

Influence de l'utilisation d'un sol brun vertique sur les stocks de carbone du sol, les risques de ruissellement et d'érosion et le devenir du carbone érodé (Bassin de l'oued Rhéraya, Haut-Atlas, Maroc)

Roose E. ^(a), **Blavet D.** ^(a), **Sabir M.** ^(b), **Ouagga T.** ^(b), **Cheggour A.** ^(c), **Simonneaux V.** ^(d), **Oliver R.** ^(e), **Ferrer H.** ^(a), **Louri J.** ^(a), **Chotte J.L.** ^(a)

^a IRD, UR SeqBio, BP 64501, F 34394 Montpellier Cedex 5, Courriel : Roose ou Blavet@mpl.ird.fr

^b ENFI, BP 511, Salé, Maroc, Courriel : Sabirenfi@wanadoo.net.ma

^c Université El Cadi Ayyad. Département de Géologie, Marrakech, Maroc, Courriel : geol_ch@yahoo.fr

^d IRD, UMR CNES-CNRS-IRD-UPS CESBIO, Marrakech, Maroc, Courriel : Simonneaux@ucam.ac.ma

^e CIRAD, UPR Recyclage et Risque, Avenue Agropolis, 34398 Montpellier Cedex 5, Courriel : Robert.Oliver@cirad.fr

1. Problématique.

Dans le cadre du réchauffement climatique, la reforestation d'une partie du Haut-Atlas permettrait de stocker une quantité appréciable de carbone dans la végétation et dans les sols. La séquestration du carbone dans les sols dépend à la fois de la masse de litière produite, de son exploitation par le bétail, du type de sol ainsi que des pertes de carbone par érosion. Or, le Colloque Erosion et Séquestration du Carbone (Roose et Barthès, 2005) a montré que ces pertes peuvent varier de 0.1 à 2500 kg/ha/an en fonction de l'usage des terres, des stocks de carbone, de la pente et du climat. On ne dispose cependant pas d'information sur le devenir du carbone qui est érodé à l'échelle des parcelles, déposé en bas des pentes (colluvions) ou dans les plaines (alluvions), mais qui peut être remis en circulation lors des crues (Lal, 2005). L'objet de cette communication est d'évaluer : i. les différences de stock de carbone dans un sol argileux entre un matorral dense, un matorral dégradé par le parcours et une terre cultivée depuis plus de 40 ans ; ii. les déterminants et les indicateurs de risque de ruissellement et d'érosion ; iii. le devenir des agrégats et du carbone dans les sédiments érodés à l'échelle d'une parcelle de 1m² jusqu'à l'exutoire de l'oued Rhéraya (225 km²).

2. Milieu et Méthode.

Dans le bassin versant du Rhéraya, situé à 60 km de Marrakech, vers 900 m d'altitude, sous un climat semi-aride (P ~ 400 mm/an), on a choisi près du village de Asni, un versant raide (pente de 25 à 35%) formé d'une coulée basaltique dont l'altération a donné un sol brun vertique argileux relativement riche en MO et profond de plus de 60 cm. On a mis au point un simulateur de pluies très simple, adapté aux versants raides, permettant de simuler des averses de fréquence 1/5 (intensité = 80 ± 5 mm/h, durée 30 à 60 min), sur 1 m² (0,6 x 1,65 m), averses qui provoquent des ruissellements significatifs (Cheggour et al., 2004). Sur chaque site de simulation de pluies, on a déterminé les stocks de carbone dans le sol sur 10 et 30 cm (>10 répétitions), la pluie d'imbibition sur sol sec, l'infiltration stabilisée, la lame ruisselée après 40mm de pluie, la turbidité et la perte en terre. Au laboratoire (IRD, Montpellier), on a mesuré le C total et C organique dissout dans les eaux de ruissellement, et le C solide dans la couche superficielle du sol (sur 0-1, 0-10, et 15-25 cm) ainsi que dans les sédiments à 2 niveaux d'espace (1m², 225km²). Enfin on a tenté de préciser le devenir du carbone des terres érodées par comparaison de certaines caractéristiques de la couche superficielle du sol et de sédiments emportés par les eaux de ruissellement de pluies simulées sur 1m² ou de pluies naturelles à la sortie de l'oued : taux de macro agrégats stables à l'eau (Kemper et al., 1986) et minéralisation potentielle du carbone des MO d'échantillons de sol et de sédiments (CIRAD, Montpellier). Pour cette minéralisation potentielle, 3x15 g de chaque échantillon ré humecté à 60% de sa capacité de rétention en eau ont été mis à incuber en étuve ventilée à 28°C pendant 28 jours dans des pots de verre étanches de 850 ml, et la quantité de CO₂ produite durant la minéralisation du carbone du sol a été mesurée par chromatographie en phase gazeuse (micro-chromatographe MTI) après prélèvements les 1^{er}, 2^{ème}, 4^{ème}, 7^{ème}, 14^{ème} et 28^{ème} jour d'incubation.

