



**HAL**  
open science

## Datations au $^{137}\text{Cs}$ , $^{134}\text{Cs}$ et $^{210}\text{Pb}$ de dépôts de crues du XXe siècle

Philippe Bonte, Jean-Louis Ballais, Marcel Masson, Houyem Ben Kehia,  
Cyrille Eyraud, Gérald Garry, Aziza Ghram

### ► To cite this version:

Philippe Bonte, Jean-Louis Ballais, Marcel Masson, Houyem Ben Kehia, Cyrille Eyraud, et al.. Datations au  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  et  $^{210}\text{Pb}$  de dépôts de crues du XXe siècle. *Datation*, 2001, Antibes, France. pp.141-157. hal-01569357

**HAL Id: hal-01569357**

**<https://amu.hal.science/hal-01569357>**

Submitted on 26 Jul 2017

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

## Datations au $^{137}\text{Cs}$ , $^{134}\text{Cs}$ et $^{210}\text{Pb}$ de dépôts de crues du XX<sup>e</sup> siècle

*Philippe BONTÉ\**, *Jean-Louis BALLAIS\*\**, *Marcel MASSON\*\*\**,  
*Houyem BEN KEHIA\*\**, *Cyril EYRAUD\*\**, *Gérald GARRY\*\*\*\**, *Aziza GHRAM\*\**

### RÉSUMÉ

Une série de carottages a été entreprise dans le lit majeur de cours d'eau affluents du Rhône. Le but de ces recherches est de démontrer que la tendance à l'accumulation, souvent initiée pendant la période antique, voire dès le Néolithique, continue au cours du XX<sup>e</sup> siècle.

Jusqu'à maintenant, trois carottages ont été effectués : un dans le lit majeur du Gardon d'Anduze et deux dans celui de l'Ouvèze.

Les analyses sédimentologiques permettent de reconstituer les phases d'accumulation récentes. Les séquences supérieures ont pu être datées en utilisant plusieurs isotopes radioactifs naturels et artificiels, en particulier  $^{137}\text{Cs}$  et  $^{134}\text{Cs}$ . Dans le lit majeur du Gardon d'Anduze, la séquence supérieure, constituée de sables grossiers, est formée des dépôts de la crue de 1958, la plus importante du XX<sup>e</sup> siècle, d'une épaisseur d'environ 30 cm. Dans le lit majeur de l'Ouvèze à Vaison-la-Romaine, les 31 cm supérieurs, constitués de sables fins, ont été déposés par la crue du 22 septembre 1992, la plus grande crue probablement depuis 1616.

Hélas, le  $^{210}\text{Pb}$  ne donne pas de résultats fiables, en raison de la discontinuité de la sédimentation. Ainsi, il n'a pas été possible de dater les dépôts antérieurs à 1955.

D'autres carottages sont prévus dans le lit majeur de la Meuse afin de tester ces résultats préliminaires et d'affiner la méthode.

---

\* Laboratoire des sciences du climat et de l'environnement, Domaine du CNRS, avenue de la Terrasse, F-91198 Gif-sur-Yvette.

\*\* Institut de géographie et UMR ESPACE CNRS, 29, avenue Robert-Schuman, F-13621 Aix-en-Provence cedex 1.

\*\*\* CETE Méditerranée, Département HACE, BP 37000, F-13791 Aix-en-Provence cedex 3.

\*\*\*\* Ministère de l'Équipement, Direction GUHC, Arche de la Défense, Paroi sud, F-92055 La Défense cedex.

**ABSTRACT**

This study was undertaken to test the application of environmental radioactive tracers to verify that the general trend for sediment accumulation in floodplain, often initiated during antique time, is still processing.

Three sediment cores have been studied, collected on the floodplains of Rhône river tributaries : the Gardon d'Anduze river and Ouvèze river.

We present the different tracers available in this environment. Artificial radioisotopes  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{134}\text{Cs}$  make it possible to identify the extent of the last major floods. The natural radioisotope  $^{210}\text{Pb}$  confirms these observations but does not enable to date the previous ones.

---

La prévision des risques naturels est une mission complexe qui doit faire appel à des approches originales puisque, par définition, un risque n'est pas lié à un événement régulier et que son étude s'avère donc difficile. C'est le cas des risques d'inondations, dont les conséquences peuvent être très graves comme on l'a constaté en 1992 à Vaison-la-Romaine.

Les méthodes classiques de l'hydraulique devraient être améliorées pour fournir des cadres de référence indiscutables. Des approches plus naturalistes comme la géomorphologie pourraient les compléter, pour peu que l'on possède un référentiel commun. L'approche historique peut conduire à cette articulation puisqu'elle est utilisée par chacune de ces méthodes, l'une (hydraulique) par la prise en compte des relevés de crues survenues dans le passé, l'autre (géomorphologie) en délimitant dans l'espace l'enveloppe de l'ensemble des crues de la dernière période géomorphologique. Les techniques de datation des dépôts sédimentaires résultant des crues successives devraient permettre de réaliser l'articulation entre les échelles temporelles différentes utilisées par les deux méthodes.

L'objet de cette communication est la présentation des techniques fondées sur les marqueurs radioactifs environnementaux  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  et  $^{210}\text{Pb}$ .

Une première application a été réalisée sur trois sites présélectionnés, bien connus au plan géomorphologique et hydraulique (Masson, 1993 ; Masson *et al.*, 1996 ; Arnaud-Fassetta *et al.*, 1993) : sur le Gardon d'Anduze à Attuech (Gard) et sur l'Ouvèze à Vaison-la-Romaine et à Bédarrides (Vaucluse).

## Problématique de la sédimentation alluviale dans les lits majeurs des rivières

Un des éléments clés de l'évaluation des risques d'inondation est la morphologie du lit majeur des rivières, à partir de laquelle on pourra évaluer les surfaces qui seront exposées. Les modèles utilisés pour évaluer ces surfaces doivent être calibrés sur les rares événements passés. Une recherche des données historiques, qui peuvent être très anciennes, doit permettre de tenir compte des événements les plus extrêmes. Cette étude revient aux géomorphologues.

Pour comprendre l'évolution holocène des cours d'eau des domaines tempéré et méditerranéen, les géomorphologues doivent remonter à la dernière glaciation. À la fin de cette période, des séquences détritiques grossières se sont accumulées. Le réchauffement qui suivit s'accompagna d'une baisse de la compétence des cours d'eau puis d'un développement de nouvelles séquences alluviales, caractérisées par l'épandage de matériaux fins dans les lits majeurs. Ce qui est remarquable, c'est qu'on constate que les processus de sédimentation se poursuivent très souvent à l'échelle historique.

La question qui se pose alors est la suivante : *la tendance séculaire à l'accumulation dans les lits majeurs des rivières se poursuit-elle de nos jours ?*

Il est donc nécessaire de trouver des marqueurs temporels dans les alluvions déposées lors des dernières crues majeures. Deux sortes de marqueurs peuvent théoriquement être utilisés : des marqueurs chimiques, polluants introduits dans l'environnement à une époque donnée, comme le sulfate de cuivre par exemple, et des marqueurs radioactifs naturellement répartis d'une manière uniforme à l'échelle d'un bassin versant, que nous appellerons « marqueurs radioactifs environnementaux ».

