

Césium-137 et érosion des sols

Claude Bernard, Lionel Mabit, Marc R. Laverdière,
Stanislas Wicherek

L'érosion hydrique constitue une des plus sérieuses formes de dégradation des sols agricoles. Ce phénomène contribue à réduire la productivité des sols affectés et constitue en outre une source majeure de pollution des eaux de surface en milieu agricole. Cependant, dans la plupart des pays, les gestionnaires des ressources sol et eau sont constamment confrontés à la rareté des données sur ce phénomène : son importance réelle, sa distribution géographique, les conditions topographiques et agronomiques les plus vulnérables, etc.

Les mesures en parcelles, pour répondre à ces interrogations, constituent une approche longue et coûteuse. En effet, elles doivent être poursuivies pendant plusieurs années, afin d'intégrer les fluctuations climatiques interannuelles. Le nombre de parcelles requises peut également devenir très élevé, si l'on désire estimer les risques d'érosion sous une variété de conditions édaphiques et agronomiques. De plus, dans les pays nordiques, l'érosion nivale, résultant de la

fonte de neige, doit être prise en considération, même si sa mesure est difficile à réaliser. Enfin, des parcelles de quelques dizaines de m² ne peuvent reproduire l'ensemble des processus qui ont cours dans des champs dont la superficie peut atteindre des dizaines d'hectares [1, 2].

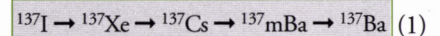
Dans ce contexte, l'utilisation de marqueurs persistants peut apparaître comme un complément efficace aux méthodes conventionnelles [3]. Des divers isotopes qui ont été suggérés comme traceurs du processus d'érosion, le césium-137 s'avère particulièrement intéressant.

Les premiers travaux utilisant le ¹³⁷Cs comme indicateur des mouvements de sol ont été réalisés aux États-Unis, dans les années 60 [4]. Au cours des 10 ou 15 dernières années, de nombreuses études exploitant cette technique ont été effectuées en Amérique du Nord, en Europe, en Océanie ainsi que, dans une moindre mesure, en Amérique du Sud, en Asie et en Afrique [5]. Ces diverses études ont été réalisées sur une vaste gamme de sols, de pentes, de cultures et de pratiques culturales. Bien que la plupart aient été conduites à l'échelle du champ, la taille de l'unité expérimentale a varié de la parcelle au bassin versant.

Origine du césium-137

Le césium (Cs) est le 55^e élément de la classification périodique de Mendeleïev. La configuration électronique de cet élément le dote d'une grande réactivité potentielle. Sa masse atomique est variable de 125 à 145. Seul l'isotope

stable ¹³³Cs existe naturellement. Les isotopes radioactifs les plus courants sont le ¹³⁷Cs, avec une demi-vie de 30 ans, et le ¹³⁴Cs avec une demi-vie de 2 ans. Le ¹³⁷Cs provient de la fission de l'uranium-235, l'uranium-238 et autres matières fissibles. Il est dérivé de précurseurs gazeux, selon la réaction suivante [6] :



Le ^{137m}Ba (forme méta-stable) formé à partir du ¹³⁷Cs a une demi-vie de 2,57 minutes et produit du ¹³⁷Ba stable avec émission d'un rayon γ d'une énergie de 0,66 MeV. C'est ce rayonnement que l'on mesure et qui sert à quantifier le ¹³⁷Cs. Le précurseur du ¹³⁷Cs est donc l'¹³⁷I et le produit terminal de la chaîne de désintégration, le ¹³⁷Ba.

L'introduction de cet isotope dans l'environnement a débuté en 1945. Cependant, 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 jusque dans la stratosphère, où ils ont circulé globalement, pour ne retomber que graduellement au sol avec les précipitations. Ainsi, entre 1954 et 1962, 5,18.10¹⁷ Bq* de ¹³⁷Cs furent répandus dans l'atmosphère [7]. Le maximum de retombées a été enregistré en 1963. L'importance de ces retombées au sol a

C. Bernard : ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Centre de recherche et d'expérimentation en sols, 2700 rue Einstein, Sainte-Foy (QC), Canada, G1P 3W8.

L. Mabit, S. Wicherek : Centre de Biogéographie-Écologie, CNRS UMR 180, ENS Fontenay-Saint-Cloud, Le Parc, 92211 Saint-Cloud, France.

M. R. Laverdière : Université Laval, Département des sols et de génie agro-alimentaire, Sainte-Foy (QC), Canada, G1K 7P4.

Tirés à part : C. Bernard

* Le Becquerel (Bq) est l'unité de radioactivité dans le Système International d'Unités. Il correspond à une désintégration par seconde.

Summary

Cesium-137, a tool for the assessment and the management of erosion risks

C. Bernard, L. Mabit, M. R. Laverdière, S. Wicherek

Cesium-137 (^{137}Cs) is a radioisotope that was artificially introduced in the environment through the extensive high-atmosphere bomb tests that took place in the 1950s and 1960s. Due to its environmental behavior in soils, this isotope is a particularly interesting soil movement indicator. Its spatial redistribution reveals global soil movements that were initiated some 35 years ago. The rates and spatial extent of soil loss and deposition areas can be established, and thus soil movement budgets are easily estimated, at scales ranging from small plots to watersheds. Generally, soil movements are estimated by comparing the activity of ^{137}Cs (expressed in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) of cultivated soils to that of so-called reference sites (old prairie or forest soils) assumed to be uneroded. Different models to translate soil ^{137}Cs variations into soil movements have been suggested over the years (equations 3 to 5). The authors used this technique in Québec and France. The sampling of 63 cultivated fields near Québec City, led to an average soil loss estimate of nearly $6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$. The erosion rates varied according to the land use and slope steepness (Table 2). The results of this study also suggest that redeposition is an important component of the overall erosive process, particularly under low grade slopes and protective plant cover conditions. From ^{137}Cs measurements obtained on a 180 ha unit watershed near Vierzy (France), it was estimated that 45% and 14% of the watershed area had experienced a net soil loss and gain respectively (Figure 4). The net sediment output was evaluated at less than $1.9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$. In a still on-going study, ^{137}Cs is used to shed some light on the origins of the sedimentation problem impairing the waters of Boyer River (Québec). Soils from cultivated fields, stream bank soils and sediments from the river bed are counted for ^{137}Cs . It was estimated that 78% of the counted bottom sediments originated from cultivated fields, while the other 22% was from eroding banks. The literature review along with examples provided by the authors highlight that the ^{137}Cs technique may be an interesting complement to more conventional methods for assessing erosion and sedimentation.