3. Résultats et discussion.

* On observe des différences significatives de stock de carbone organique entre chacune des trois utilisations du sol tant pour la couche 0-10 cm que pour la couche 0-30 cm du sol soit respectivement, pour le sol cultivé, le matorral dégradé et le matorral dense avec litière :

- couche 0-10 cm : 6.0 ; 9.9 et 14.9 tCorg/ha/10cm (pour 9.9 ; 13.7 et 17.1 tCtotal/ha/10cm)

- couche 0-30 cm : 29.2 ; 32.3 et 37.2 tC_{org/ha/30cm} (pour 41.8 ; 50.9 et 54.3 tC_{total/ha/30cm}).

Sabir et Roose (2004) ont trouvé des valeurs plus élevées dans le Rif occidental où les pluies sont plus abondantes : 95 t C/ha/30 cm pour la forêt naturelle de chêne liège, 74 t C/ha/30 cm sous matorral dégradé, 54 t C/ha/30 cm sous cultures de céréales. On observe toutefois que les variations vont dans le même sens puisqu'à chaque fois les stocks de carbone sont moins élevés sous culture. Ils ont par ailleurs trouvé 71 t C/ha/30 cm sous agro-foresterie et 93 t C/ha/30 cm sous une plantation de Pin de 40 ans, ce qui montre que la restauration des MO des sols est possible, mais sous certaines conditions de culture et de temps.

* Les résultats de 16 pluies simulées ont également montré que l'érosion du sol durant une averse de 40 mm en 30 minutes varie beaucoup en fonction de l'utilisation des terres, et est moindre sous végétation naturelle : de 11 g/m² (0.11 t/ha/averse de 40mm) sur matorral dense à 283 g/m² (2.83 t/ha/averse) sur matorral dégradé et 457 g/m² (4.57 t/ha/averse) sur sol cultivé.

* Les états de surface et les paramètres de ruissellement mesurés durant la simulation de pluie confirment l'existence de trois modes de fonctionnement liés au type d'utilisation des terres : le matorral dégradé par le parcours fonctionne comme un stade intermédiaire entre le matorral dense (avec litière) et le sol cultivé (dénudé).

* La pente a peu d'effet sur les risques de ruissellement et d'érosion à l'échelle du m², mais la « surface fermée » initiale (variant dans notre essai de 41 à 84 %) est déterminante pour le risque de ruissellement. Par contre, la « surface nue » (variant de 2 à 98 %) contrôle la turbidité et l'érosion et l'évolution de la surface fermée durant les averses. Roose (1994) a trouvé des résultats semblables sur d'autres sols en milieux tropicaux et tempérés.

* L'analyse de 68 mesures de densité apparente dans les 10 premiers cm des 16 parcelles montre que le sol est peu dense ($d_{app}=1,07 \pm 0.16$) et qu'il n'y a pas de différence significative entre les utilisations des terres pour ce caractère. Ainsi que déjà observé par sur d'autres versants cultivés (Roose, 1996), les risques de ruissellement vont donc dépendre de la formation de croûtes de battance, de sédimentation ou de tassement superficiel plutôt que de la porosité de l'ensemble de l'horizon humifère.