C'est ce second type de marqueurs que nous avons choisi de rechercher.

## Marqueurs radioactifs environnementaux

Comme dans le cas des marqueurs chimiques, les seuls marqueurs utilisables sont ceux qui restent fixés sur les particules. C'est un premier impératif.

En second lieu, nous ne nous intéresserons qu'à ceux qui sont accessibles sans traitement chimique, de manière à rester dans un domaine réaliste en regard de la charge de travail analytique. Cela nous conduit à nous restreindre aux émetteurs gamma. En effet, les photons gamma ont deux particularités très intéressantes : (1) ce sont des particules qui n'interagissent que très peu avec la matière et peuvent donc être détectés autour d'un échantillon de quelques dizaines de grammes de sol (sans purification/dissolution chimique) et (2) ils ont des énergies très précises, spécifiques à chacun des isotopes recherchés. En une seule analyse, on obtient donc les activités de plusieurs marqueurs différents.

L'analyse par spectrométrie gamma d'un échantillon de sédiment consiste d'abord à isoler par tamisage à sec la fraction « fine » de sédiment (généralement, la fraction inférieure à 200  $\mu\text{m}$ ) puisque la fixation des marqueurs intéressants est quasi nulle sur le matériel grossier, qui ne joue alors qu'un rôle de diluant. Une aliquote de 60 à 80 g est alors conditionnée dans une géométrie précise et est posée pendant 24 à 48 heures sur le détecteur. Celui-ci est un cristal de germanium hyper pur, protégé de l'activité gamma ambiante par un château de plomb et associé à une chaîne d'amplification et d'analyse du signal détecté. Le spectre obtenu représente l'histogramme des photons gamma détectés, classés sur 8 000 canaux en fonction de leur

énergie (entre 30 keV et 2 MeV). Sur un spectre « typique » des échantillons de sédiment analysés, on constate un grand nombre de pics, correspondant pour la grande majorité à la radioactivité intrinsèque des minéraux argileux, relativement riches en uranium, thorium et potassium. Quelques rares pics correspondent aux marqueurs radioactifs « environnementaux ». On peut les ranger en deux catégories : les marqueurs événementiels et les marqueurs continus.

### Les marqueurs événementiels

Les marqueurs événementiels sont des isotopes d'éléments radioactifs qui ont été introduits dans l'environnement lors d'un événement précis, alors qu'ils n'existent pas naturellement sur la Terre. Nous disposons de deux marqueurs, émetteurs gamma, de ce type, qui sont tous deux des isotopes du césium, un élément qui se fixe bien sur les particules fines des sols et des matières en suspension dans les rivières.

Il s'agit tout d'abord du  $^{137}\text{Cs}$ , de 30,2 ans de période radioactive, introduit une première fois sur toute la surface de la planète à partir de 1945, mais surtout entre les années 1953 et 1963, conséquence des essais thermonucléaires en atmosphère (423 essais en atmosphère, entre 1945 et 1980, représentant une puissance dégagée de plus de 500 Mt de TNT, dont 60 % pour les seules années 1961-1962, PNUE, 1984, fig. 1). La puissance de ces explosions (les bombes « H ») a été telle que des activités considérables d'éléments radioactifs (produits de fission de l'uranium ou du plutonium, produits d'activation neutronique) ont été injectées à très haute altitude (fig. 2).

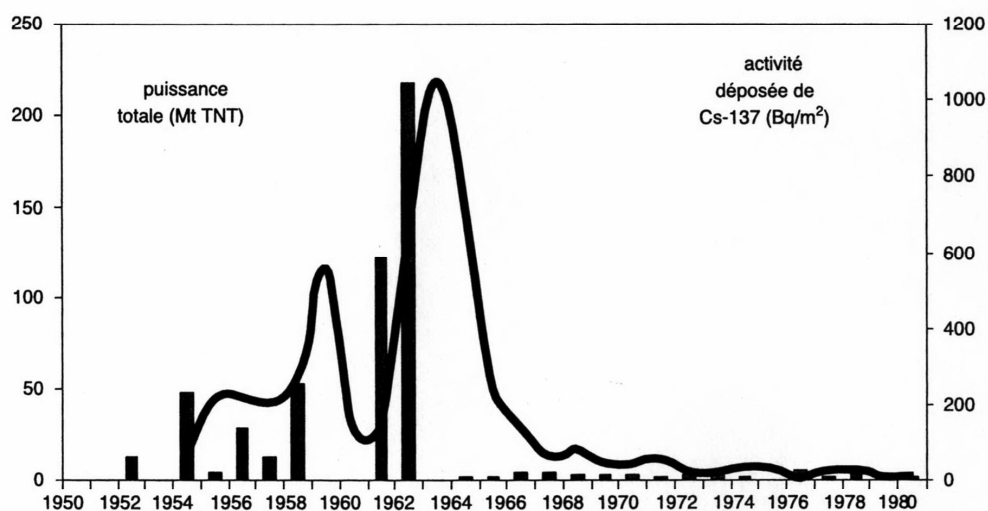


Fig. 1. Calendrier des essais nucléaires en atmosphère, en puissance estimée (Mt de TNT, PNUE, 1984) et bilan des retombées de  $^{137}\text{Cs}$  aux moyennes latitudes de l'hémisphère Nord (en Bq/m<sup>2</sup>, Cambray *et al.*, 1989).

