

RAPPORT

MESURE DES MOUVEMENTS DE SOL À L'AIDE DU CÉSIUM-137 (^{137}Cs)

UTILISATION DANS LE CADRE DE L'ÉTUDE SUR L'ÉTAT DE SANTÉ DES SOLS AGRICOLES DU QUÉBEC

Auteur : Claude BERNARD, chercheur associé

Responsable du projet : Marc-Olivier GASSER, Chercheur

Date : 1er juin 2019

Projet IRDA # : 810 100

TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION.....	1
1.1	Rôles des sols.....	1
1.2	L'érosion hydrique comme processus de dégradation des sols.....	2
2.	INTÉRÊT POUR LE ¹³⁷ Cs COMME INDICATEUR D'ÉROSION.....	4
2.1	Origine du ¹³⁷ Cs.....	4
2.2	Avantages du ¹³⁷ Cs.....	5
2.3	Postulats soutenant l'utilisation du ¹³⁷ Cs.....	8
3.	LE ¹³⁷ Cs COMME INDICATEUR D'ÉROSION DANS DIVERSES ÉTUDES.....	9
3.1	Inventaires régionaux.....	9
3.2	Inventaires par bassin versant.....	10
3.3	Inventaires nationaux.....	11
4.	UTILISATION DU ¹³⁷ Cs DANS LE CADRE DE L'ÉTUDE SUR L'ÉTAT DE SANTÉ DES SOLS AGRICOLES DU QUÉBEC	14
5.	CONCLUSION.....	16
6.	RÉFÉRENCES.....	17

1. INTRODUCTION

Les sols agricoles, tels que nous les connaissons aujourd'hui, ont mis plus de 10 000 ans à se former. À ce titre, ils doivent être considérés comme une ressource non renouvelable. Les sols à bon potentiel agricole constituent de plus une ressource rare au Québec, ne couvrant que 2,36 Mha ou 1,8 % du territoire (Lajoie, 1975). La disparition de ces sols, sous l'effet de la pression urbaine, ou la perte de leur potentiel agricole, sous l'effet de l'un ou l'autre des divers processus de dégradation, contribue donc à réduire de façon permanente ce mince capital naturel.

En plus de réduire la productivité des sols affectés, l'érosion hydrique contribue à l'entraînement de quantités importantes de polluants (matières en suspension, nutriments, pesticides, etc.) vers les eaux de surface réceptrices. Les impacts de l'érosion hydrique sont donc à la fois de nature agronomique (impacts à la ferme) et environnementale (impacts hors-ferme).

1.1 RÔLES DES SOLS

Outre le fait d'agir comme milieu de croissance des végétaux, on reconnaît aux sols agricoles diverses fonctions agroenvironnementales (Adhikari et Hartemink, 2016; Daily *et al.*, 1997). Ils régularisent le cycle de l'eau, en déterminant la fraction des précipitations qui ruisselle directement vers le réseau de drainage superficiel et la fraction qui s'infiltré dans les sols et contribue à la recharge des nappes. En influençant le devenir des résidus organiques qu'ils reçoivent, les sols modulent fortement le cycle du carbone. Les sols constituent d'ailleurs le 2^e réservoir de carbone de la planète, après les océans (ADEME, 2015). En incluant également les émissions vers l'atmosphère, cette modulation du cycle du carbone par les sols influence les émissions de gaz à effet de serre par le secteur agricole. Non contrôlées, ces émissions en provenance des sols participent de façon significative aux émissions totales en provenance du secteur agricole. Les cycles des nutriments, notamment de l'azote et du phosphore, ainsi que ceux de nombreuses matières résiduelles sont largement contrôlés par les sols. Les sols constituent de plus un important réservoir de biodiversité, notamment par la microfaune et la mésofaune qu'ils abritent. Ainsi, dix grammes de sol contiennent environ 10^{10} cellules bactériennes de plus de 10^6 espèces. On estime que 360 000 espèces d'animaux vivent dans le sol et que la biodiversité des sols pourrait constituer 25 % du total des espèces vivantes décrites dans le monde entier (FAO et ITPS, 2015). Enfin, les sols contribuent à retenir et transformer/dégrader divers polluants qui les atteignent, évitant la mise en circulation de contaminants. La dégradation des sols agricoles contribue ainsi à réduire non seulement leur productivité, mais également leur capacité à exercer ces diverses fonctions agroenvironnementales.

1.2 L'ÉROSION HYDRIQUE COMME PROCESSUS DE DÉGRADATION DES SOLS

L'érosion hydrique des sols constitue un processus naturel qui contribue à former les paysages (érosion à l'échelle géologique). L'érosion devient un problème lorsque le taux d'enlèvement du sol excède de beaucoup sa capacité naturelle de régénération. On parle alors d'érosion anthropique ou accélérée. La figure 1 présente une série de courbes probabilistes illustrant la distribution du taux d'érosion du sol sous agriculture conventionnelle (cercles pleins, flèche rouge) ou de conservation (losanges vides, flèche jaune) en comparaison de son taux de formation (cercles vides, flèche verte). La bande grise indique la zone considérée comme tolérable par le USDA (0,4 à 1 mm an⁻¹). Considérant qu'un taux de 1 mm an⁻¹ correspond à une perte moyenne de 12 t ha⁻¹ an⁻¹, la perte tolérable au Québec se situerait dans la moitié inférieure de cet intervalle. Il est intéressant de noter sur ce graphique que les pratiques de conservation permettent de maintenir le taux d'érosion à l'intérieur de ces limites acceptables.

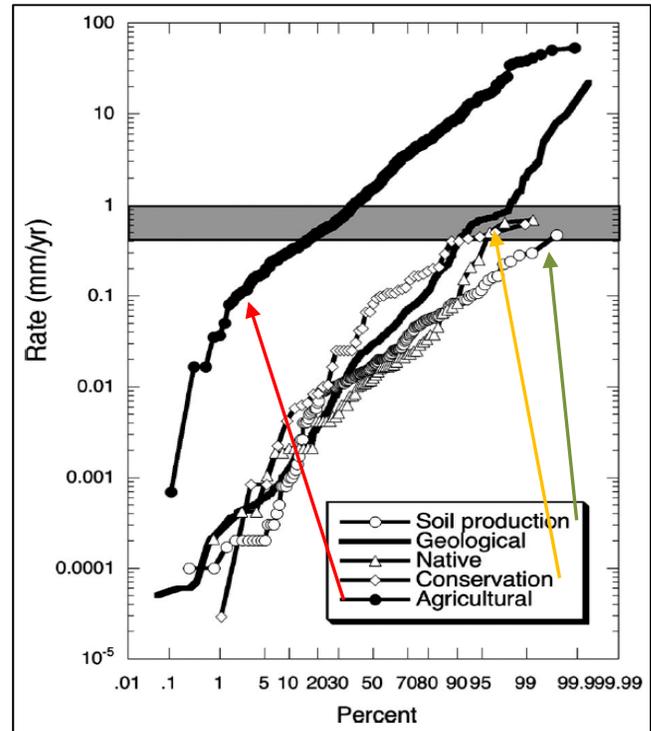


Figure 1. Graphe probabiliste du taux d'érosion sous diverses conditions (Montgomery, 2007)

Divers facteurs influencent le risque d'érosion hydrique (Wischmeier et Smith, 1978) :

- la hauteur et l'intensité des précipitations,
- la topographie (longueur, inclinaison et complexité de la pente),
- l'érodabilité intrinsèque du sol (influencée par la teneur en matière organique, la granulométrie, la stabilité structurale),
- les cultures et les pratiques culturales associées,
- le recours à des pratiques de conservation.

À l'échelle du champ, l'érosion hydrique des sols est la résultante de trois processus complémentaires et interreliés :

- arrachement de particules de la masse de sol par les gouttes de pluie,
- transport des particules arrachées par l'eau de ruissellement,
- redéposition d'une partie des particules transportées.

Sous l'impact des gouttes de pluie, plusieurs dizaines, voire quelques centaines de tonnes de matériel peuvent être arrachées à l'hectare. Seule une fraction de ce matériel sera effectivement transportée, en raison de la limitation de la capacité de transport du ruissellement superficiel. Par la suite, une fraction de ce matériel redéposera à la faveur d'obstacles physiques ou topographiques au ruissellement qui en réduisent la vitesse et la capacité de transport. Ce n'est donc qu'une fraction du sol initialement mobilisé qui sera finalement exportée hors des champs. Cet enchaînement fait de l'érosion un processus très sélectif. En effet, de nombreuses études

ont démontré que le sol érodé se démarque du sol d'où il origine, par un fort accroissement de sa teneur en argile, en matière organique et en nutriments, ainsi que par une réduction significative de sa teneur en fractions sableuses (Bernard *et al.*, 1992; Kenimer *et al.*, 1987; Sinukaban, 1981). Cette sélectivité se traduit par un appauvrissement graduel du sol et par des charges polluantes dans les cours d'eau proportionnellement plus importantes que la perte de matériel en soi.

