

LE CÉSIIUM-137, UN OUTIL DE RECHERCHE EN ÉROSION DES SOLS

Claude Bernard¹

1. Introduction

L'érosion des sols constitue une des formes principales de dégradation des sols, en raison de l'importance de ses impacts agronomiques et environnementaux. D'un point de vue agronomique, l'érosion affecte les propriétés physico-chimiques du sol et sa productivité par dégradation de la structure, réduction de la réserve en eau utile, entraînement de matières nutritives et sédimentation en bas de pente (Williams, 1982). L'érosion hydrique contribue également à la dégradation des eaux de surface en y créant des problèmes de turbidité, de sédimentation et par l'apport de nutriments et de pesticides en quantités excessives pour ce milieu (Farnworth et al., 1979). Le problème peut passer inaperçu pendant des années en raison du caractère diffus du phénomène et de ses manifestations.

Malgré l'importance de l'érosion comme processus de dégradation des sols, force est de constater que l'on dispose de peu de données sur l'érosion au Québec. Les études publiées à ce jour ont porté sur l'influence de la culture et du travail du sol sur l'importance de l'érosion (Dubé, 1975; Pesant et al., 1987), la variabilité saisonnière de l'érosion et de l'érodabilité du sol (Kirby et Mehuys, 1987) et les facteurs pouvant influencer l'érodabilité du sol (Michaud, 1987).

Cette rareté de données s'explique vraisemblablement par les contraintes que rencontre le chercheur dans ce domaine. Ainsi, le nombre de parcelles requises augmente très rapidement si le phénomène doit être étudié sous différentes conditions de sols, de pentes, de cultures et de pratiques culturales. De plus, les dispositifs requis sont assez encombrants. On considère en effet que les parcelles de mesure d'érosion devraient avoir une longueur minimale de 9 à 10 mètres, afin de représenter correctement à la fois l'érosion en nappe (sheet erosion) et en rigole (rill erosion) (Mutchler et al., 1988). Ce travail est également exigeant en terme de temps, diverses opérations devant être répétées après chaque pluie: mesure de la quantité d'eau ruissellée, échantillonnage du ruissellement pour la détermination de la quantité de sol entraîné, vidange et nettoyage du système de collecte du ruissellement, etc. Enfin, cette recherche demeure toujours soumise aux impondérables du climat: importance et représentativité des précipitations, distribution saisonnière, etc. Pour cette raison, les mesures doivent être étalées sur de longues périodes, pour obtenir des données qui soient représentatives des tendances à long terme du phénomène sous les conditions climatiques locales.

Dans ce contexte, l'utilisation de marqueurs persistants peut apparaître comme une alternative intéressante. Le suivi dans le temps du déplacement de ces marqueurs peut renseigner le chercheur sur l'importance des mouvements de sol et l'influence de divers

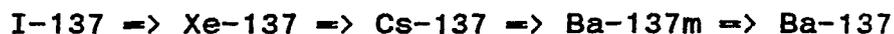
¹Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Service de Recherche en sols, 2700 rue Einstein, Sainte-Foy, Québec. G1P 3W8

facteurs (sol, topographie, culture, etc.) sur ces déplacements. Divers isotopes ont été suggérés comme traceurs du processus d'érosion (McHenry, 1968). Parmi ces éléments, le césium-137 s'avère particulièrement intéressant.

2. Le césium-137 comme traceur d'érosion

2.1 Origine du césium-137

Le césium-137 origine de la fission de l'uranium-235, de l'uranium-238 et d'autres matières fissibles. Il provient de précurseurs gazeux, selon la réaction suivante:



Bien que l'introduction de cet isotope dans l'environnement ait eu lieu dès 1945, les retombées ne sont devenues significatives à l'échelle planétaire qu'avec l'avènement, en 1952, des engins thermo-nucléaires d'une puissance suffisante pour propulser des débris radioactifs dans la stratosphère. Les retombées de ces explosions, via les précipitations, ont constitué la principale source de Cs-137 pour l'environnement terrestre. Ces retombées ont été beaucoup plus importantes dans l'hémisphère nord, le maximum survenant aux environs de 45° de latitude.

Au Canada, la majeure partie des retombées a eu lieu entre 1961 et 1964 (McGregor et al., 1987). McHenry et al. (1973) rapportent, pour la région de New-York, un pic secondaire de retombées en 1959.