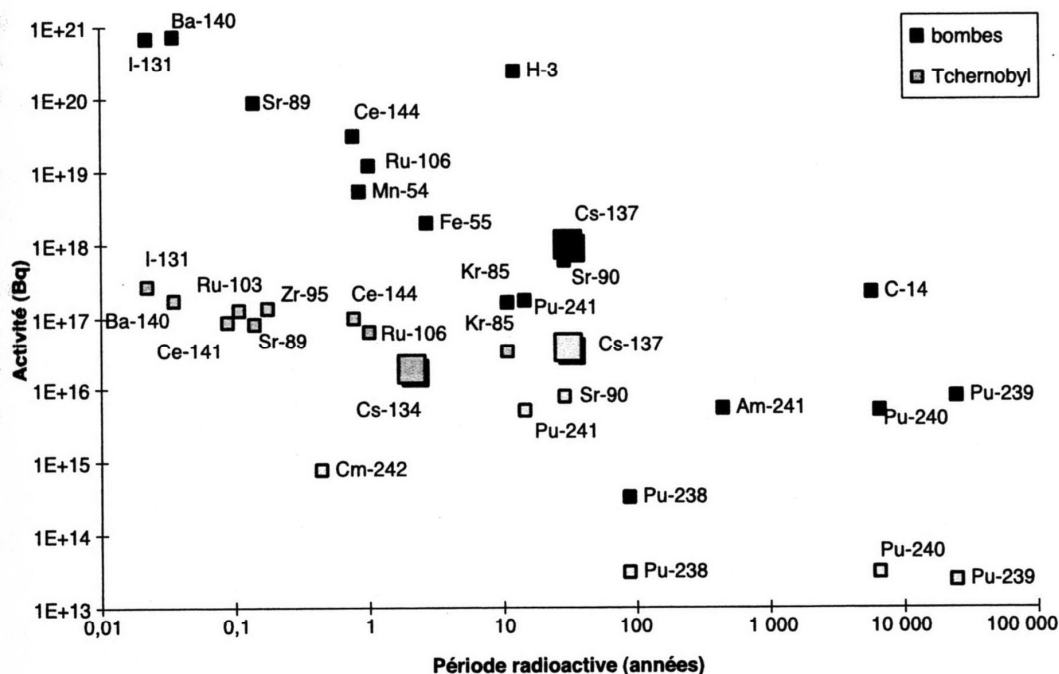
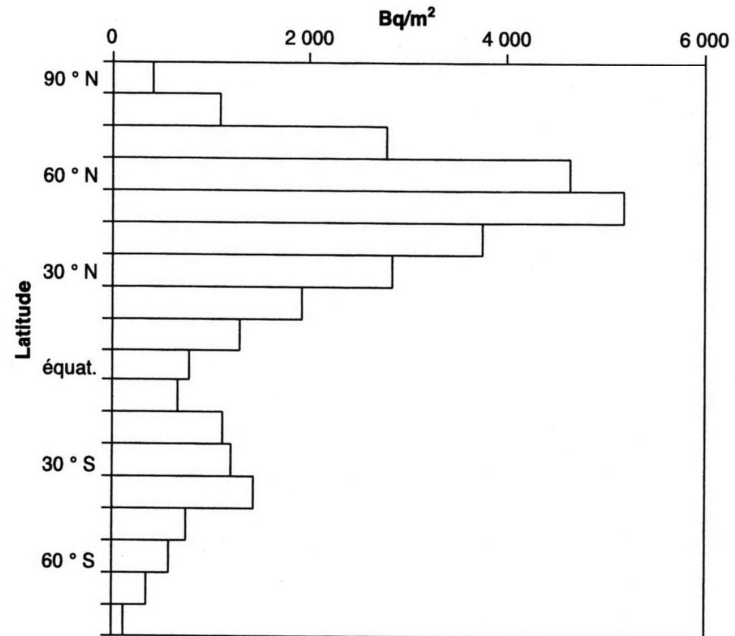


Fig. 2. Production de radionucléides lors des essais nucléaires, en fonction de leur période radioactive (source : UNSCEAR, 1982, 1988).

Ce passage dans la stratosphère a permis une homogénéisation de leur répartition autour de la planète, la majeure partie restant dans l'hémisphère d'origine, l'hémisphère Nord. Les aérosols contaminés redescendent par gravité, avec un séjour de plusieurs mois à deux ans dans la basse stratosphère. Le transfert vers la troposphère se fait préférentiellement au printemps et aux moyennes latitudes. Le dépôt est alors assez rapide. La distribution longitudinale est donc très asymétrique, et concerne principalement nos latitudes (fig. 3).

Même si la répartition est très variable en fonction de la latitude, toute la planète a été touchée, et le  $^{137}\text{Cs}$  est un marqueur universel des particules fines qui étaient exposées aux retombées atmosphériques du début des années 1960. Il a été maintes fois démontré que ce radio-isotope s'est rapidement et très solidement fixé aux particules les plus fines des sols et les a suivies tout au long de leurs déplacements (Schulz *et al.*, 1960 ; Owens *et al.*, 1996 par exemple). Les activités déposées sont partout suffisamment élevées pour permettre leur détection, en raison de la longue période radioactive de cet isotope et des caractéristiques du rayonnement gamma émis : forte énergie (661 keV) dans une région libre d'interférence notable avec la radioactivité intrinsèque de tout échantillon de sol (due à l'uranium, au thorium et au potassium contenu dans les minéraux).

Nous sommes donc en possession d'un marqueur universel qui apparaît en 1955 pour culminer en 1963. Le décalage d'une année entre les explosions et les dépôts au sol est la conséquence directe du transit dans la stratosphère (fig. 1).



**Fig. 3.** Répartition longitudinale des retombées de  $^{137}\text{Cs}$  à la suite des essais nucléaires (bilan des activités retombées sur les sols, en Bq/m<sup>2</sup>, source : UNSCEAR, 1982).

Une seconde marque temporelle nous est donnée par les retombées de l'accident de la centrale de Tchernobyl, en Ukraine, le 26 avril 1986 (UNSCEAR, 1988). L'explosion du réacteur n° 4 n'a pas eu, de très loin, la puissance d'une explosion thermonucléaire et n'a donc contaminé que la troposphère. Elle a cependant libéré une grande quantité d'éléments radioactifs, dont du  $^{137}\text{Cs}$  (fig. 2). Il n'y a alors pas eu d'homogénéisation au niveau de l'hémisphère Nord et les retombées ont essentiellement concerné l'Europe de l'Ouest. Ces retombées ont donc été rapides, ce qui leur a donné une forte hétérogénéité spatiale, en fonction des vents qui ont déplacé le nuage radioactif et des précipitations locales.

Dans le cas d'une sédimentation régulière, comme dans un lac, l'analyse de la distribution du  $^{137}\text{Cs}$  en fonction de la profondeur peut donner une analyse stratigraphique précise des dépôts, avec la reconnaissance des pics de retombées des bombes, puis de l'arrivée brutale des sédiments marqués par l'accident de Tchernobyl (He *et al.*, 1996). Cependant, dans le lit majeur d'une rivière où les dépôts sont discontinus, il n'est pas souvent facile de distinguer le  $^{137}\text{Cs}$  des bombes de celui de Tchernobyl. De plus, l'hétérogénéité géographique des retombées de Tchernobyl, même à l'échelle locale, ne permet pas une reconnaissance sans équivoque du pic d'activité correspondant à cet événement, ou encore plus difficilement de son absence. En effet, tous les sols de surface ont été marqués par le  $^{137}\text{Cs}$  des bombes, avec une activité moyenne de 5 à 10 Bq/kg dans la couche labourée, supérieure dans les prairies et forêts (absence de mélange avec du sol plus profond non contaminé), alors que le marquage par le  $^{137}\text{Cs}$  de Tchernobyl n'est souvent que de

quelques Bq/kg. Ce surplus est alors délicat à reconnaître, d'autant plus que, dans le cas de laisses de crues, les particules déposées peuvent provenir de plusieurs sous-bassins.

La réponse peut cependant être donnée de manière indéniable dans certains cas, par la détection d'une activité, si faible soit elle, de l'isotope  $^{134}\text{Cs}$  du césium. Ce dernier n'a en effet été produit qu'en faibles quantités par les explosions nucléaires (c'est un produit d'activation neutronique du césium naturel et non pas un produit de fission de l'uranium ou du plutonium), et il a rapidement disparu de la planète en raison de sa courte période radioactive (2,06 ans). Les seules sources sont donc les réacteurs nucléaires et les usines de retraitement de déchets radioactifs, dont les rejets sont devenus insignifiants. Le vrai marqueur injecté par l'explosion du réacteur de Tchernobyl est donc un mélange de ces deux isotopes, dans des proportions bien établies, un rapport d'activité  $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$  de 2,0 au moment de l'accident (UNSCEAR, 1988). Depuis lors, ce rapport grandit avec une période « apparente », combinaison des périodes de décroissance des deux isotopes, de 2,21 ans. Ce rapport est donc de 110 en avril 2001, mais il n'était que de 23 en 1996, et le  $^{134}\text{Cs}$  pouvait être encore détecté dans certains sites du sud-est de la France (Charmasson *et al.*, 1998 ; Rostan *et al.*, 1997).