Cahiers Agricultures 1998 ; 7 : 179-86.

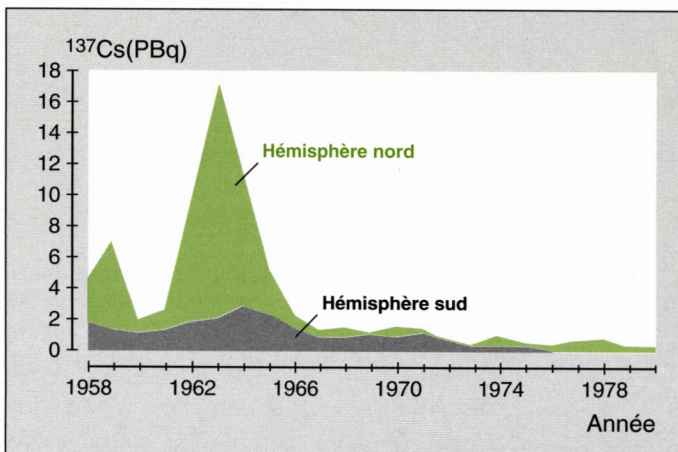


Figure 1. Retombées annuelles de ^{137}Cs dans les hémisphères Nord et Sud (d'après Sutherland et de Jong [8]).

Figure 1. Annual ^{137}Cs fallout in the Northern and Southern hemispheres.

plus particulièrement touché l'hémisphère Nord, puisque la plupart des essais nucléaires atmosphériques ont eu lieu sous les moyennes latitudes septentrionales (figure 1). Après le traité d'interdiction des essais de 1963, les retombées radioactives furent considérablement

réduites, malgré quelques retombées importantes en 1971 et 1974, suite aux nombreux essais nucléaires des pays hors traité.

Les pics de retombées des radiocésium au sol se situent entre 40° et 50° de latitude Nord (figure 2). Globalement,

l'importance des retombées sur un territoire est proportionnelle aux précipitations locales annuelles. Cette relation a été montrée en Amérique du Nord [9], en Bavière [10] et en Nouvelle-Zélande [11] (figure 3).

L'impact des retombées de l'accident survenu le 26 avril 1986 à Tchernobyl, en Ukraine, a été évalué à une injection dans l'environnement de 100 PBq (1 PBq = 1 Petabecquerel = 10^{15} Becquerels) de ^{137}Cs . Une estimation globale des retombées par continent a été réalisée (tableau 1). Les retombées de cet accident n'ont pas été aussi globales que celles des essais atomiques des années 50 et 60. Elles ont été plus localisées et fortement influencées par le patron de circulation du nuage radioactif et des précipitations dans les quelques semaines qui ont suivi l'accident. L'Europe est ainsi le principal continent affecté (tableau 1), les retombées moyennes par pays y variaient de moins de $1\,000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ à plus de $30\,000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ [13].

Comportement environnemental du ^{137}Cs

Le césium radioactif retombé au sol avec les précipitations est rapidement et fortement adsorbé par les particules du sol [14], en particulier par les fractions fines. Le complexe argilo-humique adsorbe en effet très fortement le ^{137}Cs [15]. À titre d'exemple, un gramme d'argile est capable d'adsorber $2,33\cdot 10^{11} \text{ Bq}$ de ^{137}Cs qui n'est pratiquement pas lessivé par la suite [16-18]. Lomenick et Tamura [19] ont soustrait moins de 1 % du ^{137}Cs adsorbé dans des échantillons de sol et de sédiments, en utilisant différents acides et bases, montrant ainsi la forte adsorption du ^{137}Cs par les particules du sol ainsi que la mobilité réduite du ^{137}Cs par les processus chimiques. Sauf dans des cas de bioturbation marquée, le césium n'est donc pas ou que peu mobile dans les sols.

Les retombées directes de ^{137}Cs sur les végétaux peuvent être adsorbées à la surface des tissus ou encore absorbées. La partie adsorbée est généralement lessivée par les précipitations subséquentes et retourne ainsi au sol. Au cours d'une étude pour quantifier ce phénomène, 93 % du ^{137}Cs appliqué sur de l'herbe

Tableau 1

Répartition des retombées de Tchernobyl par continent (d'après Anspaugh *et al.* [12])

Continent	Fraction des retombées (%)	Retombée moyenne (Bq.m ⁻²)
Europe	79	7 700
Asie	20,5	625
Amérique du Nord	0,5	30
Hémisphère Nord	~ 100	1 580

Continental distribution of Chernobyl fallout

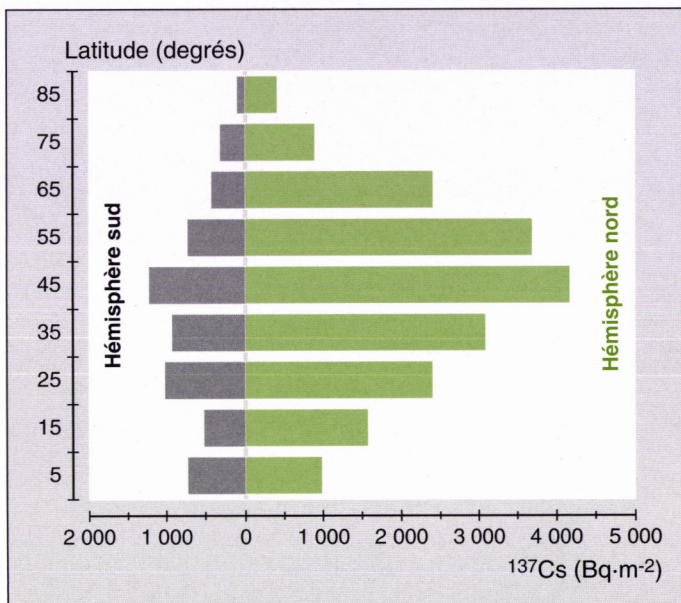


Figure 2. Retombées de ¹³⁷Cs par tranches latitudinales (d'après Sutherland et de Jong [8]).