* Ainsi que le montre le tableau 1, le taux de carbone organique des sédiments érodés issus des parcelles de 1 m² est voisin du taux de carbone du 1^{er} cm du sol, qui est plus élevé sous matorral que sous culture. Le carbone érodé est donc fonction des teneurs en C total des sédiments (C = 0.8 à 1.3 g C.100g⁻¹) mais surtout des pertes en terre (E au niveau du m² en cours d'averse = 11 à 457 g/m²). L'érosion du C s'élève ainsi au cours d'une pluie à 1.2 kg C/ha sur matorral litière, 31.1 kg C/ha sur parcours (matorral) dégradé et 41.1 kg C/m² sur sol cultivé sur des pentes de 24 à 35 %. Comme il y a en moyenne 3 à 5 pluies de cette importance par an, on peut estimer des pertes de C de l'ordre de 6 à 180 kg C/ha/an. Ces résultats sont compris dans les échelles de pertes trouvées en pays tropicaux et méditerranéens (Roose et Barthès, 2005).

Occupation du sol	C _{org} (gC.100g ⁻¹)		C _{total} (gC.100g ⁻¹)	
	Sol 0-1 cm	Sédiments	Sol 0-1 cm	Sédiments
Culture	0,54 ± 0,08	0,58 ± 0,14	0,81 ± 0,06	1,02 ± 0,35
Matorral	1,01 ± 0,10	0,93 ± 0,63	1,01 ± 0,10	1,33 ± 0,85

Tableau 1. Teneur en carbone du 1^{er} cm de sol et des sédiments érodés

* Le taux d'agrégats stables diminue de 30% de la surface du sol aux sédiments (après 1 m de parcours) et s'annule à l'exutoire de l'oued: plus le parcours est long, moins les agrégats sont abondants (déposés ou détruits), mais en temps de forte crue, la dégradation des berges de l'oued peut apporter à l'exutoire des blocs de terre non entièrement désagrégés et plus riches en MO et en agrégats résiduels (par exemple : 1,36 ± 0,30 g C_{org}.100g⁻¹ (n =5) et 9 % d'agrégats > 200 µm en période de crue, contre 0,52 ± 0,12 g C_{org}.100g⁻¹ (n = 8) et 0,8 % d'agrégats hors crue).

* Les premiers résultats de minéralisation potentielle des MO du sol et des sédiments apparaissent à la figure 1 (résultats cumulés). Ils suggèrent que la teneur en carbone organique pourrait être un déterminant principal du potentiel de minéralisation. En effet pour des matériaux de même nature (sol ou sédiment) ce potentiel (exprimé ici en mg de C dégagé par kg de sol) augmente lorsque la teneur initiale en carbone organique du matériau augmente : c'est le cas entre un sol sous culture contenant $0.68 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$ et un sol sous matorral contenant $1.76 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$ (voir figure 1 a), mais aussi entre des sédiments transportés par l'oued hors période de crue contenant $0.39 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$ et en période de crue contenant $1.84 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$ (voir figure 1 b).

Ainsi que le montre la figure 1a, la taille des agrégats semble également influencer ce potentiel : en effet, pour un même matériau, ce potentiel est plus élevé lorsque l'on broie les agrégats à une taille inférieure à $200 \mu\text{m}$, ce qui pourrait s'expliquer par un effet de protection contre la minéralisation de la matière organique au sein des agrégats (Feller et Beare, 1997).

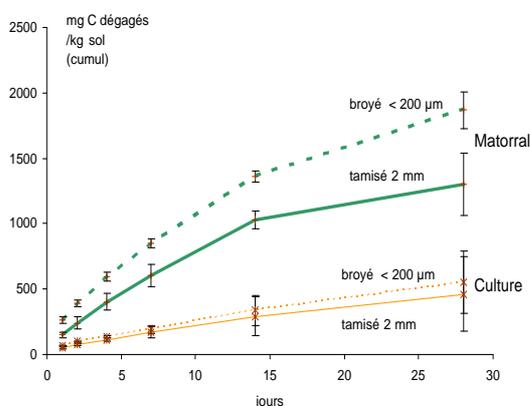


fig. 1a : couches 0-10 cm du sol contenant $1.76 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$ sous matorral et $0.68 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$ sous culture (échantillons tamisés à 2 mm et broyés à $200 \mu\text{m}$)

