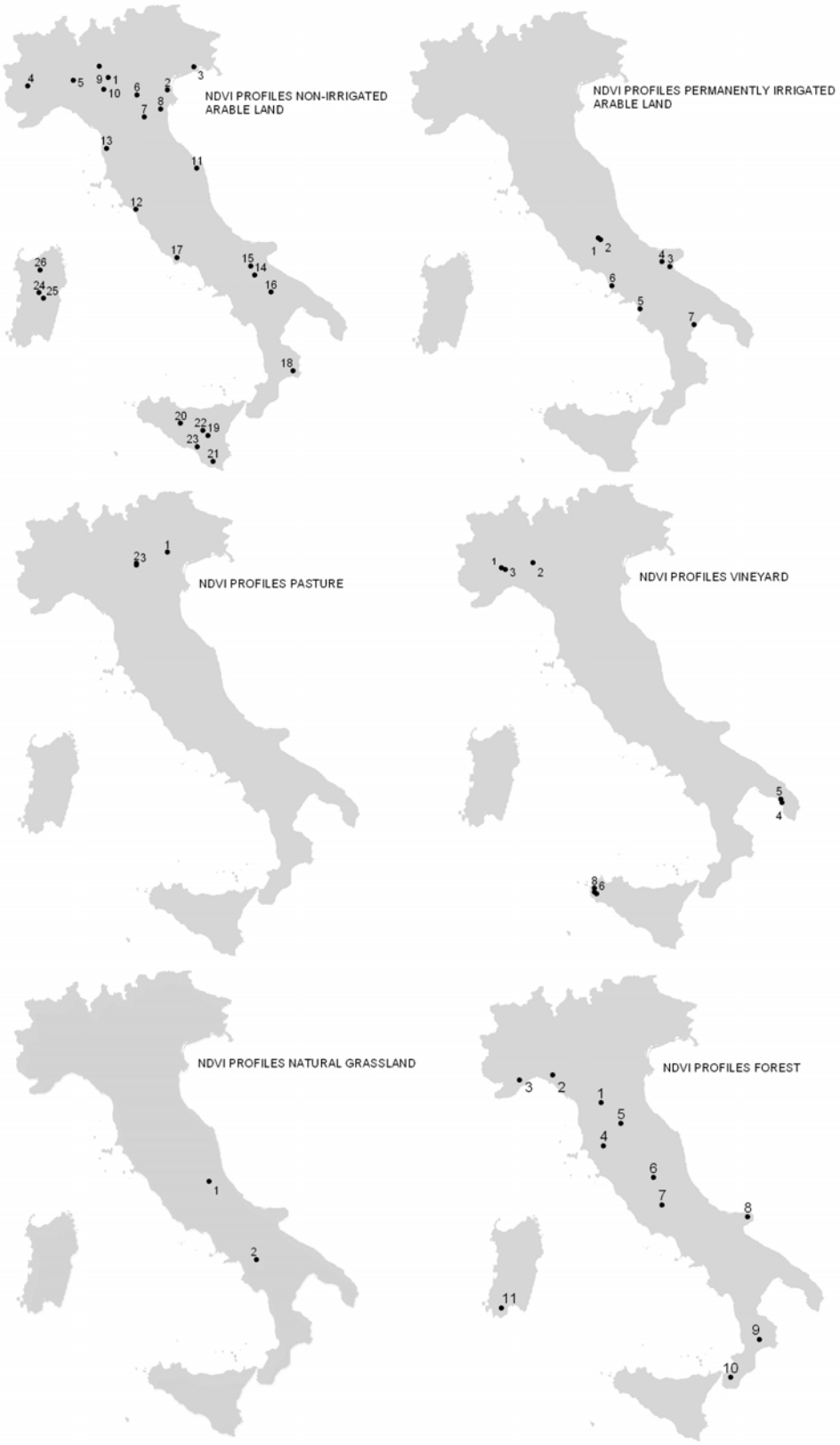


Figure 6.1 *Localisations des profils NDVI*

Les composants des NDVI sur 10 jours ont été lissés en prenant pour chaque pixel la moyenne locale de la valeur de NDVI, à l'intérieur d'un voisinage de 4 km sur 4 km. Pour chaque pixel-échantillon, des séries annuelles de ces valeurs lissées de NDVI ont été créées. Quelques résultats typiques sont présentés à la Figure 6.2 (il faut noter que ces graphes montrent en fait les valeurs de NDVI multipliées par 200, tandis que les valeurs négatives sont mises à zéro). Quelques tendances intéressantes peuvent être observées à partir des profils.

Tout d'abord, les classes de terres arables montrent clairement une sénescence de la récolte et un déclin au long de l'année. Le moment, où le maximum de NDVI est atteint est situé entre fin Juillet pour le Nord et mi-Avril pour la Sicile. Ainsi, les profils reflètent une variation pour la saison de croissance, quand on se déplace du nord au sud. Ceci montre que de simples valeurs de USLE-C assignées à toutes les classes de couvert végétal ne donnent pas une approximation très précise de la croissance et du déclin de la végétation sur une année.

Deuxièmement, la réponse NDVI pour la pâture est assez constante tout au long de l'année, ce qui est en accord avec le schéma attendu. La haute variabilité de la réponse pour les forêts est remarquable, montrant souvent de très faibles valeurs en hiver. Pour les profils des vignobles, il est intéressant de noter que la réponse NDVI est généralement plus faible dans le sud que dans le nord. Ceci indique que les vignobles du sud sont – en terme de production de biomasse- ou bien moins productifs, ou bien qu'ils sont simplement plus sujets au stress hydrique. A cause du manque de grandes surfaces contigües de prairies naturelles, seulement un profil a pu être construit. La réponse est similaire à celle des pâtures, bien que les valeurs de NDVI sont généralement plus faibles.

Les observations faites ici doivent être lues avec une attention particulière : pour quelques classes, le nombre de profils est assez faible et ils ne sont donc pas nécessairement « représentatifs ». C'est pourquoi, en prenant en compte la taille des pixels et la précision géométrique des images NDVI aussi bien que la généralisation utilisée dans la base de données CORINE, les pixels doivent être « confondus » et par conséquent ne représentent pas une réponse NDVI « typique » pour leurs classes CORINE respectives.

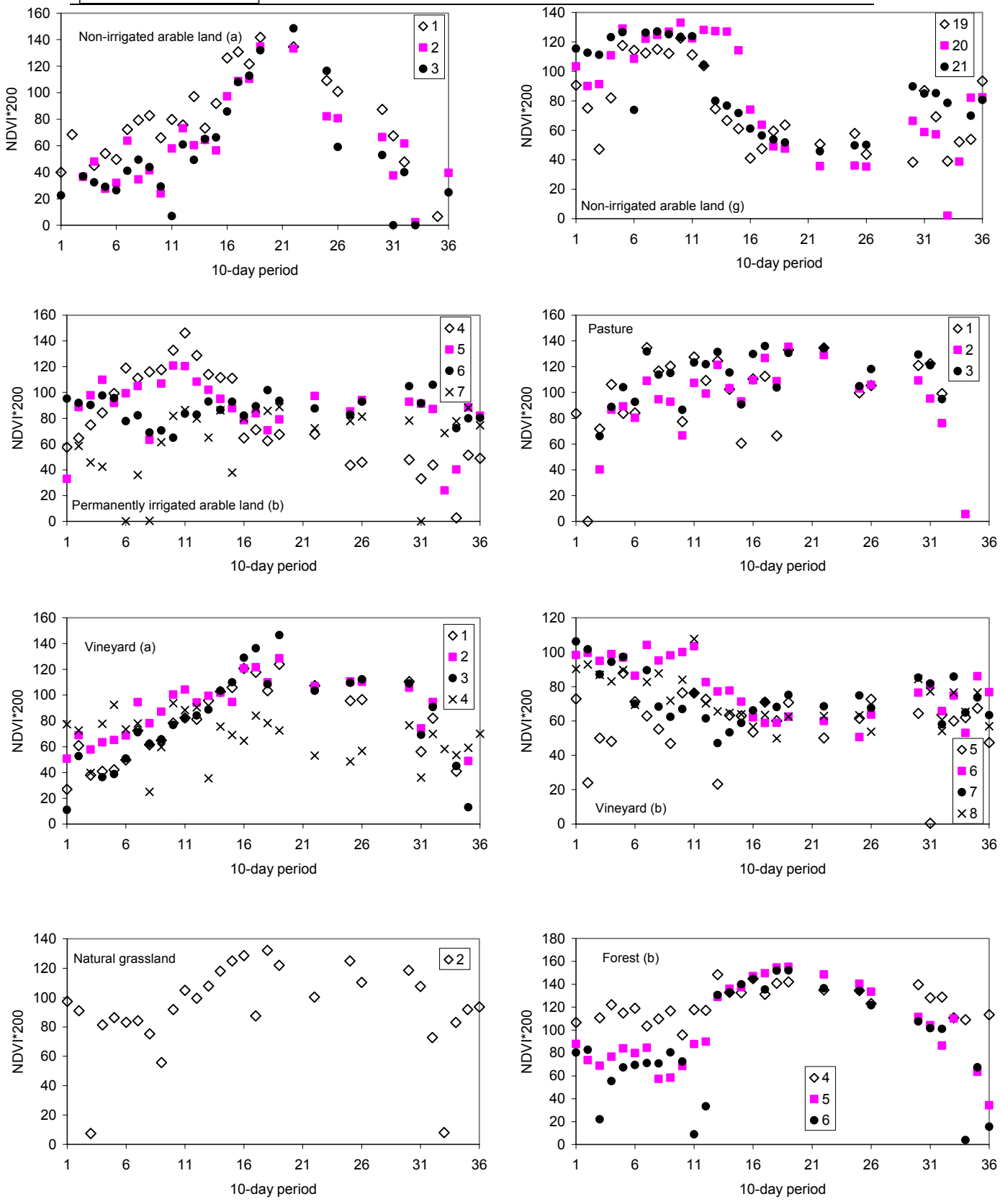


Figure 6.2 *Profils NDVI pour différentes classes CORINE landcover*

6.6 Estimation du facteur USLE-C à partir des valeurs NDVI

De Jong (1994) a déterminé la fonction suivante pour estimer USLE-C à partir de NDVI (révisé in De Jong et al., 1998) :

$$C = 0.431 - 0.805*NDVI \quad (6.1)$$

La fonction a un coefficient de corrélation linéaire de –0.64, ce qui est modeste mais néanmoins significatif. La fonction a été testée sur plusieurs profils NDVI. En général, les valeurs de C estimées trouvées étaient assez faibles. De plus, l'équation de De Jong est incapable de prédire des valeurs de C supérieures à 0.431. C'est pourquoi, la fonction a été obtenue pour des types de végétation (semi-)naturels seulement, en utilisant l'imagerie de Landsat TM dont les caractéristiques spectrales et géométriques sont assez différentes des images NOAA utilisées ici. A cause de ces problèmes, il a été étudié si dans certains cas ces images NDVI pouvaient être « mises à l'échelle » des valeurs approximées de USLE-C. Après quelques expérimentations, l'équation provisoire suivante semble adéquate :

$$C = exp[-\alpha*NDVI/(\beta- NDVI)] \quad (6.2)$$

Où :

α, β : Paramètres déterminant la forme de la courbe de NDVI-C

Les valeurs $\alpha = 2$ et $\beta = 1$ semblent donner des résultats raisonnables. La Figure 6.3 montre une (hypothétique) relation correspondante entre NDVI et C.