Figure 2. Latitudinal ¹³⁷Cs fallout.

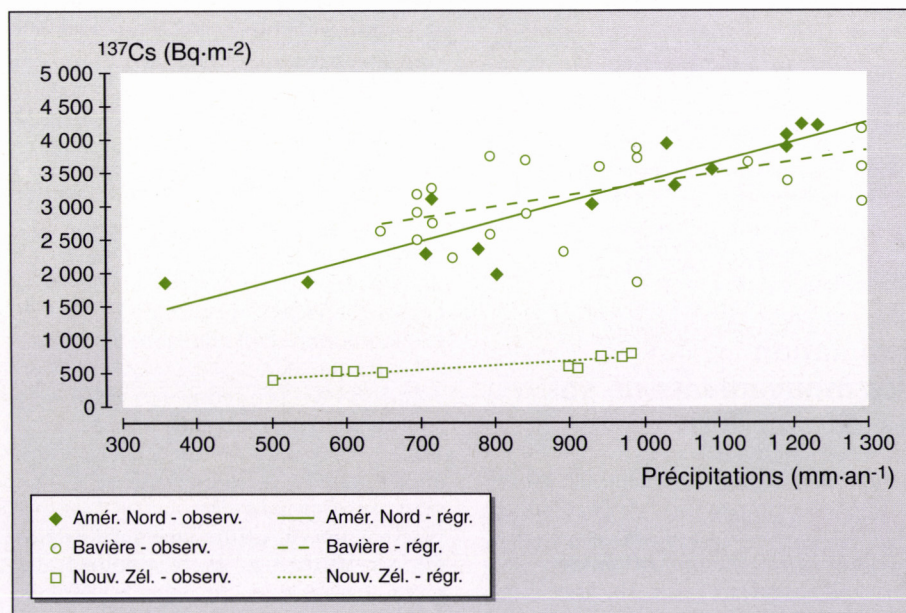


Figure 3. Relations entre les retombées de ¹³⁷Cs et les précipitations annuelles totales.

Figure 3. Relationships between ¹³⁷Cs fallout and total annual precipitation.

fut retrouvé au sol au bout d'une année [18]. L'absorption du césium par pénétration transfoliaire peut intervenir. Ce césium absorbé est libéré dans les sols lorsque la végétation meurt et s'y décompose. Par ailleurs, le prélèvement par la plante à partir du sol est très faible [20-22], de sorte que l'exportation de ¹³⁷Cs hors des agrosystèmes par les récoltes est très réduite [6].

Dans des hydrosystèmes, ce radio-isotope provient soit des retombées nucléaires directes, auquel cas il est vite adsorbé par les matières en suspension, soit de particules fines de sol érodé. Dans tous les cas, le ¹³⁷Cs se dépose par les processus classiques de sédimentation. Par la suite, il peut être remis en mouvement par les processus de mobilisation des hydrosystèmes. Lorsque le césium est introduit dans les hydrosystèmes continentaux (eaux courantes et eaux stagnantes) et maritimes, le transfert du ¹³⁷Cs présent dans l'eau vers le sédiment est très rapide, 99,7 % de la radioactivité existante étant fixée dans le sédiment dès les premières heures. Inversement, la désorption est inférieure à 2 % [23]. Les mouvements de cet isotope dans l'environnement (eau et sol) se font donc par des processus physiques, comme le travail du sol et l'érosion qui le redistribuent, respectivement, à l'intérieur des agrosystèmes et des agrosystèmes vers les hydrosystèmes.

Estimation et spatialisation du risque érosif

Le ¹³⁷Cs est un indicateur des mouvements du sol

Le ¹³⁷Cs est particulièrement bien adapté pour des études sur l'érosion pour de multiples raisons [4, 24] :

- une fois retombé au sol, l'élément est fixé aux particules fines de celui-ci. Il n'est que très peu prélevé par les cultures ou bio-accumulé par les producteurs. Sa redistribution spatiale dans l'environnement reflète donc les mouvements de sol ;
- les retombées de cet isotope étant universelles, cette technique est utilisable partout et permet de quantifier les phénomènes érosifs à des échelles spatiales très différentes (parcelle, champ, bassin versant) ;

- avec une demi-vie de 30 ans, le ^{137}Cs sera encore longtemps présent dans les sols et facilement détectable ;
 - présent depuis 40 ans dans notre environnement, il permet l'estimation des taux d'érosion à long terme.
 En outre, les mesures de ^{137}Cs permettent d'estimer l'ensemble des mouvements de sol, entraînant aussi bien que dépôt. Il est possible non seulement d'avoir une quantification globale en un lieu précis, mais aussi de spatialiser les mouvements de sol et leur importance en échantillonnant un territoire de façon plus ou moins systématique.

Échantillonnage des sols et mesure du ^{137}Cs

Pour pouvoir estimer les mouvements de sol à partir des mesures de ^{137}Cs , il faut mesurer le stock de césium présent dans les sols, tant pour les sites d'étude (zones d'érosion ou de dépôts) que pour les sites de référence non érodés. Ces derniers sont localisés à proximité du lieu d'étude, dans des zones considérées sans érosion ni dépôt depuis la première introduction du radio-césium dans l'environnement (milieu forestier ou vieilles prairies non cultivées depuis les années 60).