2.2 Intérêt du césium-137 comme marqueur de l'érosion

Le Cs-137 constitue un marqueur intéressant pour des études sur l'érosion des sols pour les raisons suivantes:

- a) cet isotope a été introduit artificiellement dans notre environnement;
- b) cette introduction, à la fin des années 1950, coïncide avec le début de l'industrialisation de notre agriculture;
- c) le Cs-137 a une demi-vie de 30 ans. Les quantités encore présentes dans les sols sont donc aisément détectables;
- d) tel que rapporté par plusieurs auteurs, le Cs-137, une fois retombé au sol, est fortement retenu par les fractions fines du sol (Rogowski et Tamura, 1970; Tamura, 1964; Walton, 1963; Miller et Reitemeier, 1963) et n'est prélevé par les cultures qu'en infimes quantités (Bovard et al., 1969; Davis, 1963; Anonyme, 1960).

Le mode de déplacement de cet isotope dans l'environnement est donc principalement avec le sol. La comparaison de l'activité du sol en Cs-137 d'un site donné à celle d'un site reconnu non-érodé peut donc être interprétée en termes d'érosion (réduction de l'activité) ou de déposition (augmentation de l'activité). Ces variations dans l'activité du sol en Cs-137 résultent des mouvements de sol subis par le site étudié depuis près de trente ans.

2.3 Relations entre la perte de césium-137 et la perte de sol

Diverses relations ont été suggérées pour relier la perte de Cs-137 à l'érosion hydrique. A ce jour, la plupart des auteurs ont assumé une perte de sol proportionnelle à la réduction de l'activité spécifique en Cs-137 de l'horizon Ap (couche de labour). La perte de sol s'évalue alors comme suit:

$$PS = [(Cs_n - Cs_e) / Cs_n] * CL$$

- où PS : perte de sol (t·ha⁻¹)
 Cs_n: activité spécifique en Cs-137 du sol d'un site non-érodé (Bq·m⁻²)
 Cs_e: activité spécifique en Cs-137 du sol d'un site érodé (Bq·m⁻²)
 CL : poids de la couche de labour (t·ha⁻¹)

Des données provenant de dix parcelles de mesure de l'érosion hydrique à l'université de Guelph ont confirmé une telle relation linéaire (Kachanoski, 1987). La perte cumulative de sol de ces parcelles, au cours de la période 1965-1976, s'est avérée être corrélée de façon très significative (r=0,80 P<0,01) avec la réduction de l'activité spécifique de Cs-137 de l'horizon A_p.

Par ailleurs, regroupant leurs résultats avec ceux de Rogowski et Tamura (1970a) sur le Cs-137, ceux de Menzel (1960) sur le Sr-90 et ceux de Graham (1963) sur le Sr-85, Ritchie et al. (1974) ont suggéré une relation générale reliant la perte de radioisotope de la couche de labour à l'érosion mesurée ou estimée à l'aide de l'équation universelle de perte de sol. Leur relation, de type logarithmique, s'énonce comme suit:

$$Y = 1,66 X^{0,68} \quad r = 0,95 \quad P < 0,01$$

- où Y : perte de radioisotope (%)
 X : érosion totale mesurée ou estimée (t·ha⁻¹)

Pour leur part, Kachanoski et DeJong (1984) ont proposé un modèle de perte de Cs-137 prenant en considération l'importance des retombées et la teneur du sol en Cs-137 au moment d'un événement érosif de même que l'effet antagoniste de la dilution des retombées par le labour et l'enrichissement en Cs-137 du sol érodé par rapport au sol en place. Ce modèle, qui demande encore à être vérifié, s'énonce ainsi:

$$\frac{dA}{dT} = D_t - E_t K_2 C_t - K_1 A_t$$

- où T : temps
 A_t: activité spécifique de la couche de labour en Cs-137 (Bq·m⁻²)
 E_t: taux d'érosion (kg·m⁻²·an⁻¹)
 C_t: activité du sol en Cs-137 (Bq·kg⁻¹)
 D_t: retombées de Cs-137 (Bq·m⁻²·an⁻¹)
 K₁: cte désintégration du Cs-137 (0,023 an⁻¹)
 K₂: enrichissement du sol érodé en Cs-137

3. Etudes sur l'érosion déjà réalisées à l'aide du césium-137

3.1 Influence du relief

Certains auteurs ont déjà mis à profit les possibilités de cette technique pour démontrer l'influence du relief sur le phénomène érosif.

