

ISSN - 0250 - 5010

**ANNALEN
VAN
DE BELGISCHE VERENIGING
VOOR
STRALINGSBESCHERMING**

VOL. 20, N° 2

2e trim. 1995

**RADIOÉCOLOGIE ET AGRICULTURE
RADIOÉCOLOGIE EN LANDBOUW**

Driemaandelijkse periodiek
2400 MOL I

Périodique trimestriel
2400 MOL I

**ANNALES
DE
L'ASSOCIATION BELGE
DE
RADIOPROTECTION**

SOMMAIRE

Ce numéro contient des textes et des titres d'exposés présentés le 7 octobre 1994 lors d'une réunion organisée à Bruxelles par l'Association belge de Radioprotection consacrée à:

**RADIOECOLOGIE ET
AGRICULTURE**

- J. GARSOU 39
49 ans après Hiroshima et Nagasaki
- H. WILLOCX 43
Rol van het ministerie van landbouw in het noodplan voor nucleaire risico's
- TH. ZEEVAERT, N. LEWYCKYJ 53
Modellering van de accidentele besmetting van voedingsproducten
- D. VAN NUFFELEN 83
L'avant-projet de brochure "Risque nucléaire et agriculture"
Un concept nouveau de l'information nucléaire
- A. CLYMANS 113
Aperçu général des plans d'urgence en suite à un accident nucléaire
(texte non disponible)
- C. VANDECASTEELE, TH. ZEEVAERT, R. KIRCHMANN 115
Transfert des radionucléides dans les produits de l'agriculture
- O. BURTON, J.M. LAMBOTTE, R. KIRCHMANN 185
Proposition de classification radioécologique des sols agricoles en vue de la détermination de contremesures.
Application aux régions de Tihange, Chooz et Doel.

INHOUD

Dit nummer bevat teksten en titels van uiteenzettingen gedaan op 7 oktober 1994 ter gelegenheid van een vergadering van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming te Brussel gewijd aan:

**RADIOECOLOGIE EN
LANDBOUW**

49 ANS APRES HIRISHIMA ET NAGASAKI

J. Garsou
Université de Liège

texte de l'exposé du 7 octobre 1994

Le titre aurait pu être: 99 ans après la découverte des rayons X par Röntgen, car l'an prochain, il y aura 100 ans qu'a commencé en quelque sorte l'épopée des radiations ionisantes.

Quelques jalons pour nous situer.

Hahn et Strassmann découvrent la fission en 1938.

Fermi inaugure sa pile atomique, la 1^{ère}, en 1942.

Les bombes nucléaires explosent sur Hiroshima et Nagasaki en 1945: c'était il y a 49 ans.

L'accident de Tchernobyl date de 1986: 8 ans déjà.

Des plans d'urgence ont été dressés; l'information des agriculteurs et des médecins, en cas d'accident nucléaire, a été préparée. Dès les années 1960-1965, les universités ont mis au point des licences en sciences nucléaires, des spécialisations en radiologie, radiothérapie, médecine nucléaire, médecine du travail; en 1972 (excusez-moi si je me réfère à Liège), une licence spéciale en physique médicale appliquée à la radiologie, radiothérapie, médecine nucléaire, radioprotection.

Au niveau technique, c'est en 1956 que démarre à Liège (excusez-moi de prendre encore cette référence) une section de physique et chimie nucléaires. Il y a Bruxelles et d'autres villes encore certainement.

C'est en 1973 que le radon est décelé dans l'eau de distribution de Visé.

En 1977, le rapport de l'UNSCEAR (United Nations Scientific Committee for the Effects of Atomic Radiations) évalue à 1 mSv la dose moyenne annuelle; en 1982, elle est réévaluée à 2,4 mSv, la contribution due aux rayonnements naturels étant estimée à 2 mSv. Tout se passait quasi comme si on redécouvrait le radon dans la nature. D'où notre Eurosymposium Radon de novembre 94 à Liège.

Une dizaine de jours après celui-ci, à Luxembourg, la Commission des Communautés Européennes présente son nouveau manuel, livre du maître et livre de l'élève, "Ionizing Radiations and Radiation Protection".

L'Association belge de Radioprotection saisit cette occasion pour lancer, auprès des enseignants des niveaux secondaire et fondamental, un concours de leçons sur les thèmes du manuel: quatre prix de BEF 50.000 récompenseront les lauréats.

Les notions de radioactivité, radiations ionisantes, radioprotection restent encore quasi confinées dans des enseignements de spécialisation universitaire ou technique et ainsi connues ou pratiquées par un petit nombre d'initiés.

Fallait-il dès lors s'étonner, après l'accident de Tchernobyl, tout au moins de la cacophonie parmi activités et doses, Becquerels, Sieverts, Curies, Gray, etc. dans maintes relations de médias.

Il est temps, grand temps, 49 ans après les explosions nucléaires de la fin de la dernière guerre mondiale, alors que radiations ionisantes et radioactivité sont largement exploitées en médecine et dans l'industrie, que ces notions soient reprises dans les programmes généraux d'enseignement.

C'est soutenir cette introduction que souhaite notre Association.

A-t-il fallu tant de temps lorsque l'électricité a été distribuée pour que Volt, Ampère, Watt, Ohm fussent enseignés à tous les niveaux.

Sans doute la matière en cause est-elle préparée dans le livre du Maître du Manuel des Communautés européennes, mais l'information est disponible, bien plus amplement: combien de travaux sous forme de brochures, montages audio-visuels n'ont-ils pas été déjà élaborés par maintes institutions: Communautés européennes, Conseil Supérieur d'Hygiène, Universités, etc.

C'est la raison du cycle d'informations scientifiques qui démarre.

Dans le profil des plans d'urgence, sont visés aujourd'hui les agriculteurs et, le 4 novembre les médecins.

Aussi, je remercie une fois de plus Monsieur L. Tobback, Ministre de l'Intérieur qui a délégué Monsieur A. Clymans et Monsieur A. Bourgeois, Ministre de l'Agriculture, représenté par Monsieur Willocx, ainsi que Monsieur J. Santkin, Ministre de la Santé publique et de l'Environnement, représenté par Monsieur Pendeville, de rehausser cette initiative de leur haut patronage.

1995 verra des réunions d'informations relatives aux travailleurs professionnellement exposés et au public.

L'Association belge de Radioprotection groupement scientifique d'ingénieurs, médecins et scientifiques travaillant en radioprotection se devait d'oeuvrer à l'ouverture au plus grand nombre des notions en cause et, ainsi, à leur démystification.

ROL VAN HET MINISTERIE VAN LANDBOUW IN HET NOODPLAN VOOR NUCLEAIRE RISICO'S

ir. Hector Willocx
Ministerie van Landbouw
Dienst Tuinbouw
Bolwerklaan 21, 14de Verd., B-1210 Brussel

tekst van de voordracht op 7 oktober 1994

Inleiding

In ons land en in onze buurlanden zijn een aantal kerncentrales en andere nucleaire installaties gevestigd en in werking.

Hoewel er aanzienlijke voorzorgen genomen worden om ongelukken van grote omvang in nucleaire installaties te voorkomen, dient de overheid er toch voor te zorgen klaar te zijn om beschermende maatregelen te kunnen nemen in geval van een nucleair ongeval met radiologische gevolgen, niet enkel voortkomende van de kerninstallaties op het Belgisch grondgebied, maar evenzeer voortkomende van installaties in het buitenland gevestigd, evenals ten gevolge van het transport van radioactieve stoffen.

Daarom werd het noodplan voor nucleaire risico's voor het Belgisch grondgebied uitgewerkt. Het heeft tot doel de coördinatie van de maatregelen te verzekeren die ter bescherming van de bevolking en het leefmilieu moeten genomen worden bij een nucleair ongeval of bij ander stralingsgevaar, dat uitwerking kan hebben in een gebied buiten de nucleaire installaties en de verspreiding van radioactieve bestanddelen kan veroorzaken.

A. Bevoegdheden van Landbouw.

Het noodplan is bevoegdheid van de overheid. De leiding en de coördinatie wordt waargenomen door het Ministerie van Binnenlandse Zaken; meer bepaald door de "EMERGENCY DIRECTOR" van de overheid. Naast dit departement hebben een groot aantal overheden, instellingen en organismen op verschillende niveau's een verantwoordelijkheid in dit plan.

Bij federale overheden: Ministerie van Landbouw.

Bevoegdheid van Landbouw.

Toelichting: de minister van Landbouw is belast met het voorstellen van maatregelen voor de land- en tuinbouw en zeevisserij rekening houdend met:

1 - verordening 2218/89 van de Raad waarbij maximaal toelaatbare niveaus van radioactieve

besmetting van levensmiddelen ten gevolge van een nucleair ongeval of ander stralingsgevaar wordt vastgesteld.

2 - verordening 944/89 van de Commissie die de toelaatbare niveaus van besmetting vaststelt voor minder belangrijke levensmiddelen.

3 - verordening 770/90 van de Commissie die dezelfde niveaus vaststelt voor diervoeders.

B. Landbouw in de algemene organisatie van het noodplan.

Binnen de gebouwen van het Departement van Binnenlandse Zaken bevindt zich het Coördinatie- en Crisiscentrum van de Regering (C.G.C.C.R.).

Dit centrum waarborgt o.a. de nodige logistieke ondersteuning voor een aantal cellen en comités die bij de algemene organisatie betrokken zijn.

Het C.G.C.C.R. is permanent bemand en verwittigt de nodige instellingen bij melding van een ongeval.

Het departement van Landbouw is betrokken bij de volgende cellen en comités:

1. Evaluatiecel
2. Beperkt en algemeen coördinatie- en crisiscomité
3. Meetcel

1. Evaluatiecel

voornaamste opdracht:

De evaluatiecel beoordeelt de toestand op radiologisch vlak, teneinde een advies te kunnen geven aan het beperkt of algemeen coördinatiecomité over beschermingsmaatregelen voor bevolking en leefmilieu en in tweede instantie, de uit te voeren metingen in het leefmilieu te bepalen.

De evaluatiecel geeft, na beraad over de potentiële en/of reële gevolgen van een voorval en van de eventuele tegenmaatregelen voor de mens en zijn leefmilieu, advies aan het beperkt of algemeen coördinatiecomité. De beslissing van het coördinatiecomité om over te gaan tot een beschermingsaktie zal zich ondermeer op dit advies baseren, maar houdt ook rekening met de globale toestand in al zijn niet-radiologische aspecten.

Samenstelling van de evaluatiecel.

De evaluatiecel is samengesteld uit vertegenwoordigers van overheidsdiensten, verantwoordelijk op radiologisch vlak; deze vertegenwoordigers worden bijgestaan door aangeduide personen, die optreden als deskundige.

De verantwoordelijke overheidsdiensten zijn:

- het Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie (IHE) en de Dienst voor Bescherming tegen

Ioniserende Stralingen (DBIS) van het Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu;

- de Dienst voor Technische Veiligheid van de Kerninstallaties (DTVK) van het Ministerie van Tewerkstelling en Arbeid;
- het Ministerie van Landbouw;
- het Ministerie van Buitenlandse Zaken, in geval van een nucleair ongeval in het buitenland;
- het Koninklijk Meteorologisch Instituut (KMI).

De experts zijn vertegenwoordigers van:

- het Studiecentrum voor Kernenergie (SCK) te Mol;
- het Nationaal Instituut voor Radio-elementen (I.R.E.);
- het erkend organisme van de betrokken installatie en de vertegenwoordiger van de betrokken installatie.

Bovendien kan, naargelang van de bijzondere omstandigheden, de Minister die verantwoordelijk is voor de coördinatie van het overheidsoptreden, bepaalde personen oproepen voor deelname aan de evaluatiecel als deskundige.

Kontakten met anderen.

Voor het verwerven van de beoordelingselementen voor de evaluatie van het radiologisch risico, staat de evaluatiecel in verbinding met:

- de exploitatie van de betrokken installatie;
- de meetcel;
- Buitenlandse Zaken;
- het beperkt of algemeen coördinatiecomité voor de aanbeveling van beschermingsmaatregelen alsook voor de feed-back van de genomen beslissingen en de uitgevoerde beschermingsmaatregelen;
- de instellingen waartoe leden van de cel behoren (IHE, DBIS, DTVK, SCK, IRE, KMI, erkend organisme, Landbouw, ...) voor het uitvoeren van haar evaluatietask.
- de provinciale operationele centra.