En milieu non perturbé, le ^{137}Cs est habituellement concentré dans les premiers centimètres du sol et décroît de façon exponentielle avec la profondeur (figure 4, profil A). L'échantillonnage des sites témoins peut donc être fait par incréments de faible épaisseur (10 cm par exemple), jusqu'à une profondeur suffisante pour permettre l'évaluation de tout le stock de ^{137}Cs . Le labour répété homogénéise la teneur du sol en ^{137}Cs sur la profondeur de labour (figure 4, profil B). Pour les sites cultivés, il est donc possible de ne prélever qu'un échantillon représentatif de toute la couche labourée et d'autres dans les strates sous-jacentes, toujours dans le but de pouvoir évaluer la totalité du ^{137}Cs présent dans le sol. L'échantillonnage de ces strates sous la couche de labour est particulièrement important là où une redéposition de sol a eu lieu. Dans ces circonstances, les arrivées de sol s'accumulent par dessus le profil original, ce qui se traduit par un accroissement de la profondeur à laquelle on retrouve du césium (figure 4, profil C).

Le seul prétraitement à effectuer sur les échantillons de sol est de sécher, puis de

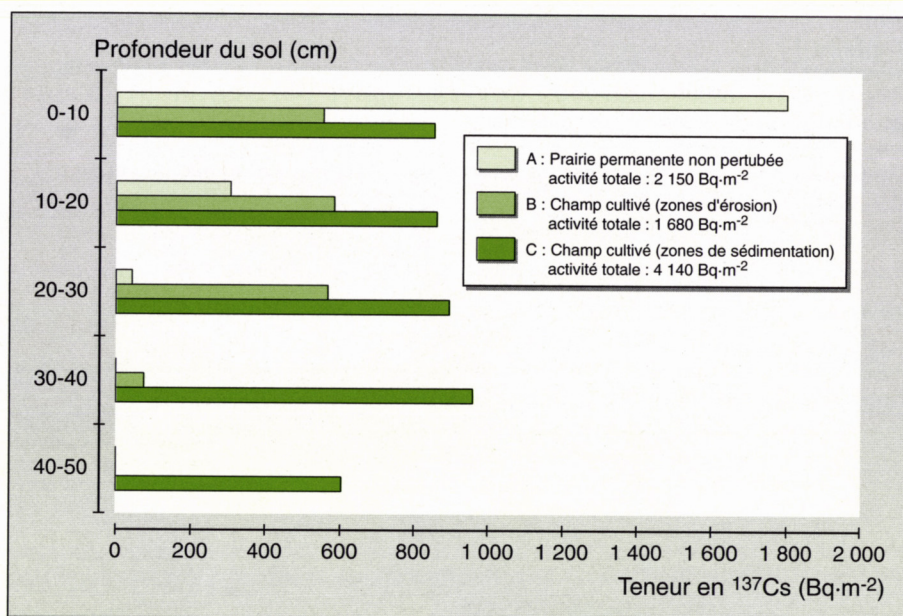


Figure 4. Répartition verticale du ^{137}Cs dans trois profils de sol près des marais de la Souche, France (Mabit, non publié).

Figure 4. Vertical distribution of ^{137}Cs in three soil profiles, near the Souche (France) marshes (Mabit, unpublished).

tamiser à 2 mm. La fraction fine est alors analysée par spectroscopie gamma pour quantifier sa teneur en ^{137}Cs . Cette procédure se renouvelle jusqu'à ce que la totalité du césium, au point de prélèvement, soit estimée. L'activité spécifique totale du sol en ^{137}Cs est calculée selon l'équation suivante :

$$As = \sum A_{pi} \cdot \rho_i \cdot H_i \quad (2)$$

où As : Activité spécifique du sol en ^{137}Cs ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$), A_{pi} : Activité pondérale du sol de l'incrément i en ^{137}Cs ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$), ρ_i : masse volumique apparente du sol de l'incrément i ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$), H_i : épaisseur de l'incrément i (m).

Estimation des mouvements de sol à l'aide du ^{137}Cs

L'importance des mouvements de sol est estimée en comparant l'activité spécifique en ^{137}Cs ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$) des sites étudiés à celle de sites témoins non érodés. Une activité inférieure à celle des sites témoins est interprétée comme reflétant une perte nette de sol, alors qu'une activité supérieure indique un apport net de sol. On prend en considération les varia-

tions de la teneur en ^{137}Cs depuis sa première introduction globale importante dans l'environnement, c'est-à-dire l'année 1963. Ainsi, une étude réalisée à l'aide de ce radio-élément en 1998 permettra une estimation des mouvements de sol cumulés depuis 35 ans.

Plusieurs modèles d'interprétation des fluctuations de l'activité des sols en ^{137}Cs ont été proposés. Dès le début des années 60, plusieurs chercheurs ont tenté de mettre en relation l'érosion et la redistribution des radio-isotopes dans l'environnement. En regroupant leurs résultats sur le ^{137}Cs , le ^{90}Sr , le ^{85}Sr et ^{131}I , Ritchie *et al.* [25] ont suggéré une relation générale, reliant la perte de radio-isotope de la couche de labour à l'érosion mesurée ou estimée à l'aide de l'équation universelle de perte des sols :

$$Y = 0,87 X^{1,18} \quad r = 0,94 \quad (3)$$

où Y : perte de radio-nucléotide (%), X : perte de sol ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Une relation du même type a été proposée par Bernard *et al.* [26] suite à des mesures réalisées en parcelles expérimentales. Une autre a été développée et est utilisée en Australie pour des inventaires de l'état d'érosion des sols à l'échelle du pays [27]. L'inconvénient principal de ce

type de relation est leur dépendance vis-à-vis des conditions expérimentales particulières de leur utilisation, notamment au niveau de l'intensité des retombées de radio-césium. Leur domaine d'application se limite donc généralement à la région où elles ont été établies.

Une relation linéaire de proportionnalité entre les mouvements de sol et la variation de l'activité des sols en ^{137}Cs des sols a été proposée [28] et utilisée par plusieurs chercheurs :

$$E = L(N-1) [1 - (T_n/T_o)] \quad (4)$$

où E : perte de sol ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), L : poids de la couche de labour ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$), N : nombre d'années écoulées depuis 1963, T_n : activité du sol du site étudié en ^{137}Cs ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$), T_o : activité du sol du site témoin en ^{137}Cs ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$).