Le Groupe technique intergouvernemental sur les sols (ITPS), qui regroupe 27 experts internationaux en science du sol, a pour mission de fournir des avis et des orientations scientifiques et techniques sur les questions pédologiques d'intérêt mondial. Ce groupe a publié un rapport identifiant, à l'échelle internationale, l'érosion hydrique comme le principal risque de dégradation des sols agricoles. Pour le Canada, ils ont estimé que les désordres nutritifs, la perte de matière organique et la réduction de la biodiversité des sols constituent les 2^e, 3^e et 4^e facteurs de risque de dégradation respectivement (figure 2).

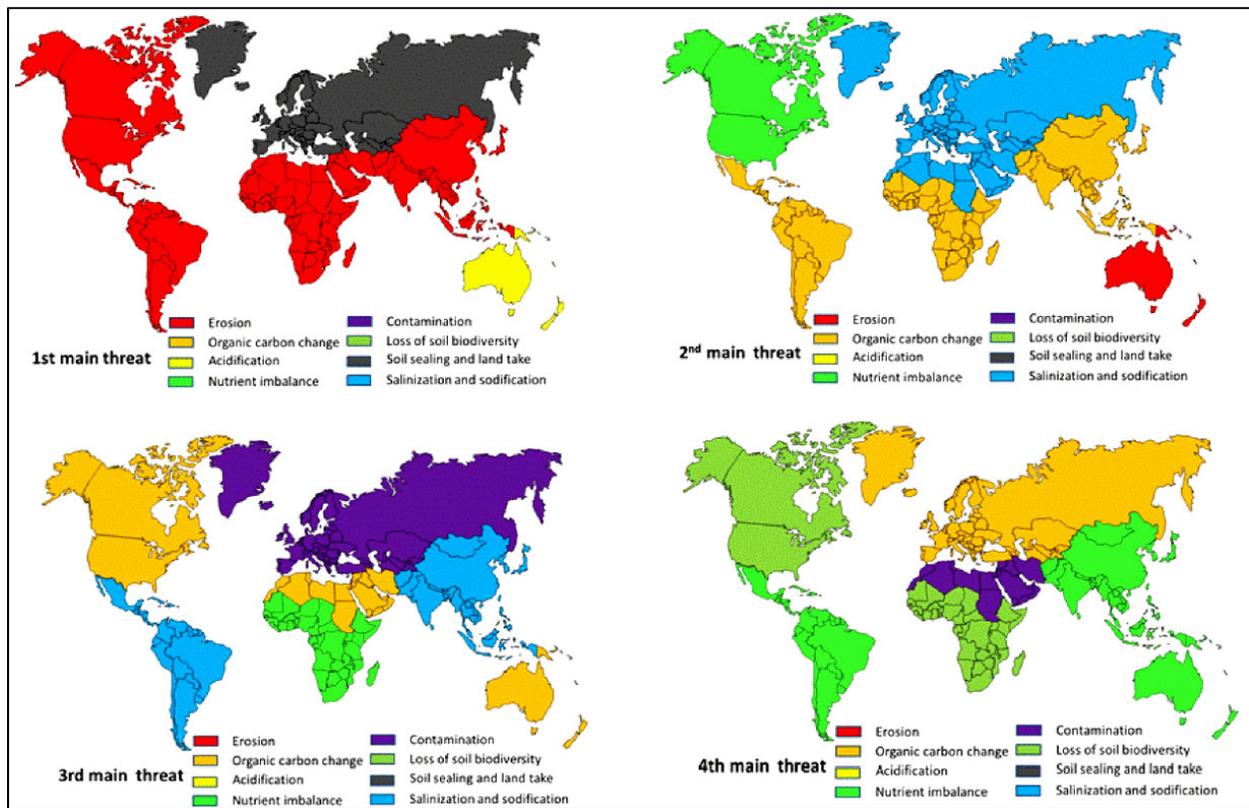


Figure 2. Distribution globale des quatre principaux risques de dégradation des sols dans le monde (Montanarella *et al.*, 2016)

2. INTÉRÊT POUR LE ^{137}Cs COMME INDICATEUR D'ÉROSION

2.1 ORIGINE DU ^{137}Cs

Le césium est le 55^e élément du tableau périodique. On connaît 40 isotopes de ce cation monovalent. Seul l'isotope ^{133}Cs est stable et présent naturellement dans la nature. Les autres sont radioactifs et d'origine anthropique. Les radioisotopes du césium les plus courants sont le ^{137}Cs (demi-vie de 30,17 ans) et le ^{134}Cs (demi-vie de 2,06 ans). Ces deux isotopes sont des produits de la fission de l'uranium qui ont été introduits dans l'environnement à la suite des essais d'engins nucléaires ou d'accidents nucléaires.

L'introduction du ^{137}Cs dans l'environnement a débuté en 1945. Les retombées sont devenues significatives à compter de 1952, à la faveur des essais atomiques en haute atmosphère et ont culminé en 1963. Une fois redistribué autour du globe, le ^{137}Cs est graduellement retombé au sol avec les précipitations (figure 3). Après la

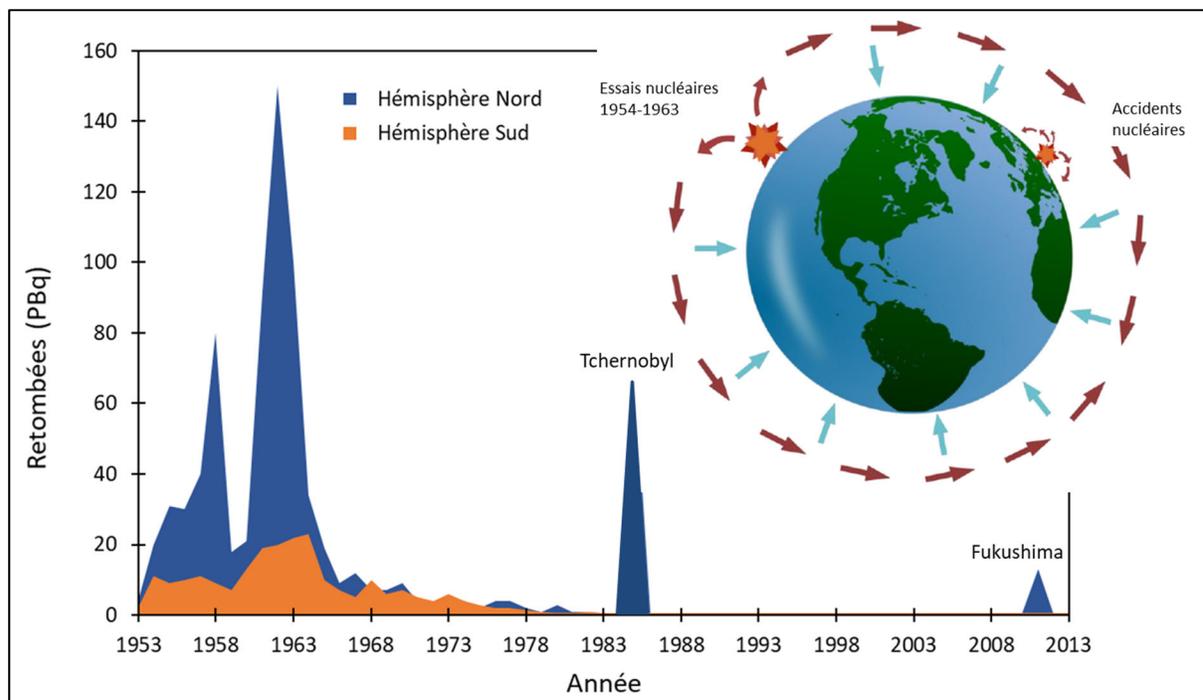


Figure 3. Production, circulation et retombées de ^{137}Cs (d'après Fulajtar et al., 2017; Bernard et al., 1998)

mise en œuvre, en 1963, d'un traité bannissant les essais atmosphériques, les retombées ont rapidement décliné. Les retombées ont été plus importantes dans l'hémisphère Nord, puisque la majorité des essais atomiques y ont eu lieu (figure 3). Des quantités additionnelles de ^{137}Cs ont été introduites à la suite des accidents survenus aux centrales de Tchernobyl (1986) et de Fukushima (2011). Dans ces deux cas, cependant, la redistribution des retombées de ^{137}Cs a été régionale et non planétaire, les deux accidents, et donc l'émission de radioisotopes, étant survenus au niveau du sol plutôt qu'en haute atmosphère. À l'échelle régionale, on note d'ailleurs une forte corrélation entre la hauteur des précipitations annuelles et l'importance des retombées de ^{137}Cs . Une telle relation a été démontrée pour l'Amérique du Nord (Bernard et al., 1998; Lance et al., 1986), la Bavière (Bunzl et Kracke, 1988), et la Nouvelle-Zélande (Basher et Matthews, 1993) notamment.