Il faut insister sur le fait, qu'à ce stade, aucune donnée de terrain n'est disponible justifiant l'utilisation de l'équation 6.2. Cependant, l'équation semble donner des valeurs de C plus réalistes que celles estimées en supposant une relation linéaire. Les valeurs proposées pour α et β ont été obtenues en « calibrant » l'équation 6.2 sur les profils de NDVI décrits dans la partie 6.5. Les constantes d'échelle dans l'équation 7 ont été ensuite ajustées jusqu'à ce que des valeurs de C mensuelles soient obtenues.

Quelques résultats particuliers sont présentés dans la Figure 6.4. Il faut noter que les valeurs de C sur la figure sont calculées au moyen de trois périodes de 10 jours :

$$C_{av} = 1/3 * (C_{t-1} + C_t + C_{t+1}) \quad (6.3)$$

Plusieurs tendances apparaissent sur la Figure 6.4. Pour la plus grande partie de l'année, les valeurs de C estimées pour les pâtures semblent assez élevées, par rapport aux valeurs publiées dans les textes. Des valeurs de C prédites pour les forêts sont proches de zéro, la plupart de l'été, ce qui semble réaliste. Cependant, les valeurs d'hiver semblent extraordinairement élevées. L'explication la plus probable est que le NDVI est seulement sensible à une végétation saine, à photosynthèse active. Les forêts ont habituellement une épaisse couche de mulch, qui fournit une excellente protection contre l'érosion du sol. Malheureusement, les mulch ne peuvent pas être détectés par l'imagerie NDVI.

Les valeurs de C prédites sur les classes de terres arables sont plus difficiles à juger, car les valeurs de C actuelles dépendent principalement du type de récolte et des pratiques culturales, les deux étant inconnus dans ce cas. L'éventail des valeurs prédites semble assez réaliste, bien que les valeurs hivernales soient assez basses. Ceci peut être expliqué par la grande taille des pixels et la précision géométrique grossière des images, qui doivent moyenner par excès les valeurs extrêmes de NDVI.

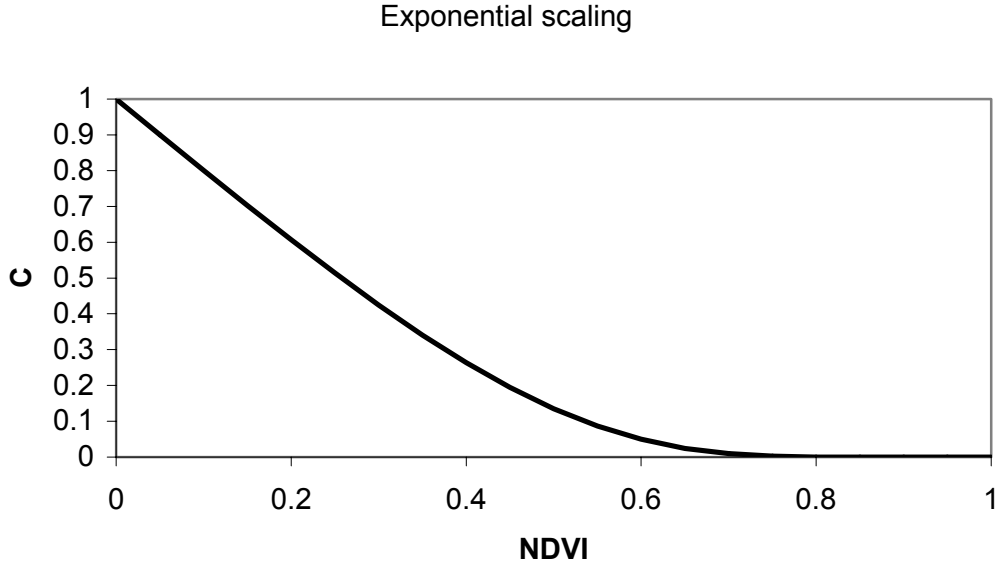


Figure 6.3 *Relation entre NDVI et USLE-C selon la formule exponential scaling*

Les résultats des localisations des profils montrent que les images NDVI peuvent être seulement utilisées pour obtenir des approximations grossières du facteur USLE-C. Des cartes des valeurs mensuelles de C pour l'ensemble de l'Italie ont été créées suivant une procédure en cinq temps :

Les images par période de 10 jours sont cumulées dans des images mensuelles en prenant, pour chaque pixel, la moyenne de la valeur NDVI pour 3 images successives. Dans le cas de « données manquantes » sur les pixels dans les images sur les périodes de 10 jours, la moyenne sur l'image ou les images restante(s) est utilisée.
Les « données manquantes » sur les pixels dans les images mensuelles sont remplacées par la moyenne de NDVI des pixels correspondants dans les images mensuelles précédente et suivante, c'est-à-dire :

$$NDVIt = (NDVI(t-1) + NDVI(t+1))/2 \quad (6.4)$$

Les images mensuelles sont transformées par la projection de « Lambert Equal Area », qui est aussi utilisée pour le reste de l'ensemble des données.
L'équation 6.2 est utilisée pour obtenir pixel par pixel les estimations de C.
Pour beaucoup de classes de la base de données CORINE landcover, les maximums de C sont définis. Ceci est établi pour éviter d'avoir des valeurs élevées irréalistes pour les bois et les pâtures. Les valeurs maximums utilisées sont 0.01 pour les bois et les pâtures et 0.05 pour les prairies naturelles.

Les cartes de USLE-C (cumulées par saison) sont présentées à la Figure 6.5.

6.7 Discussion et conclusions

L'analyse des profils NDVI montrent que les images NDVI peuvent être utilisées seulement pour donner une approximation grossière du facteur USLE-C. Cependant, compter seulement sur les valeurs NDVI produira des résultats erronés dans les cas où la couverture du sol est faite de biomasse en décomposition, comme les couches d'humus, les mulch et autres matériels organiques morts. Ceci donne spécialement des valeurs hivernales de C élevées et irréalistes pour les bois. Théoriquement, les valeurs de C les plus hautes et les plus basses pour des utilisations de terrain particulières pourraient être assignées aux classes de CORINE landcover. Ceci a été réalisé pour les bois, les prairies et les pâtures, bien que ce ne soit pas vraiment approprié, vue la précision géométrique assez grossière des images NDVI (4 km sur 4 km).

L'approche vue ici donnera des estimations très grossières du facteur C. Malgré tous ses défauts, c'est pourtant la meilleure information qui peut être obtenue en utilisant les données disponibles. L'amélioration de ces résultats nécessite une imagerie avec de meilleures caractéristiques géométriques et spectrales et plus de mesures de terrain qui peuvent être utilisées pour apparenter des propriétés biophysiques (comme le facteur C) à des données télédétectées.

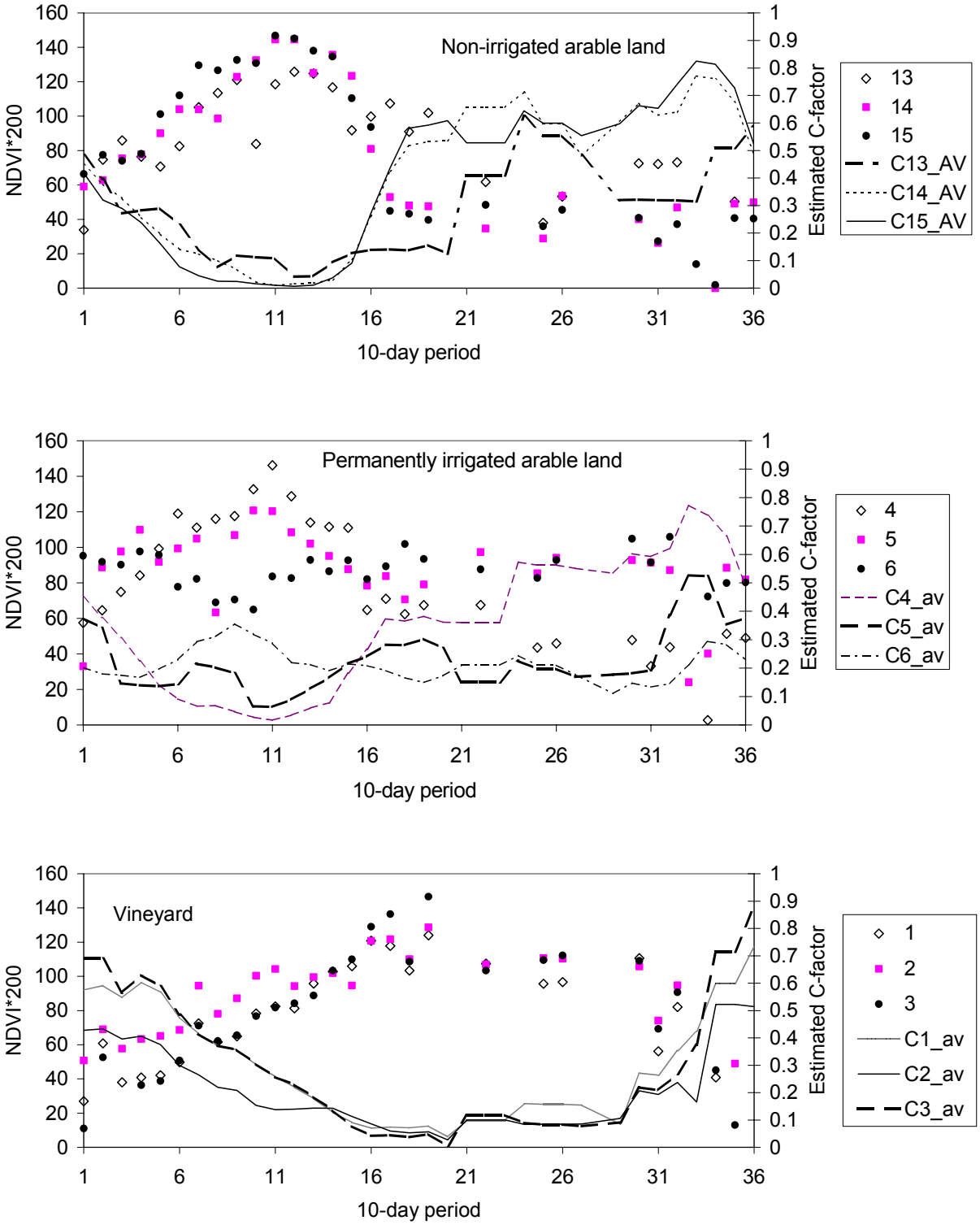


Figure 6.4a Les valeurs de USLE-C dérivées de NDVI pour quelques classes CORINE. Les symboles représentent les valeurs NDVI, les lignes les valeurs de C