Une telle relation a été vérifiée expérimentalement par Kachanoski [29], en comparant les pertes de sol mesurées à celles de ^{137}Cs , en parcelles expérimentales. Le même auteur [30] a par la suite proposé une équation de forme exponentielle prenant en compte la dilution des concentrations de ^{137}Cs dans la couche labourée par les façons culturales, la diminution naturelle de la teneur du sol en ^{137}Cs , ainsi que l'enrichissement en isotope du sol érodé par rapport au sol en place :

$$E = L \cdot R^{-1} \cdot [1 - (T_n/T_o)^{1/N}] \quad (5)$$

où R : enrichissement du sol érodé en ^{137}Cs par rapport au sol en place.

D'autres modèles d'interprétation des mesures de ^{137}Cs en termes de mouvements de sol ont été proposés et une discussion commentée de ces modèles a été produite par Walling et Quine [31].

Limitations de la méthode

Comme toutes les techniques, celle du ^{137}Cs comporte ses limitations et quelques aspects demandent encore à être précisés. Outre le choix du modèle d'interprétation lui-même, tel que discuté précédemment, le problème soulevé par l'importance des retombées de Tchernobyl en Europe doit être pris en considération. Ce nouvel ajout de ^{137}Cs

modifie en effet la relation existant entre les pertes de sol cumulées depuis 1963 et celles de radio-césium. Là où ces retombées ont été significatives, il est donc important de pouvoir en évaluer l'importance et d'intégrer cette information dans le modèle d'interprétation des mesures de ^{137}Cs . Walling *et al.* [32] ont récemment proposé l'utilisation du ^{210}Pb de façon complémentaire au ^{137}Cs . Cet isotope du plomb permet de lever les limitations liées, d'une part, aux retombées différentielles de ^{137}Cs sur les deux hémisphères et, d'autre part, relevant de l'impact de Tchernobyl. D'une demi-vie de 22 ans, le ^{210}Pb possède les mêmes potentialités pour les études environnementales que le ^{137}Cs .

Le dernier point à considérer est le caractère sélectif de l'érosion. Il est bien connu que les sédiments érodés sont enrichis en fines particules par rapport aux sols en place dont ils sont issus. Inversement, les dépôts concernent généralement d'abord les fractions les plus grossières. Or, le ^{137}Cs est retenu surtout par les fractions les plus fines du sol. Le sol érodé présente donc des teneurs en césium plus élevées que les sols des parcelles cultivées [26] tandis que le sol redéposé devrait être plus pauvre. Ne pas tenir compte de cet aspect lors de la transposition des mesures de ^{137}Cs en termes de mouvements de sol se traduit donc par une surestimation des départs et une sous-estimation des arrivées de sédiments. Cependant, l'établissement de facteurs d'enrichissement ou d'appauvrissement, représentatifs de près de 35 ans de mouvements, n'est pas aisé.

Pour ces raisons, les mouvements de sol estimés par des mesures de ^{137}Cs doivent donc être considérés comme des estimations et il serait erroné de leur accorder

la même précision que celle des mesures en parcelles.

Exemples d'utilisation du ^{137}Cs : études conduites par les auteurs

Île d'Orléans (Canada)

L'Île d'Orléans est une importante zone de production maraîchère près de Québec. Plusieurs facteurs rendent ce milieu sensible à l'érosion : topographie prononcée, précipitations relativement abondantes (près de $1\,200 \text{ mm} \cdot \text{an}^{-1}$) dont 20 à 25 % tombent sous forme de neige qui fond rapidement au printemps, nature des cultures horticoles qui laissent le sol sans protection pendant de longues périodes, notamment à l'automne et au printemps. Quelque soixante-trois champs, sélectionnés de façon à représenter les diverses conditions de sols, de pente et de type de cultures ont été échantillonnés selon une maille régulière pour en déterminer la teneur résiduelle en ^{137}Cs et estimer la sévérité de l'érosion [33]. L'érosion moyenne, mesurée à l'échelle du champ, est de $5,7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Le type d'agriculture influence considérablement la perte de sol, qui passe de $3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ sous exploitation laitière à plus de $11 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ en production maraîchère. L'inclinaison de la pente joue également, la perte moyenne de sol étant de 4, 7 et $8 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour des pentes de 0-2, 2-5 et 5-9 % respecti-

Tableau 2

Déplacements de sol à l'Île d'Orléans, estimés à l'aide du ^{137}Cs (d'après Bernard et Laverdière [33]).

Occupation du sol	Pente (%)	Dépôts		Perte brute		Perte nette
		Fréquence (%)	Taux ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$)	Fréquence (%)	Taux ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$)	Taux ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$)
Laitier	---	39	8,3	61	10,0	2,8
Horticole	---	21	6,4	79	16,6	11,6
---	0-2	39	6,7	61	10,1	3,6
---	2-5	31	8,1	69	13,3	6,7
---	5-9	28	9,8	72	14,6	7,8

Soil movements on Orléans Island, estimated on the basis of ^{137}Cs

vement (tableau 2). Les résultats du tableau 2 montrent aussi que, en production laitière, les situations d'érosion sont moins fréquentes et les taux moins élevés qu'en production horticole, alors que les occasions de redépôt sont plus fréquentes et les taux plus importants. Le même raisonnement vaut pour l'influence de la pente. Une augmentation de l'inclinaison se traduit par un accroissement de la fréquence et des taux d'arrachement et une diminution des occasions de redépôt.