### Les marqueurs continus

Les marqueurs temporels continus intéressants sont le  $^7\text{Be}$  et le  $^{210}\text{Pb}$ . Ils sont naturels et arrivent avec les retombées atmosphériques depuis que l'atmosphère s'est construite. Ce sont des marqueurs temporels en raison de leurs courtes périodes radioactives.

Le  $^7\text{Be}$  a une très courte période radioactive (53 jours). C'est un cosmonucléide produit dans la haute atmosphère par l'interaction des rayonnements cosmiques sur l'azote et l'oxygène de l'air. Il est aisément détectable (photon à 477 keV sans interférence), a une forte affinité pour les particules ( $K_D = 50\,000$ ) et marque les sédiments les plus récents (Wallbrink, Murray, 1993). Cependant, sa période est trop courte pour que ce marqueur soit utile dans la problématique présente.

Le  $^{210}\text{Pb}$ , toujours naturel, a deux origines : une première intrinsèque aux particules, en tant que descendant de l'uranium, « inerte » dans le temps et qui n'a donc pas d'intérêt dans notre problématique, et une seconde, comme descendant du radon atmosphérique. Ce  $^{210}\text{Pb}$  est le premier descendant du radon atmosphérique ( $^{222}\text{Rn}$ ) de période suffisamment longue (22,26 ans) pour lui permettre de quitter l'atmosphère, entraîné vers les sols par les précipitations (fig. 4). C'est cette fraction de  $^{210}\text{Pb}$  qui constitue un marqueur temporel. En effet, ces atomes, qui vont s'adsorber sur les particules en surface des sols ou en suspension dans les eaux des rivières, sont « orphelins » et vont disparaître au cours du temps. Voilà pourquoi on parle « d'excès de  $^{210}\text{Pb}$  ». À la différence du  $^{137}\text{Cs}$ , le marquage est alors continu



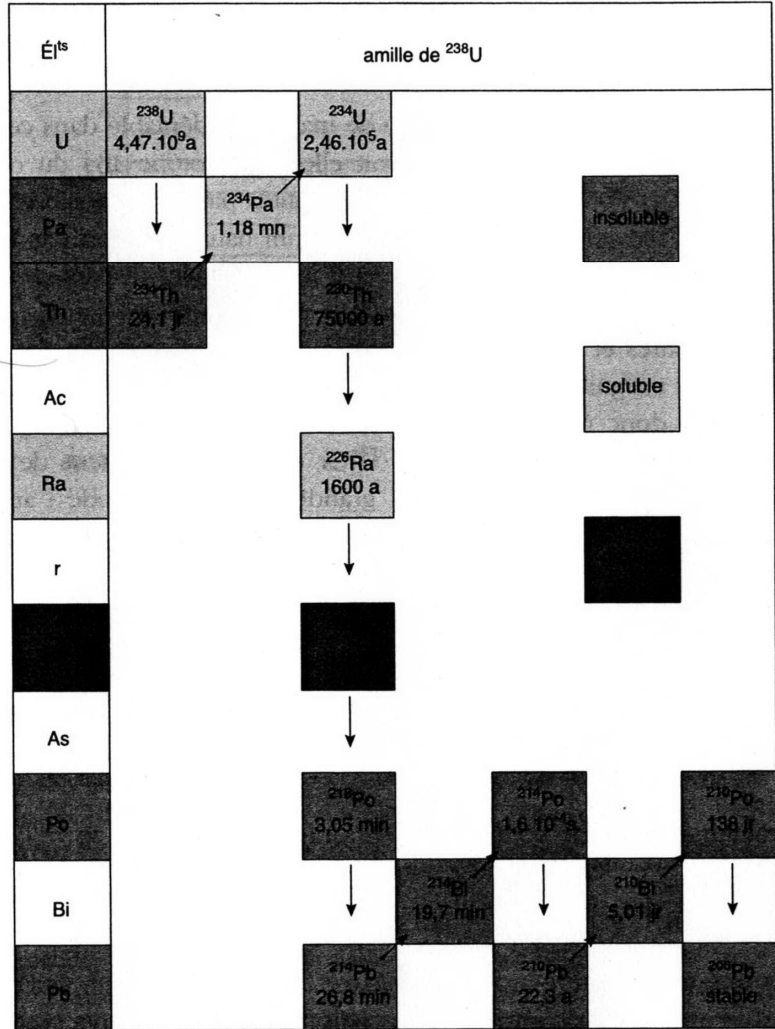


Fig. 4. Schéma de filiation radioactive des isotopes descendant de l'uranium-238.

(Walling *et al.*, 1996). C'est un marqueur souvent utilisé dans les sédiments de rivière et de lac (Appleby, Oldfield, 1983). Ce marqueur n'est toutefois utilisable que si la fraction d'origine atmosphérique est suffisamment importante par rapport à la fraction intrinsèque pour que l'on puisse évaluer cet « excès de  $^{210}\text{Pb}$  » avec précision. En pratique, il s'agit de déterminer la fraction de  $^{210}\text{Pb}$  intrinsèque en recherchant un antécédent émetteur gamma, puisque tous les membres de la famille de l'uranium-238 sont, dans les systèmes fermés constitués par les particules minérales, à l'équilibre séculaire (fig. 4). Les meilleurs candidats sont le  $^{214}\text{Pb}$  et le  $^{214}\text{Bi}$  en raison des fortes raies gamma émises. Nous utilisons les trois plus intenses, de manière à améliorer la précision statistique, à 295, 352 et 609 keV. Le  $^{210}\text{Pb}$  total est estimé à partir de sa seule raie gamma, à 46 keV, qui a plusieurs inconvénients : son énergie

étant particulièrement faible, l'absorption dans les échantillons n'est pas négligeable (nécessité d'une calibration avec un standard de même densité), le taux d'émission n'est que de 4 %, le rendement de la plupart des détecteurs est faible à cette énergie, et, enfin, seuls les détecteurs dits « bas bruit de fond » (construits avec des matériaux strictement sélectionnés) sont utilisables (la plupart des détecteurs gamma courants ont eux-mêmes une activité intrinsèque en  $^{210}\text{Pb}$  que l'on doit soustraire à celle mesurée avec l'échantillon). L'excès de  $^{210}\text{Pb}$  est alors déterminé comme différence entre l'activité du  $^{210}\text{Pb}$  total et celle déduite des pics de  $^{214}\text{Pb}$  et  $^{214}\text{Bi}$ . Il est ainsi évident que la précision des mesures sera plus faible que celle obtenue avec le  $^{137}\text{Cs}$  ; on ne pourra que très rarement exploiter une valeur d'excès de l'ordre de quelques Bq/kg dans un sédiment argileux, alors qu'une activité en  $^{137}\text{Cs}$  de l'ordre du Bq/kg est tout à fait significative.