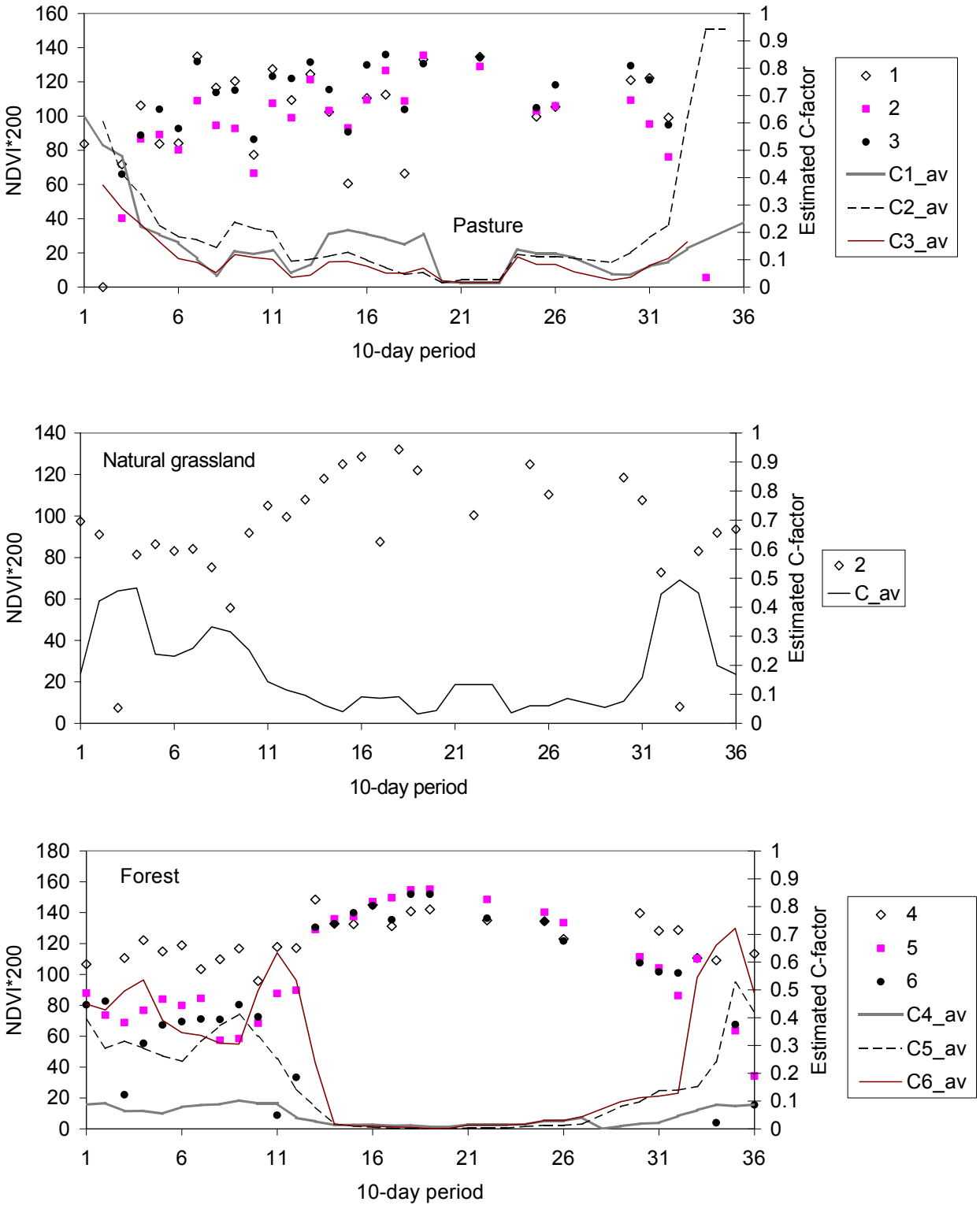


Figure 6.4b Les valeurs de USLE-C dérivées de NDVI pour quelques classes CORINE. Les symboles représentent les valeurs NDVI, les lignes les valeurs de C

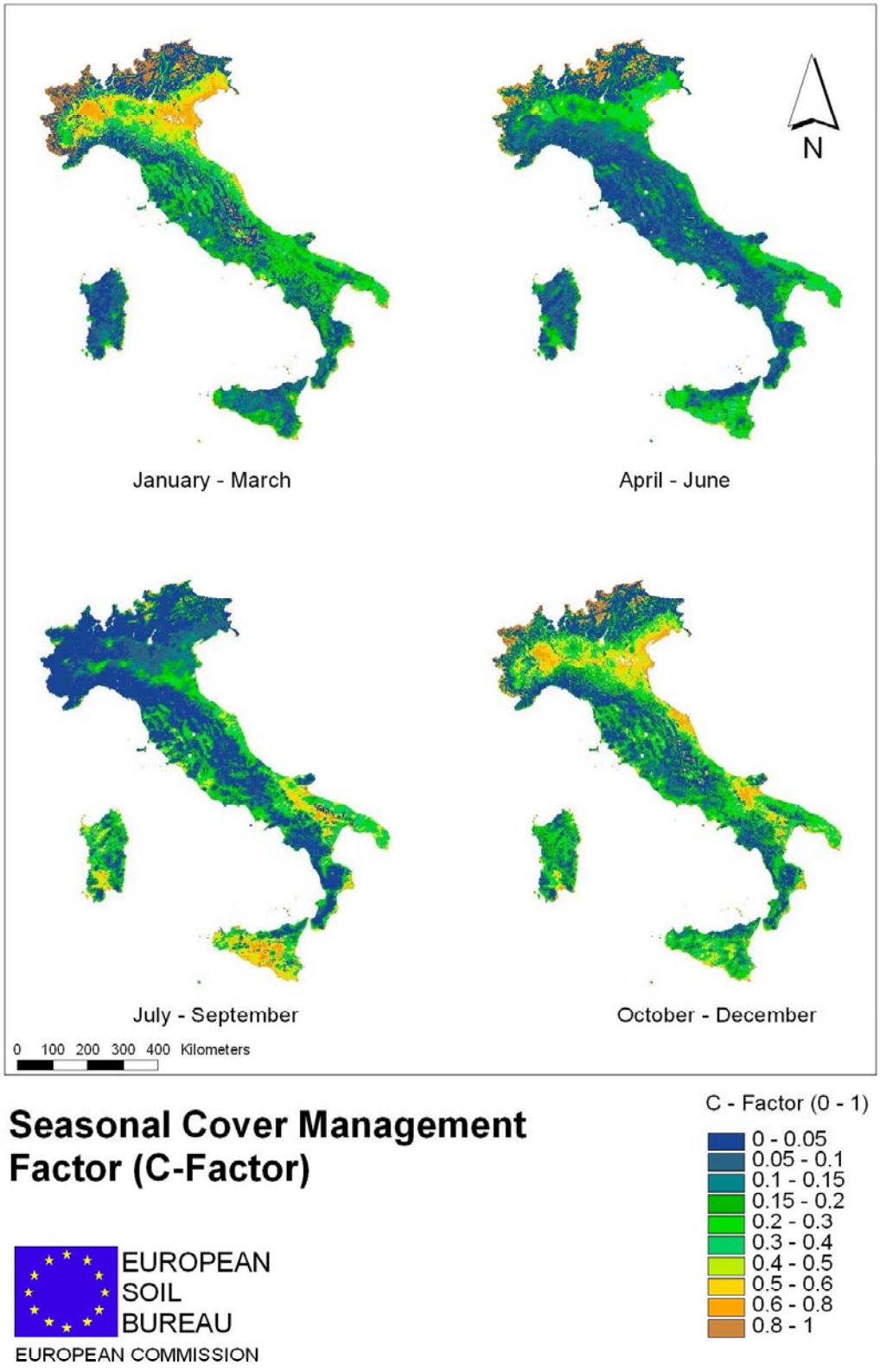


Figure 6.5 Cartes saisonnières du facteur d'aménagement du couvert (facteur C) (sans dimension)

7 Indice de pente et longueur de pente

L'indice de pente et la longueur de pente ont été estimés en utilisant les équations de Moore *et al.* (1993) :

$$L = 1.4(A_s/22.13)^{0.4} \quad (7.1)$$

$$S = (\sin \beta/0.0896)^{1.3} \quad (7.2)$$

Où :
A_s : Surface de contribution spécifique
β : Angle de pente (degrés)

Les équations de Moore *et al*. ont l'avantage, par rapport aux équations « originales » de Wischmeier et Smith (1978), d'utiliser la surface de contribution spécifique comme une estimation de la longueur de la pente, ce qui est plus souple pour les paysages en trois dimensions.

La pente a été calculée en utilisant un Modèle Numérique de Terrain (MNT) de l'Italie avec une résolution de 250 mètres. L'estimation d'une surface de contribution spécifique a prouvé la difficulté d'utiliser un MNT de 250 mètres, car ses valeurs étaient toujours plus grandes ou égales à 250 mètres, ce qui est assez élevé, comparé à l'éventail des longueurs de pente, pour lesquelles l'USLE a été initialement développée. Par conséquent, une valeur de 50 mètres pour la constante A_s a été supposée. Cette valeur est complètement arbitraire, sans aucune signification représentative ou « typique » des conditions italiennes. L'utilisation d'un MNT plus détaillé (résolution de 50 mètres ou mieux) pourrait fournir de meilleures estimations du facteur de longueur de pente.