2.2 AVANTAGES DU ^{137}Cs

Une fois retombé au sol, le ^{137}Cs est rapidement fixé par le sol, particulièrement par les fractions fines (Livens et Baxter, 1988; Tamura, 1964). Un gramme d'argile peut en effet adsorber $2,33 \cdot 10^{11}$ Bq de ^{137}Cs . Une fois fixé au sol, le ^{137}Cs n'est pas lessivé (Miller et Reitemeier, 1963) ou prélevé par les cultures (Davis, 1963), sinon pour d'infimes quantités. Les retombées de ^{137}Cs interceptées par la végétation sont généralement lessivées par les précipitations suivantes et atteignent ainsi le sol où elles sont fixées (Rogowski et Tamura, 1970). Des résultats de Mabit *et al.* (2002) suggèrent que le comportement du ^{137}Cs dans les sols organiques est similaire à celui dans les sols minéraux.

En raison de ce comportement environnemental, la redistribution spatiale des retombées de ^{137}Cs se fait avec les mouvements de sol. L'importance de cette redistribution est proportionnelle à la sévérité des déplacements de sol. La figure 4 illustre le concept de l'utilisation du ^{137}Cs pour la quantification des mouvements de sol.

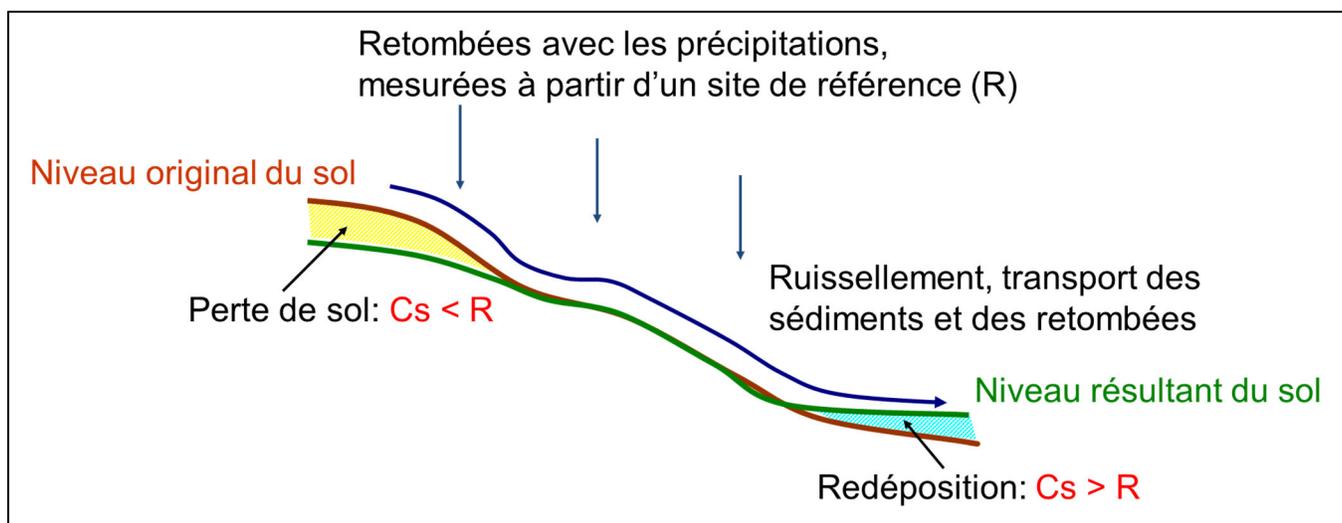


Figure 4. Concept de l'utilisation du ^{137}Cs comme indicateur d'érosion

Les retombées de ^{137}Cs marquent les sols. Ces retombées sont estimées à partir des niveaux d'activité résiduelle, ou inventaire (Bq m^{-2}), mesurés dans un site témoin situé à proximité du site d'intérêt. Afin de refléter le niveau des retombées, ce site témoin ne doit donc avoir subi ni érosion, ni redéposition depuis le début des années 1960. Le processus d'érosion en cours dans le site d'intérêt se traduit par une perte de sol en certains endroits (hauts de pentes, pentes convexes) et une accumulation en d'autres endroits (bas de pentes, replats, concavités de la pente). Là où une perte nette de sol a été enregistrée, l'inventaire résiduel du sol en ^{137}Cs sera inférieur à celui du site témoin. Au contraire, dans les secteurs de redéposition, cet inventaire sera supérieur à celui du site témoin. Divers modèles permettent de traduire ces variations d'inventaire en mouvement de sol (t ha^{-1}). Une présentation complète et critique de ces modèles a été publiée par Walling *et al.* (2014).

La mesure de la redistribution spatiale du ^{137}Cs permet donc d'estimer les mouvements de sol en cours depuis le début des retombées de ce radioisotope, soit une période de quelque 60 ans correspondant à l'industrialisation et l'intensification de l'agriculture au Québec. D'autres techniques permettent de mesurer directement ou indirectement les taux d'érosion (Lal, 1988; Loughran, 1989). Le tableau 1 présente les avantages et limitations de ces approches et les compare à la mesure du ^{137}Cs .

Tableau 1. Avantages et limitations de diverses approches de mesure de l'érosion

Technique	Avantages	Limitations
Tiges témoin	<ul style="list-style-type: none"> • Peu coûteux • Suivi du déchaussement ou du renhaussement rapide et facile • Possibilité de dresser un bilan 	<ul style="list-style-type: none"> • Faible précision • Ne renseigne pas sur la qualité du sol perdu
Parcelles d'érosion	<ul style="list-style-type: none"> • Précision des mesures • Possibilité d'étudier/comparer divers systèmes agricoles • Possibilité d'étudier/comparer diverses stratégies de conservation • Rapide, si mesures sous pluie simulée • Renseigne sur la qualité du sol perdu 	<ul style="list-style-type: none"> • Exigeantes en ressources humaines, matérielles et financières • Entretien régulier requis • Échelles temporelle et spatiale réduites • Redistribution spatiale non documentée • Nécessite plusieurs années (pluie naturelle) • Valeurs ponctuelles (pluie simulée) • Dimension des parcelles limitée
Mesures indirectes (charges de MES* en rivière)	<ul style="list-style-type: none"> • Renseigne sur la production nette de MES • Renseigne sur la qualité du sol perdu 	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation indirecte de l'érosion • Nécessite plusieurs années • Relation MES-Érosion multiple • Impact de la localisation des stations de mesure • Impact de la stratégie d'échantillonnage • Impact de la performance des équipements d'échantillonnage • Origine spatiale des MES inconnue
Modèles d'érosion	<ul style="list-style-type: none"> • Rapides d'utilisation • Évaluation pour divers systèmes • Échelles spatiales et temporelles variées 	<ul style="list-style-type: none"> • Estimation d'un potentiel et non mesure directe • Certains paramètres difficiles à quantifier • Ne renseigne pas sur la qualité du sol érodé
Mesures de ¹³⁷ Cs	<ul style="list-style-type: none"> • Un seul échantillonnage des sols • Échelle spatiale de la parcelle au bassin versant • Évaluation à moyen terme • Redistribution spatiale révélée et quantifiée 	<ul style="list-style-type: none"> • Estimation et non mesure directe • Équipement de mesure spécialisé • Ne renseigne pas sur la qualité du sol perdu • Importance du choix d'un site témoin adéquat

* MES : matières en suspension

Les tiges témoin permettent un suivi rapide et économique à l'échelle du champ. L'évaluation obtenue est cependant peu précise, considérant qu'une variation du déchaussement ou du renhaussement d'un mm correspond à une perte ou une déposition de 12 t ha⁻¹.

Les mesures en parcelles d'érosion sous pluie naturelle permettent quant à elles de quantifier de façon précise les pertes de sol. Les mesures nécessitent cependant la mise en place d'un grand nombre de parcelles pour étudier l'impact de différents systèmes culturaux et pour diverses textures de sol. Elles doivent de plus être répétées pendant 3 à 5 ans afin d'intégrer la variabilité interannuelle du climat. Le suivi de telles parcelles s'avère également contraignant en termes de ressources humaines et financières, les mesures et l'entretien des dispositifs devant être faits après chaque épisode pluvieux. Ces dispositifs permettent cependant de recueillir des

échantillons de sol érodé afin d'en mesurer la qualité et d'évaluer ainsi les impacts agronomiques et environnementaux des pertes de sol. La dimension des parcelles est généralement limitée, en raison des volumes de ruissellement à retenir.