Vanden Berghe et Gulinck (1987), Martz et DeJong (1987), DeJong et al. (1986), McHenry et Bubenzer (1985), Longmore et al. (1983) ont, parmi d'autres, effectué des travaux démontrant une redistribution du Cs-137 et du sol de haut en bas des pentes étudiées, sous l'effet combiné de l'érosion et de la sédimentation.

Longmore et al. (1983), suite à leur étude de la redistribution du Cs-137, ont pu produire une carte de la parcelle étudiée délimitant les zones d'érosion et les zones de sédimentation.

Brown et al. (1981) de même que DeJong et al. (1983) ont tenté d'établir un bilan net de l'exportation de sols hors des champs étudiés à l'aide du Cs-137. Ces tentatives se sont avérées plus ou moins fructueuses en raison de la difficulté rencontrée par les chercheurs à délimiter avec exactitude les zones d'érosion et celles de sédimentation.

Dans leur étude sur des sols du Nouveau-Brunswick, DeJong et al. (1986) ont démontré une relation significative entre la perte de Cs-137 et l'amincissement de l'horizon A et la perte de carbone organique. La comparaison entre l'érosion estimée par la perte de Cs-137 et celle prédite par l'USLE s'est avérée satisfaisante ($r=0,63$ $P<0,20$) pour les tronçons de pente manifestement soumis à l'érosion, mais s'est avérée décevante quand les champs étaient considérés sur leur longueur totale. Les auteurs attribuent cette divergence au fait que l'USLE ne tient pas compte de la sédimentation dans les champs lors du processus d'érosion.

Kiss et al. (1986) ont trouvé des corrélations significatives entre la perte de Cs-137 et la longueur et l'inclinaison de la pente des sites étudiés. Assumant une perte de sol proportionnelle à la baisse de l'activité spécifique du Cs-137, les auteurs rapportent une perte de sol moyenne variant de $23 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour les pentes de 0-3% à $48 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour les pentes de 10-24%.

3.2 Influence du couvert végétal

L'influence du couvert végétal a pu également être mise en évidence par des mesures de Cs-137.

Ainsi, deux ans après une application de Cs-137, Rogowski et Tamura (1970a) rapportaient des pertes de Cs-137 de 43%, 19%, 7% et des pertes de sol de $53,0$, $2,5$ et $0,9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ dans des parcelles en jachère, avec faible couvert herbacé et avec couvert herbacé dense respectivement.

Ritchie et McHenry (1978) ont comparé la teneur en Cs-137 des sols et des sédiments lacustres de 7 bassins hydrographiques cultivés et de 7 bassins non cultivés. Les auteurs ont rapporté une activité spécifique moyenne en Cs-137 de $2775 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ dans les sols des bassins cultivés et de $3844 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ dans ceux des bassins non cultivés. Les sédiments lacustres des mêmes bassins montraient la

tendance inverse, avec des activités spécifiques de $25012 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ et $13505 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ respectivement. Selon les auteurs, ces résultats démontreraient une érosion significativement plus importante dans les bassins cultivés que dans les autres.

Enfin, Lance et al. (1986) ont rapporté une activité du sol en Cs-137 statistiquement plus grande dans une parcelle sous prairie naturelle que dans une parcelle soumise depuis huit ans à une rotation blé-sorgho.

4. Etude entreprise à l'île d'Orléans

4.1 Objectifs du projet

Une étude sur l'érosion des sols agricoles de l'île d'Orléans a été initiée à l'été 1987. Ce secteur a été retenu en raison de son importance pour l'activité agricole dans la région de Québec, de la gravité reconnue des problèmes d'érosion et de la variété de sols et de pentes qu'on y retrouve.

Le but de ce projet consiste à étudier les tendances à long terme de l'érosion sous les conditions climatiques québécoises en utilisant le Cs-137 comme indicateur des mouvements de sol. Alors que les études déjà publiées se sont limitées à constater une variation de la teneur du sol en Cs-137 en fonction de certains facteurs, cette étude vise à quantifier cette relation, ce qui permettra d'évaluer l'importance relative des facteurs étudiés sur l'érosion à long terme pour le territoire étudié. Ce projet fournira également l'occasion d'établir plusieurs sites où l'évolution du taux d'érosion pourra être suivie dans l'avenir. De façon plus précise, ce projet vise à:

- a) quantifier l'érosion nette (hydrique et nivale) subie par les principaux sols agricoles de l'île d'Orléans depuis près de trente ans;
- b) étudier l'influence relative de l'érodabilité du sol, du relief (longueur et inclinaison de la pente) et de l'intensité de l'usage du sol sur l'érosion subie au cours de cette période;
- c) étudier l'influence de certaines propriétés physico-chimiques des sols étudiés sur la variabilité de l'érosion estimée;
- d) développer un modèle mathématique décrivant l'influence des facteurs étudiés sur l'érosion estimée.