Bassin de Vierzy (France)

Le bassin versant de Vierzy est situé en Picardie, dans le Soissonnais, à environ 100 km au nord-est de Paris. Ce bassin, d'une superficie de 180 ha, est intensément cultivé, les principales cultures étant le blé, les betteraves à sucre, les pommes de terre et les pois. Les précipitations annuelles sont de 700 mm. La topographie du bassin est peu accidentée avec une dénivelée totale de 26 mètres. Les pentes sont très modérées et longues ; l'écoulement est intermittent et fonction de l'importance des événements pluvieux. La petite taille du bassin autorisait une étude globale de son comportement érosif à l'aide du ^{137}Cs . Des échantillons de sol ont donc été prélevés sur 93 stations, 80 à l'intérieur des limites du bassin versant et 13 dans des sites témoins situés dans la proche périphérie du bassin. Les 80 mesures ponctuelles de ^{137}Cs révèlent des mouvements de sol variant d'une perte de $17 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ à un dépôt de $18 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ [34]. La spatialisation des données à l'ensemble du bassin a permis d'évaluer que 45 % du bassin a subi une perte nette de sol de l'ordre de $6,3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. À l'inverse, environ 14 % du bassin a connu une accumulation nette de sol au taux moyen de $7 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Enfin, on conclut à un bilan net nul (pertes de sol compensées par les dépôts) pour 41 % de la superficie du bassin (figure 5). En conséquence, les sorties nettes de matériel du bassin sont estimées à $1,9 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, ce qui représente 59 % des matières érodées à l'intérieur du bassin.

Bassin de la rivière Boyer (Canada)

La rivière Boyer draine un territoire de 217 km^2 , sa confluence avec le Saint-Laurent étant située à 35 km à l'est de

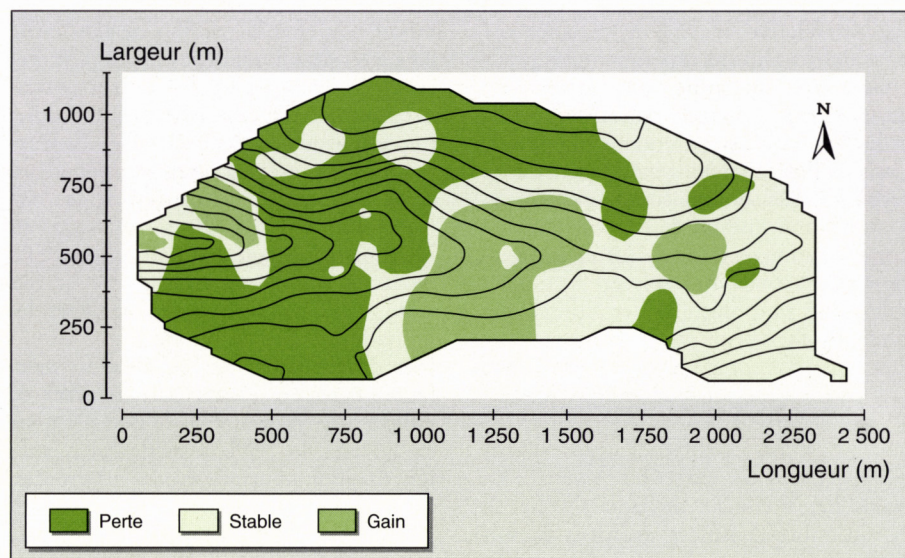


Figure 5. Redistribution spatiale du ^{137}Cs dans le bassin de Vierzy, France (d'après Bernard et al. [34]).

Figure 5. ^{137}Cs spatial redistribution in the Vierzy (France) watershed.

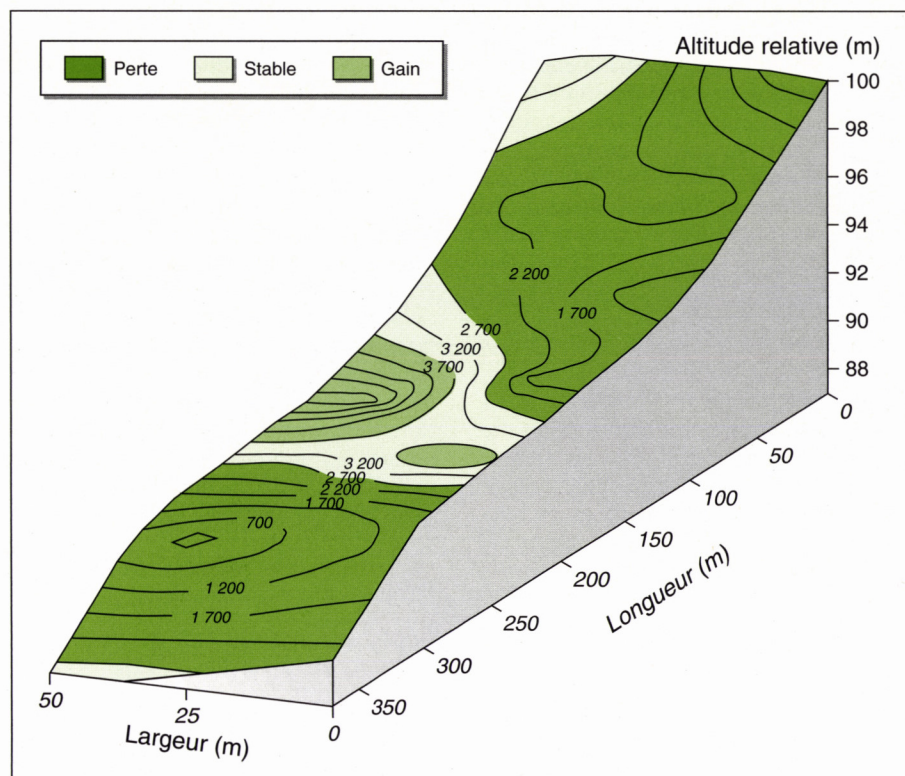


Figure 6. Distribution spatiale des mouvements de sol dans un champ du bassin de la rivière Boyer, Canada (d'après Laverdière et Bernard [35]).

Figure 6. Spatial distribution of soil movements in a field of the Boyer River (Canada) basin.