2. Beperkt en algemeen coördinatie- en crisiscomité.

2.1. Beperkt comité.

Opdrachten

Vanaf alarmniveau U2 komt het beperkt coördinatiecomité onmiddellijk samen in het Coördinatie- en Crisiscentrum en de emergency director beslist, op basis van de gegevens van de evaluatiecel, over de noodzaak van het al of niet onmiddellijk nemen van maatregelen ter bescherming van de bevolking en/of van de voedselketen of drinkwatervoorziening.

Wanneer beslist wordt tot alarmniveau U3, wordt het algemeen coördinatie- en crisiscomité geactiveerd. De operationele coördinatie in het raam van het provinciaal rampenplan wordt gestart of voortgezet.

Het beperkt coördinatiecomité kan op elk ogenblik uitgebreid worden tot het algemeen coördinatie- en crisiscomité, waarvan het alsdan het dagelijks beheer waarneemt.

Samenstelling

Het beperkt coördinatiecomité wordt gevormd door de verschillende Ministers of Staatssecretarissen die een onmiddellijke verantwoordelijkheid hebben bij een ongeval of radiologische noodsituatie, met name diegene die bevoegd zijn voor Volksgezondheid en Leefmilieu, de Gezondheid en de Veiligheid van de werknemers, Binnenlandse Zaken en Landbouw. In de initiële fase kunnen zij vertegenwoordigd worden door een gevolmachtigd medewerker.

2.2. Algemeen en coördinatie- en crisiscomité

Opdracht

Vanaf alarmniveau U3, wanneer beschermingsmaatregelen moeten worden genomen, worden de bevoegde Ministers of hun gevolmachtigden door het C.G.C.C.R. verwittigd om er het algemeen coördinatie- en crisiscentrum te vormen. Dit comité vormt het beleidsniveau dat de algemene strategie tegenover de crisis situatie bepaalt, de fundamentele beslissingen treft en politieke verantwoordelijkheid ervoor opneemt.

3. Meetcel

Voornaamste opdracht

De meetcel coördineert het geheel van de activiteiten die het verwerven van de radiologische informatie op basis van omgevingsmetingen met betrekking tot de onderscheiden blootstellingswegen tot doel hebben, en dit in opdracht en volgens de richtlijnen van de evaluatiecel.

In eerste instantie zullen de meetactiviteiten in functie staan van de rechtstreekse beschermingsmaatregelen voor de bevolking en in 2de instantie in functie van de preventieve maatregelen voor de voedselketen.

In dit laatste geval zullen de besmettingsmetingen gebeuren op basis van monstername in de voedselketen.

De bemonstering van gras, melk, groenten en fruit, graangewassen en grondstoffen voor veevoeding op niveau van producenten en groothandel dient te gebeuren door de diensten van het Ministerie van Landbouw meer bepaald door:

- Rijkslandbouwkundig ingenieurs
- Nationale zuiveldienst
- Rijkstuinbouwingenieurs
- Nationale Dienst voor de Afzet van Landbouw- en Tuinbouwproducten
- Inspectie van de Grondstoffen

C. Landbouw en maatregelen bij ongeval.

Bij een nucleair ongeval dienen in functie van het alarmniveau al dan niet maatregelen genomen te worden naar de bevolking en de voedselketen. De te nemen maatregelen zijn eveneens functie van het tijdsbestek.

De maatregelen naar personen zijn prioritair op maatregelen naar vee, voeders, teelten, machines.

De maatregelen naar de bevolking zijn vooral gericht op bescherming tegen uitwendige bestraling door contact met besmette lucht en bodem en inwendige bestraling door inademing.

De maatregelen naar de voedselketen toe zijn vooral gericht op bescherming tegen inwendige bestraling door:

1 - het beperken of verbieden van het gebruik en de commercialisering van levensmiddelen als blijkt dat de besmetting ervan de maximaal toelaatbare niveaus overstijgt.

In het kader van het noodplan zal het verbod meestal preventief afgekondigd worden als er kans op besmetting van het voedsel bestaat vooraleer door staalnamen en metingen de werkelijke besmetting bepaald is.

(interne plan M. v. L.)

2 - preventieve maatregelen naar de voedselketen.

Dit zijn maatregelen die erop gericht zijn de radioactieve besmetting van voedsel zoveel mogelijk te voorkomen.

De preventieve acties ter bescherming van de voedselketen worden opgezet zodra het risico ontstaat van overschrijding van de maximaal toelaatbare niveaus voor besmetting van voedsel, zoals die in de Europese reglementering zijn vastgelegd. Zulks heeft tot doel de doses voor de bevolking te beperken.

De aanbevolen maatregelen zijn verschillend naargelang van de fase van het ongeluk (vóór, tijdens of na de radioactieve neerslag) en van de ernst ervan (de scenario's: gewone waakzaamheid, gevaar beperkt tot de voedselketen en gevaar voor de bevolking komen overeen met de alarmniveaus U1 tot U4).

2.1. Graasverbod.

De besmetting van voedsel (melk en vlees) kan sterk gereduceerd worden door het vee van besmet weiland te verwijderen. Zo wil men de voedselvoorziening voor de eigen bevolking en de internationale handel (export) vrijwaren.

De maatregel heeft vooral betrekking op ongevalsituaties met vrijkomen van radioactieve stoffen die zich in melk vlees opstapelen.

2.2. Verbod op irrigatie en verbruik van drinkwater voor dieren.

Voorkomen van besmetting door gebruik van besmet oppervlaktewater of water uit open reservoirs.

3. 3. Andere preventieve landbouwmaatregelen.

De maatregelen die kunnen getroffen worden zijn afhankelijk van het alarmniveau en zijn verschillend vóór, tijdens en na de radioactieve neerslag.

Maatregelen vóór de radioactieve neerslag.

- beschermkledij en stofmaskers in gereedheid brengen.
- waterreservoirs ontkoppelen.
- afdekken van voeders, machines en materieel.
- afdekken van geoogste producten op het veld.
- vee op stal brengen en melken, jonge kalveren bij koeien laten.
- watervoorraad.
- voedervoorraad in stallingen brengen en noodrantsoen ter beschikking stellen van dieren.
- afsluiten van stal en andere gebouwen.
- bij pluimvee en varkenshouderij: beperkte verluchting, filters aanbrengen.
- oogstvervroeging (indien voldoende tijd)
 - veldgewassen, groenten, fruit,
 - voedergewassen.
- zaai- en pootgoed beschermen.
- groenten en fruit op veld zoveel mogelijk afdekken met plasticfolie.
- serres afsluiten.
- voorraadplaats geoogste groenten en fruit afsluiten.

Maatregelen tijdens de radioactieve neerslag.

Afhankelijk van de ernst en de duur van de neerslag voorbeeld:

- met beschermkledij noodzakelijke bedrijfstaken uitvoeren.
- melkvee op beperkt rantsoen zetten.

Maatregelen na de radioactieve neerslag.

- resultaten van metingen afwachten.

- reinigen van de uitbating, ontsmetten van materieel.
- decontaminatie van dieren die in open veld bleven, met niet besmet water.
- wachten op instructies om dieren op weide te brengen, ondertussen bewaard, niet besmet voeder geven.
- aanvoer niet besmet water voor vee.
- tijdelijk melk en melkproducten stockeren op de hoeve, wachten op resultaten van analyse.
- bereiding van melkpoeder, boter, kaas.
- wachten op officiële toelating voor slachting.
- bij slachting, apart houden van schildklier.
- beenderafval niet verwerken tot beendermeel.
- decontaminatie van bodem bvb. door diep omploegen.
- decontaminatie van serres.
- besmet water uit regenwatervoorraad wegpompen.
- ...

Deze lijst is niet volledig. Naargelang de evaluatie van de situatie kunnen specifieke maatregelen voorgesteld worden.

Slot.

Het is noodzakelijk de land- en tuinbouwsector in te lichten over de gevolgen van radioactieve besmetting op de land- en tuinbouwproducten en over de concrete maatregelen die daartegen kunnen getroffen worden.

In het kader van de informatiecampagne voorzien in het Noodplan wordt momenteel gewerkt aan de samenstelling van een informatiebrochure in samenwerking met de Hoge Gezondheidsraad.

Tot zover deze toelichting betreffende de rol van het Departement van Landbouw in het Noodplan voor nucleaire risico's van we ten stelligste hopen dat het nooit in werking zal en te treden.

MODELLERING VAN DE ACCIDENTELE BESMETTING VAN VOEDINGSPRODUCTEN

Zeevaert Th., Lewyckyj N.
SCK.CEN
B-2400 Mol

Samenvatting

In dit artikel wordt de modellering beschreven van de relevante processen die de accumulatie en transfers bepalen van radionucliden in de voedselketen, als gevolg van accidentele atmosferische lozingen. Verder worden enkele resultaten getoond van internationale validatiestudies voor zulke modellen, die met behulp van de besmettingen in de omgeving t.g.v. de fall-out van Chernobyl, werden georganiseerd.

Uit de bespreking van de modellering van de voedselketen blijkt duidelijk het grote belang van de periode van het jaar waarin de depositie plaatsgrijpt. Uit de resultaten van de validatiestudies blijkt dat het goed presteren van bepaalde modellen in bepaalde situaties niet garant staat voor goede resultaten in alle situaties en dat m.a.w. een volledige, algemene validatie van zulke modellen in feite niet mogelijk is.

Voordracht gehouden t.g.v. de vergadering van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Brussel, 7 oktober 1994.

INLEIDING

Voorals sinds het ongeval te Chernobyl in 1986 heeft men zich een realistisch beeld kunnen vormen van de omvang van de besmettingen die zich t.g.v. een belangrijk ongeval in een kernreactor kunnen voordoen en de gevolgen ervan op radiologisch en op financieel-economisch vlak.

Wat de blootstelling van de bevolking bij een ernstig nucleair ongeval betreft, doet

de belangrijkste individuele dosisimpact zich normaal voor bij leden van de omwonende bevolking, tijdens de eerste fase van het ongeval, t.g.v. directe blootstelling door inademing en uitwendige bestraling vanwege de voorbijtrekkende pluim. De meeste tegenmaatregelen die hiervoor kunnen getroffen worden (schuilen, I-profylaxis, evacuatie) hebben over het algemeen geen zware financiële implicaties. Belangrijke latere effecten doen zich voor t.g.v. de besmetting van de bodem (blootstelling door externe bestraling, inademing van resuspensie) en van de voedselketen (blootstelling door ingestie) en hebben vooral op collectief vlak een belangrijke dosisimpact. De tegenmaatregelen die hiertegen kunnen ingezet worden, gaan van confiscatie van de besmette voedingswaren over ontsmettingsoperaties tot relocatie van de getroffen bevolking, en vertegenwoordigen zware financieel-economische lasten. Het is dan ook van groot belang dat ze met kennis van zaken geselecteerd en op het geschikte moment ingezet worden. Metingen in de omgeving kunnen daarbij niet steeds alle gewenste informatie op het gewenste moment leveren en zeker niet voor wat betreft extrapolaties naar de toekomst. Hiervoor is een model nodig, dat een goede en betrouwbare voorspelling kan leveren van de evolutie van de besmetting in de bodem en de voedselketen.

Ook op het SCK.CEN werd zulk een model ontwikkeld, DOSDIM, een dynamisch transfermodel, bedoeld om de radiologische gevolgen van accidentele lozingen in de atmosfeer in functie van de tijd te beschrijven of te voorspellen. Het is gebaseerd op algemene principes die ook voor routine lozingen in de atmosfeer worden toegepast zoals aangegeven in [1] en [2], aangevuld met enkele meer recente ontwikkelingen m.b.t. de dynamische modellering van bodem- en voedselcompartimenten zoals in [3] en [4] terug te vinden zijn. De blootstellingswegen van de mens, die in DOSDIM behandeld worden, zijn:

uitwendige bestraling door de pluim en door de depositie op de bodem
inademing in de pluim en van deeltjes in resuspensie
inname via de voedselketen.