4.2 Composition de l'échantillon

Le territoire de l'île d'Orléans couvre une superficie totale de 192 km^2 . Un échantillon de champs couvrant les différentes combinaisons des facteurs d'intérêt pour cette étude a dû être constitué à partir de diverses sources: rapport pédologique, carte topographique, fichiers des conseillers agricoles.

La superposition de ces informations sur la carte cadastrale a permis de constituer un fichier identifiant, lot par lot, les superficies présentant une combinaison unique d'érodabilité, d'inclinaison de pente et d'intensité de la production.

Suite à cette analyse du territoire, les niveaux suivants ont été retenus pour les quatre facteurs à étudier:

- a) Erodabilité ($t \cdot ha \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1} \cdot ha^{-1}$):
 - 0,0145 - 0,0160
 - 0,0180 - 0,0190
 - 0,0215 - 0,0240
 - 0,0295 - 0,0310

- b) Inclinaison de la pente (%):
 - 0 - 2
 - 2 - 5
 - 5 - 9

- c) Longueur de la pente (m):
 - 0
 - 30
 - 60
 - 90
 - 120+ lorsque possible

- d) Intensité de la production :
 - intensive (horticulteurs)
 - modérée (laitiers)

On retrouve sur l'île d'Orléans onze combinaisons érodabilité-inclinaison. Trois champs à vocation horticole et trois provenant d'exploitations laitières ont été choisis de façon aléatoire pour chacune des onze combinaisons. Un total de 66 champs ont donc été échantillonnés dans le cadre de ce projet.

4.3 Echantillonnage au champ

Afin de tenir compte de la variabilité latérale des propriétés mesurées, les champs ont été échantillonnés le long de plusieurs lignes (minimum de quatre) disposées dans le sens de la pente.

Le long de ces lignes, des échantillons ont été prélevés en début de pente et par intervalles de 30 m jusqu'à une distance minimale de 90 m. Lorsque la régularité de la pente le permettait, des échantillons supplémentaires étaient prélevés à d'autres multiples de 30 m. Au moins seize points ont ainsi été échantillonnés par champ.

4.4 Mesures en laboratoire

Les analyses physiques et chimiques comportent les paramètres suivants:

- a) Cs-137, par spectroscopie gamma (Mann et al. éd., 1985). Le seul pré-traitement nécessaire pour cette mesure consiste à sécher les échantillons à l'air et à les tamiser à 2 mm. Environ 500 g de sol sont placés dans dans un bécher de Marinelli. La mesure est faite à l'aide d'un spectromètre à rayonnement gamma équipé d'un détecteur coaxial au Germanium;

- b) Granulométrie, par la méthode à l'hydromètre (McKeague, 1978);

- c) Diamètre moyen des agrégats stables à l'eau, par tamisage humide à l'aide d'un appareil de type Yoder (Kemper et Chepil, 1965);

- d) pH dans l'eau (1:1) (Sheldrick, 1984);

- e) Carbone organique, par oxydation par voie humide (Sheldrick, 1984);
- f) Bases échangeables, par la méthode de Mehlich (Mehlich, 1978);
- g) Hydrogène échangeable, par la méthode au BaCl_2 -triéthanolamine (Peech, 1965);
- h) Fer et Aluminium extractibles au pyrophosphate de sodium et au dithionite-citrate-bicarbonate (McKeague, 1978).

4.5 Exemple de résultats obtenus

Le tableau 1 rapporte l'activité spécifique en Cs-137 de chacun des points échantillonnés d'un des champs étudiés.