Enfin, les analyses par spectrométrie gamma donnent également accès aux teneurs en uranium, thorium et potassium, dont les variations peuvent refléter des changements dans la composition du sédiment.

## Exemples d'application sur trois carottages d'affluents du Rhône

Une carotte a été prélevée à chaque site, le carottage étant prolongé à travers toute l'épaisseur de limons, jusqu'à ce qu'il se bloque dans les graviers et galets sous-jacents.

### La carotte du lit majeur du Gardon d'Anduze à Attuech

Cette carotte, forée sur la rive droite du Gardon d'Anduze en décembre 1996, juste au nord du village, est la plus courte : 84 cm. Elle est constituée de quatre séquences de sédimentation comprenant, au total, 12 couches (fig. 5). Les bases des quatre séquences (E1S1-1 à 2, E1S1-3 à 6, E1S1-7 à 10 et E1S1-11 à 12) ont été analysées, ainsi que trois couches intermédiaires.

Les résultats concernant les radio-isotopes artificiels sont présentés dans le tableau 1.

Il apparaît nettement que les deux séquences les plus profondes sont antérieures aux années 1950. La troisième séquence est plus complexe puisque aucune activité de  $^{137}\text{Cs}$  n'est détectée dans la couche E1S1-7 alors que la couche E1S1-8 a une activité assez forte (11,7 Bq/kg). La quatrième séquence est également postérieure aux années 1950, avec toutefois une activité assez faible à sa base (4,7 Bq/kg). En surface, l'activité de  $^{137}\text{Cs}$  est particulièrement élevée (33,9 Bq/kg). Dans cette dernière couche, la présence de  $^{134}\text{Cs}$  indique un dépôt marqué par les retombées de Tchernobyl. On peut donc estimer la part du  $^{137}\text{Cs}$  apporté par cet accident et en

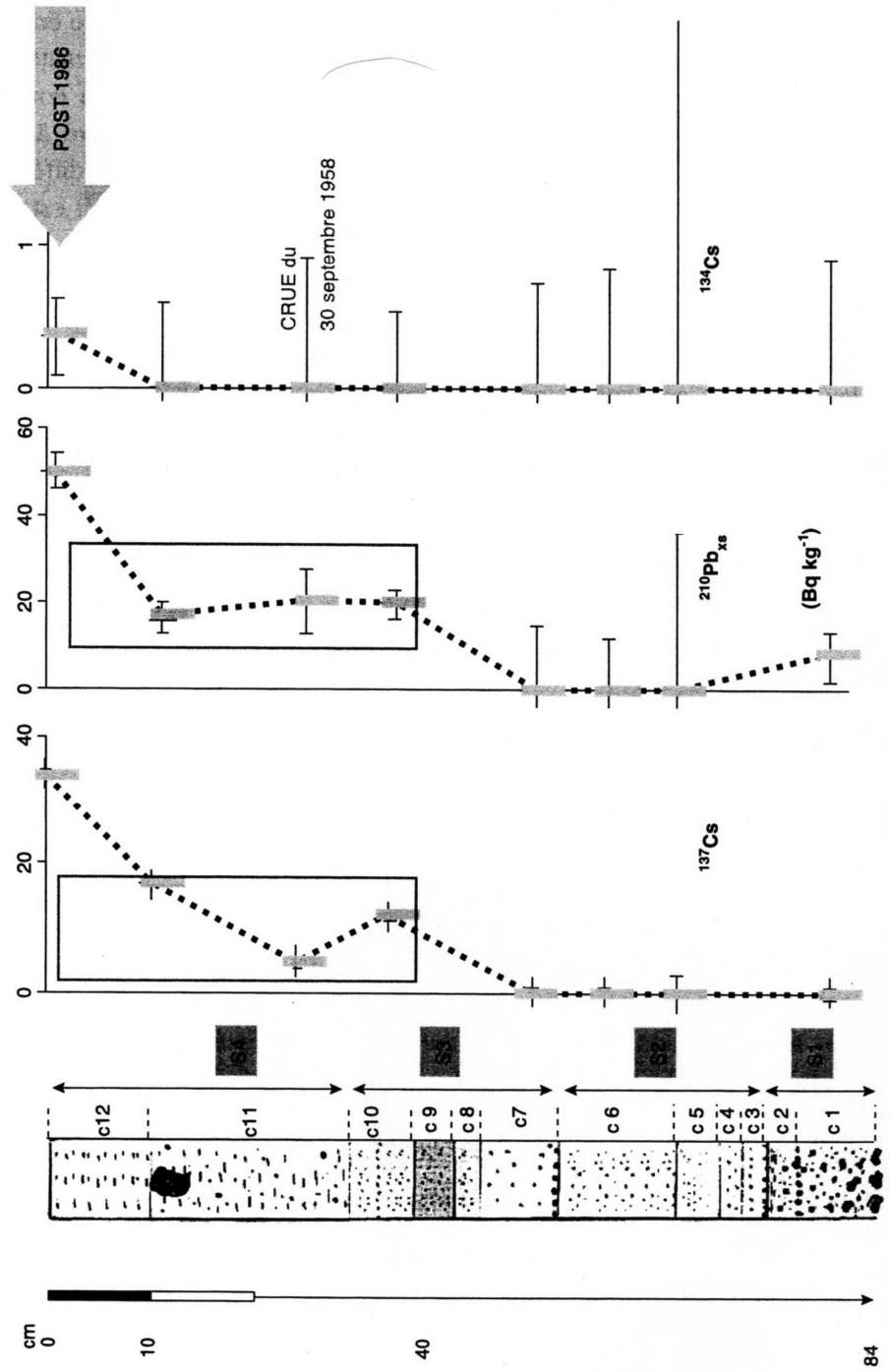


Fig. 5. Stratigraphie de la carotte d'Attuech, lit majeur du Gardon d'Anduze.

	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/kg)	$^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg)	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/kg) 1 <sup>er</sup> mai 1986	$^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg) 1 <sup>er</sup> mai 1986	$^{137}\text{Cs}$ bombes
E1S1-12	33,9 ± 0,4	0,37 ± 0,14	43,3 ± 0,5	13,0 ± 4,8	13,6
E1S1-11 <sub>milieu</sub>	16,6 ± 0,3	< 0,30	21,1 ± 0,3	< 10,5	16,6
E1S1-11 <sub>base</sub>	4,7 ± 0,3	< 0,46	6,0 ± 0,4	< 16,3	4,7
E1S1-8	11,7 ± 0,3	< 0,28	15,0 ± 0,3	< 9,8	11,7
E1S1-7	< 0,4	< 0,37	< 0,5	< 13,2	0,0
E1S1-6	< 0,4	< 0,43	< 0,5	< 15,2	0,0
E1S1-3	< 0,4	< 1,17	< 0,6	< 41,4	0,0
E1S1-1	< 0,5	< 0,47	< 0,7	< 16,5	0,0

Tabl. 1. Radio-isotopes artificiels de la carotte du lit majeur du Gardon à Attuech.