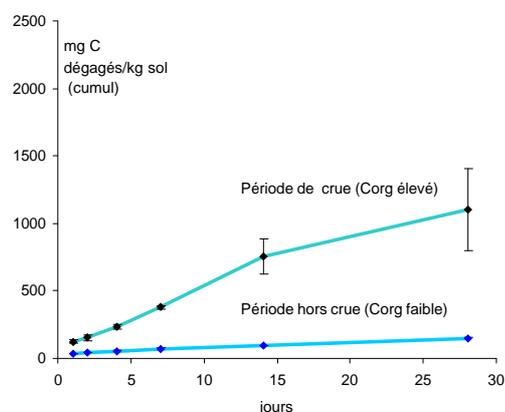


fig. 1b : sédiments recueillis dans l'oued contenant $1.84 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$ en période de crue et $0.39 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$ hors période de crue (échantillons tamisés à 2 mm)

Figure 1. Dynamique comparée de la minéralisation du carbone dans des situations à « forte » et « faible » teneur en carbone organique.

* Enfin, ainsi que le montre la figure 2, des sédiments issus de pluie simulées contenant $0.59 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$ ont un potentiel de minéralisation du carbone (exprimé en mg C dégagé /kg de sol ou en mg C dégagé/g de C organique) significativement plus élevé que le sol cultivé en place (0-10 cm) contenant pourtant davantage de carbone organique ($0.68 \text{ gC}_{\text{org}}.\text{kg}^{-1}$). Ceci pourrait s'expliquer en partie par le fait que ces sédiments possèdent moins de macro agrégats susceptibles de protéger la matière organique contre la minéralisation. Néanmoins il est possible que d'autres effets liés à la composition de la matière organique et à son environnement physico-chimique interviennent sur le potentiel de minéralisation. Il nous faut encore vérifier ces hypothèses sur une deuxième série (140 échantillons dont les mesures sont en cours). En particulier il nous faut vérifier que cette différence n'est pas influencée par le mode de traitement des sédiments (dispersés dans les eaux de ruissellement et floculés au sulfate d'alumine à dose de 1 cm^3 par litre de suspension puis séchés à 40°C à l'étuve ventilée).

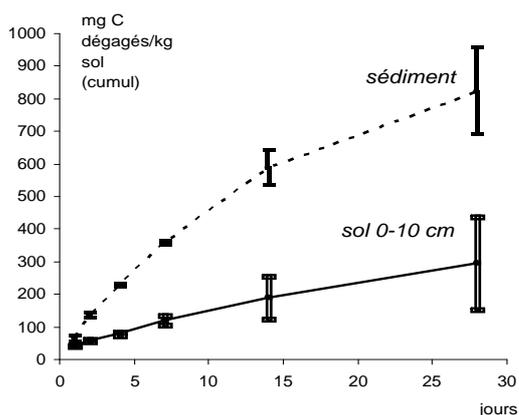


Fig. 2 a : données rapportées à la masse de matériau

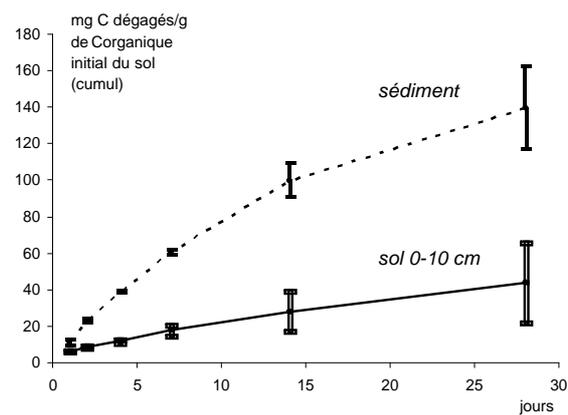


Fig. 2b : données rapportées à la teneur initiale en carbone organique.