La mesure sous pluie simulée permet d'accélérer l'acquisition des données en parcelles tout en conservant les avantages des mesures sous pluie naturelle. En effet, le simulateur de pluie permet d'appliquer aux parcelles des précipitations de caractéristiques connues (hauteur, intensité, énergie cinétique, érosivité). Il est ainsi possible de comparer ces caractéristiques à celles des précipitations annuelles et d'extrapoler les résultats sur une base annuelle. Le recours aux simulateurs limite cependant la taille des parcelles expérimentales.

La mesure des charges de matières en suspension (MES) à la bordure de champs ou en rivière permet d'évaluer indirectement les pertes de sol dans le champ ou bassin versant étudiés. La mesure des débits et un échantillonnage proportionnel au débit permettent une bonne estimation des charges de MES. En rivière, cette estimation demeure cependant approximative, plusieurs facteurs influençant le transfert efficace des matières érodées vers le réseau hydrographique. De plus, la performance des équipements de mesure des charges de MES varie selon le type d'appareil, la stratégie d'échantillonnage retenue et la localisation des stations d'échantillonnage. Par ailleurs, ces mesures ne renseignent aucunement sur l'origine spatiale des MES. Elles doivent également être répétées pendant plusieurs années pour produire des charges représentatives.

La mesure de la redistribution spatiale du ^{137}Cs présente plusieurs avantages (Mabit *et al.*, 2014a). Cette technique peut servir pour des études à des échelles spatiales variant de la parcelle au bassin versant. Un seul échantillonnage du sol est requis, puisque la technique repose sur la comparaison de l'inventaire en ^{137}Cs du sol du site d'intérêt à celui d'un site témoin qui reflète le niveau résiduel des retombées de ^{137}Cs . La mesure de ce radioisotope permet de distinguer, à l'intérieur des limites du site d'intérêt, les zones de perte nette de sol des zones de redéposition. Il est ainsi possible de dresser un bilan complet des mouvements de sol et de calculer la sortie nette de matériel de ce site d'intérêt, comme le démontre la figure 5. Dans ce champ situé dans le bassin de la rivière Boyer, on a pu estimer que 16 % de la superficie du champ (en bleu) n'a subi ni perte ni accumulation de sol, que 67 % de la superficie (en rouge) a subi une perte moyenne de 4,7 t ha⁻¹ an⁻¹ et qu'une redéposition (en vert) moyenne de 0,7 t ha⁻¹ an⁻¹ est survenu sur 17 % de la superficie. L'ensemble du champ a perdu en moyenne 3 t ha⁻¹ an⁻¹ de sol.

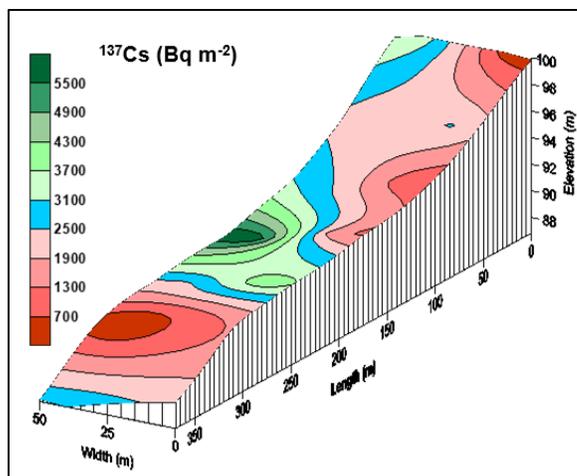


Figure 5. Bilan des mouvements de ^{137}Cs (d'après Bernard *et al.*, 1998)

La technique du ^{137}Cs produit non pas une mesure directe, mais bien une estimation par le biais d'un marqueur des mouvements de sol. En revanche, cette mesure indirecte intègre l'effet global des variations climatiques et des systèmes agronomiques pratiqués et révèle la résultante de quelque 60 ans de mouvements de sol, peu importe l'agent causal (érosion hydrique, éolienne, mécanique). L'expression des mouvements de sol en termes de taux annuels n'est faite que pour la présentation des résultats à une échelle permettant la comparaison avec d'autres approches. Il convient aussi de mentionner que cette approche ne renseigne pas sur la qualité du sol perdu, bien qu'à l'intérieur d'un champ, des corrélations peuvent être établies entre les teneurs en ^{137}Cs et celles

en nutriments et en carbone organique (Verity et Anderson, 1990). Enfin, la détection du ^{137}Cs se fait par spectrographie gamma et requiert de ce fait un équipement de mesure spécialisé et du personnel technique formé à cet effet.

Une infographie décrivant l'utilisation du ^{137}Cs comme indicateur d'érosion a été produite par l'Agence internationale de l'énergie atomique et peut être consultée à l'adresse suivante : www.naweb.iaea.org/nafa/resources-nafa/Fallout-Radionuclides-Soil-Erosion-French-LR.mp4.

2.3 POSTULATS SOUTENANT L'UTILISATION DU ^{137}Cs

L'estimation des mouvements de sol à l'aide du ^{137}Cs repose sur la mesure de la redistribution spatiale de ce radioisotope, considéré comme un marqueur de ces mouvements. Cette approche repose sur certains postulats dont le respect est essentiel afin d'assurer la validité des estimations qu'elle produit :

1. Une fois retombé au sol, le ^{137}Cs est fermement retenu par le sol, si bien que sa redistribution spatiale se fait avec les déplacements de sol. La validité de ce postulat a été validé par plusieurs auteurs, comme mentionné précédemment.
2. La technique repose sur la comparaison de l'inventaire en ^{137}Cs d'un site cultivé à celui d'un site témoin. Le choix d'un site témoin, situé dans les environs du site étudié, est une étape cruciale. Ce site doit révéler le niveau résiduel des retombées de ^{137}Cs . Il ne doit donc avoir subi ni érosion ni déposition depuis le début des années 1960 (Mabit *et al.*, 2014b).
3. Le patron d'échantillonnage du site témoin doit permettre une mesure intégrée et représentative de l'inventaire du sol en ^{137}Cs . Selon la complexité de la topographie du site d'intérêt et les objectifs de l'étude, ce patron d'échantillonnage pourra varier de quelques points, à un ou plusieurs transects (figure 6).
4. La traduction de la variation d'inventaire (Bq m^{-2}) en ^{137}Cs en mouvement de sol (t ha^{-1}) est faite en utilisant des modèles développés à cet effet. Le choix du modèle d'interprétation est fait selon la nature du site étudié et la possibilité de bien documenter les diverses variables de ces modèles (Walling *et al.*, 2014).

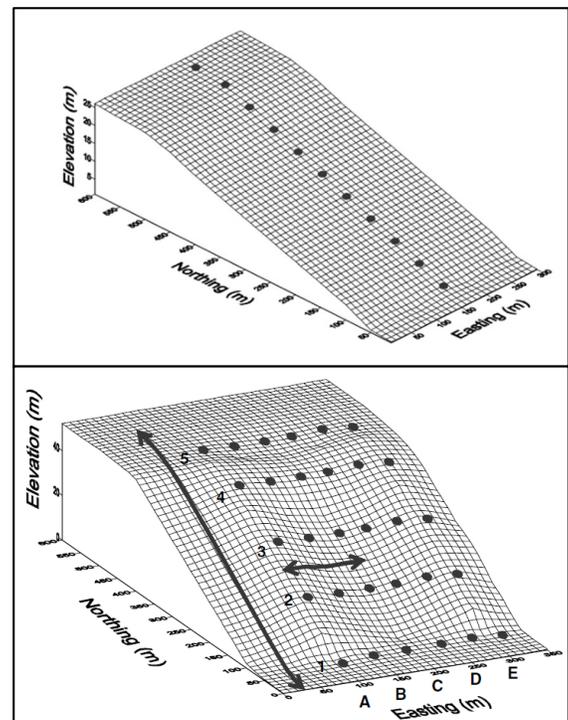


Figure 6. Exemples de patron d'échantillonnage pour le ^{137}Cs (Pennock et Appleby, 2002)

3. LE ^{137}Cs COMME INDICATEUR D'ÉROSION DANS DIVERSES ÉTUDES

La mesure de la redistribution spatiale du ^{137}Cs permet donc, avec un seul échantillonnage du sol, de quantifier les mouvements de sol en cours depuis le début des années 1960. La disposition de plusieurs points d'échantillonnage dans un champ permet de dresser un bilan complet de ces mouvements, tel qu'illustré à la figure 6. La mesure du ^{137}Cs peut être utilisée à diverses échelles spatiales, variant de la parcelle expérimentale au bassin versant.