Québec. Les derniers kilomètres du lit de la rivière abritent une frayère où se reproduit une importante population

d'éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), un petit poisson jouant un rôle important dans l'écosystème de

l'estuaire du Saint-Laurent. Or, cette population a décliné de façon dramatique depuis les années 70, suite à des problèmes de sédimentation excessive dans la frayère et de dégradation générale de la qualité de l'eau, notamment au niveau du phosphore. Le bassin, dans sa moitié aval, abrite une agriculture laitière, caractérisée par une dominance des herbages. L'amont se caractérise par une agriculture plus intensive, avec une production porcine importante, qui génère des excédents de lisiers et une forte proportion de cultures annuelles, notamment l'orge et le maïs. Les précipitations annuelles sont de l'ordre de 1 100 mm et la topographie y est complexe, les pentes cultivées excédant 10 % en plusieurs endroits, particulièrement dans la portion aval du bassin. Ce bassin permet de tester une utilisation différente des mesures de ^{137}Cs . Sa taille (plus de 200 km²) interdit en effet un échantillonnage systématique du territoire. L'approche retenue favorise plutôt un échantillonnage de parcelles choisies de façon à représenter les différentes combinaisons type de sol/système culturel rencontrées dans le bassin [35]. Les champs, choisis aléatoirement à l'intérieur de chacune des catégories identifiées, sont étudiés de façon détaillée : échantillonnage intensif, bilan des mouvements de sol. La figure 6 illustre la répartition spatiale des zones d'érosion et de dépôt dans l'un des champs étudiés. Pour cette parcelle, on a estimé la perte annuelle nette de sol à 3,2 t.ha⁻¹. Des mesures de ^{137}Cs sont également faites sur les sols des berges des cours d'eau et des échantillons de sédiments du fond de la rivière. Un modèle simple, proposé par Peart et Walling [36], a permis d'estimer la contribution relative des parcelles en culture et des berges des cours d'eau comme sources de sédiments :

$$C_c = (P_f - P_b) / (P_s - P_b) \cdot 100 \quad (6)$$

où C_c : Contribution des champs (%), P_f : concentration en ^{137}Cs des sédiments de fond (Bq.kg⁻¹), P_b : concentration en ^{137}Cs des sols des berges (Bq.kg⁻¹), P_s : concentration en ^{137}Cs des sols des champs (Bq.kg⁻¹).

L'application de ce modèle aux données recueillies dans le bassin de la rivière Boyer suggère que les champs génèrent

78 % des sédiments déposés au fond de la rivière, les berges fourniraient alors 22 % des apports. Or, les sédiments exportés des parcelles cultivées sont vraisemblablement plus chargés en nutriments que ceux provenant des berges de sorte que leur impact sur la qualité de l'eau, au niveau des apports de phosphore notamment, est plus important. À terme, les mesures en cours dans le bassin de la rivière Boyer permettront d'identifier les combinaisons sol-culture les plus vulnérables à l'érosion. Un zonage du bassin en termes de risques de pollution pourra ainsi être réalisé. Il sera alors possible de diriger les correctifs vers les secteurs prioritaires et d'adapter la nature de ces correctifs aux conditions agro-environnementales des secteurs concernés. Ceci devrait permettre d'optimiser les retombées positives des interventions réalisées.

Conclusion

Au-delà de sa simple mesure comme contaminant des sols ou des aliments, le césium-137 est de plus en plus utilisé dans les études environnementales. L'analyse de la redistribution spatiale de cet isotope permet d'estimer l'importance des mouvements de sol (perte et dépôts) sur une période d'environ 35 ans, d'évaluer les superficies concernées par ces mouvements, de les localiser dans l'espace et enfin de dresser un bilan de ces mouvements révélant à la fois les redistributions internes et les exportations hors des limites des superficies étudiées.

Les exemples présentés, ainsi que l'abondante littérature sur l'utilisation de cet isotope comme indicateur de mouvements de sol, illustrent comment le ^{137}Cs s'inscrit en tant qu'outil additionnel pour les études portant sur l'érosion des sols. De plus, il est particulièrement bien adapté pour la réalisation d'inventaires sur de grandes superficies. Certaines précautions doivent toutefois être prises dans l'interprétation des résultats, notamment lorsque la teneur en ^{137}Cs actuelle est significativement influencée par les retombées de la catastrophe de Tchernobyl. En conclusion, le dosage de ^{137}Cs produit rapidement et économiquement des informations qui complètent de façon intéressante celles obtenues par des techniques plus conventionnelles ■

Références

1. Mutchler CK, Murphee CE, McGregor KC. Laboratory and field plots for erosion studies. In : Lal R., ed. *Soil erosion research methods*. 2nd edition. Ankeny : Soil and Water Conservation Society, 1994 : 11-37.
2. Roels JM. Estimation of soil loss at a regional scale based on plot measurements-some critical considerations. *Earth Surf Proc Landf* 1985 ; 10 : 587-95.
3. McHenry JR. Use of tracer technique in soil erosion research. *Trans ASAE* 1968 ; 11 : 619-25.
4. Ritchie JC, McHenry JR. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns : a review. *J Environ Qual* 1990 ; 19 : 215-33.
5. Walling DE, Quine TA. The use of caesium-137 measurements in soil erosion surveys. In : *Erosion and sediment transport monitoring programmes in river basins*. Wallingford : IAHS Publ. N° 210, 1992 : 143-52.
6. Brown RB. *Agricultural erosion and sediment in the Western Willamette Valley as indicated by redistribution of cesium-137*. Oregon State University, Ph. D. Thesis., 1980 ; 145 p.
7. Langham WH. Biospheric contamination by radioactive fallout. In : Fowler PH, ed. *Radioactive fallout soils, plants, foods, man*. Amsterdam : Elsevier, 1965 : 1-18.
8. Sutherland RA, de Jong E. Quantification of soil redistribution in cultivated fields using caesium-137, Outlook, Saskatchewan. In : Bryan RB, ed. *Soil erosion-experiments and models*. Cremlingen-Destedt : Catena Verlag, 1990 : 177-93.
9. Lance JC, McIntyre SC, Naney JW, Rousseva SS. Measuring sediment movement at low erosion rates using cesium-137. *Soil Sci Soc Am J* 1986 ; 50 : 1303-9.
10. Bunzl K, Kracke W. Cumulative deposition of ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239-240}\text{Pu}$ and ^{241}Am from global fallout in soils from forest, grassland and arable land in Bavaria (FRG). *J Environ Radioactiv* 1988 ; 8 : 1-14.
11. Basher LR, Matthews KM. Relationship between ^{137}Cs in some undisturbed New Zealand soils and rainfall. *Austr J Soil Res* 1993 ; 31 : 655-63.
12. Anspaugh LR, Catlin RJ, Goldman M. The global impact of the Chernobyl reactor accident. *Science* 1988 ; 242 : 1513-9.
13. Cambrey RS, Cawse PA, Garland JA, et al. Observations on radioactivity from the Chernobyl accident. *Nucl Energy* 1987 ; 26 : 77-101.
14. Livens FR, Baxter MS. Chemical associations of artificial radionuclides in Cumbrian soils. *Environ Radioactiv* 1988 ; 7 : 75-86.
15. Tamura T. Selective sorption reaction of caesium with mineral soils. *Nucl Saf* 1964 ; 5 : 262-8.
16. Guennelon P. Pollution nucléaire. *Cah Ing Agr* 1970 ; 247 : 95-7.
17. Miller JR, Reitemeier RF. The leaching of radiostrontium and radiocesium through soils. *Soil Sci Soc Am Proc* 1963 ; 27 : 141-4.
18. Rogowski AS, Tamura T. Environmental mobility of cesium-137. *Radiat Bot* 1970 ; 10 : 35-45.