In wat volgt wordt de modellering besproken van de relevante processen die tussenkomen bij de accumulatie en transfers van radionucliden in de voedselketen zoals ze veelal in zulke modellen (o.a. in DOSDIM en ECOSYS [4] van GSF) in rekening worden gebracht. Tevens worden resultaten getoond van internationale validatiestudies die plaatsvonden n.a.v. het ongeval van Chernobyl.

1 METHODOLOGIE

1.0 Overzicht van de modellering van de voedselketen

De stappen die logischerwijze doorlopen worden om van een luchtbesmetting, de besmetting in de voedingsketen en de blootstelling van de mens door ingestie af te leiden, beslaan achter eenvolgens (zie Fig. 1)

- de depositie van radionucliden uit de lucht op de grond

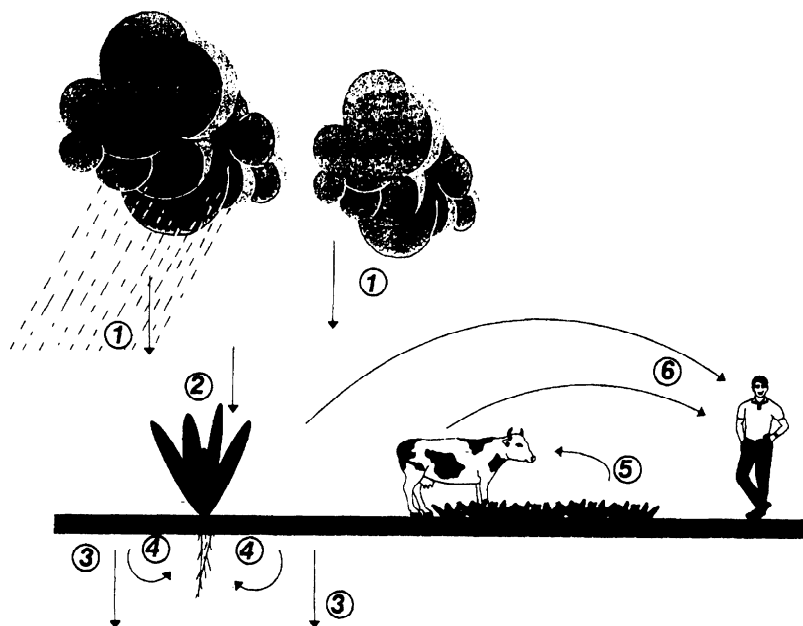


Fig. 1 Overzicht modellering van de voedselketen

- de interceptie van een fractie van de totale depositie door planten en de verwerking ervan (voedingsgewassen - voer voor vee)
 - de evolutie van de besmetting in de wortelzone van de grond
 - de opname van radionucliden door de planten uit de grond
 - de opname van radionucliden door het vee via besmet voer en besmette grond en de transfer ervan in melk, vlees, eieren
 - de blootstelling van de mens door ingestie van besmette voedingsprodukten.
- De transfers tussen de betrokken biosfeercompartimenten zijn in DOSDIM beschreven aan de hand van lineaire differentiaalvergelijkingen.

De belangrijkste typen voedingsgewassen voor de mens, beschouwd in DOSDIM, zijn (Fig. 2): wortelgewassen, knolgewassen (aardappelen), groenten en granen. Qua veevoeder worden beschouwd: gras, hooi, ingekuild voer, granen en melkwei (voor varkens). De beschouwde dierlijke produkten, verbruikt door de mens, zijn: melk (van koeien), vlees (runderen, varkens en hennen), eieren (van hennen).

1.1 Totale depositie

De totale hoeveelheden van de radionucliden die worden neergezet op de grond worden berekend uit de geïntegreerde concentratie X van de radionucliden in de lucht over de tijd t van het voorbijtrekken van de besmettingspluim. Deze depositie ω wordt als ogenblikkelijk beschouwd voor de verdere verspreiding in de biosfeer. Twee typen depositie worden beschouwd:

- droge depositie, die steeds plaatsheeft, ω_d
- natte depositie, die enkel plaatsheeft bij regen, ω_w

De droge depositie wordt gekenmerkt door een depositiesnelheid v_d :

$$\omega_d = \int_0^t X(T) \cdot v_d \cdot dT \quad (\text{Bq/m}^2)$$

waarbij

$X(T)$:	concentratie van de betrokken radionuclide in de lucht	(Bq/m ³)
	op een tijd T gedurende voorbijtrekken van de pluim	
v_d :	droge depositiesnelheid	(m/s)

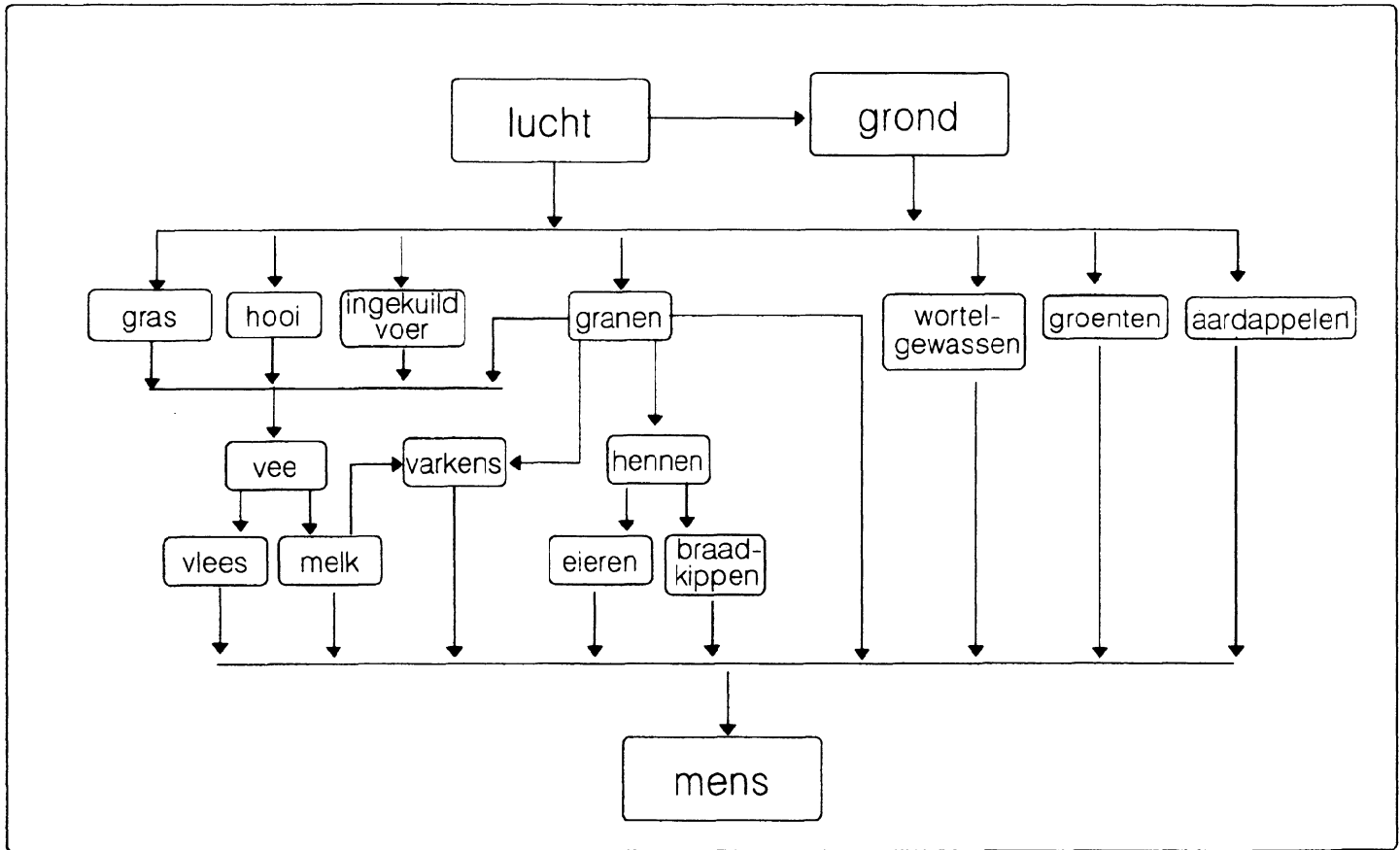


Fig. 2 Voedselketen - DOSDIM Model

De droge depositiesnelheid v_d kan verschillende waarden aannemen, alnaargelang de fysische of chemische vorm van de betrokken radionuclide.

In DOSDIM worden drie waarden beschouwd:

$$v_d = \begin{array}{l} 1.10^{-3} \text{ m/s voor aerosol (deeltjes)} \\ 1.10^{-2} \text{ m/s voor elementair jodium} \\ 1.10^{-5} \text{ m/s voor organisch jodium.} \end{array}$$

In geval de depositie plaatsvindt op gewassen of andere begroeiing, wordt de depositiesnelheid beïnvloed door het type gewas en het groeistadium waarin het zich bevindt. In sommige modellen, zoals ECOSYS [4], wordt hiermee rekening gehouden door de droge depositiesnelheid recht evenredig met de LAI (leaf area index) te veronderstellen en de maximum waarde ervan afhankelijk te maken van het type van het gewas. In andere modellen, zoals DOSDIM, wordt de depositiesnelheid hier niet voor aangepast, maar houdt de interceptiefactor voor de plant (besproken in pt. 2) er rekening mee. In de naaste toekomst zal de modellering in DOSDIM echter worden gewijzigd in de zin van de eerstgenoemde benadering.

De natte depositie wordt gekenmerkt door een “wash-out” factor Λ , die de fractie aangeeft vande radionucliden aanwezig in de lucht, die wordt neergezet per tijdseenheid, bij een gemiddelde regenintensiteit van 1.5 mm/h:

$$\omega_w = \overline{X(t)} \cdot \frac{h}{1.5} \cdot 3600 \cdot \Lambda \cdot H \quad (\text{Bq/m}^2)$$

waarbij:

- $X(t)$: gemiddelde concentratie van de beschouwde radionuclide in de lucht over de tijd t van het voorbijtrekken van de pluim (Bq/m³)
- h : totale neerslaghoeveelheid over de tijd t (mm)
- Λ : wash-out factor (s⁻¹)
- H : menhoogte, hoogte waarover de besmetting verdeeld is (m)

De wash-out factor kan verschillende waarden aannemen, naargelang de fysische of chemische vorm van de betrokken radionuclide.

In DOSDIM worden volgende waarden toegepast:

voor	aerosol (deeltjes)	$\Lambda = 1.10^{-4} \text{ s}^{-1}$
	elementair jodium	2.10^{-4} s^{-1}
	organisch jodium	0

Voor de mennghoogte H kan als gemiddelde waarde, grof benaderend 1000 m aangenomen worden. In tegenstelling tot de droge depositie, wordt de natte depositie niet beïnvloed door eventuele begroeiing. De natte depositie wordt wel beïnvloed door de neerslaghoeveelheid en is bij regenweer normaal veel belangrijker dan de droge depositie.

De totale depositie ω , met v_d onafhankelijk van t of gemiddeld over t verondersteld, kan als volgt worden uitgedrukt:

$$\omega = \overline{X(t)} \left[v_d \cdot t + \frac{h}{1.5} \cdot \Lambda \cdot H \right]$$

1.2 Interceptie door planten

Indien de depositie van de radionucliden plaats heeft tijdens de periode dat de planten - event. gedeeltelijk - boven de grond staan (groeiperiode) zal een fractie van de totale depositie door de planten worden opgevangen. Deze fractie wordt gegeven door de interceptiefactor R_v . Hij is, in de gevallen waarin hij wordt toegepast, afhankelijk van het type gewas en van het groeistadium waarin het zich bevindt op het ogenblik van de depositie. Een typische waarde voor voedingsgewassen in volle wasdom is 0.2 [1]. In geval van natte depositie is de interceptiefactor ook afhankelijk van de regenintensiteit. In geval van droge depositie wordt hij in sommige modellen (zoals ECOSYS [4]) niet toegepast omdat hij reeds in de droge depositiesnelheid vervat zit. Voor de modellen waarbij zowel voor natte als voor droge depositie een interceptiefactor toegepast wordt is deze bij natte depositie normaal lager dan deze bij droge depositie ten gevolge van het afwassend effect van regen.