Ces caractéristiques ont amené l'utilisation de cette approche pour dresser des inventaires de la sévérité de l'érosion à diverses échelles et dans plusieurs endroits du monde, tel qu'illustré par les exemples qui suivent.

3.1 INVENTAIRES RÉGIONAUX

L'île d'Orléans constitue une importante région de production agricole dans la région de Québec. D'une superficie totale de 192 km² (Marcoux, 1981), l'île compte plus de 8 200 ha en production agricole (Anonyme, 2015), allant de la ferme laitière à la ferme spécialisée en production horticole. Dans les années 1980-1990, une étude portant sur la sévérité de l'érosion des sols agricoles de l'île a été réalisée, utilisant le ^{137}Cs comme indicateur des mouvements de sol (Bernard et Laverdière, 1992). Soixante-trois (63) champs, couvrant les principales classes texturales, topographiques et d'utilisation du sol (production laitière vs horticole) ont été échantillonnés suivant des transects parallèles couvrant la surface totale de ces champs. Plus de 1 200 points ont ainsi été échantillonnés.

La figure 7 présente la fréquence de distribution des classes de mouvements de sols pour les points d'échantillonnage en champs horticoles ou laitiers. Dans les champs horticoles, on retrouve de plus hauts taux de perte de sol et ceux-ci sont plus fréquents que dans les champs à vocation laitière.

Inversement, les taux de redéposition de sol sont plus élevés et plus fréquents dans ces derniers. Il en résulte deux distributions de fréquence, celle pour les champs horticoles étant

déportée vers la droite, i.e. vers les hauts taux d'érosion, et celle pour les champs de fermes laitières étant déportée vers la gauche, i.e. vers les faibles taux d'érosion et les forts taux de redéposition.

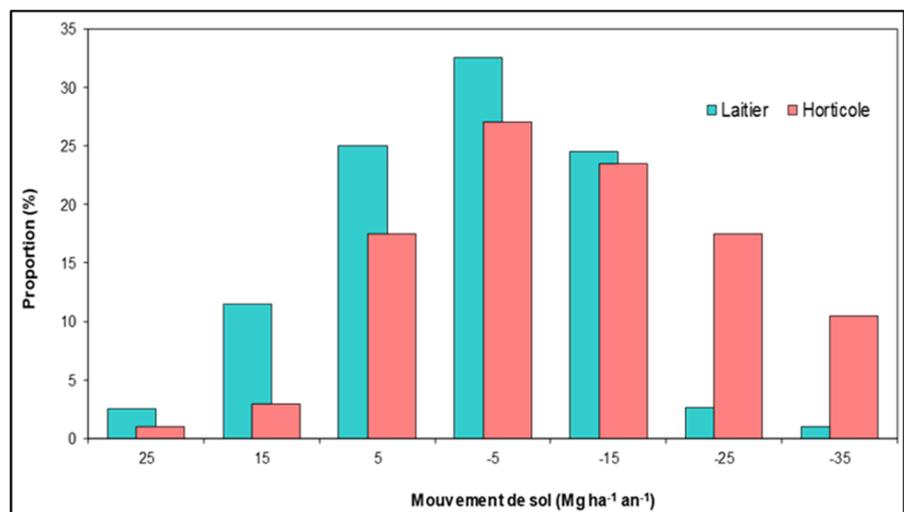


Figure 7. Classes de mouvements de sol à l'île d'Orléans (Bernard et Laverdière, 1992)

Tableau 2. Perte de sol à l'Île d'Orléans selon l'usage du sol et la pente (Bernard et Laverdière, 1992)

Occupation du sol	Pente (%)	Perte nette (t ha ⁻¹ an ⁻¹)
Laitier		2,8
Horticole		11,6
	0-2	3,6
	2-5	6,7
	5-9	7,8

Le tableau 2 présente les taux moyens d'érosion nette estimés à partir des mesures de ¹³⁷Cs. Comme prévu, la perte de sol augmente avec l'intensité de l'usage du sol et l'inclinaison de la pente. L'effet de la texture du sol ne s'est pas traduit par une différence marquée des taux d'érosion. La distribution de fréquence des classes de mouvements de sol pour les sols en production laitière différait de façon marquée de celle pour les sols en production horticole. Les premiers présentaient une plus grande fréquence de faibles taux de perte et de forts taux de redéposition, alors que la distribution était inversée pour les sols à vocation horticole.

3.2 INVENTAIRES PAR BASSIN VERSANT

Au cours des années 1990, le bassin de la rivière Boyer a fait l'objet de plusieurs études en raison de la dégradation de la qualité de ses eaux qui a eu comme conséquence la désertion de la rivière par l'éperlan, le grand brochet, l'anguille, ainsi que dix autres espèces de poissons (MELCC, 2018). Parmi les causes de cette dégradation, la sédimentation excessive dans la frayère occupant les derniers kilomètres du cours d'eau et l'apport excessif de substances nutritives (P notamment) ont vite été pointés du doigt. Ces problématiques suggèrent une activité érosive importante dans le bassin de la rivière, d'une superficie totale de 217 km² et dont 60 % est occupée par des activités agricoles.

Pour estimer la sévérité de l'érosion des sols dans le bassin, la mesure de la redistribution spatiale du ¹³⁷Cs a été utilisée. La superficie du bassin rendait cependant impossible l'échantillonnage de tous les champs. Le bassin versant a donc été divisé en isosecteurs présentant des conditions homogènes de sol et de topographie. Dans chacun de ces secteurs, des champs représentatifs (23) ont été échantillonnés le long de plusieurs transects parallèles. Plusieurs sites forestiers (14) ont aussi été échantillonnés, afin de dresser une carte des retombées de ¹³⁷Cs dans le bassin (figure 8).

Ces mesures ont permis d'estimer que la combinaison sol loameux - pente supérieure à 2 % produit les plus hauts taux d'érosion, avec une perte moyenne de près de 7 t ha⁻¹ an⁻¹. Cet isosecteur génère près de 39 % de la charge de sédiments quittant la limite des champs. Les loams sableux sur pentes inférieures à 2 % sont vraisemblablement à l'origine de plus de 36 % des sédiments quittant les champs, avec une perte moyenne de 5 t ha⁻¹ an⁻¹. Les loams limono-argileux, bien que couvrant une plus grande superficie que les deux classes précédentes ne produiraient qu'un peu

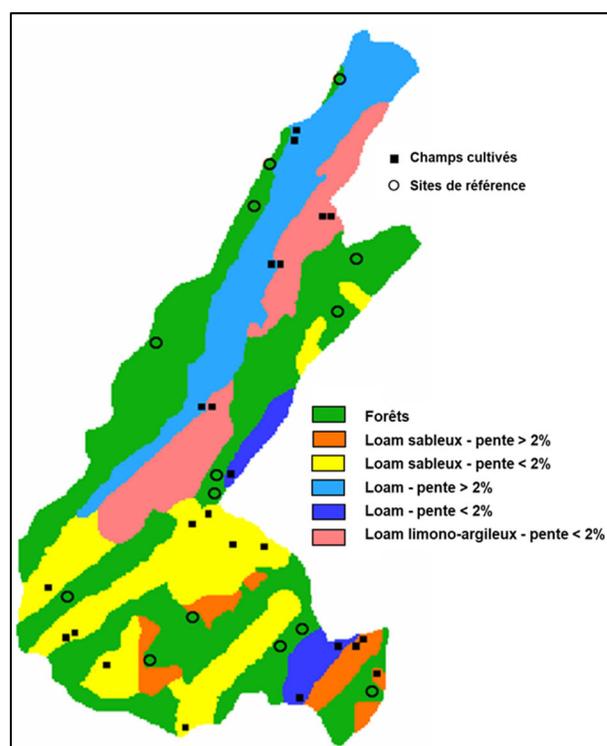


Figure 8. Rivière Boyer - isosecteurs et localisation des sites témoins et des champs cultivés (Mabit et al., 2007)

plus de 11 % des sédiments à la bordure des champs (tableau 3). De tels résultats permettent d'orienter d'éventuelles approches de conservation et de cibler les secteurs du bassin qui devraient faire l'objet d'une attention particulière et prioritaire dans le but d'atteindre une réduction maximale de l'érosion des sols et de la production de MES pour un investissement minimal en ressources humaines, techniques et financières.