La Figure 7.1 montre la carte des facteurs LS résultante

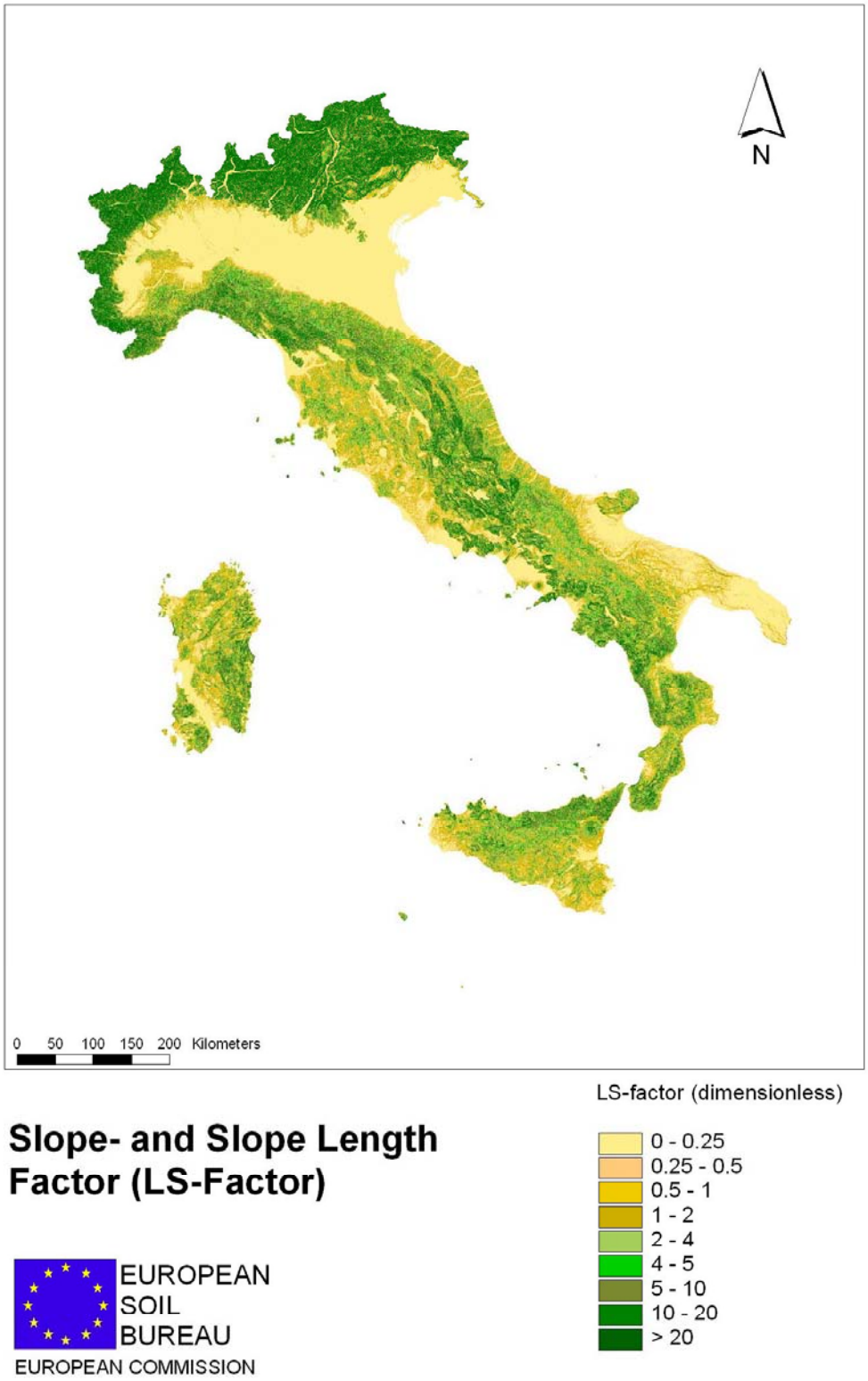


Figure 7.1 *Carte des facteurs pente et longueur de pente (Facteur LS) (sans dimension)*

8 Résultats et discussion

8.1 Résultats

Les précédents chapitres ont décrit la détermination des différents facteurs à partir de l'équation USLE. L'USLE a été utilisée avec un intervalle mensuel de temps. De cette façon, la variation annuelle dans les précipitations et la croissance de végétation est prise en compte, comme étant une interaction entre les deux phénomènes. Le modèle résultant consiste en cartes de risques mensuels d'érosion, qui sont montrées à la Figure 8.1.

Une estimation de l'actuel risque annuel d'érosion est montré sur la Figure 8.2. La Figure 8.2a est une carte d'érosion généralisée à toute l'Italie. Pour améliorer son apparence visuelle, la carte a été lissée en utilisant un filtre médian qui remplace les valeurs actuelles des pixels par la médiane de toutes les valeurs de pixels à l'intérieur d'un search radius de 1.3 km. La Figure 8.2b montre une carte plus détaillée (non lissée) de la Sicile. Le risque *potentiel* d'érosion a été estimé en utilisant l'USLE avec l'hypothèse d'une absence totale de couverture végétale (c'est-à-dire C=1). La carte résultante du risque potentiel d'érosion est présentée à la Figure 8.3.

Il est aussi possible de cumuler les caractéristiques prédites d'érosion par limites administratives. La Figure 8.4 montre le risque d'érosion par province. La carte a été réalisée en calculant, pour chaque province, le taux médian de l'érosion prédite. De façon similaire, la Figure 8.5 montre le risque d'érosion par commune. Il faut noter que le motif d'érosion, comme montré sur ces cartes, dépend largement de la taille et de la forme des régions utilisées pour agréger les résultats.