De hoeveelheid radionucliden die aldus uitwendig op de planten wordt afgezet, neemt af in de tijd t.g.v. verwerking en radioactief verval. Het verval door verwerking wordt gekarakteriseerd door de verweringsconstante λ_w , met 2 weken, respectievelijk 4 weken, als typische waarde voor de overeenkomstige halveringstijd in gras resp. voedingsgewassen [1]. Op het moment van de oogst bedraagt de concentratie uitwendig op de plant aldus:

$$C_{v,dep} = \omega \cdot \frac{R_v}{Y_v} \cdot e^{-(\lambda_w + \lambda_r) \Delta t} \quad (\text{Bq/kg})$$

waarbij:

ω :	totale depositie	(Bq/m ²)
R_v :	interceptiefactor	(-)
Y_v :	begroeiingsdichtheid (opbrengst)	(kg/m ²)
λ_w :	vervalconstante door verwerking	(y ⁻¹)
λ_r :	vervalconstante door radioactief verval	(y ⁻¹)
Δt :	periode tussen depositie en oogst	(y)

De verhouding R_v/Y_v , ook massieke interceptiefactor genoemd, is veel minder afhankelijk van het groeistadium van de plant dan de interceptiefactor R_v . Echter, om met de verdunning van de besmetting op de plant t.g.v. het groeien van de plant rekening te houden dient voor Y_v de begroeiingsdichtheid van de plant bij de oogst ingevoerd te worden.

Voor gewassen waarvan slechts een beperkt gedeelte gebruikt wordt voor consumptie (vnl. wortelgewassen, knolgewassen, granen), dient de transfer van de uitwendig neergezette besmetting naar het eetbare gedeelte van de plant in rekening te worden gebracht. Deze transfer wordt gekarakteriseerd door de translocatiefactor $f_t(\Delta t)$ d.i. de fractie van de activiteit uitwendig neergezet op de plant, die getransfereerd is naar het eetbare gedeelte bij de oogst. Deze factor is afhankelijk van de mobiliteit van de betrokken radionuclide, het type gewas en de tijd tussen depositie en oogst (Δt). Een typische maximum waarde voor mobiele elementen is 0.1 à 0.15 voor een depositie die zich 1 à 2 maand voor de oogst voordoet [4]. Voor de beschouwde gewassen bedraagt de concentratie in het eetbare gedeelte op het moment van de oogst (t.g.v. directe depositie tijdens de groeiperiode):

$$C_{v,dep} = \omega \cdot \frac{R_v}{Y_v} \cdot f_t \cdot e^{-\lambda_r \Delta t}$$

Voor sommige gewassen (vnl. bladgroenten omdat hiervoor de besmetting uitwendig op de planten belangrijk is) dient rekening gehouden te worden met het verlies aan uitwendige radioactieve besmetting t.g.v. wassen, bereiding. Noemt met f_p de fractie die hierna overblijft dan bedraagt $C_{v,dep}$ voor zulke gewassen:

$$C_{v,dep} = \omega \cdot \frac{R_v}{Y_v} \cdot f_p \cdot e^{-(\lambda_w + \lambda_r) \Delta t}$$

Een gemiddelde waarde van f_p voor bladgroenten (wassen, verwijderen buitenste bladeren), uitwendig besmet door Cs of Sr ligt rond 0.3 [5].

In Fig. 3 is een voorbeeld gegeven van het verloop van de Cs-137 concentratie in voedingsgewassen t.g.v. een depositie van 10 kBq/m^2 (overeenstemmend met sterk besmette gebieden in West en Centraal Europa n.a.v. het Chernobyl ongeval) tijdens het groeiseizoen (tijd van depositie: 15/06). De concentraties zijn gegeven op het tijdstip van de oogst, behalve voor groenten waarvoor de evolutie over het ganse jaar is gegeven (met inbegrip van de reductie t.g.v. bereiding). Men ziet duidelijk de belangrijkheid van directe depositie tijdens het eerste jaar in vergelijking met de wortelopname (praktisch gelijk aan de wortelopname tijdens de volgende twee jaren).

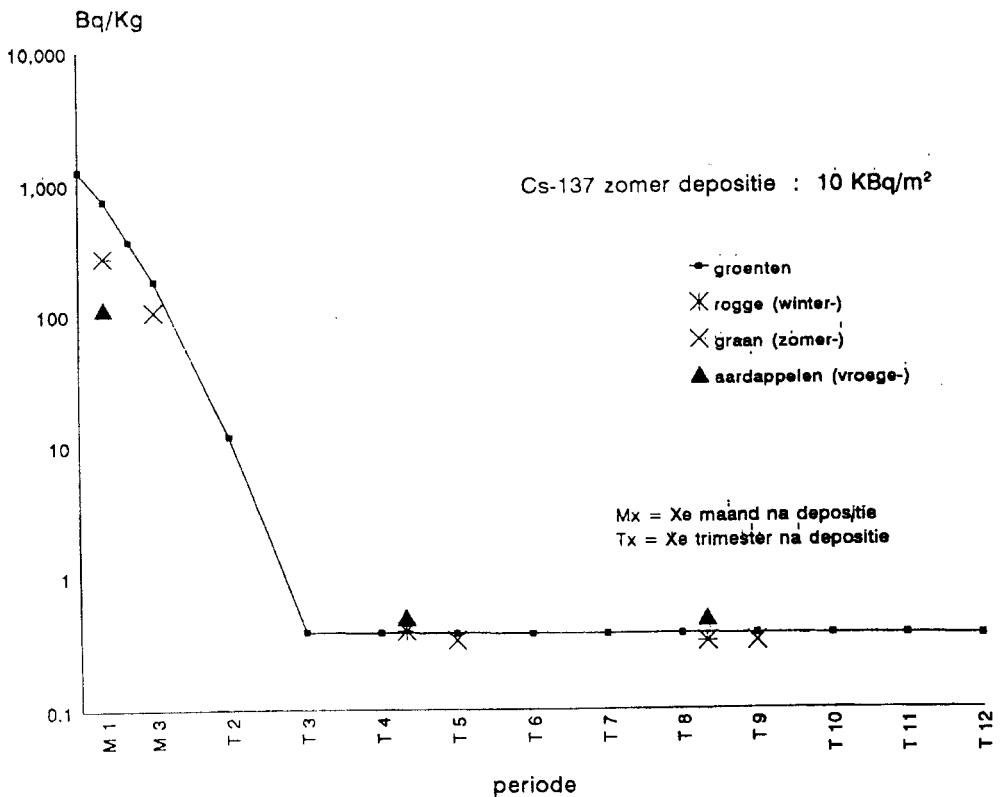


Fig. 3 Concentratie van Cs-137 in voedingsgewassen

1.3 Evolutie van de grondbesmetting

Het overgrote gedeelte van de radionucliden neergezet uit de lucht zal de grond bereiken t.g.v. directe depositie en verwerking van de besmetting van de planten. De evolutie van de concentratie van de radionucliden in de bovenste grondlaag (wortelzone) wordt gemodelleerd onder volgende hypothesen:

- een volledige depositie op de bodem
- een onmiddellijke homogene menging van de radionucliden na depositie over de ganse diepte van de wortelzone (15 cm voor gras - 30 cm voor voedingsgewassen)
- een afname van de concentratie in de wortelzone t.g.v. uitloging volgens een uitlogingsconstante λ_s [3]:

$$\lambda_s = \frac{V_w}{d (\theta + \rho \cdot K_d)} \quad (y^{-1})$$

waarbij:

V_w : netto-infiltratiesnelheid van percolerend water doorheen de wortelzone (m/y)

te bepalen aan de hand van de waterbalans

$$= I + P - E - R - \Delta S$$

met I: irrigatie-debiet

P: precipitatie

E: evapotranspiratie

R: run-off

ΔS : toename berging in de wortelzone

d: dikte van de wortelzone (m)

θ : vochtgehalte van de wortelzone

ρ : dichtheid van de wortelzone (kg/m³)

K_d : distributiecöefficient van de beschouwde nuclide in de wortelzone (m³/kg)

- een afname van de concentratie in de wortelzone t.g.v. wortelopname door de planten; enkel van belang voor radionucliden met een grote grond-plant concentratiefactor B_v (zie volgende sectie).

De vervalconstante die hiermee overeenstemt kan geschreven worden als

$$\lambda_b = \frac{B_v \cdot Y_v}{\rho \cdot d} \quad (y^{-1})$$

De evolutie van de concentratie van de radionucliden in de wortelzone, als gevolg van voorgaande veronderstellingen kan als volgt worden uitgedrukt:

$$C_s(t) = \frac{\omega}{d \cdot \rho} e^{-(\lambda_a + \lambda_b + \lambda_i) t} \quad (\text{Bq/kg})$$

De waarde van λ_s is, gezien zijn afhankelijkheid van K_d , sterk veranderlijk met het beschouwde element en de beschouwde grondsoort. Voor Cs en een gemiddelde waarde over de drie typische grondsoorten (zand, leem, klei) bv. komt een halveringstijd voor uitloging van ± 2000 y overeen [6]. In dat geval speelt natuurlijk alleen het radioactief verval een rol voor het verlies van Cs-137 en Cs-134 in de wortelzone.

Indien men de concentratie van de radionucliden beschouwt, die beschikbaar blijft voor wortelopname door de planten, dient voor bepaalde elementen zoals Cs en Sr een bijkomend verschijnsel in rekening te worden gebracht, dat verantwoordelijk is voor een afname van die concentratie in de tijd, namelijk fixatie in de wortelzone. De fractie van de hoeveelheid nucliden aanwezig in de wortelzone die per eenheid van tijd gefixeerd wordt, wordt gegeven door de fixatiesnelheid λ_f (typische waarde: 0.08 y^{-1} voor Cs [4]). De concentratie van de radionucliden in de wortelzone, die beschikbaar blijft voor wortelopname, wordt dan

$$C_s(t) = \frac{\omega}{d \cdot \rho} e^{-(\lambda_f + \lambda_b + \lambda_a + \lambda_i) t} \quad (\text{Bq/kg})$$

Voor de externe bestraling door de besmetting in de wortelzone mag deze reductie natuurlijk niet in rekening gebracht worden.

1.4 Transfer grond-planten

Planten kunnen in- en uitwendig besmet worden door radionucliden aanwezig in de wortelzone van de grond; inwendig t.g.v. opname via de wortels, uitwendig t.g.v. afzetting van gesuspendeerde deeltjes.

De wortelopname van radionucliden uit de grond wordt gemodelleerd aan de hand van de grondplant concentratiefactor B_v , die de verhouding aangeeft van de concentratie in de plant ten gevolge van wortelopname en deze in de wortelzone van de grond, bij evenwicht. De factor B_v is afhankelijk van het betrokken element, het type grond en het type gewas. Voor Cs is hij van de orde van 10^{-1} - 10^{-2} voor de meeste voedingsgewassen en normale landbouwgronden [6]. Bij de berekening van de concentratie in de planten bij de oogst t.g.v. wortelopname dient rekening gehouden te worden met de evolutie van de concentratie in de wortelzone van grond over de ganse groeiperiode van de plant.

De uitwendige besmetting van planten t.g.v. de afzetting van gesuspendeerde gronddeeltjes wordt gekarakteriseerd door de grondadhesie factor S_v , die de verhouding aangeeft van de massa grond afgezet op de plant tot de massa van de plant en die dezelfde dimensies heeft als B_v .

Voor sommige gewassen (vnl. bladgroenten) zal bij deze wijze van besmetting eveneens rekening dienen te worden gehouden met de vermindering van de besmetting t.g.v. wassen, bereiding, gekenmerkt door de factor f_p .

De totale concentratie van de beschouwde radionuclide in/op de plant t.g.v. transfers vanuit de wortelzone van de grond, kan dan uitgedrukt worden als volgt:

$$C_v(t) = C_s(t) [B_v + S_v \cdot f_p] \quad (\text{Bq/kg})$$

waarbij:

B_v :	grond-plant concentratiefactor	(kg grond/kg gewas)
S_v :	grondadhesie factor	(kg grond/kg gewas)

Wanneer de depositie plaatsvindt tijdens het groeiseizoen van de planten zal deze concentratie belangrijk lager uitvallen dan deze t.g.v. de directe depositie (tijdens het eerste jaar). De grond adhesie (S_v van de orde van 10^{-4}) is meestal relatief minder belangrijk dan wortelopname, uitgezonderd voor radionucliden, waarvoor de grond-plant concentratiefactoren zeer laag uitvallen, zoals bv. Pu, Am (weinig mobiele elementen).