19. Lomenick TF, Tamura T. Naturally occurring fixation of cesium-137 on sediments of lacustrine origin. *Soil Sci Soc Am Proc* 1965 ; 29 : 383-6.

20. Bovard P, Delmas J, Disdier R, Grauby A. Estimation de la contamination de la ration alimentaire - Étude du transfert du césium et du strontium à travers la plante jusqu'au produit consommable - Données expérimentales. In : *Environmental contamination by radioactive materials*. Vienna : IAEA Publ. STI/PUB/226, 1969 : 113-24.

21. Dahlman RC, Francis CW, Tamura T. Radio-cesium cycling in vegetation and soil. In : Howell FG, ed. *Mineral cycling in southeastern ecosystems*. Washington D.C. : US ERDA, CONF-740513, 1975 : 462-81.

22. Davis JJ. Cesium and its relationships to potassium in ecology. In : Schultz V, Klements AW Jr, eds. *Radioecology*. New-York : Reinhold, 1963 : 539-56.

23. Foulquier L, Baudin JP, Lambrechts A. Données sur les transferts du ¹³⁷Cs et du ⁶⁰Co dans un écosystème fluvial : le Rhône. *Rev Sciences Eau* 1989 ; 2 : 641-59.

24. Walling DE, Quine TA. Use of ¹³⁷Cs measurements to investigate soil erosion on arable fields in the UK: potential applications and limitations. *J Soil Sci* 1991 ; 42 : 147-65.

25. Ritchie JC, Spraberry JA, McHenry JR. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout ¹³⁷Cs. *Soil Sci Soc Am Proc* 1974 ; 38 : 137-9.

26. Bernard C, Laverdière MR, Pesant AR. Variabilité de la relation entre les pertes de césium et de sol par érosion hydrique. *Geoderma* 1992 ; 52 : 265-77.

27. Loughran RJ, Elliott GL. Rates of soil erosion in Australia determined by the caesium-137 technique: a national reconnaissance survey. In : *Erosion and sediment yield: global and regional perspectives*. Wallingford : IAHS Publ. 236, 1996 : 275-82.

28. De Jong E, Begg CBM, Kachanoski RG. Estimates of soil erosion and deposition for some

Résumé

Le césium-137 (¹³⁷Cs) est un radio-isotope introduit artificiellement dans l'environnement principalement à la faveur des essais atomiques conduits en haute atmosphère, dans les années 50 et 60. Son comportement dans le sol fait de cet isotope un intéressant marqueur qui rend compte de l'ensemble des mouvements de sol en cours depuis environ 35 ans. La mesure de sa redistribution spatiale dans l'environnement permet d'estimer l'importance et la localisation des pertes et des redépôt de sol et de dresser des bilans à des échelles spatiales variant de la parcelle jusqu'au bassin versant. En fournissant, de façon rapide et relativement économique, un aperçu fiable de l'intensité des mouvements de sol à moyen terme, cette technique constitue un intéressant complément aux techniques de mesures plus conventionnelles. Dans cet article, les auteurs passent en revue les principes qui sous-tendent la technique et illustrent son utilisation par les résultats de travaux récents ou en cours.

Saskatchewan soils. *Can J Soil Sci* 1983 ; 63 : 607-17.

29. Kachanoski RG. Comparison of measured soil ¹³⁷Cs losses and erosion rates. *Can J Soil Sci* 1987 ; 67 : 199-203.

30. Kachanoski RG. Estimating soil loss from changes in soil cesium-137. *Can J Soil Sci* 1993 ; 73 : 629-32.

31. Walling DE, Quine TA. Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data. *Land Degrad Rehab* 1990 ; 2 : 161-75.

32. Walling DE, He Q, Quine TA. Use of caesium-137 and lead-210 as tracers in soil erosion investigations. In : *Tracer technologies for hydrological systems*. Wallingford : IAHS Publ. N° 229, 1995 : 163-72.

33. Bernard C, Laverdière MR. Spatial redistribution of Cs-137 and soil erosion on Orléans Island, Québec. *Can J Soil Sci* 1992 ; 71 : 543-54.

34. Bernard C, Mabit L, Wicherek S, Laverdière MR. Long-term soil redistribution in a small French watershed as estimated from ¹³⁷Cs data. *J Environ Qual* 1998 (accepté pour publication).

35. Laverdière MR, Bernard C. *Contribution du ruissellement superficiel et de l'érosion des sols à la dégradation de la rivière Boyer - Apport des mesures de redistribution spatiale du césium-137*. Québec : Rapport d'étape, Cogisol Inc., 1998 ; 22 p.

36. Peart MR, Walling DE. Techniques for establishing suspended sediment sources in two drainage basins in Devon, UK: a comparative assessment. In : *Sediment Budgets*. Wallingford : IAHS Publ. N° 174, 1988 : 269-79.