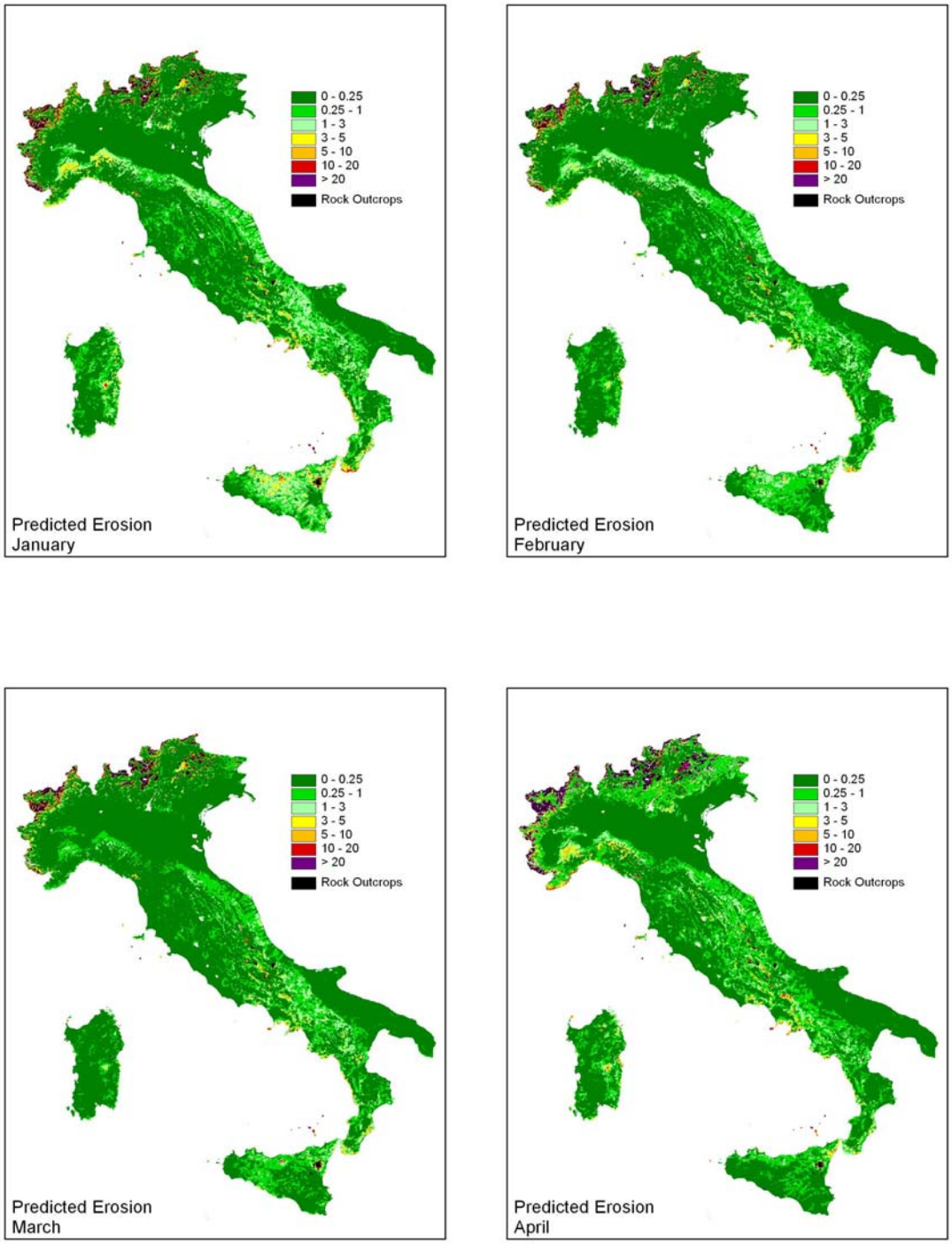


Figure 8.1a *Erosion prédite par mois*

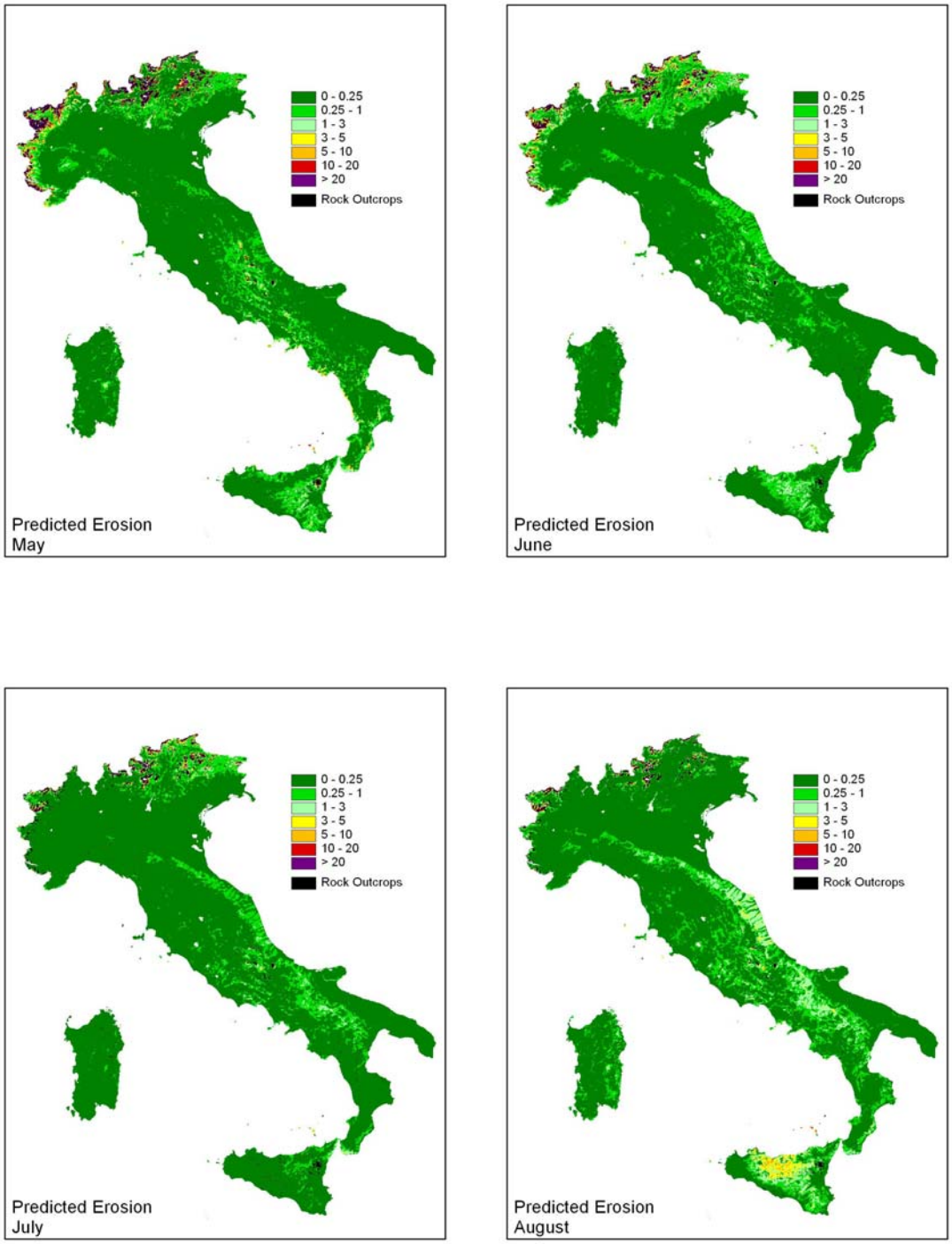


Figure 8.1b *Erosion prédite par mois*

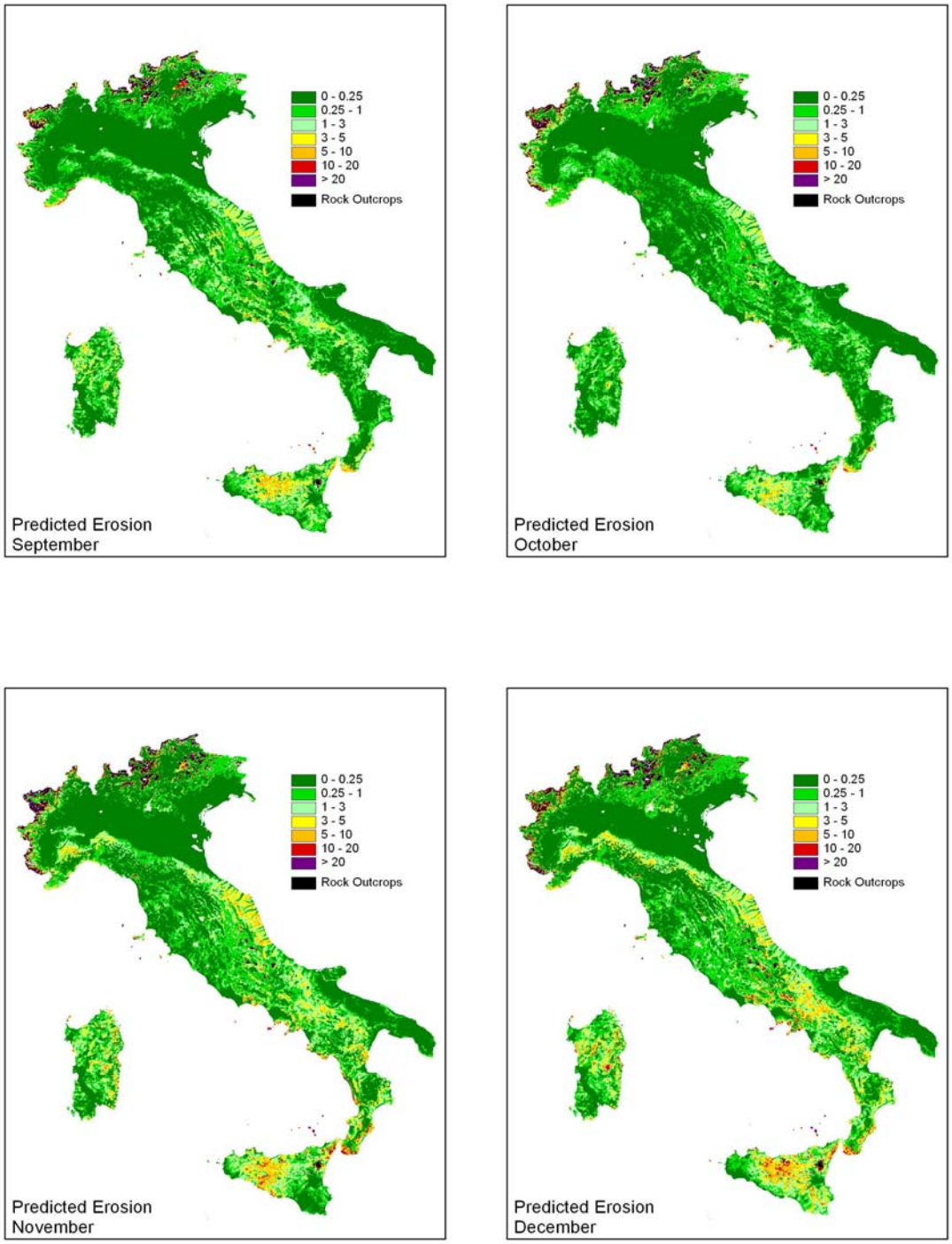


Figure 8.1c *Erosion prédite par mois*

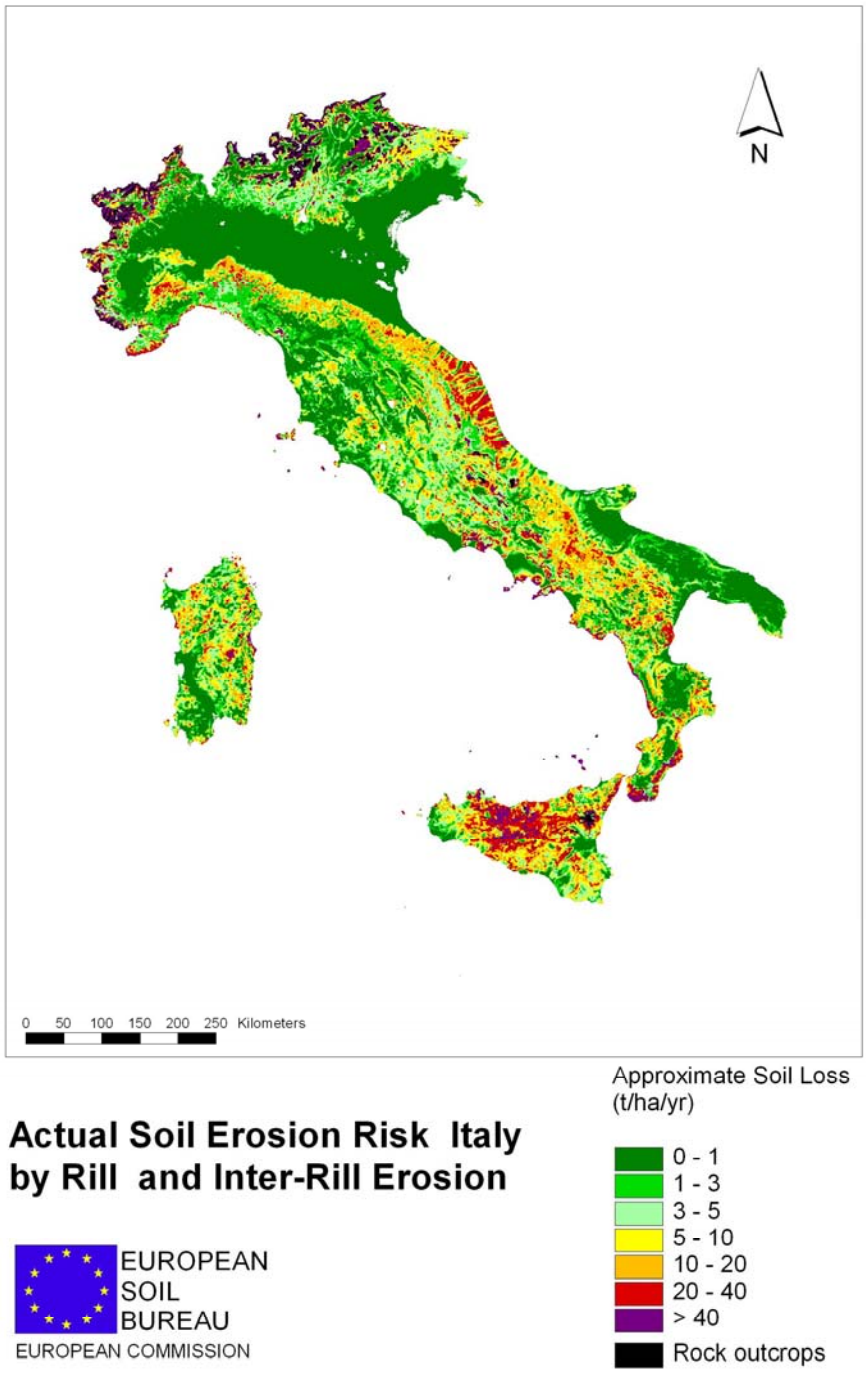


Figure 8.2a *Carte du risque d'érosion en Italie : Risque d'érosion actuel*

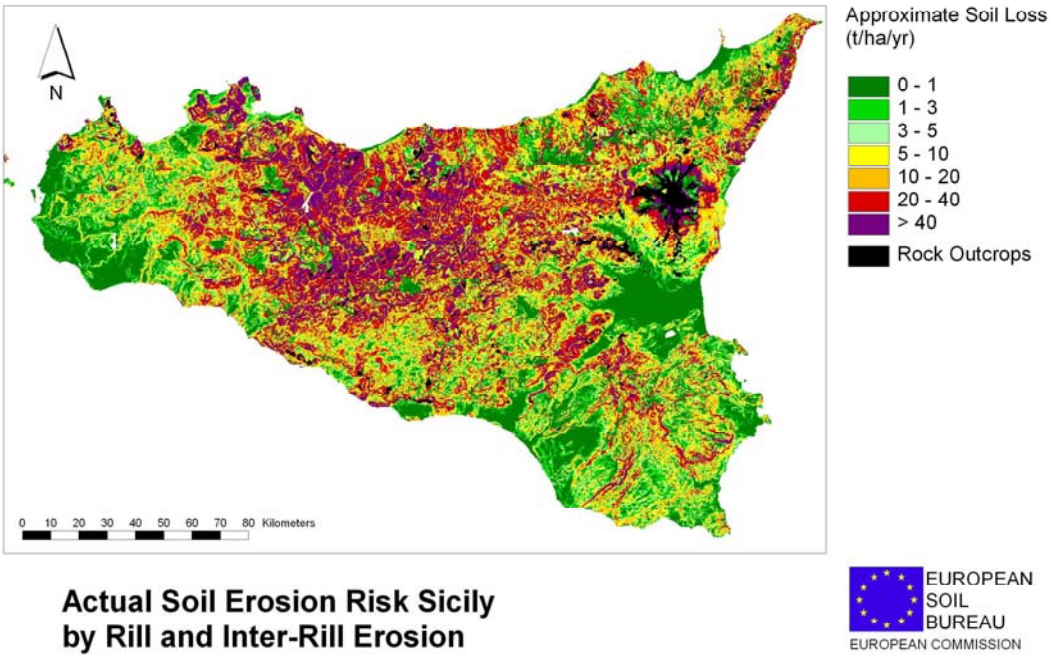


Figure 8.2b Carte du risque d'érosion en Sicile

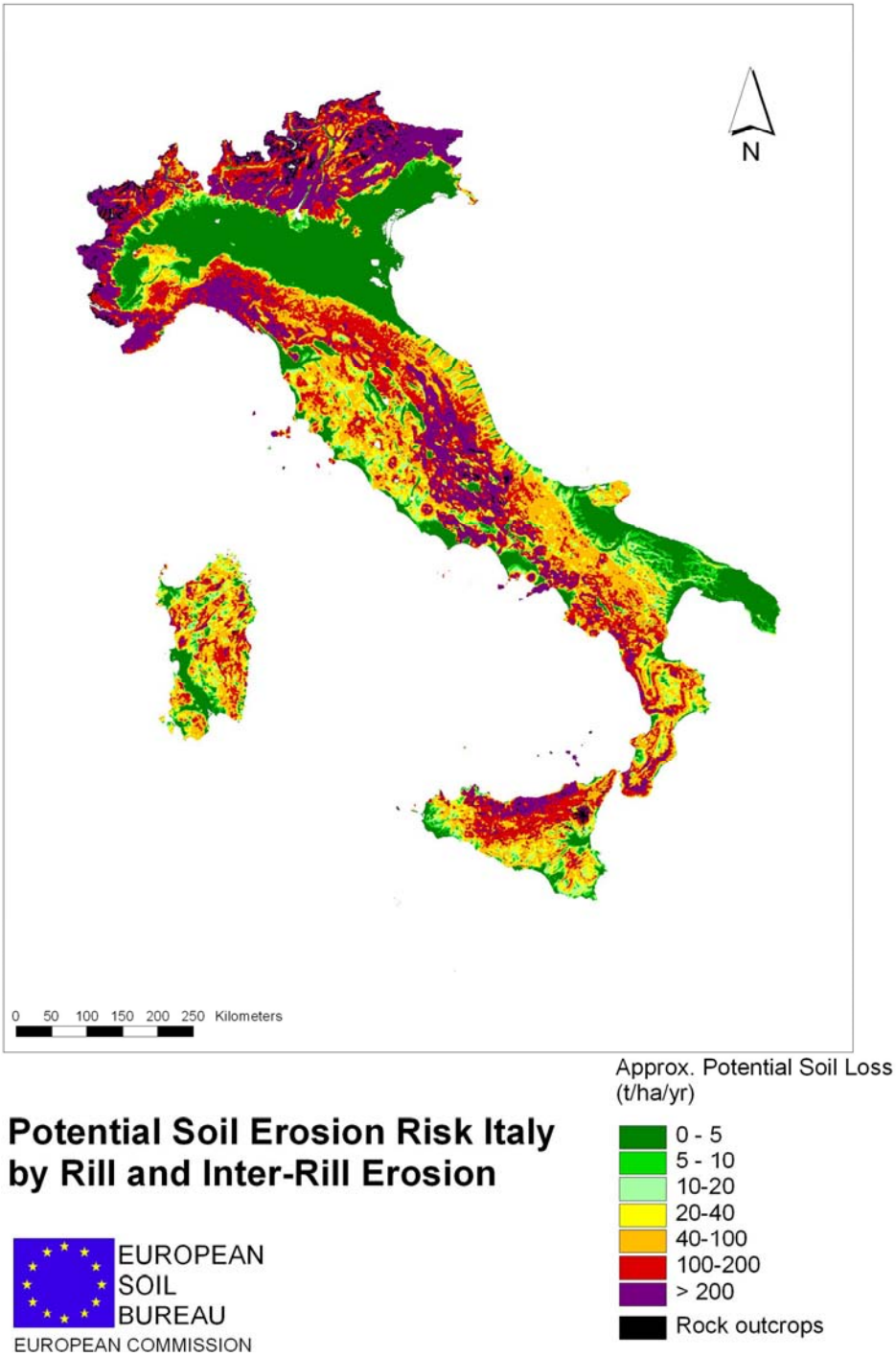


Figure 8.3 *Risque potentiel d'érosion des sols*

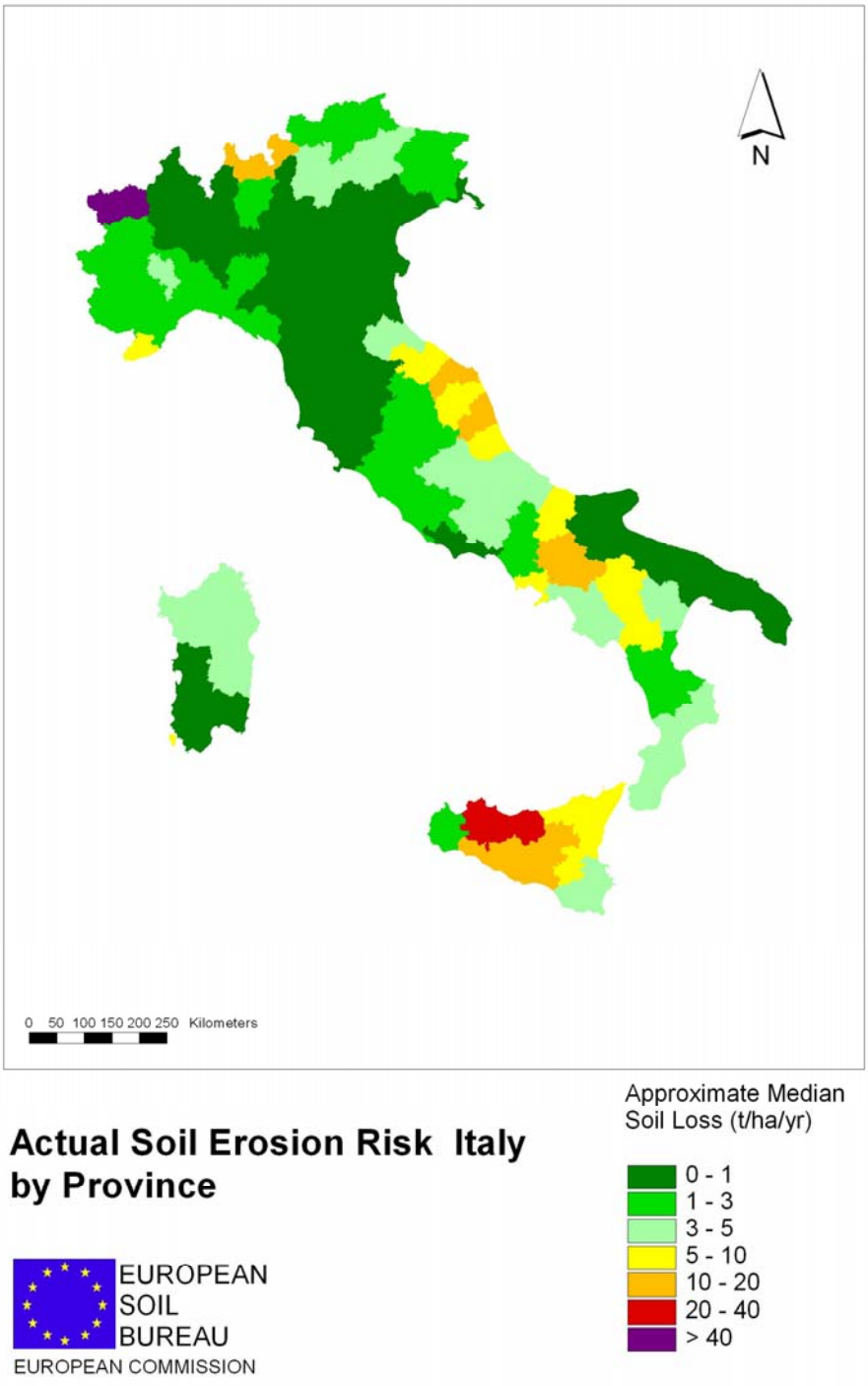


Figure 8.4 *Risque d'érosion des sols par province*

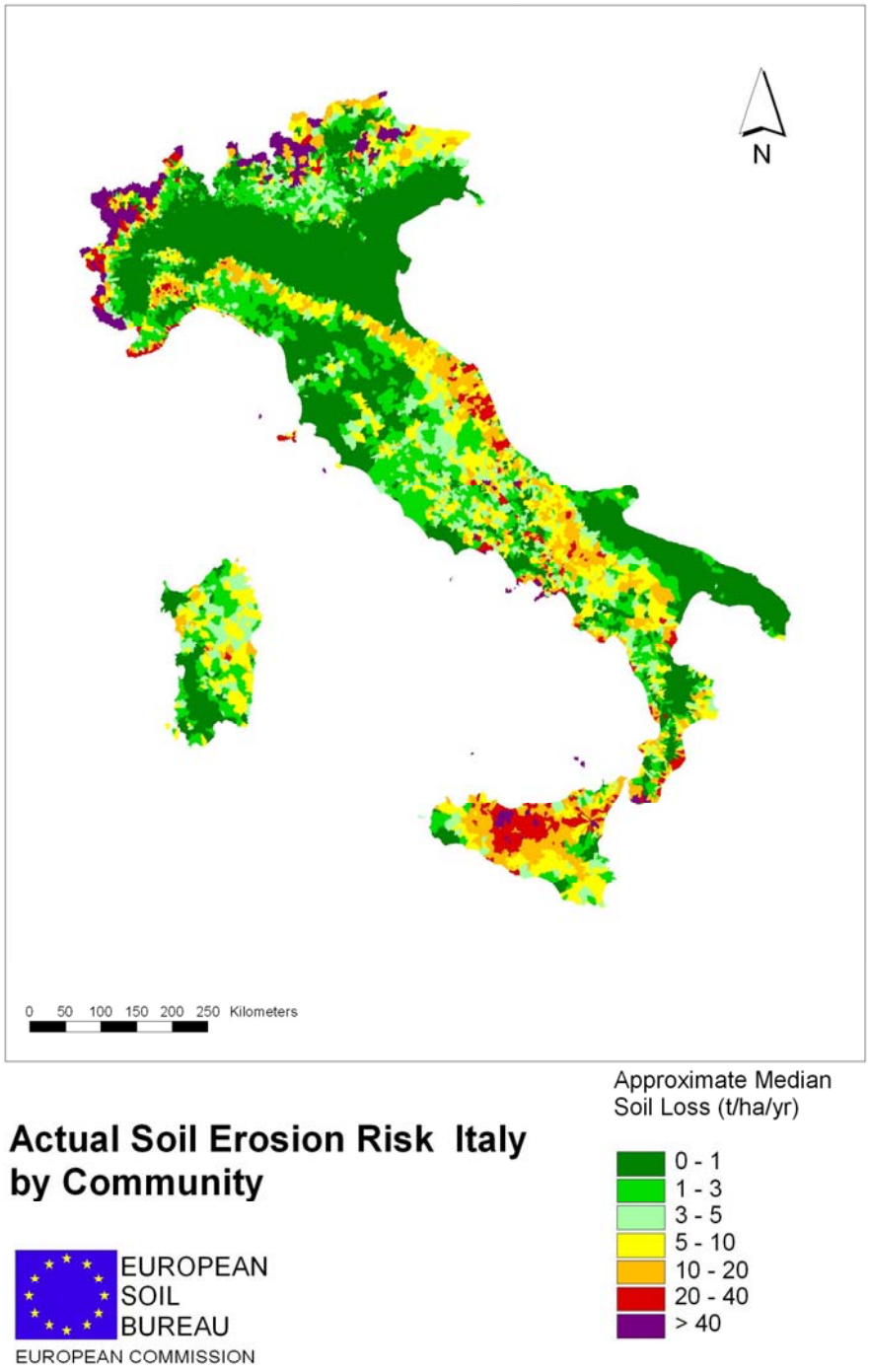


Figure 8.5 *Risque d'érosion des sols par commune*

8.2 Discussion

Une validation convenable des résultats est difficilement possible à l'échelle utilisée. Néanmoins, il est possible de faire quelques commentaires sur le motif général de la carte, pour quelques aires particulières.

Premièrement, les taux d'érosion semblent assez bas sur la carte, pour de grandes parties de la Toscane (Torri, comm. pers.). C'est en partie à cause du fait que le principal type d'érosion à cet endroit est de l'érosion en profondeur, qui ne peut pas être prédite en utilisant l'approche basée sur USLE (possible si un modèle numérique de terrain très détaillé est disponible). L'érosion est souvent apparentée à la géologie ici : la présence de joints dans la roche sous-jacente peut amener à la formation de conduites et de ravins, ce qui n'est pas pris en compte.

Une autre raison pour ces taux assez bas est la valeur du facteur C, déterminée à partir du NDVI, qui est sous-estimée dans certains cas. Par exemple, dans la région du Chianti, tous les terrains cultivés sont nus de Juillet à Décembre, et C devrait varier entre 0.5 et 0.8 dans les périodes d'été et d'automne. Les valeurs trouvées à partir du NDVI pour ces périodes sont d'environ 0.2-0.4, ce qui est beaucoup plus faible. Une explication possible est la taille du pixel (1 km) de l'imagerie NOAA, qui entraîne, pour des grandes surfaces une réponse du NDVI à moyenner par excès. Même si une grande proportion de