In Fig. 3 komen de concentratiewaarden in de voedingsgewassen na het eerste jaar (vanaf het derde trimester na de depositie) overeen met de besmetting t.g.v. wortelopname.

1.5 Opname door vee en transfer in vlees, melk, eieren

Vanuit het oogpunt van inname van radionucliden door de mens via dierlijke producten (melk, vlees, eieren) dienen in onze streken voornamelijk melkkoeien, runderen en varkens (slachtvee) te worden beschouwd. Ook hennen en eieren werden beschouwd maar deze zijn minder belangrijk.

Voor de opname van radionucliden door vee komen volgende wegen in aanmerking:

- opname via besmet voer, gras
- opname via besmette grond (tijdens het grazen op weiland)
- inademing van besmette lucht.

De laatste weg kan in bijna alle gevallen als onbelangrijk buiten beschouwing gelaten worden.

De dagelijkse opname van radionucliden door vee volgens de eerste twee wegen kan als volgt beschreven worden:

$$A_m(t) = \sum_v C_v(t) Q_v + C_s(t) Q_s \quad (\text{Bq/d})$$

waarbij:

- $C_v(t)$: concentratie in veevoer, gras (Bq/kg)
- $C_s(t)$: concentratie in grond (wortelzone) (Bq/kg)
- Q_v : dagelijkse opname van gras, veevoer door betrokken vee (kg/d)
- Q_s : dagelijkse opname van grond door betrokken vee (kg/d)
wordt meestal uitgedrukt in fractie van Q_v als X_s

De concentratie in veevoer, gras kan op dezelfde wijze berekend worden als deze in andere voedingsgewassen (zie pt. 2 en 4). Wat betreft het dieet van de dieren dient in sommige gevallen onderscheid gemaakt te worden tussen zomer- en winterdieet. Voor koeien, runderen bv. overheerst tijdens de zomerperiode de opname van gras (+ grond) rechtstreeks op weiland. Tijdens de winterperiode wordt vnl. hooi en ingekuuld voer opgenomen. De opname van grond is enkel belangrijk bij deposities van weinig mobiele elementen (Pu bv.) en bij afwezigheid van directe depositie op het gras.

Typische waarden voor de dagelijkse opname van voer en grond Q_v en X_s , door grazende melkkoeien, zijn respectievelijk 14 kg dr/d en 0.04 [1].

Om de tijdsafhankelijke concentratie van radionucliden in het vlees en de melk van dieren te modelleren wordt gebruik gemaakt van de volgende dynamische transferfuncties, die het verloop van deze concentraties, na een eenheidsinname van radionucliden door de dieren, beschrijven.

Voor melk:

$$f_m(t) = \sum_{j=1}^3 a_j \exp [- (\alpha_j + \lambda_i) t] \quad (1')$$

Voor vlees:

$$f_f(t) = b \cdot \{ \exp (- \beta_1 t) - \exp (- \beta_2 t) \} \exp (- \lambda_i t) \quad (\text{kg}^{-1})$$

waarbij:

a_j : dynamische transferfactoren voor melk (l⁻¹)

b : dynamische transferfactor voor vlees (kg⁻¹)

α_j : biologische vervalconstanten - melk (d⁻¹)

β_1, β_2 : biologische vervalconstanten - vlees (d⁻¹)

Deze dynamische transferfactoren en -constanten zijn verbonden met de transferfactoren bij evenwicht F_m (melk) en F_f (vlees), die de fractie aangeven van de dagelijkse inname van radionucliden door de dieren, die als concentratie in de melk, vlees, terrechtkomen:

$$F_m = \int_0^{\infty} f_m(t) dt = \sum_j \frac{a_j}{\alpha_j} \text{ voor } \lambda_i = 0 \quad (d/l) \quad (d/1)$$

$$F_f = \int_0^{\infty} f_f(t) dt = b \left(\frac{1}{\beta_1} - \frac{1}{\beta_2} \right) \text{ voor } \lambda_i = 0 \quad (d/kg)$$

Voor Cs bv. zijn typische waarden van F_m voor koemelk en F_f voor rundsvlees respectievelijk $4 \cdot 10^{-3}$ d/l en $3 \cdot 10^{-2}$ d/kg [6]. Waarden voor de dynamische transferfactoren en constanten kunnen afgeleid worden uit [7] en [8]. Voor Cs zijn de biologische vervalconstanten voor melk van de orde van 1 dag tot verscheidene weken, deze voor vlees van de orde van maanden tot jaren.

De tijdsafhankelijke concentratie in melk, vlees (op tijd T) t.g.v. voorafgaande dagelijkse opnamen $A_m(t)$ door het vee kan middels de volgende uitdrukkingen weergegeven worden:

$$C_m(T) = \int_0^T f_m(T-t) \cdot A_m(t) \cdot dt$$

$$C_f(T) = \int_0^T f_f(T-t) \cdot A_m(t) \cdot dt$$

Een gelijkaardige formulering kan toegepast worden voor de transfers naar kippeëieren.

Voorbeelden van het verloop van de concentraties in melk en vlees t.g.v. een depositie van 10 kBq/m^2 Cs-137 zijn gegeven in Fig. 4 en 5. Drie gevallen werden beschouwd: een accidentele depositie in het groeiseizoen (15/06), met en zonder een 3 weken durend grasverbod van dieren op weiland, en een accidentele depositie in de winter (15/12). In de eerste twee gevallen ziet men duidelijk de grote invloed van directe depositie op weiland gevolgd door het snelle verval door verwerking tot een verandering in het voedingspatroon van de dieren opnieuw een verhoging teweegbrengt.

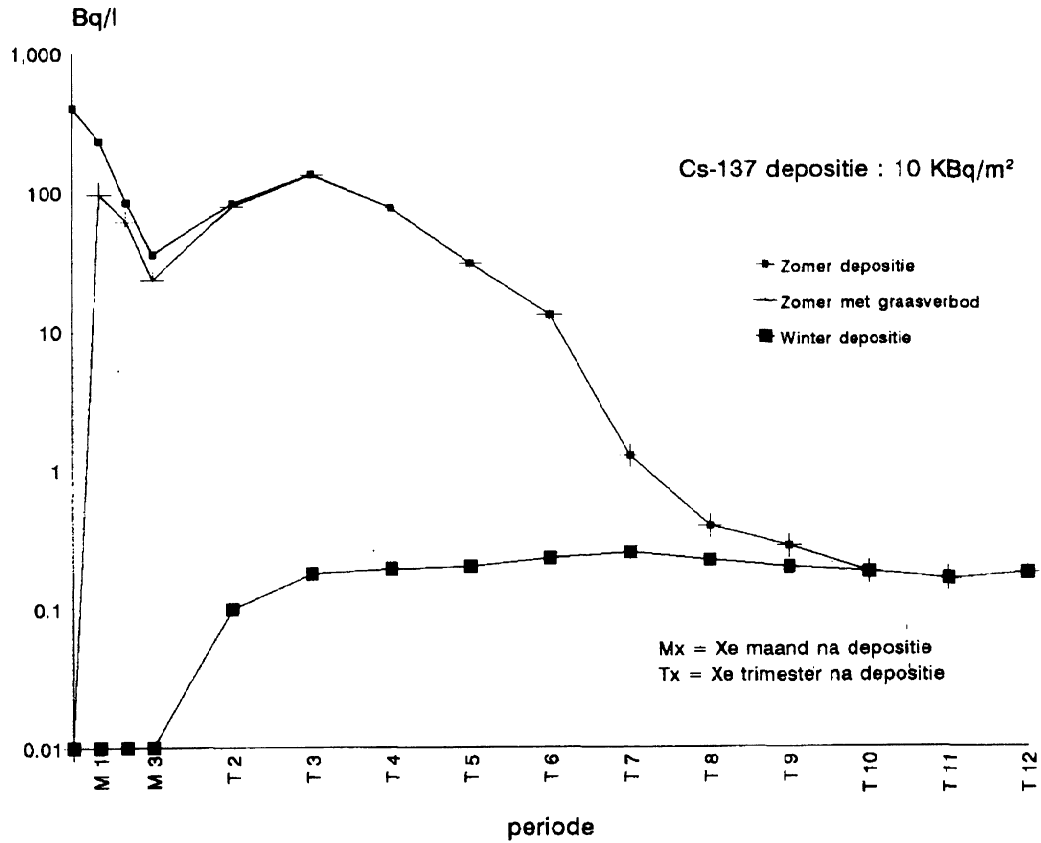


Fig. 4 Concentratie van Cs-137 in melk (koeien)

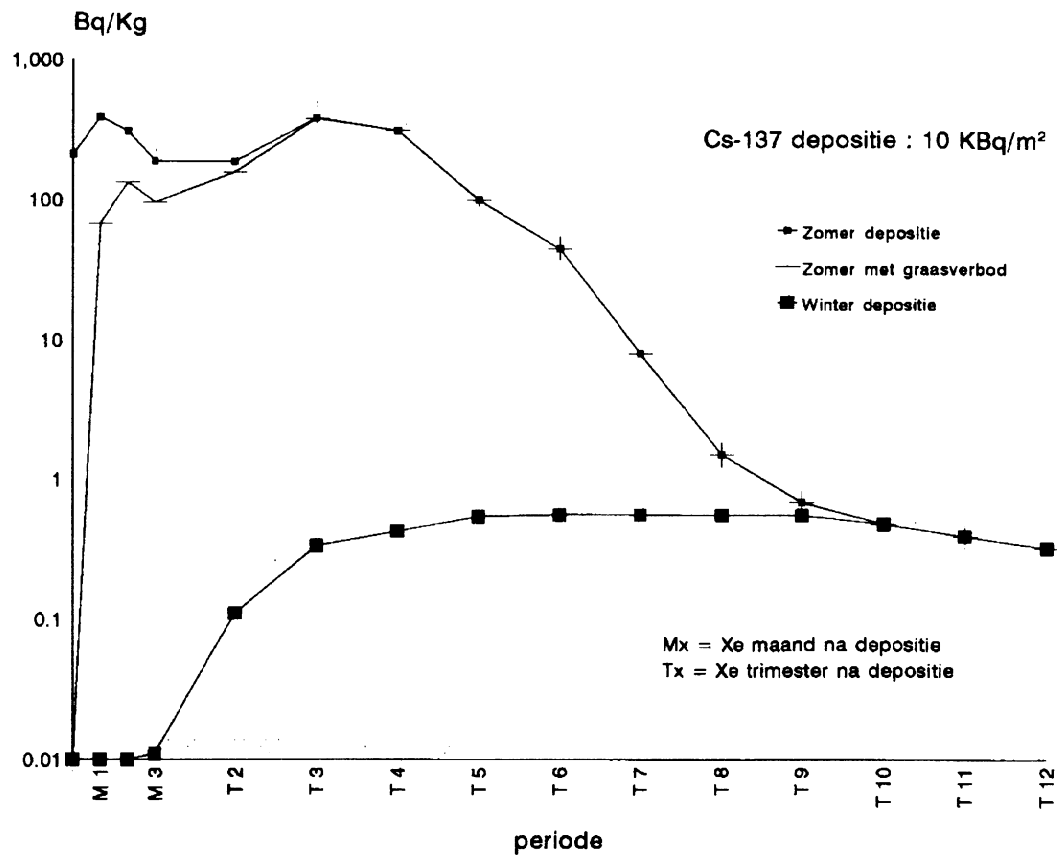


Fig. 5 Concentratie van Cs-137 in vlees (runderen)

1.6 Inname en dosis voor de mens

De jaarlijkse individuele dosis t.g.v. de ingestie van besmette voedingsmiddelen door de mens, H_{ing} , kan worden afgeleid uit:

- de concentraties van de beschouwde radionuclide in de verbruikte voedingsmiddelen x (tijdsafhankelijke waarden): C_x (Bq/kg of Bq/l)
- de individuele consumptiehoeveelheden: I_x (kg/y of l/y)
- de dosisfactoren voor ingestie van de beschouwde radionucliden DF_{ing} (Sv/Bq)

$$H_{ing}^{(t)} = \sum_x (C_x(t) \cdot I_x) DF_{ing} \quad (\text{Sv/y})$$

Meestal worden effectieve doses beschouwd, een gewogen gemiddelde van doses aan de belangrijkste organen. Voor jodium wordt ook de dosis aan de thyröïde beschouwd.