L'activité spécifique en Cs-137 décroît de haut en bas de la pente, indiquant un enlèvement de sol de plus en plus important à mesure que la longueur de la pente augmente. Cependant, seule la position en haut de pente est statistiquement différente des autres. On doit noter que l'activité en Cs-137 ne décroît pas linéairement avec la pente. Ainsi la perte est de plus de 1000 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ entre 0 et 30 mètres, de 600 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ entre 30 et 60 mètres et de moins de 100 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ entre 60 et 90 mètres. En assumant une perte de sol proportionnelle à la réduction de l'activité en Cs-137, on concluerait à des pertes nettes de sol de 306, 482 et 507 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ à 30, 60 et 90 mètres respectivement ou encore à des pertes annuelles de 10, 16 et 17 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ respectivement. La perte moyenne pour le champ serait de 11 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$.

Le tableau 1 démontre également la variabilité latérale de l'activité du sol en Cs-137. Bien qu'aucune des lignes ne soit statistiquement différente des autres, on remarque une différence de près de 30% entre la moyenne la plus basse et la plus élevée et une variation de $\pm 16\%$ en comparaison de l'activité moyenne du champ. Dans certains champs étudiés, une analyse de variance a révélé une influence significative des lignes sur l'activité en Cs-137. Il s'avère donc important d'échantillonner les champs suivant un quadrillage plutôt que le long d'une seule ligne. De telles constatations ont été rapportées également par Lance et al. (1986).

Les deux équations de régression multiple présentées au tableau 2 permettent de rendre compte d'une fraction importante de la variabilité de la teneur du sol en Cs-137, d'une part et de la perte de Cs-137, d'autre part.

Les deux équations rendent compte de l'accroissement de l'érosion suite à une augmentation de la longueur et de l'inclinaison de la pente ou un usage plus intensif du sol (production horticole vs laitière). L'érodabilité du sol et l'inclinaison de la pente apparaissent comme les deux meilleurs prédicteurs de l'activité du sol en Cs-137. Pour la perte de Cs-137, l'usage du sol s'ajoute à ces deux facteurs. La contribution de la longueur de la pente ne semble pas très significative pour les deux équations présentées. Le fait que certains champs montrent des signes évidents de sédimentation en bas de pente (accumulations de Cs-137), pourrait expliquer en partie cette situation. Il apparaît donc évident qu'un modèle décrivant la topographie de façon plus complexe que ne le font les simples valeurs de longueur et d'inclinaison de la pente devra être développé.

TABLEAU 1. Activité en Cs-137 du champ no. 4.

Lignes	Distance (m)				Moyenne --- (Bq·m ⁻²)	Ec.type ----	C.v. (%)
	0	30	60	90			
A	6545	5333	3623	5903	5351a ¹	1086	20
B	6283	4982	4504	5661	5358a	674	13
C	6752	5851	3685	4304	5148a	1217	24
D	5288	4775	4518	3534	4528a	638	14
E	5748	6080	5497	3313	5159a	1086	21
F	4399	4790	4503	3261	4238a	582	14
G	8050	4755	5391	5159	5838a	1297	22
H	6119	4259	4305	4214	4724a	806	17
Moy. (Bq·m ⁻²)	6148a	5103b	4503b	4418b	5043	1074	21
Ec.T (Bq·m ⁻²)	1007	572	638	981			
C.v. (%)	16	11	14	22			

(1) les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 0,01

TABLEAU 2. Régressions multiples sur l'activité du sol en Cs-137 et sur la perte de Cs-137.

Paramètre	Coef. régr.	Coef. stand.	R ²	n
<u>Teneur en Cs-137 (Bq·m⁻²)</u>				
Erodabilité	3,25E5	1,50	0,94	26
Inclinaison de la pente	-377,33	-0,47		
Longueur de la pente	- 2,71	-0,05		
Usage du sol	- 2,86	-0,07		
<u>Perte de Cs-137 (Bq·m⁻²)</u>				
Erodabilité	-7,14E4	-0,73	0,79	26
Inclinaison de la pente	330,37	0,91		
Longueur de la pente	4,36	0,17		
Usage du sol	10,05	0,55		

Bernard et Laverdière, 1988

5. Conclusion

Une revue de la littérature existante de même que les premiers résultats d'une étude entreprise à l'île d'Orléans indiquent que l'analyse de la redistribution spatiale du Césium-137 peut constituer un outil de recherche très valable en érosion des sols. Les principaux avantages de la technique sont sa simplicité et sa rapidité.