cette aire est nue pendant ces périodes, il existe des petites tâches de végétation très dense, maquis et garrigue, qui devraient montrer une plus grande réponse du NDVI. Par conséquent, la réponse NDVI de chaque pixel de 1 km contient un signal brouillé, duquel il est difficile d'obtenir des valeurs de C sensibles. Le fait qu'une équation absolument non linéaire est utilisée pour estimer C complique davantage les choses puisque l'agrandissement se fait moins nettement. Ceci peut être démontré par un exemple simple :

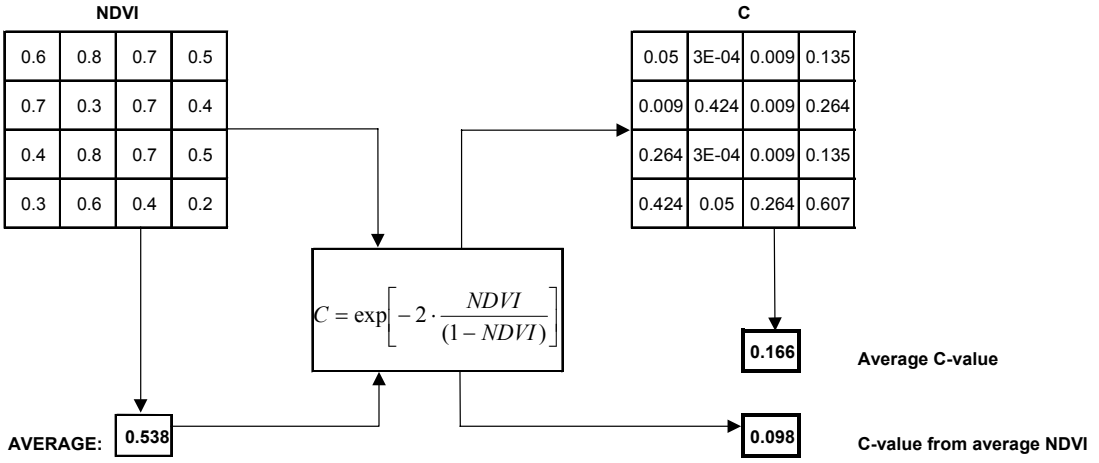


Figure 8.6 *Effet de la taille du pixel sur les valeurs prédites de C (voir texte pour explication)*

La Figure 8.6 montre une grille 4x4 de valeurs de NDVI. La moyenne de NDVI est 0.538. Pour chaque pixel, une estimation de C est obtenue en utilisant l'équation 6.2 (dans un désir de simplicité, il est supposé que l'estimation de C est « correcte »). La moyenne de la valeur de C est 0.166. L'application de l'équation 6.2 directement sur la moyenne du NDVI (la grille entière est maintenant considéré comme un simple pixel) donne une valeur de C moyenne prédite qui est plus faible de 40 %. Cet exemple démontre la dépendance de la valeur de C prédite à la taille des cellules, et il montre que les valeurs de C prédites peuvent être biaisées si l'information contenue dans le pixel supérieur n'est pas connue.

Deuxièmement, l'érosion semble être sur-estimée dans les zones à relief en escalier (Torri, comm. pers.). Par exemple, en Umbria il y a une zone où les pentes sont créées par des plateaux proches et plats séparés par des parties très raides, ce qui donne un relief en marches. L'érosion sur les plateaux est proche de zéro. Le modèle numérique de terrain de 250 m utilisé pour déterminer les pentes est trop grossier pour distinguer les marches, menant aux estimations de pente qui sont généralement trop élevées. Par conséquent, l'érosion semble sur-estimée dans ces zones. Il faut pourtant souligner que c'est un cas particulier, puisque la résolution de 250 m du MNT donne généralement des estimations de pente trop faibles.