In sommige gevallen (bv. indien een vergelijking gewenst wordt met meetbare eindpunten) kan men geïnteresseerd zijn in de lichaamsbelasting (“Whole Body Burden”, WBB) van individuen op bepaalde tijdstippen (T). In dit geval dient de inname van het individu gecombineerd te worden met de retentiefunctie $R(t)$ zoals in ICRP-56 [9] aangegeven:

$$WBB(T) = \sum_x \int_0^T (C_x(t) \cdot I_x) R(T - t) dt \quad (\text{Bq})$$

De retentiefunctie is afhankelijk van het element en van het geslacht en de ouderdom van het betrokken individu.

In Fig. 6 is een voorbeeld gegeven van het verloop van de totale lichaamsconcentratie van Cs-137 voor een volwassen man, in dezelfde omstandigheden als beschouwd in Fig. 4 en 5.

In onderstaande tabel zijn effectieve jaardoses voor een volwassen individu gegeven eveneens in dezelfde omstandigheden. Wat de doses betreft t.g.v. een depositie in het groeiseizoen (15/06), blijkt duidelijk de grote invloed van de besmetting van de melk op de totale ingestiedosis voor Cs-137. Een graasverbod over 3 weken in dat geval zou echter slechts een beperkte invloed hebben op de dosis over het eerste jaar (reductie met 25 %).

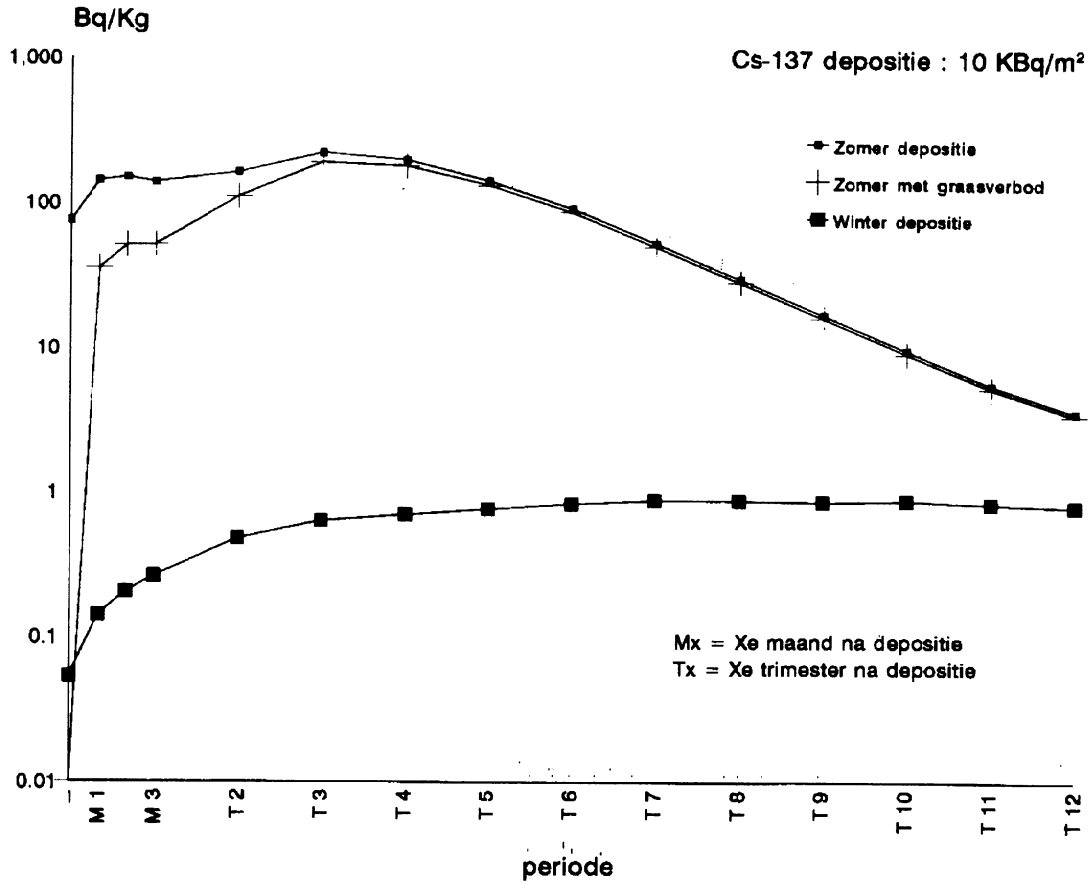


Fig. 6 Totale lichaamsconcentratie van Cs-137 (volwassen man)

Jaardoses (mSv/jaar) door ingestie t.g.v. Cs-137 depositie: 10 kBq/m²

Scenario	1° jaar	2° jaar	3° jaar
1	6.46E-01	8.0E-02	2.0E-03
1'	5.41E-01	5.9E-02	2.0E-03
2	4.75E-01	8.0E-02	2.0E-03
3	1.8E-03	2.3E-03	2.0E-03

1 = Depositie tijdens de zomer

1' = Depositie tijdens de zomer - enkel melk

2 = Depositie tijdens de zomer met graasverbod (21 dagen)

3 = Depositie tijdens de winter

2 VALIDATIE

De geloofwaardigheid van een model en de betrouwbaarheid van de resultaten kunnen slechts afdoend aangetoond worden middels zgn. validatiestudies.

Twee grote internationale validatiestudies voor biosfeermodellen hebben reeds plaats gehad, waaraan door het SCK-CEN (met het DOSDIM model) werd deelgenomen. Het zijn:

BIOMOVS (Biospheric Model Validation Study) Fase 1 (1985 - 1990), en VAMP (Validation of Environmental Model Predictions), een "Co-ordinated Research Programme" (CRP) van IAEA (1988-1995).

In het kader van de BIOMOVS studie werd, n.a.v. de besmetting veroorzaakt door het ongeval van Chernobyl, een testscenario m.b.t. I-131 en Cs-137 concentraties in belangrijke compartimenten van de voedselketen opgesteld voor 13 verschillende sites [10]. De input voor de modellen bestond uit dagelijkse waarden van luchtconcentraties en neerslaghoeveelheden, samen met informatie op gebied van klimaat, landbouwgebruiken en dgl. voor elke site. Aan de deelnemers (modelleerders) werd gevraagd tijdsafhankelijke concentraties in de voedselketen (vnl. gras, granen, melk, vlees) te berekenen. Aan de validatie-oefening werd deelgenomen door een 25-tal modellen.

Bij wijze van illustratie zijn in Fig. 7 en 8 de resultaten (Predictions/Observations) qua geïntegreerde concentraties in melk en vlees weergegeven. De modelresultaten blijven grotendeels binnen een afwijking met factor 10 t.o.v. de waarnemingen,

P/O Ratios for Cs-137 in Milk

(all models and selected sites)

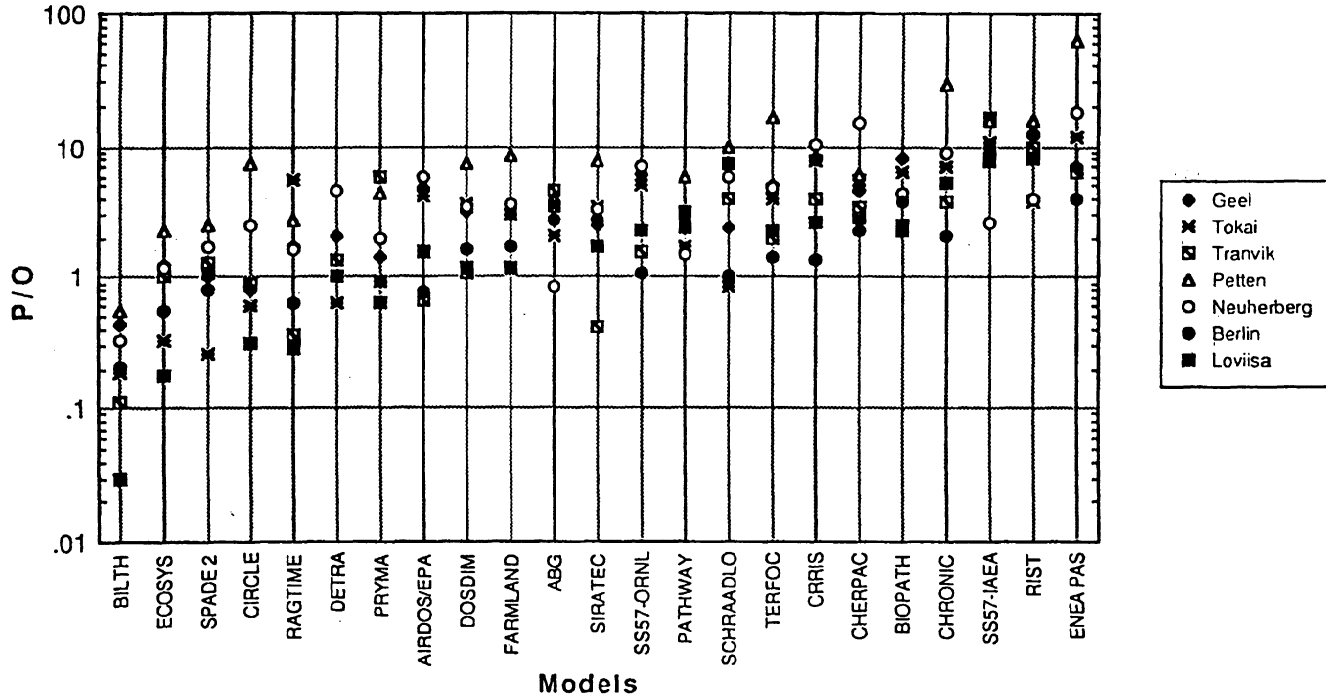


Fig. 7 Geïntegreerde concentratie van Cs-137 in koemelk (BIOMOVS - A4 Scenario)

P/O Ratios for Cs-137 in Beef

(all models and all sites)