Figure 2. Dynamique comparée de la minéralisation du carbone dans un sol cultivé de surface (couche 0-10 cm contenant $0.68 \text{ gCorg.kg}^{-1}$), et dans les sédiments produits par pluies simulées de 80 mm/h sur ce sol ($0.59 \text{ g.Corg.kg}^{-1}$) (échantillons tamisés à 2 mm)

4. Conclusions.

Cette étude confirme que le stock de carbone organique du sol est significativement réduit par la culture sur un sol brun vertique couvert initialement de matorral. De plus, pour des pentes de 24 à 35 %, les risques de ruissellement et d'érosion s'avèrent significativement plus élevés sous culture. Ensuite, on observe que l'érosion du Carbone augmente fortement dans le sol cultivé puisqu'elle peut s'élever au cours d'une pluie à 1.2 kg C/ha sur matorral avec litière, contre 31.1 kg C/ha sur parcours (matorral) dégradé et 41.1 kgC/m^2 sur sol cultivé.

Par ailleurs, d'après des premiers résultats obtenus à propos du devenir du carbone érodé, le rôle de l'érosion sur le carbone ne se limiterait pas à un simple transfert latéral. En effet, ces résultats montrent une augmentation significative du potentiel de minéralisation entre des sols et des sédiments issus de ces sols et exportés par l'érosion sous pluie simulée. Ceci pourrait être lié à la diminution de la taille moyenne des agrégats stables qui s'observe lors du transport des fragments de sol érodés. Des modifications dans la composition de la matière organique et dans son environnement physico-chimique pourraient également intervenir dans ces différences de potentiel de minéralisation générées par l'érosion. De nouvelles données de potentiel de minéralisation (en cours d'acquisition) devraient permettre de vérifier ces hypothèses.

Bibliographie

- Cheggour A., Simonneaux V., Errouane S., Sabir M., Roose E., 2004.** Spatial erosion risks in a semi-arid mountainous basin of Atlas, Morocco (Rheraya valley). Communication to Int. Symposium of Luang-Phrabang, Laos, 14-17/12/2004, "Global change in mountainous regions", 41 diapositives/ PPT.
- Feller C., Beare M.H., 1997.** Physical control of some SOM dynamics in the tropics. *Geoderma* 79 : 69-116.
- Kemper W.D., Rosenau, R.C. and Klute, A., 1986.** Aggregate stability and size distribution, Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. Amer. Soc. Agron Inc., Madison, USA, 425-442
- Lal R. 2005.** Influence of soil erosion on carbon dynamics in the world. In "Soil erosion and C dynamics", Roose, Lal, Feller, Barthès, Stewart eds, Advances in Soil Sciences, CRC publisher, USA, 23-36.
- Roose E., 1994.** Introduction à la GCES. Bulletin des sols FAO n° 70, 420 p.
- Roose E., 1996.** Méthodes de mesure des états de surface du sol, de la rugosité et des autres caractéristiques qui peuvent aider au diagnostic de terrain, des risques de ruissellement et d'érosion, en particulier sur les versants cultivés des montagnes. Bull. Réseau Erosion, Montpellier, 16 : 87-97.
- Roose E., De Noni G., Prat C., Ganry F., Bourgeon G., 2004.** Gestion de la biomasse, érosion et séquestration du carbone. 1. Erosion du Carbone. Bull. Réseau Erosion 22, 493p. 2. Séquestration du Carbone et érosion des sols. Bull. Réseau Erosion 23, 636 p.
- Roose E., Barthès B., 2005.** Soil carbon erosion and its selectivity at the plot scale in tropical and Mediterranean regions. In "Soil erosion and carbon dynamics" Roose, Lal, Feller, Barthès, Stewart eds, Advances in Soil Sciences, CRC publisher, Boca Raton, USA : 55-72.

Sabir M., Roose E., 2004. Influences du couvert végétal et des sols sur les stocks de carbone et les risques de ruissellement et d'érosion dans les montagnes méditerranéennes du Rif occidental, Maroc. Bull Réseau Erosion, Montpellier, 23 : 144-154.