En dehors des problèmes mentionnés ci-dessus, il faut souligner maintenant que les résultats des analyses spatiales présentées ici possèdent beaucoup d'autres limites et défauts. Tout d'abord, l'Universal Soil Loss Equation donne seulement une estimation très brute de la perte en sol attendue sur le long terme. Elle prédit seulement l'érosion diffuse et en rigoles : le ravinement n'est pas prise en compte (bien que elle pourrait être incluse avec un MNT suffisant était disponible). Les dépôts ne sont pas inclus, seule l'érosion grossière est prédite. Aussi longtemps que quelques facteurs de l'équation sont plus grands que zéro, quelque érosion sera prédite, même si l'érosion actuelle est nulle. Certains auteurs revendiquent la possibilité d'identifier des zones où il y aura déposition, en utilisant des MNT très détaillés (Moore et Burch, 1986 ; Mitasova *et al*., 1996), bien que ce soit toujours controversé.

De plus, quelques facteurs importants influençant l'érosion du sol ne sont pas pris en considération. Premièrement, l'effet des pierres et des fragments de roches n'est pas inclus. Römkens (1985) suggère que l'effet des pierres est mieux considéré dans le facteur USLE-C, car les pierres protègent la surface du sol de la même façon qu'un mulch. Bien que la Base de Données Géoréférencée des Sols d'Europe fournit un moyen d'estimer le volume de pierres avec une règle de pédotransfert (Daroussin et King, 1996), seulement deux classes de volume de pierres ont été distinguées, ce qui est trop grossier pour évaluer le risque d'érosion.

Deuxièmement, l'effet des pratiques d'exploitation n'est pas inclus dans ce modèle. Ceci concerne des pratiques comme le terrassement ou le drainage de surface (Renard et al., 1997). Bien que ces opérations peuvent être inclues dans un facteur appelé 'support' (facteur P), l'effet des pratiques d'exploitation est quasi impossible à estimer à l'échelle utilisée ici. Cependant il faudrait réaliser que les pratiques d'exploitation peuvent être un des plus importants facteurs entraînant l'érosion dans la plupart des cas. Troisièmement, l'érosion par la neige fondue n'est pas prise en compte, même si elle peut être importante dans les zones montagneuses.