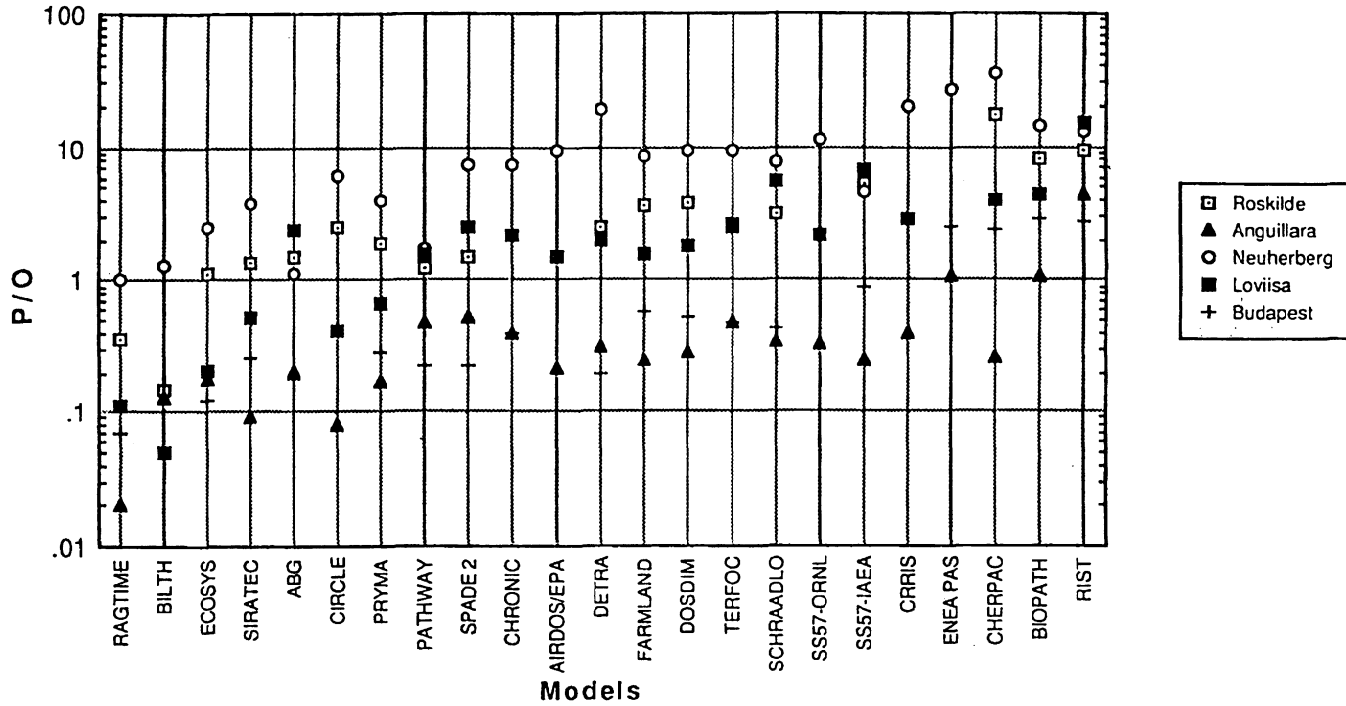


Fig. 8 Geïntegreerde concentratie van Cs-137 in vlees (rund) (BIOMOVS - A4 Scenario)

terwijl de helft van de geïntegreerde modelresultaten in weiland en meer dan 30 % van deze in melk binnen een afwijking met factor 2 vallen [10]. Wat de ogenblikkelijke concentratiewaarden betreft waren de afwijkingen groter. In Fig. 9 en 10 zijn enkele voorbeelden gegeven voor wat de belangrijkste voedselcomponent, melk, aangaat met daarbij resultaten van het DOSDIM model. Wat de DOSDIM resultaten betreft, heeft men kunnen vaststellen dat ze variëren van redelijk nauwkeuring tot conservatief.

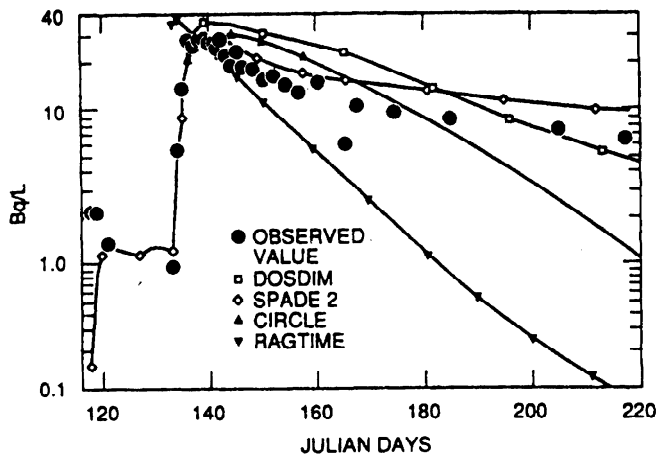


Fig. 9 Concentraties van Cs-137 in melk in Tranvik-Zweden (BIOMOVS - A4 Scenario)

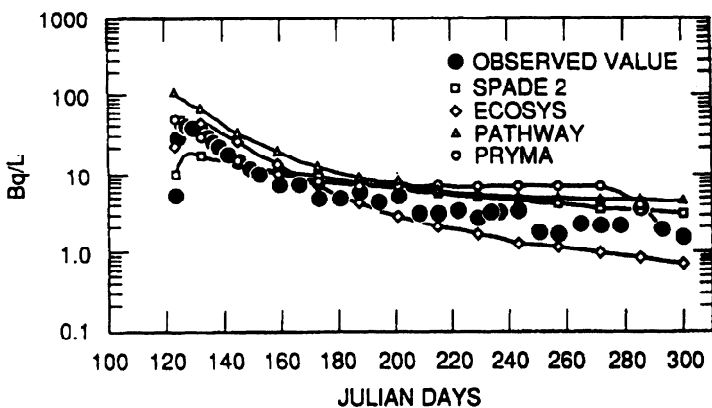


Fig. 10 Concentraties van Cs-137 in melk in Geel-België (BIOMOVS - A4 Scenario)

In de VAMP studie werden gegevens m.b.t. de Chernobyl fall-out aangewend om biosfeermodellen te testen en te verbeteren en werden binnen de werkgroep MPA (Multiple Pathways Assessment) testscenario's opgesteld voor modellen, die tot doel hadden bevolkingsdoses in een besmette omgeving te berekenen. Modelberekeningen werden reeds uitgevoerd voor twee testscenario's, de eerste met betrekking tot de streek van Centraal Bohemen (CB) waaraan door 13 modellen werd deelgenomen, en een tweede met betrekking tot het zuidelijk gedeelte van Finland (S), waaraan 11 modellen deelnamen. In dit laatste scenario waren ook elementen van natuurlijke en semi-natuurlijke ecosystemen begrepen, zoals elanden, vissen, paddestoelen, bessen ...

De inputgegevens voor de modellen waren tijdsafhankelijke Cs-137 concentraties in lucht, deposities en neerslaghoeveelheden met daarnaast zeer uitvoerige informatie over de site qua klimaat, landbouwgebruiken, demografie etc... Gevraagd werden tijdsafhankelijke concentraties in de belangrijkste voedingsgewassen en dierlijke producten, de totale lichaamsbelasting en de individuele doses aan de mens te berekenen. In Fig. 11, 12 en 13 worden enkele resultaten getoond van het DOSDIM model m.b.t. het CB scenario. Het DOSDIM model is sindsdien aangepast om ook onzekerheidsranges te bepalen. De concentraties met DOSDIM berekend voor het S-scenario waren iets minder goed van voor het CB-scenario, waarschijnlijk wegens het feit dat de Belgische situatie beter overeenstemt met deze in Centraal Bohemen dan met deze in Finland.

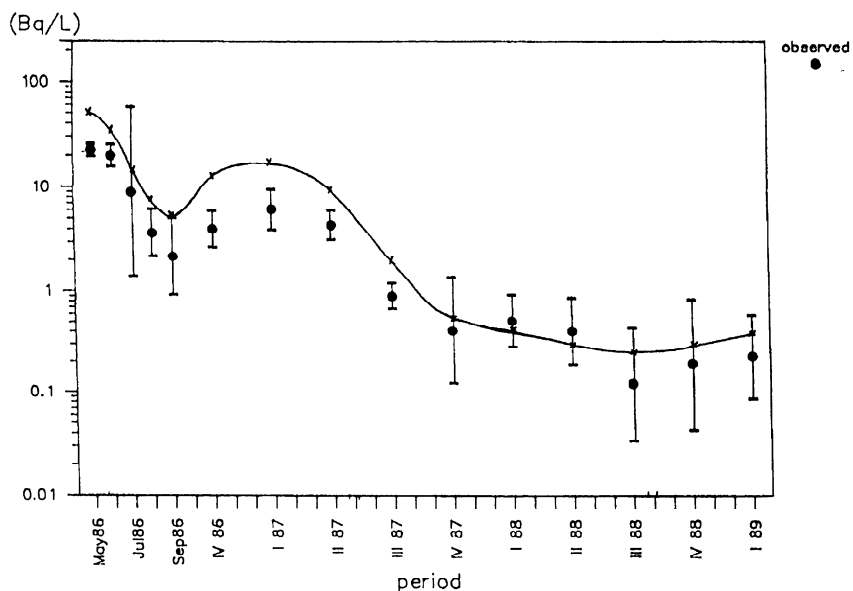


Fig. 11 Concentraties van Cs-137 in melk
(VAMP - CB Scenario)

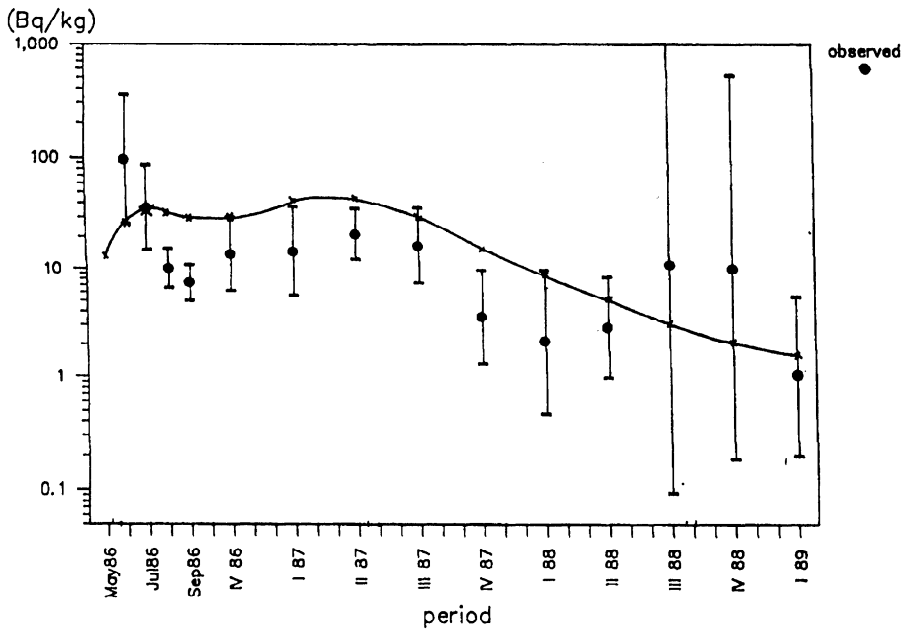


Fig. 12 Concentraties van Cs-137 in vlees
(VAMP - CB Scenario)

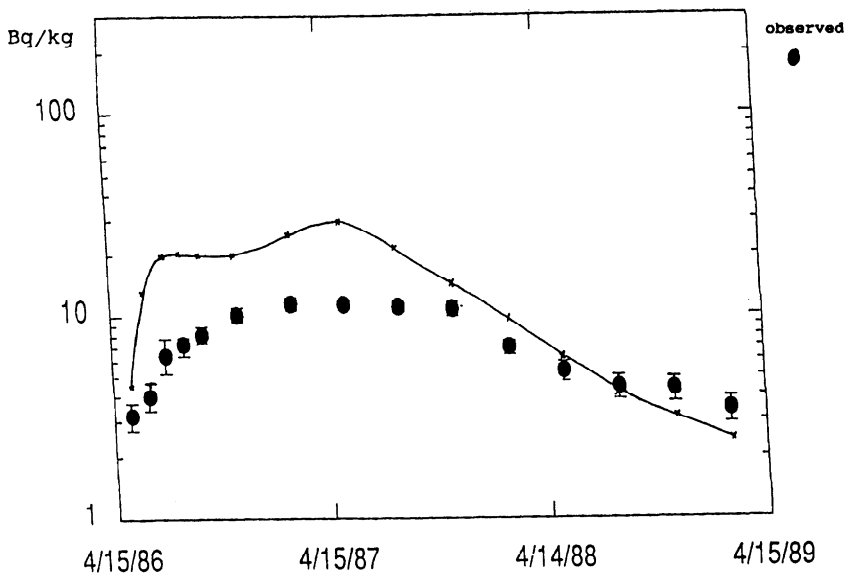


Fig. 13 Concentraties van Cs-137 in totaal lichaam (volwassen man)
(VAMP - CB Scenario)

3 BESLUIT

Uit de bespreking van de modellering van de voedselketen en uit de ervaring met de validatiestudies zijn enkele belangrijke vaststellingen voortgekomen.

- Uit de bespreking van de modellering van de transferprocessen in de voedingsketen volgt dat de radiologische impact van accidentele lozingen sterk afhankelijk is van de periode van het jaar waarin deze lozingen plaatshebben (“seasonality”).
- Uit de internationale validatiestudies is gebleken dat als een model goed presteert in bepaalde situaties, het niet noodzakelijkerwijze goede resultaten zal opleveren in andere situaties. M.a.w. een volledige, algemene validatie van de modellen is onmogelijk. Daarbij hangt het criterium, waaruit men kan besluiten of het model goede resultaten oplevert, af van de objectieven van het model.
- Uit eigen ervaringen in de validatiestudies is eveneens gebleken dat een samenwerking tussen modelleerders en ecologen noodzakelijk is bij de ontwikkeling van modellen betreffende de voedselketen.
- Wat het DOSDIM model betreft zijn de resultaten in de validatiestudies bevredigend te noemen, maar blijft nog een kleine invloed zichtbaar van de conservatieve reflex in de stralingsbescherming uit het verleden.