Tableau 3. Production de MES à la sortie des champs des isosecteurs du bassin de la rivière Boyer (Mabit et al., 2007)

Texture sol	Pente (%)	Production MES des champs (t ha ⁻¹ an ⁻¹)	Superficie isosecteur (ha)	Production MES des isosecteurs (t an ⁻¹)	Fraction de la production totale (%)
Loam sableux	< 2	5,0	4 610	22 245	36,6
Loam sableux	> 2	5,5	1 070	5 489	9,0
Loam	< 2	3,6	700	2 498	4,1
Loam	> 2	6,9	3 310	23 509	38,7
Loam lim.-arg.	< 2	2,7	5 580	7 031	11,6
Total			12 270	60 771	100

En Ontario, Kachanoski et von Bertoldi (1996) ont estimé l'érosion des sols dans le bassin versant Kintmore, dans le sud-ouest de la province. Les auteurs ont subdivisé ce petit bassin versant (1,07 km²) selon sept classes de forme de relief. Un total de 352 points, répartis dans ces sept classes, ont été échantillonnés pour en mesurer la teneur en ¹³⁷Cs. En fonction du modèle de conversion utilisé, les auteurs ont estimé une perte de sol supérieure à 30 t ha⁻¹ an⁻¹ pour 29 % du bassin, entre 15 et 30 t ha⁻¹ an⁻¹ pour 44 % de celui-ci, entre 15 et 0 t ha⁻¹ an⁻¹ pour 21 % de la superficie et ils ont conclu à une déposition nette pour 6 % de la superficie du bassin.

Dans le nord de la France, à Vierzy, des mesures de ¹³⁷Cs ont permis d'établir l'importance des mouvements de sols dans un petit bassin versant d'une superficie de 1,8 km² (figure 9). Selon ces mesures, environ 50 % du bassin a subi une érosion nette, alors qu'une déposition nette s'est produite sur quelque 10 % de la surface. Pour le reste du bassin, un bilan nul a été estimé, i.e. que d'éventuelles pertes ont été compensées par des redépôts. Les auteurs ont de plus évalué qu'environ 59 % du sol érodé quittait effectivement les limites du bassin, pour une exportation nette de 1,9 t ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne.

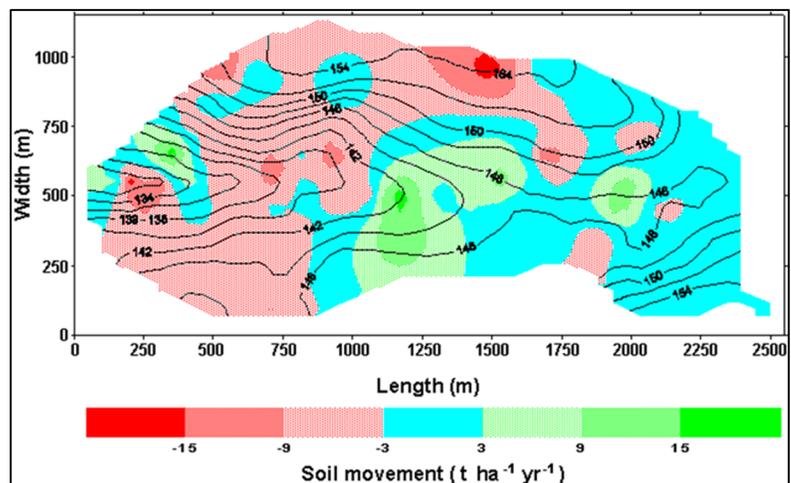


Figure 9. Mouvements de sols dans le bassin versant de Vierzy tels qu'estimés à l'aide de mesures de ¹³⁷Cs (Mabit et al., 1998)

3.3 INVENTAIRES NATIONAUX

Loughran et al. (2000) ont publié les résultats d'une étude sur l'érosion des sols dans l'Ouest de l'Australie, réalisée par la mesure de la teneur résiduelle des sols en ¹³⁷Cs. Soixante-dix champs ont été échantillonnés dans le cadre de cette étude, suivant plusieurs transects parallèles. Le tableau 4 présente la ventilation de ces 70 champs par

classe d'usage du sol et de perte de sol. Les pertes de sol les plus élevées ont été enregistrées pour les rotations Pâturage-Grandes Cultures ainsi que sous prairies naturelles. À l'opposé, les pâturages ont révélé les plus bas taux d'érosion.

Tableau 4. Distribution des sites étudiés par usage du sol et classe d'érosion (Loughran et al., 2000)

Perte de sol (t ha ⁻¹ an ⁻¹)	Nombre de sites (n)				(%)
	Pâturage- Grandes cultures	Pâturage- Horticulture	Pâturage	Prairies naturelles	
30 - 49,9	2	0	0	0	2,9
20 - 29,9	1	0	0	4	7,1
10 - 19,9	6	1	1	4	17,1
5 - 9,9	3	1	0	3	10,0
1 - 4,9	16	3	3	5	38,6
< 1	7	1	6	3	24,3
(%)	50,0	8,6	14,3	27,1	100,0

À l'aide de la redistribution spatiale du ¹³⁷Cs, Walling et Zhang (2010) ont produit une étude sur l'érosion des sols de l'Angleterre et du Pays de Galles. L'étude, réalisée entre 2003 et 2008, a porté sur 248 champs choisis de façon à être représentatifs des superficies cultivées et en pâturages des deux pays. Les champs ont été échantillonnés le long d'un seul transect. Des prélèvements de sol ont été réalisés sur plusieurs positions de ces transects. Au total, la teneur en ¹³⁷Cs a été mesurée sur plus de 2500 échantillons de sol. Cette procédure a permis d'estimer l'érosion brute et l'érosion nette dans chacun des champs étudiés, révélant du coup l'importance de la redéposition dans certains de ces champs. Outre l'usage du sol, les champs retenus pour l'étude ont également été sélectionnés de façon à refléter la variabilité des textures de surface et les pentes rencontrées dans les deux pays.

La figure 10 présente, pour les deux types d'usage du sol, la fréquence de proportions croissantes des superficies des champs étudiés qui se sont avérées avoir subi une érosion. Les classes de proportions élevées, i.e. de 50-60 % à 90-100 % de la surface du champ, sont beaucoup plus fréquentes pour les champs cultivés (en rouge) que pour les pâturages (en bleu). Inversement les faibles proportions (30-40 % et moins de la surface) sont beaucoup plus fréquentes pour les pâturages. De façon concrète, environ 23 % des champs cultivés étaient érodés sur 60-70 % de leur surface (colonne A), alors que 16 % des pâturages n'étaient érodés que sur 20 à 30 % de leur surface (colonne B). Cette distribution n'est pas sans rappeler celle observée à l'île d'Orléans (figure 7).

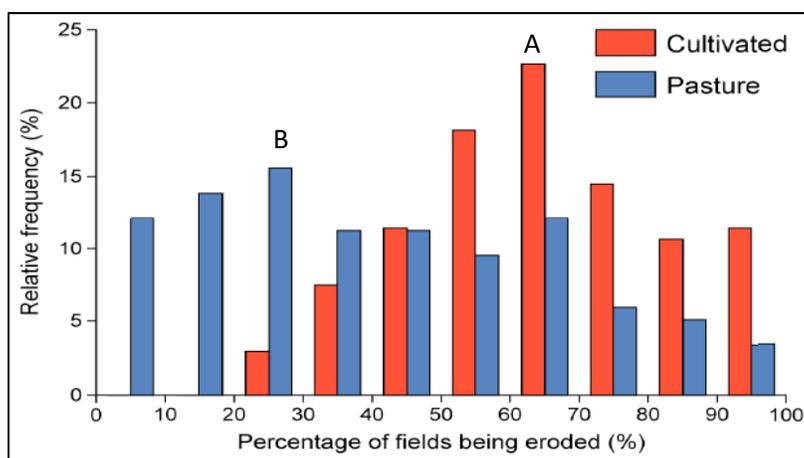


Figure 10. Fréquence de distribution de la proportion des champs érodés (Walling et Zhang, 2010)

Pour sa part, le tableau 5 présente diverses statistiques sur les taux d'érosion des champs cultivés et des pâturages. Les taux d'érosion brute ou nette sont beaucoup plus élevés dans les champs cultivés que dans les pâturages, bien que dans ces derniers on puisse retrouver des taux significatifs, avec des valeurs maximales de 13 et 11,7 t ha⁻¹ an⁻¹ pour l'érosion brute et nette respectivement. Les valeurs médianes sont cependant 3,5 fois plus élevées pour les champs cultivés que pour les pâturages. On note enfin que le rapport érosion nette/érosion brute est plus élevé dans les champs cultivés, signifiant qu'une fraction plus importante du sol érodé quitte effectivement les limites de ces champs.