Les incertitudes associées aux différentes sources de données sont probablement plus importantes que les problèmes mentionnés ci-dessus. Les principales sources d'incertitude sont les suivantes :

- L'estimation du facteur d'érosivité des précipitations (R), qui est basée sur une relation approximée avec les précipitations annuelles, établie en Toscane. Extrapoler cette « équation toscane » à l'ensemble de l'Italie est assez inapproprié à cause de la grande

variété de climats que l'on trouve en Italie, entraînant donc une différence significative avec les conditions toscanes.

- Le facteur d'érodibilité du sol (K) est estimé à partir de la texture de surface (excepté dans le cas des sols volcaniques). Cependant, l'actuel corrélation entre K et les paramètres de texture est assez faible. De plus, les unités de sol dans la Base de Données Géoréférencée des Sols d'Europe ont une variance intra-unité inconnue (mais probablement grande).
- Pour le facteur LS, l'angle de pente a été déterminé par un MNT avec une résolution de 250 mètres, qui est trop grossière pour la modélisation de l'érosion. Comme l'estimation de la longueur de pente (ou la surface de contribution spécifique) n'a pas été considérée comme faisable à partir du MNT courant, uns constante arbitraire de longueur de pente a été supposée ; l'effet de la longueur de pente n'est donc pas pris en compte.
- Le facteur C a été estimé en utilisant une procédure de mise à l'échelle des images NDVI assez arbitraire. C'est pourquoi, les valeurs du facteur C résultantes sont des estimations assez grossières.

Ces incertitudes et d'autres encore se propagent dans tout le modèle, entraînant une incertitude dans le taux d'érosion estimé. En théorie, c'est possible de quantifier cette incertitude, en utilisant soit une approche analytique, soit une simulation de Monte Carlo (Burrough et McDonnell, 1998). En pratique, c'est assez difficile de faire des estimations, même grossières, des erreurs associées à chaque facteur individuel de l'USLE. Ainsi, quelques facteurs individuels sont interdépendants, ce qui résulte en un impact encore plus grand des résultats du modèle.

Malgré ces déficiences et défauts, les méthodes esquissées dans ce rapport ont produit une information valable sur le risque d'érosion. Le principal intérêt de l'analyse spatiale est d'identifier des zones qui, sur le long terme, vont subir de l'érosion diffuse et en rigoles. Ensuite, une estimation plus détaillée peut être accomplie pour ces zones, en utilisant des données plus détaillées, des modèles d'érosion plus sophistiqués et des études de terrain. Cette étude est un premier essai pour produire une carte du risque d'érosion des sols pour l'ensemble de l'Italie. Sa valeur est faussée dans le fait que les estimations du risque d'érosion sont basées sur des ensembles de données standardisées et harmonisées pour l'ensemble du pays. L'interprétation de ces cartes est compliquée, car l'Italie possède une variété de régimes hydriques, entre lesquels les processus influençant l'érosion par l'eau sont essentiellement différents. De plus, une validation scientifiquement solide des résultats est extrêmement difficile à cette échelle.

Il faut souligner que ces résultats doivent être utilisés avec précaution. Par exemple, il ne serait pas avisé d'utiliser les cartes pour prédire des pertes en sol sur des parcelles agricoles ou de prédire une perte en sol pour une seule année. Seule l'érosion par des flux d'eau est prise en compte, et ensuite de l'érosion diffuse et en rigoles, ainsi, les cartes ne seront pas utilisées pour prédire la fréquence des mouvements de masse, comme les glissements de terrain et les coulées de boue.

En conclusion, l'actuelle carte du risque d'érosion des sols d'Italie – avec les limites esquissées plus haut – est sûrement proche du mieux que l'on peut obtenir avec les données disponibles. Les résultats peuvent être améliorés en utilisant un modèle numérique de terrain plus détaillé, des données satellites qui ont de meilleures caractéristiques spectrales et géométriques que les données NOAA AVHRR couramment utilisées, une information plus détaillée sur le sol (en particulier, la texture et la profondeur du sol) et l'inclusion de données de précipitations de plus de stations météorologiques.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les personnes suivantes. Dr Dino Torri (Istituto per la Genesi e l'Ecologia del Suelo, CNR Firenze) est remercié pour sa bienveillance à discuter sur le premier brouillon du travail. Une grande partie du Chapitre 8 est basé sur une discussion avec lui dans une version préliminaire du travail, qui a considérablement bénéficié de ses commentaires, de ses critiques et de ses suggestions. Dr. Camillo Zanchi (Univ. Firenze, Dip. De Agronomia) est remercié pour avoir fourni quelques résultats non publiés de ses recherches, sur l'érosivité des précipitations en Toscane. Dr. Ad De Roo (JRC-Ispra) est remercié pour les discussions utiles sur la modélisation de l'érosion et pour ses commentaires sur les analyses. Giorgio Passera (JRC-Ispra) est remercié pour avoir préparer les composants des NDVI sur 10 jours. Stefania Orlandi (JRC-Ispra) est remerciée pour son aide avec la base de données météorologiques MARS. L'exemple présenté à la Figure 8.6 a été inspiré par un e-mail de Dr. Raimon Salvador (CREAF, Universitat Autonoma de Barcelona). Cette étude est financée par le Ministère Italien de l'Agriculture.

Bibliographie

Arnoldus, H.M.J. (1978). An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. In: De Boodt, M. & Gabriels, D. (eds): *Assessment of erosion*, p. 127-132. Wiley, Chichester.

Burrough, P.A. and McDonnell, R.A. (1998): Principles of Geographical Information Systems. 2nd Edition, Oxford University Press.

CORINE (1992): *Soil Erosion Risk and Important Land Resources in the Southern Regions of the European Community*. EUR 13233, Luxembourg.

Daroussin, J. & King, D. (1996): A pedotransfer rules database to interpret the Soil Geographical Database of Europe for environmental purposes. *Proceedings of the workshop on the use of pedotransfer in soil hydrology research in Europe, Orléans, France, 10-123 October 1996.*

De Jong, S.M. (1994). Applications of reflective remote sensing for land degradation studies in a mediterranean environment. Nederlandse geografische studies 177.

De Jong, S.M., Brouwer, L.C. & Riezebos, H. Th. (1998): Erosion hazard assessment in the Peyne catchment, France. Working paper DeMon-2 Project. Dept. Physical Geography, Utrecht University.

De Ploey, J. (1989): *A Soil Erosion Map for Western Europe.* Catena Verlag.

De Roo, A.P.J. (1993): *Modelling Surface Runoff and Soil Erosion in Catchments Using Geographical Information Systems; Validity and Applicability of the 'ANSWERS' Model in Two Catchments in the Loess Area of South Limburg (The Netherlands) and one in Devon (UK).* Nederlandse Geografische Studies 157.

Desmet, P.J.J. & Govers, G. (1996). A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landcape units. *Journal of soil and water conservation 51*, p. 427-433.

Fournier, (1972). Soil Conservation - *Nature and Environment No 5*, Council of Europe, Strasbourg.

Heineke, H.J., Eckelmann, W., Thomasson, A.J., Jones, R.J.A., Montanarella, L. and Buckley, B. (eds) (1998). *Land Information Systems: Developments for planning the sustainable use of land resources*. EUR 17729 EN, 546pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg

Jäger, S. (1994): Modelling Regional Soil Erosion Susceptibility Using the Universal Soil Loss Equation and GIS. In: Rickson, R.J (ed). *Conserving Soil Resources. European Perspectives*, pp. 161-177. CAB International.

King, D., Stengel, P. & Jamagne, M. (1999). Soil Mapping and Soil Monitoring: State of Progress and Use in France. In: Bullock, P., Jones, R.J.A. & Montanarella, L. (eds): *Soil Resources of Europe.* EUR 18991 EN, 204 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Kirkby, M.J. & King, D (1998). *Summary report on provisional RDI erosion risk map for France*. Report on contract to the European Soil Bureau (unpublished)

Mitasova, H., Hofierka, J., Zlocha, M., Iverson, L.R. (1996). Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of GIS 10*, p.629-642.

Montier, C., Daroussin, J., King, D. & Le Bissonnais, Y. (1998): *Cartographie vde l'aléa "Erosion des Sols" en France*. INRA, Orléans.

Moore, I.D. & Burch, G.J. (1986). Modeling erosion and deposition: Topographic effects. *Transactions ASAE 29*, p. 1624-1640.

Moore, I.D., Turner, A.K., Wilson, J.P., Jenson, S.K. & Band, L.E. (1993). GIS and land-surface-subsurface process modeling. In: Goodchild, M.FR., Parks, B.O. & Steyaert, L.T. (eds): *Environmental modeling with GIS*, p. 196-230.

Morgan, R.P.C. (1992). *Soil Erosion in the Northern Countries of the European Community*. EIW Workshop: Elaboration of a Framework of a Code of Good Agricultural Practices, Brussels, 21-22 May 1992.

Morgan, R.P.C. (1995): *Soil Erosion and Conservation. Second Edition.* Longman, Essex.

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 30,* p. 245-253.

Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A. and Sombroek, W.G. (1991). *World Map of the Status of Human-Induced Soil Degradation, with Explanatory Note* (second revised edition) - ISRIC, Wageningen; UNEP, Nairobi.

Renard, K.G., Foster, G.R., Weessies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C. (eds) (1997). *Predicting Soil Erosion by Water: A guide to to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE).* U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 703.

Rijks, D., Terres, J.M. & Vossen, P. (eds) (1998). *Agrometeorological applications for regional crop monitoring and production assessment*. EUR 17735 EN, 505 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg

Römkens (1985). The soil erodibility factor: a perspective. In: El-Swaify, S.A., W.C. Moldenhauer, A. Lo (eds.) (1985). S*oil erosion and conservation*.

Römkens, M.J.M, Prasad, S.N. & Poesen, J.W.A. (1986). Soil erodibility and properties. *Trans. 13th congress of the Int. Soc. Of Soil Sci., Hamburg, Germany* 5, p. 492-504.

Torri, D., Poesen, J. & Borselli, L. (1997). Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset. *Catena* 31, p. 1-22.

Van Lynden, G.W.J. (1995). European soil resources*. Nature and Environment No. 71*. Council of Europe, Strasbourg.

Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses –a guide for conservation planning*. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 537

Yassoglou, N., Montanarella, L., Govers, G., Van Lynden, G., Jones, R.J.A., Zdruli, P., Kirkby, M., Giordano, A., Le Bissonnais, Y., Daroussin, J. & King, D. (1998): *Soil Erosion in Europe.* European Soil Bureau.