	$^{210}\text{Pb}$ (Bq/kg)	$^{226}\text{Ra}$ (Bq/kg)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq/kg)	K (%)	U (ppm)	Th (ppm)
E1S1-12	92,2 ± 2,0	42,3 ± 0,3	50 ± 2	2,70 ± 0,03	3,4 ± 0,03	13,8 ± 0,1
E1S1-11 <sub>milieu</sub>	62,1 ± 1,7	45,8 ± 0,3	16 ± 2	2,82 ± 0,02	3,7 ± 0,02	15,4 ± 0,1
E1S1-11 <sub>base</sub>	63,5 ± 3,6	43,4 ± 0,5	21 ± 4	2,79 ± 0,04	3,5 ± 0,04	15,9 ± 0,2
E1S1-8	57,5 ± 1,6	37,7 ± 0,3	20 ± 2	2,77 ± 0,02	3,0 ± 0,02	13,2 ± 0,1
E1S1-7	34,6 ± 2,6	28,5 ± 0,4	< 8	2,89 ± 0,03	2,3 ± 0,03	10,5 ± 0,1
E1S1-6	26,6 ± 2,1	28,1 ± 0,4	< 6	2,86 ± 0,04	2,3 ± 0,03	10,1 ± 0,1
E1S1-3	35,3 ± 4,1	32,0 ± 0,4	< 13	2,89 ± 0,03	2,6 ± 0,03	13,9 ± 0,1
E1S1-1	40,2 ± 2,7	32,3 ± 0,4	< 8	2,70 ± 0,04	2,6 ± 0,04	11,1 ± 0,1

Tabl. 2. Radio-isotopes naturels de la carotte du lit majeur du Gardon à Attuech.

déduire le  $^{137}\text{Cs}$  des bombes dans les couches dans lesquelles l'activité de  $^{134}\text{Cs}$  a pu être déterminée, ce que nous avons fait pour la couche de surface de cette carotte (13,6 Bq/kg de  $^{137}\text{Cs}$  dû aux bombes). Il est alors intéressant de remarquer que l'activité de cette couche se rapproche de celles des couches E1S1-11<sub>milieu</sub> et E1S1-8.

Les radio-isotopes naturels, marqueurs continus, confirment et précisent ces informations (tabl. 2 et fig. 5). En effet, l'absence d'un net excès de  $^{210}\text{Pb}$  à la base de la troisième séquence (couche E1S1-7) est en accord avec une mise en place nettement antérieure à celle des trois couches sus-jacentes (E1S1-8, E1S1-11<sub>base</sub> et E1S1-11<sub>milieu</sub>) qui sont très semblables. Le fort excès de  $^{210}\text{Pb}$  dans la couche de surface est lui aussi en accord avec un marquage récent ; il pourrait *a priori* être la conséquence d'une crue provoquée par une pluviométrie importante ayant apporté en peu de temps une forte activité de  $^{210}\text{Pb}$  (marquage en place par la pluie ou mise en place d'un sédiment marqué récemment).

Si les teneurs en potassium sont très homogènes sur les huit couches analysées (2,80 ± 0,08 %), celles d'uranium et de thorium sont plus faibles dans les couches sans  $^{137}\text{Cs}$  ni  $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$  (3,38 ± 0,27 ppm contre 2,42 ± 0,18 et 14,6 ± 1,3 contre 11,4 ± 1,7, respectivement).

### La carotte du lit majeur de l'Ouvèze à Vaison-la-Romaine

Cette carotte, forée sur la rive gauche concave du méandre des Aurics, à l'aval de Vaison-la-Romaine, au mois d'août 1998, atteint 1,38 m de long (fig. 6). Elle comprend deux séquences : V1 (70 cm) et V2 (68 cm).

Trois couches ont été analysées, dans la deuxième séquence : partie fine de la base (V2a6), milieu (V2b1) et sommet (V2c). Le niveau d'activité de  $^{137}\text{Cs}$  dans la couche à la base (V2a6) (tabl. 3) est trop faible pour être significatif d'un marquage par les bombes ; il traduit probablement un faible lessivage de particules très fines venant des couches supérieures. Seules les couches V2b1 et supérieures montrent une mise en place depuis les années 1950. Dans la couche de surface, nous n'avons pas détecté la présence de  $^{134}\text{Cs}$  ; la marque de Tchernobyl n'est probablement pas inscrite à cet endroit, car nous ne notons pas non plus d'augmentation de l'activité de  $^{137}\text{Cs}$ , contrairement à la carotte précédente (fig. 6).

	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/kg)	$^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg)	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/kg) 1 <sup>er</sup> mai 1986	$^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg) 1 <sup>er</sup> mai 1986
V2 <sub>c</sub>	9,9 ± 0,3	< 0,53	12,6 ± 0,4	< 18,9
V2 <sub>b</sub>	11,0 ± 0,2	< 0,31	14,0 ± 0,2	< 11,1
V2 <sub>a6</sub>	0,3 ± 0,1	< 0,34	0,4 ± 0,1	< 11,9

Tabl. 3. Radio-isotopes artificiels de la carotte du lit majeur de l'Ouvèze à Vaison-la-Romaine.

Le  $^{210}\text{Pb}$  (tabl. 4) ne contredit pas cette observation à la base de la deuxième séquence (absence d'excès). On remarque que les sédiments de cette carotte sont très nettement plus pauvres en potassium, uranium et thorium que ceux de la carotte du Gardon d'Anduze et se caractérisent par un rapport U/Th différent, il s'agit clairement d'un matériel source différent. La couche de surface se distingue des deux autres par une plus faible teneur en potassium, uranium et thorium. Il n'est pas étonnant que les sols de ce bassin versant n'aient pas été atteints par les retombées de Tchernobyl, celles-ci étant caractérisées par une forte hétérogénéité régionale, conséquence directe de la pluviométrie du mois de mai 1986.

	$^{210}\text{Pb}$ (Bq/kg)	$^{226}\text{Ra}$ (Bq/kg)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq/kg)	K (%)	U (ppm)	Th (ppm)
V2 <sub>c</sub>	18,7 ± 1,4	13,6 ± 0,3	5 ± 2	0,66 ± 0,02	1,09 ± 0,02	2,8 ± 0,06
V2 <sub>b</sub>	19,6 ± 1,0	20,7 ± 0,2	< 3	0,84 ± 0,01	1,65 ± 0,02	4,5 ± 0,05
V2 <sub>a6</sub>	19,3 ± 1,9	18,0 ± 0,2	< 6	0,89 ± 0,01	1,44 ± 0,02	4,4 ± 0,05

Tabl. 4. Radio-isotopes naturels de la carotte du lit majeur de l'Ouvèze à Vaison-la-Romaine.