Cette méthode semble appropriée pour des études sur les tendances à long terme des mouvements de sol et ce, sous diverses conditions édaphiques, topographiques, climatiques, etc. ou encore pour des inventaires visant à mesurer l'état de dégradation des sols. Dans un premier temps, la comparaison de l'activité du sol en Cs-137 d'un champ cultivé à celle d'un site reconnu non érodé permet d'évaluer l'érosion nette subie par ce champ depuis quelque trente ans. Par la suite, la mesure à intervalles réguliers de l'évolution de la teneur du sol en Cs-137 permet de connaître l'importance de l'érosion au cours de ces intervalles.

Tel que rapporté dans la littérature et tel que constaté à l'île d'Orléans, l'étude de l'érosion à l'échelle du champ entraîne une variabilité plus importante qu'en parcelles. Par contre, le travail à cette échelle permet de mesurer le processus érosif de façon globale (entraînement et sédimentation) et non pas seulement la phase d'arrachement. De cette variabilité découle par ailleurs la nécessité d'échantillonner les champs étudiés suivant un quadrillage.

Bibliographie

- Anonyme. 1960. La contamination radioactive des sols et des cultures. Dans "Les substances radioactives dans l'alimentation et l'agriculture". Rapport d'un comité d'experts de la FAO. Collection FAO: Energie atomique, Cahier No 2. pp 43-76.
- Bernard, C., Laverdière, M.R. 1988. Le césium-137, un outil de diagnostic de l'érosion des sols. Communication au 56^e congrès annuel de l'ACFAS. Moncton, 9-13 mai 1988.
- Bovard, P., Delmas, J., Disdier, R., Grauby, A. 1969. Estimation de la contamination de la ration alimentaire - Etude du transfert du césium et du strontium à travers la plante jusqu'au produit consommable - Données expérimentales. Dans "Environmental contamination by radioactive materials". Proc. Seminar on agricultural and public health aspects of environmental contamination by radioactive material. International Atomic Energy Agency, Publ. STI/PUB/226. pp. 113-124.
- Brown, R.B., Kling, G.F., Cutshall, N.H. 1981. Agricultural erosion indicated by 137-Cs redistribution: II. Estimates of erosion rates. Soil Sci. Soc. Am. J. 45:1191-1197.
- Davis, J.J. 1963. Cesium and its relationships to potassium in ecology. Dans "Radioecology", V. Schultz et A.W. Klements Jr. éd. pp. 539-556.
- DeJong, E., Begg, C.B.M., Kachanoski, R.G. 1983. Estimates of soil erosion and deposition for some Saskatchewan soils. Can J. Soil Sci. 63:607-617.
- DeJong, E., Wang, C., Rees, H.W. 1986. Soil redistribution on three cultivated New Brunswick hillslopes calculated from ¹³⁷Cs measurements, solum data and the USLE. Can. J. Soil Sci. 66:721-730.
- Dubé, A. 1975. L'eau et l'érosion des sols. Ressources 6:8-15.
- Farnworth, E.G., Nichols, M.C., Varen, C.N., Wolfson, L.G., Bosserman, R.W., Hendrix, P.R., Golley, F.B., Cooley, J.L. 1979. Impacts of sediments and nutrients on biota in surface waters of the United States. U.S. Environmental Protection Agency, Rapport EPA-600/3-79-105. 333 p.
- Graham, E.R. 1963. Factors affecting Sr-85 and I-131 removed by runoff water. Water Sewage Works 11:407-410.
- Kachanoski, R.G., DeJong, E. 1984. Predicting the temporal relationship between soil cesium-137 and erosion rate. J. Environ. Qual. 13:301-304.
- Kachanoski, R.G. 1987. Comparison of measured soil 137-cesium losses and erosion rates. Can. J. Soil Sci. 67:199-203.