Tableau 5. Taux d'érosion (t ha⁻¹ an⁻¹) dans les champs cultivés et les pâturages (Walling et Zhang, 2010)

	Champs cultivés			Pâturages		
	Érosion brute	Érosion nette	Nette/Brute	Érosion brute	Érosion nette	Nette/Brute
Minimum	1,2	0,0	0,00	0,5	0,0	0,00
Maximum	29,3	27,3	0,93	13,0	11,7	0,90
Moyenne	8,4	6,7	0,80	2,5	1,8	0,72
Médiane	6,6	5,2	0,79	1,8	1,2	0,67

4. UTILISATION DU ^{137}Cs DANS LE CADRE DE L'ÉTUDE SUR L'ÉTAT DE SANTÉ DES SOLS AGRICOLES DU QUÉBEC

L'Étude sur l'état de santé des sols agricoles du Québec (EESSAQ) vise à produire des données quantitatives sur l'état de santé des sols. La dernière grande étude de ce type remonte à la fin des années 1980 (Tabi *et al.*, 1990).

Dans le cadre de ce nouveau projet, diverses propriétés physiques, chimiques et biologiques sont mesurées pour les 71 principales séries de sol, ventilées par matériau parental et régions pédologiques du Québec. Six champs (sites) sont retenus par série de sol, pour un total de 426 champs. Quatre sont en production et les deux autres sont des sites témoins non dégradés, servant de base de comparaison pour les quatre autres. Lorsque possible, les sites échantillonnés par Tabi *et al.* (1990) sont retenus et rééchantillonnés, permettant alors de vérifier l'évolution des propriétés de ces sites au cours des 30 dernières années. Quatre points distants d'au moins 80 mètres sont échantillonnés dans chacun des champs retenus, pour un total de 1 704 points d'échantillonnage

Pour la quantification de l'érosion des sols, la mesure du ^{137}Cs a été retenue. Comme expliqué précédemment, cette approche est la seule permettant de mesurer l'ampleur réelle des mouvements de sol subis depuis le début des années 1960 par les champs échantillonnés. Cette période correspond à celle de l'intensification de l'agriculture québécoise susceptible d'avoir provoqué des pertes de sol significatives.

Les mesures de ^{137}Cs présentent aussi l'intérêt de produire des données intégrant l'effet de la variabilité interannuelle des conditions agronomiques et climatiques. Les valeurs qui seront établies seront donc représentatives des tendances à long terme et non seulement de l'effet des conditions agroenvironnementales récentes.

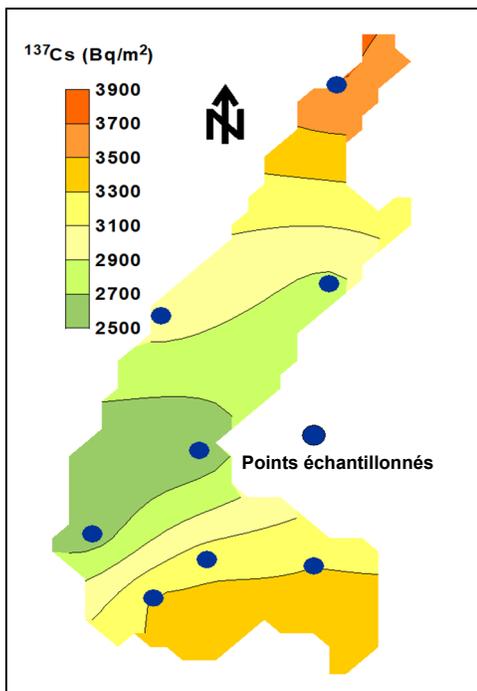


Figure 11. Carte des retombées de ^{137}Cs du bassin de la rivière Boyer (Bernard et Laverdière, 2000)

L'interprétation des mesures de ^{137}Cs en termes de mouvements de sol comportera 5 étapes :

1) Il conviendra d'abord d'établir une carte des retombées de ^{137}Cs , similaire à celle produite pour les études passées sur le bassin de la rivière Boyer (figure 11).

Cette carte sera établie à partir des données de précipitations annuelles totales pour la période 1961-1990, qui correspond à la période de retombées maximales, tel qu'illustré à la figure 3. La carte prendra en considération une série de stations météorologiques du Québec pour lesquelles les données recherchées sont disponibles.

Pour chacune des stations météorologiques retenues, le niveau des retombées de ^{137}Cs sera estimé à l'aide de la très forte relation établie entre l'importance des précipitations annuelles et celle des retombées de ^{137}Cs . Cette relation, illustrée à la figure 12, a été établie à partir de mesures réalisées en divers endroits en Amérique du Nord et présentant

des précipitations annuelles variant de 360 à 1 240 mm an⁻¹ (Bernard *et al.*, 1998). D'abord établie pour l'année 1990, la relation a été recalculée (équation 1) pour l'année 2019, année de référence pour l'évaluation de l'érosion des sols dans le cadre de l'EESQAQ.

2) Pour chacun des sites échantillonnés, la teneur mesurée du sol en ¹³⁷Cs (Bq m⁻²) sera comparée à la valeur locale des retombées. Une teneur supérieure aux retombées indiquera une accumulation nette de sol et une teneur moindre, une perte nette.

3) L'importance du mouvement net de sol sera estimée en traduisant la variation de l'inventaire en ¹³⁷Cs à l'aide du modèle d'interprétation approprié parmi ceux développés par Walling *et al.* (2014).

4) L'ensemble des sites échantillonnés sera analysé de la sorte. L'hypothèse est faite que les sites témoins devraient présenter des mouvements de sol d'amplitude inférieure aux sites cultivés. En effet, ces sites témoins ont été choisis en fonction de pratiques agricoles moins intensives que pour les sites dits «cultivés». On y retrouve en effet des boisés, des friches, des pâturages et des prairies de longue durée. Ces sites sont donc susceptibles d'avoir subi moins de dégradation, tant au niveau des propriétés physico-chimiques que des pertes de sol par érosion. L'analyse statistique des résultats permettra de confirmer ou d'infirmer cette hypothèse.

La distribution des sites échantillonnés sur les 71 principales séries de sol du Québec, de même que les données édaphiques, climatiques et topographiques de ces sites devraient permettre de vérifier l'impact de ces facteurs sur la sévérité de l'érosion, outre l'effet des pratiques agricoles.

Eq 1. $N_t = N_0 e^{-\lambda t}$

N_0 = activité initiale
 N_t = activité au temps t
 λ = constante radioactive du ¹³⁷Cs = ln(2)/T
T = demi-vie du ¹³⁷Cs = 30,12 ans

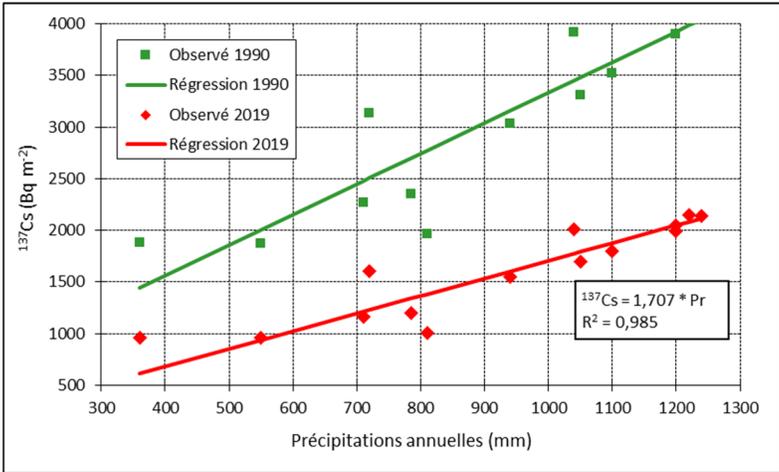


Figure 12. Relation entre l'inventaire des sols en ¹³⁷Cs et les précipitations annuelles moyennes pour divers sites en Amérique du Nord (d'après Bernard *et al.*, 1998)

5. CONCLUSION

L'universalité des retombées, la forte rétention de ces retombées par le sol, peu importe sa texture, la relative facilité de détection des teneurs résiduelles de ^{137}Cs dans les sols, à tout le moins dans l'hémisphère Nord, font de ce radioisotope d'origine anthropique un très intéressant indicateur des mouvements de sol, comme en font foi les plus de 4 500 articles rapportant son utilisation à cet effet (Matisoff et Whiting, 2011).

La validité de cette approche a été validée par sa utilisation dans de nombreux pays, présentant des conditions agroenvironnementales contrastées.

Son origine anthropique, ainsi que le caractère presque ponctuel dans le temps des retombées permettent d'estimer les mouvements de sol en cours depuis près de 60 ans, soit depuis le début de l'intensification de notre agriculture.