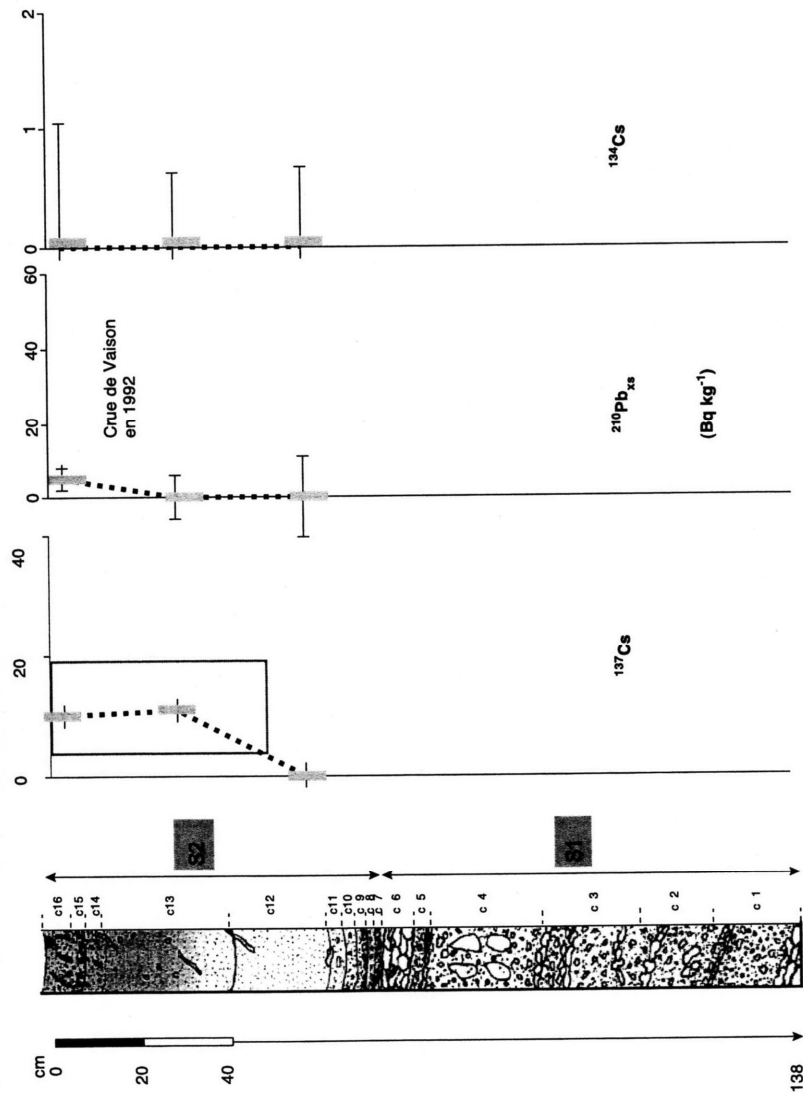


Fig. 6. Stratigraphie de la carotte de Vaison-la-Romaine : lit majeur de l'Ouvèze.

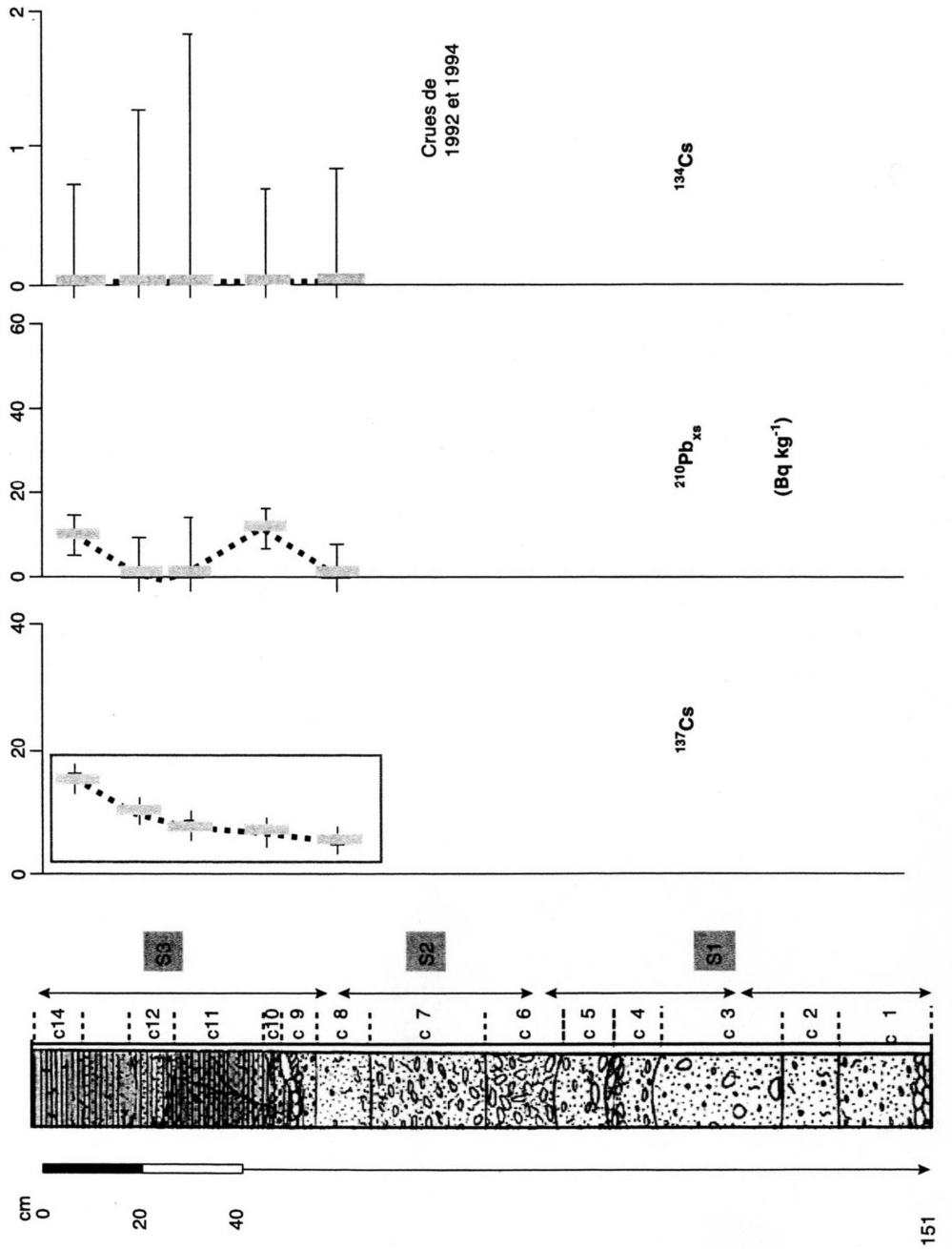


Fig. 7. Stratigraphie de la carotte de Bédarrides : lit majeur de l'Ouvèze.

## La carotte du lit majeur de l'Ouvèze à Bédarrides

Forée en rive droite, juste à l'amont de la ville, dans une prairie, cette carotte mesure 1,51 m (fig. 7). Elle se subdivise en trois séquences (58, 45 et 48 cm d'épaisseur).

Les cinq couches de la troisième séquence ont été analysées. Elles sont toutes postérieures aux années 1950, le marquage par le  $^{137}\text{Cs}$  y est très net (tabl. 5). L'activité de  $^{137}\text{Cs}$  décroît régulièrement des couches les plus superficielles aux plus profondes. L'empreinte de Tchernobyl, le  $^{134}\text{Cs}$ , est en dessous de la limite de détection.