- Kemper, W.D., Chepil, W.S. 1965. Size distribution of aggregates. Dans "Methods of soil analysis", American Society of Agronomy Monograph No. 9. pp 499-510.
- Kirby, P.C., Mehuys, G.R. 1987. The seasonal variation of soil erosion by water in southwestern Quebec. Can. J. Soil Sci. 67:55-63.
- Kiss, J.J., DeJong, E., Rostad, P.W. 1986. An assessment of soil erosion in west-central Saskatchewan using cesium-137. Can. J. Soil Sci. 66:591-600.
- Lance, J.C., McIntyre, S.C., Naney, J.W., Rousseva, S.S. 1986. Measuring sediment movement at low erosion rates using cesium-137. Soil Sci. Soc. Am. J. 50:1303-1309.
- Longmore, M.E., O'Leary, B.M., Rose, C.W., Chandica, A.L. 1983. Mapping soil erosion and accumulation with the fallout isotope Cesium-137. Austr. J. Soil Sci. 21:373-385.
- Mann, W.B., Baerg, A.P., Brantley, J.C., Heath, R.L., Kahn, B., Ku, H.H., Moghissi, A.A., MacIntyre, W.J. éd. 1985. A handbook of radioactivity measurements procedures. 2nd edition. NCRP Report No. 58. 592 p.
- Marcoux, R. 1980. Etude pédologique des Iles d'Orléans, aux Coudres et aux Grues. Min. de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 64 p.
- Martz, L.W., DeJong, E. 1987. Using cesium-137 to assess the variability of net soil erosion and its association with topography in a canadian landscape. Catena 14:439-451.
- McGregor, R.G., Cobbold, P.E., Eaton, R.S., Hauck, B., Quinn, J.M., Tracy, B.L. 1987. La radioactivité ambiante au Canada 1986. Santé et Bien-être social Canada, Dir. générale de la protection de la santé. 121 p.
- McHenry, J.R. 1968. Use of tracer technique in soil erosion research. Trans ASAE 11:619-625.
- McHenry, J.R., Ritchie, J.C., Gill, A.C. 1973. Accumulation of fallout cesium 137 in soils and sediments in selected watersheds. Water Resour. Res. 9:676-686.
- McHenry, J.R., Bubenzer, G.D. 1985. Field erosion estimated from 137-Cs activity measurements. Trans ASAE 28:480-483.
- McKeague, J.A. 1978. Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. Soc. can. sci. sol, Ottawa. 250 p.
- Mehlich, A. 1978. New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese and zinc. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 9:477-492.

- Menzel, R.G. 1960. Transport of strontium-90 in runoff. Science 131:499-500.
- Michaud, A.R. 1987. Soil erodibility indices for southern Quebec soils derived under variable intensity rainfall simulation. M. Sc. Thesis, Macdonald College, McGill University. 131 p.
- Miller, J.R., Reitemeier, R.F. 1963. The leaching of radiostrontium and radiocesium through soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 27:141-144.
- Mutchler, C.K., Murphee, C.E., McGregor, K.C. 1988. Laboratory and field plots for soil erosion studies. Dans "Soil erosion research methods", R. Lal éd. Soil and Water Conservation Society. pp 9-36.
- Peech, M. 1965. Exchange acidity. Dans "Methods of soil analysis", American Society of Agronomy Monograph No. 9. pp 905-913.
- Pesant, A.R., Dionne, J.L., Genest, J. 1987. Soil and nutrient losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems. Can. J. Soil Sci. 67:835-843.
- Ritchie, J.C., Spraberry, J.A., McHenry, J.R. 1974. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout ¹³⁷Cs. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38:137-139.
- Ritchie, J.C., McHenry, J.R. 1978. Fallout cesium-137 in cultivated and noncultivated north central United States watersheds. J. Environ. Qual. 7:40-44.
- Rogowski, A.S., Tamura, T. 1970. Environmental mobility of cesium-137. Radiation Botany 10:35-45.
- Rogowski, A.S., Tamura, T. 1970a. Erosional behavior of cesium-137. Health Physics 18:467-477.
- Sheldrick, B.H. 1984. Analytical methods manual. Agriculture Canada, Ottawa. 195 p.
- Tamura, T. 1964. Selective sorption reactions of cesium with soil minerals. Nuclear Safety 5:262-268.
- Vanden Berghe, I., Gulinck, H. 1987. Fallout ¹³⁷Cs as a tracer for soil mobility in the landscape framework of the belgian loamy region. Pédologie 37:5-20.
- Walton, A. 1963. The distribution in soils of radioactivity from weapons test. J. Geophys. Res. 68:1485-1496.
- Williams, J.R. 1982. Planning research to evaluate the effect of soil erosion on soil productivity. Dans Proc. Workshop on estimating erosion and sediment yield on rangeland. Agr. Res.

**RESEAU
EROSION**



Référence bibliographique Bulletin du RESEAU EROSION

Pour citer cet article / How to cite this article

Bernard, C. - Le césium-137, un outil de recherche en érosion des sols, pp. 15-26, Bulletin du RESEAU EROSION n° 11, 1991.

Contact Bulletin du RESEAU EROSION : beep@ird.fr