Des mesures portant sur une telle période intègrent la variabilité interannuelle des conditions agroenvironnementales et révèlent ainsi des tendances fortes et significatives. Le tout, avec un seul échantillonnage des sites d'intérêt.

Le recours à cette approche dans le cadre de l'EESSAQ permettra de quantifier rapidement et de façon économique les mouvements nets de sols subis par les 426 sites (champs) échantillonnés. Le protocole retenu pour cette étude permettra de quantifier l'influence du type de matériau déposé, des pratiques agricoles (rotations et pratiques culturales associées) et de la position topographique sur l'importance de l'érosion de nos sols agricoles.

6. RÉFÉRENCES

- ADEME. 2015. Organic carbon in soils - Meeting climate change and food security challenges. Brochure Ref. 8575. ADEME Éditions, Angers. 32 p.
- Adhikari, K., Hartemink, A.E. 2016. Linking soils to ecosystem services - A global review. *Geoderma* 262:101-111.
- Anonyme. 2015. Plan de développement de la zone agricole. MRC de l'Île-d'Orléans. 74 p.
- Basher, L.R., Matthews, K.M. 1993. Relationship between ^{137}Cs in some undisturbed New Zealand soils and rainfall. *Austr. J. Soil Res.* 31:655-663.
- Bernard, C., Laverdière, M.R. 2000. Using ^{137}Cs as a tool for the assessment and the management of erosion/sedimentation risks in view of the restoration of the Rainbow Smelt (*Osmerus mordax*) fish population in the Boyer River basin (Québec, Canada). *Acta Geol. Hispan.* 35:321-327.
- Bernard, C., Mabit, L., Laverdière, M.R., Wicherek, S. 1998. Césium-137 et érosion des sols. *Cahiers Agric.* 7:179-186.
- Bernard, C., Laverdière, M.R. 1992. Spatial redistribution of Cs-137 and soil erosion on Orléans Island, Québec. *Can. J. Soil Sci.* 72:543-554.
- Bernard, C., Laverdière, M.R., Pesant, A.R. 1992. Variabilité de la relation entre les pertes de césium et de sol par érosion hydrique. *Geoderma* 52:265-277.
- Bunzl, K., Kracke, W. 1988. 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.* 8:1-14.
- Daily, G.C., Matson, P.A., Vitousek, P.M., 1997. Ecosystem services supplied by soil. Pages 113-132 dans: *Nature Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Daily, G.C. (éd), Island Press, Washington DC.
- Davis, J.J. 1963. Cesium and its relationships to potassium in ecology. Pages 539-556 dans *Radioecology*. Schultz, V., Klements, A.W. Jr. (eds), Reinhold, New-York.
- FAO et ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources - Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome. 607 p.
- Fulajtar, E., Mabit, L., Renschler, C.S., Lee Zhi Yi, A. 2017. Use of ^{137}Cs for soil erosion assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) / International Atomic Energy Agency (IAEA), Rome, Italy. 64 p.
- Kachanoski, R.G., von Bertoldi, P. 1996. Monitoring soil loss and redistribution using ^{137}Cs . Rapport RES/MON-008/96. Plan vert Canada-Ontario en agriculture. 144 p.
- Kenimer, A.L., Mostaghimi, S., Young, R.W., Dillaha, T. A., Shanholtz, V.O. 1987. Effects of residue cover on pesticide losses from conventional and no-tillage systems. *Trans. ASAE* 30:953-959.
- Lajoie, P.G. 1975. Les terres agricoles du Québec méridional: distribution, étendue et qualité. Agriculture Canada, Publ. No. 1556. 62 p.
- Lal, R. (éd). 1988. Soil erosion research methods. Soil and Water Conservation Society, Ankeny. 244 p.
- 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.
- Livens, F.R., Baxter, M.S. 1988. Chemical associations of artificial radionuclides in Cumbrian soils. *Environ. Radioactiv.* 7:75-86.
- Loughran, R.J. 1989. The measurement of soil erosion. *Prog. Physic. Geogr.* 13:216-233.
- Loughran, R.J., Elliott, G.L., MacFarlane, D.J. 2000. A national reconnaissance survey of soil erosion in Western Australia. University of Newcastle (Australia). 264 p.

- Mabit, L., Chhem-Kieth, S., Dornhoffer, P., Toloza, A., Benmansour, M., Bernard, C., Fulajtar, E., Walling, D.E. 2014a. ^{137}Cs : a widely used and validated medium term soil tracer. Pages 27-77 dans: Guidelines for using fallout radionuclides to assess erosion and effectiveness of soil conservation strategies. IAEA-TECDOC-1741. Vienna.
- Mabit, L., Zapata, F., Dercon, G., Benmansour, M., Bernard, C., Walling, D.E. 2014b. Assessment of soil erosion and sedimentation: the role of fallout radionuclides. Pages 3-26 dans: Guidelines for using fallout radionuclides to assess erosion and effectiveness of soil conservation strategies. IAEA-TECDOC-1741. Vienna.
- Mabit, L., Bernard, C., Laverdière, M.R. 2007. Assessment of erosion in the Boyer River watershed (Canada) using a GIS oriented sampling strategy and ^{137}Cs measurements. *Catena* 71:242-249.
- Mabit, L., Bernard, C., Wicherek, S., Laverdière, M.R. 2002. Vertical redistribution of radiocaesium (^{137}Cs) in an undisturbed organic soil of Northeastern France. Pages 197-203 dans: Applied geomorphology: theory and practice. Allison, R.J. (éd), John Wiley and Sons, Chichester.
- Mabit, L., Bernard, C., Laverdière, M.R., Wicherek, S. 1998. Spatialisation, quantification et cartographie des problèmes érosifs à l'échelle d'un bassin versant agricole par un radio-isotope (^{137}Cs). *Étude & Gestion des Sols* 5:171-180.
- Marcoux, R. 1981. Étude pédologique des Îles d'Orléans, aux Coudres et aux Grues. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 64 p.
- Matisoff, G., Whiting, P.J., 2011. Measuring soil erosion rates using natural (^7Be , ^{210}Pb) and anthropogenic (^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{240}Pu). Pages 487-519 dans: Baskaran, M. (éd), Handbook of environmental isotope geochemistry. Advances in Isotope Geochemistry, vol. 1, (Chapter 25).
- MELCC. 2018. Le bassin versant de la rivière Boyer. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. Consulté le 5 décembre 2018. www.environnement.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/boyer/index.htm.
- Miller, J.R., Reitemeier, R.F. 1963. The leaching of radiostrontium and radiocesium through soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 27:141-144.
- Montanarella, L., Jon Pennock, D., McKenzie, N., Badraoui, M., Chude, V., Baptista, I., Mamo, T., Yemefack, M., Singh Aulakh, M., Yagi, K., Young Hong, S., Vijarnsorn, P., Zhang, G.-L., Arrouays, D., Black, H., Krasilnikov, P., Sobocká, J., Alegre, J., Henriquez, C.R., Mendonça-Santos, MdL., Taboada, M., Espinosa-Victoria, D., AlShankiti, A., AlaviPanah, S.K., El Mustafa Elsheikh, E.A., Hempel, J., Camps Arbestain, M., Nachtergaele, F., Vargas, R. 2016. World's soils are under threat. *Soil* 2:79-82.
- Montgomery, D.R. 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 104:13268-13272.
- Pennock, D.J. Appleby, P.G. 2002. Site selection and sampling design. Pages 15-40 dans: Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides, Zapata, F. (éd), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Rogowski, A.S., Tamura, T. 1970. Environmental mobility of cesium-137. *Radiat. Bot.* 10:35-45.
- Sinukaban, N. 1981. Erosion selectivity as affected by tillage-planting systems. Ph. D. Thesis. Univ. of Wisconsin-Madison. 107 p.
- Tabi, M., Tardif, L., Carrier, D., Laflamme, G., Rompré, M. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec – Rapport synthèse. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 65 p.
- Tamura, T. 1964. Selective sorption reaction of caesium with mineral soils. *Nucl. Saf.* 5:262-268.
- Verity G.E., Anderson, D.W. 1990. Soil erosion effects on soil quality and yield. *Can. J. Soil Sci.* 70:471-484.

- Walling, D.E., Zhang, Y., He, Q. 2014. Conversion models and related software. Pages 125-148 dans: Guidelines for using fallout radionuclides to assess erosion and effectiveness of soil conservation strategies. IAEA-TECDOC-1741. Vienna.
- Walling, D.E., Zhang, Y. 2010. A national assessment of soil erosion based on Caesium-137 measurements. *Advances in GeoEcology* 41:89-97.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses - A guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537. 60 p.