Le  $^{210}\text{Pb}$  (tabl. 6) n'apporte hélas pas d'informations qui puissent être exploitées sur cette carotte. En effet, bien que l'activité de  $^{210}\text{Pb}$  à soustraire soit assez basse, puisque la teneur en uranium est du même ordre que celle de l'autre carotte prélevée dans le lit majeur de l'Ouvèze (de l'ordre de 1,5 ppm, soit environ 20 Bq/kg), l'activité totale de  $^{210}\text{Pb}$  est trop faible pour que l'on puisse estimer avec suffisamment de précision l'excès de  $^{210}\text{Pb}$ .

	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/kg)	$^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg)	$^{137}\text{Cs}$ (Bq/kg) 1 <sup>er</sup> mai 1986	$^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg) 1 <sup>er</sup> mai 1986
BC5	15,4 ± 0,3	< 0,37	19,7 ± 0,3	< 13,1
BC4	10,4 ± 0,3	< 0,64	13,3 ± 0,4	< 22,5
BC3	8,0 ± 0,4	< 0,92	10,2 ± 0,5	< 32,7
BC2	7,0 ± 0,2	< 0,36	8,9 ± 0,2	< 12,7
BC1	5,7 ± 0,2	< 0,43	7,3 ± 0,3	< 15,4

Tabl. 5. Radio-isotopes artificiels de la carotte du lit majeur de l'Ouvèze à Bédarrides.

	$^{210}\text{Pb}$ (Bq/kg)	$^{226}\text{Ra}$ (Bq/kg)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq/kg)	K (%)	U (ppm)	Th (ppm)
BC5	24,4 ± 1,2	18,9 ± 0,2	5 ± 2	0,96 ± 0,01	1,51 ± 0,01	4,3 ± 0,04
BC4	18,0 ± 0,6	19,8 ± 0,1	< 2	0,74 ± 0,01	1,59 ± 0,01	4,1 ± 0,03
BC3	21,2 ± 1,5	22,5 ± 0,3	< 5	0,63 ± 0,01	1,80 ± 0,03	4,4 ± 0,07
BC2	22,8 ± 0,9	18,4 ± 0,2	4 ± 2	0,89 ± 0,01	1,47 ± 0,01	4,3 ± 0,04
BC1	20,2 ± 0,8	19,4 ± 0,2	1 ± 3	0,86 ± 0,01	1,55 ± 0,01	4,2 ± 0,04

Tabl. 6. Radio-isotopes naturels de la carotte du lit majeur de l'Ouvèze à Bédarrides.

## Conclusions

Ces datations par les radio-isotopes environnementaux montrent que la partie supérieure de l'accumulation constituant les lits majeurs du Gardon d'Anduze et de l'Ouvèze s'est déposée postérieurement à 1955. Pour le Gardon d'Anduze, si plusieurs crues se sont produites depuis, la seule très importante, la plus forte du



XX<sup>e</sup> siècle, s'est produite en 1958 et les crues suivantes, en particulier celles postérieures à avril-mai 1986, n'ont pas recouvert l'ensemble du lit majeur, comme l'atteste l'absence de retombées de Tchernobyl en dessous de la couche d'extrême surface, très fortement marquée par ces retombées. En conséquence, toute la séquence supérieure, soit plus de 30 cm, s'est déposée lors de cet épisode de très forte magnitude (fig. 5).

Pour l'Ouvèze, il est nécessaire de distinguer le cours moyen, à Vaison-la-Romaine, et le cours aval, à Bédarrides. À Vaison-la-Romaine, là aussi, un seul grand épisode de crue est connu dans la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle, la catastrophe du 22 septembre 1992. La sous-séquence supérieure de la séquence supérieure, soit également plus de 30 cm, a donc été déposée par cette crue rare. À Bédarrides, en plus de la crue de 1992, une autre crue importante s'est produite en 1994, alimentée plus par le réseau des Sorgues que par l'Ouvèze. Les radioisotopes ne permettent pas de séparer les dépôts des deux crues, en raison de leur âge trop proche. Cependant, ils indiquent que toute la séquence supérieure, soit 48 cm, a été accumulée par les crues de 1992 et 1994 (fig. 6 et 7).

Il est donc établi, dans le cas du Gardon d'Anduze et de l'Ouvèze, tous les deux affluents méditerranéens du Rhône, mais drainant des bassins versants de lithologies très différentes, que l'accumulation dans leur lit majeur se poursuit au cours du XX<sup>e</sup> siècle.

## Bibliographie

- APPLEBY P. G., OLDFIELD F., 1983.— The assessment of <sup>210</sup>Pb data from sites with varying sediment accumulation rates, *Hydrobiologia* 103, p. 29-35.
- ARNAUD-FESSETTA G., BALLAIS J.-L., BECHIN E., JORDA M., MEFFRE J.-C., PROVANSAL M., RODITIS J.-C., SUANEZ S., 1993.— La crue de l'Ouvèze à Vaison-la-Romaine (22 septembre 1992). Ses effets morphodynamiques, sa place dans le fonctionnement d'un géosystème anthropisé, *Revue de géomorphologie dynamique*, 2, p. 34-48.
- CAMBRAJ R. S., PLAYFORD K., CARPENTER, R.C., 1989.— Radioactive fallout in air and rain : results to the end of 1988, *U. K. Atomic Energy Authority Report*, AERE-R-10155, HMSO.
- CHARMASSON S., BOUISSET P., RADAKOVITCH O., PRUCHON A., ARNAUD M., 1998.— Long-core profiles of <sup>137</sup>Cs, <sup>134</sup>Cs, <sup>60</sup>Co and <sup>210</sup>Pb in sediment near the Rhone river (Northwestern Mediterranean Sea), *Estuar.*, 21 (3), p. 367-378.
- HE Q., WALLING D. E., OWENS P. N., 1996.— Interpreting the <sup>137</sup>Cs profiles observed in several small lakes and reservoirs in southern England, *Chemical Geology*, 129, p. 115-131.
- MASSON M., 1993.— Après Vaison-la-Romaine. Pour une approche pluridisciplinaire de la prévision et de la planification, *Revue de géomorphologie dynamique*, n° 2, p. 73-77.
- OWENS P. N., WALLING D. E., HE Q., 1996.— The behaviour of bomb-derived caesium-137 fallout in catchment soils, *J. Environ. Radioactivity*, 32, p. 169-191.

- PNUE, 1984.- La radioactivité dans le Pacifique Sud. Rapports et études des mers régionales n° 40, CPS/SPEC/CESAP/PNUE.
- ROSTAN J. C., JUGET J., BRUN A. M., 1997.- Sedimentation rates measurements in former channels of the upper Rhone river using Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{134}\text{Cs}$  tracers, *Sci. Total Environ.*, 193 (3), p. 251-262.
- SCHULTZ R. K., OVERSTREET R., BARSHAD I., 1960.- On the soil chemistry of cesium-137, *Soil Sci.*, 89, p. 19-27.
- UNSCEAR, 1982.- Ionizing radiation : Sources and biological effects, *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*, United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1988.- Sources, effects and risks of ionizing radiation, *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*, United Nations, New York.
- WALLBRINK P. J., MURRAY. A. S., 1993.- Use of fallout radionuclides as indicators of erosion processes, *Hydrological Processes*, 7, p. 297-304.
- WALLING D. E., HE Q., QUINE T. A., 1996.- Use of fallout radionuclide measurements in sediment budget investigations, *Geomorphology*, 3, p. 17-28.