REFERENCES

- [1] NRPB/CEA Joint Report
Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations.
CEC, Doc. n° V/3865/79-EN, FR, July 1979
- [2] IAEA
Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Exposure of Critical Groups.
IAEA, Safety Series n° 57, STI/PUB/611; 1982
- [3] BAES C.F., SHARP R.D.
A proposal for estimation of soil leaching and leaching constants for use in assessment models.
J. Environ. Qual. 12(1): 17-28; 1983
- [4] MULLER H., PRÖHL G.
Ecosys-87: A dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents.
Health Physics 64(3): 232-252; 1993
- [5] IAEA
Modelling of resuspension, seasonality and losses during food processing.
1st Report of the VAMP Terrestrial Working Group.
IAEA-TECDOC-647, IAEA, May 1992
- [6] ZEEVAERT Th., VANDECASTEELE C.M., VOLCKAERT G.
Biosfeerparameters in performantie en veiligheid voor een ondiepe landbergingsinstallatie. Werk uitgevoerd onder raamakkoord SCK.CEN NIRAS/ONDRAF
R.2905, SCK.CEN, November 1991
- [7] NG Y.C., COLSHER C.S., QUINN D.J., THOMPSON S.E.
Transfer coefficients for the prediction of the dose to man via the forage-cow-milk-pathway from radionuclides released to the biosphere.
UCRL-51939, July 1977
- [8] SIMMONDS J.R., LINSLEY G.S., JONES J.A.
A general model for the transfer of radioactive materials in terrestrial food chains.
NRPB-R89, September 1979

- [9] ICRP
Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 1.
ICRP Publication 56, Annals of the ICRP 20/2, 1989
- [10] BIOMOVS Technical Report 13
Scenario A4. Multiple Model Testing using Chernobyl Fallout Data of I-131 in Forage and Milk and Cs-137 in Forage, Milk, Beef and Grain.
NIRP, Stockholm, March 1991

RESUME

Cet article traite la modélisation des processus, potentiellement importants, qui interviennent dans l'accumulation et les transferts dans la chaîne alimentaire de radionuclides rejetés dans l'atmosphère à la suite d'accidents nucléaires. Des résultats d'études internationales de validation de ces modèles, organisées en utilisant les contaminations de l'environnement causées par l'accident de Chernobyl, sont montrés.

Il apparaît clairement que la période de l'année durant laquelle le rejet se produit est d'une grande importance par rapport à l'impact radiologique dû à l'ingestion de produits alimentaires.

En ce qui concerne la validation des modèles, une bonne performance pour une certaine situation ne garantit pas de bons résultats dans d'autres situations; ceci veut dire qu'une validation générale et complète de tels modèles est quasi impossible.

SUMMARY

This contribution deals with the modelling of the relevant processes, determining the accumulation and transfers in the food chain of radionuclides accidentally released into the atmosphere. Results are shown of international validation projects for such models organised in consequence of the contamination in the environment due to the fall-out of the Chernobyl accident.

It appears clearly that the period of the year during which the release takes place is of great importance for the radiological impact through food ingestion during the first year.

Concerning the validation of the models, it could be concluded that a good performance of a model in a certain situation does not guarantee good results in other situations; this means that a complete and general validation of such a model is nearly impossible.

L'AVANT-PROJET DE BROCHURE
«RISQUE NUCLÉAIRE ET AGRICULTURE»
UN CONCEPT NOUVEAU DE L'INFORMATION NUCLÉAIRE

Dominique VAN NUFFELEN

Chargé de recherches en anthropologie nucléaire
Service de Protection contre les Radiations Ionisantes
Ministère de la Santé Publique et de l'Environnement
Cité Administrative de l'Etat, Quartier Vésale, 1010 Bruxelles

Texte de l'exposé du 7 octobre 1994

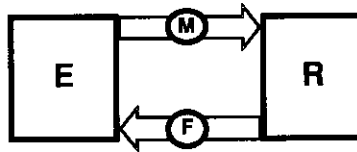
Résumé :

Ces dernières décennies, nos connaissances nucléaires ont progressé dans des domaines de plus en plus diversifiés et spécialisés. Si cela paraît bénéfique pour la science, le risque d'un éparpillement du savoir existe pourtant. Et nous vivons déjà dans une société où nous éprouvons toujours davantage de difficultés à trouver du sens... La diffusion des connaissances nucléaires au plus grand nombre exige donc un important effort de synthèse, de cohésion et de clarté. Le présent exposé traite de la manière dont nous avons tenté de réaliser cet effort pour l'information nucléaire de la population agricole belge.

Lorsqu'on informe une population, on se situe toujours au sein d'un système communicationnel. Le système le plus simple que l'on rencontre est celui où un émetteur transmet un message à un récepteur, récepteur qui, de son côté, a probablement des attentes par rapport au message transmis, et qui, de toute façon, va réagir vis-à-vis du message en question... C'est ce qui se produit, par exemple, lors d'un débat public. Un responsable communal (émetteur) parle d'un projet d'implantation d'un site industriel (message) à une assemblée d'habitants de sa commune (récepteur). L'assemblée a plusieurs revendications par rapport à ce

projet d'implantation et profite du débat public pour les faire savoir (rétroaction). Le débat se déroule donc normalement : en langage systémique, on dit que le système «se maintient»...

Informé un public
=
processus systémique



E (émetteur)	=	la source qui émet l'information
R (récepteur)	=	la population qui reçoit l'information
M (message)	=	l'information que E transmet à R
F (boucle de rétroaction)	=	l'ensemble des attentes et réactions de R M

La systémique est la science des systèmes. Elle nous enseigne qu'un système comme celui qui nous occupe aujourd'hui est un «système ouvert de haute complexité»... Pour bien comprendre ce que cette petite phrase veut dire, il faut se rappeler quelques notions fondamentales sur les systèmes.

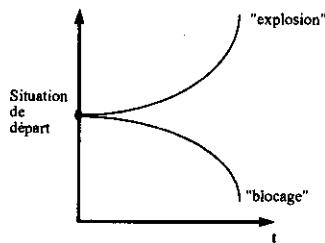
Système ouvert
de haute complexité

système ⇔	☛ interaction dynamique
	☛ finalité
finalité =	☛ maintien du système
système ouvert ⇒	☛ relation permanente avec l'environnement
complexité ⇒	☛ grande variété d'éléments
	☛ grande diversité d'interactions
	☛ non-linéarité
	☛ émergence
	☛ résistance aux changements

Ce que nous appelons un système est un ensemble d'éléments en interaction dynamique organisés en fonction d'une finalité. Ce que nous appelons la finalité d'un système, c'est sa capacité, je dirais presque sa volonté, de se maintenir... On dit qu'un système est ouvert quand il se trouve en interaction permanente avec un environnement. Quand un système est en interaction permanente avec un environnement, cela signifie que l'un et l'autre se modifient constamment. Un système ouvert absorbe de l'énergie, de la matière et de l'information. Il transforme ces éléments en produisant de «l'entropie». L'entropie, c'est en quelque sorte le désordre, la confusion que produit toute information émise d'un émetteur vers un récepteur... Une loi de la systémique nous enseigne que tout système ouvert se maintient à un niveau d'entropie relativement bas... Un système complexe est caractérisé par une grande variété d'éléments, une grande diversité d'interactions entre ces éléments, la non-linéarité de ces interactions, l'émergence et la résistance aux changements...

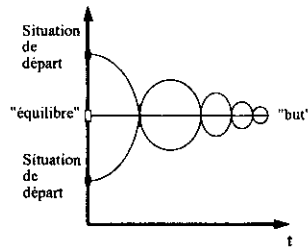
La «boucle de rétroaction», composante vitale de tout système ouvert, peut être positive ou négative.

Boucle de rétroaction positive



- *transformation du système dans le sens de la situation de départ*
- *effets cumulatifs*
- *accroissement des divergences*
- *tendance à l'expansion exponentielle ou au blocage total*
- *destruction du système*

Boucle de rétroaction négative



- *transformation du système dans le sens opposé de la situation de départ*
- *effet de stabilité*
- *maintien d'un équilibre oscillatoire*
- *convergence vers un but*
- *régulation du système*

Dans le cas d'une boucle de rétroaction positive, le système fonctionne toujours dans le même sens que l'information dont il dispose au départ. Pour bien comprendre ce phénomène, prenons l'exemple d'une baignoire. Le «système-baignoire» se compose d'un robinet par lequel l'eau arrive, d'une baignoire qui peut contenir une certaine quantité d'eau et d'un trou d'évacuation de l'eau. Imaginons que le robinet est ouvert et que le trou d'évacuation n'est pas bouché...

Lorsque notre système-baignoire reçoit l'information que le niveau d'eau de la baignoire augmente, la boucle de rétroaction positive agit naturellement dans le sens de cette augmentation : elle ouvrira encore plus le robinet, et notre baignoire débordera bientôt...

Lorsque notre système constate une diminution du niveau d'eau, la rétroaction positive agit évidemment dans le sens de cette diminution : elle ferme davantage le robinet, et notre baignoire aura tôt fait de s'assécher...

Nous voyons donc que la rétroaction positive accroît les divergences du système, ce qui implique à terme la destruction du système : notre baignoire déborde ou se vide. Quand un émetteur transmet de l'information à un récepteur, le raisonnement

est analogue : si la rétroaction est positive, l'émetteur en dit trop, et le récepteur ne le comprend pas, ou bien, l'émetteur n'en dit pas assez, et le récepteur n'apprend rien.

Dans le cas d'une boucle de rétroaction négative, par contre, le système fonctionne toujours dans le sens opposé de l'information dont il dispose au départ. On dit que la rétroaction négative «régule» le système. L'exemple le plus classique est la vanne thermostatique. Mais, si vous voulez bien, reprenons l'exemple de la baignoire...

Si notre système-baignoire reçoit l'information que son niveau d'eau augmente, la rétroaction négative va donc agir dans le sens opposé à cette augmentation : elle va fermer un peu plus le robinet, de sorte que la quantité d'eau de la baignoire se maintienne à un niveau constant.

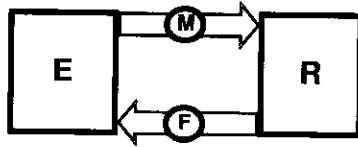
Si notre système constate une diminution de son eau, la rétroaction négative va par conséquent agir dans le sens opposé à cette diminution : elle ouvrira davantage le robinet, et le niveau d'eau de la baignoire se maintiendra.

Nous voyons par conséquent que la rétroaction négative diminue les divergences du système. Elle implique en fait une convergence du système vers une finalité, cette finalité qui n'est rien d'autre que le maintien, la perdurance du système. Quand un émetteur transmet de l'information à un récepteur, le même raisonnement se vérifie : lorsque la rétroaction est négative, l'émetteur dit exactement ce qu'il a à dire et ce que son récepteur veut entendre, et la communication est établie.

Nous pouvons donc affirmer qu'un système de communication n'est possible que pour autant qu'il soit régulé par une boucle de rétroaction négative.

Tout ce que nous venons d'examiner de manière un peu théorique (je m'en excuse, mais c'était indispensable), transposons-le à présent dans la situation concrète qui nous intéresse ici...

**Le système ouvert de haute complexité
qu'est l'information nucléaire
du monde agricole**



- E** = groupe de travail pluridisciplinaire CSH
- R** = population agricole belge
- M** = (avant-projet de) brochure
- F** = ensemble des attentes et réactions de **R** par rapport à **M**

Informers la population agricole belge sur le nucléaire, c'est s'inscrire dans un processus systémique. Les composantes fondamentales du système sont ici : un groupe de travail pluridisciplinaire du CSH (émetteur), les agriculteurs belges et leurs familles (récepteur), une brochure (message) [dans l'état actuel des choses, un avant-projet de brochure...], et l'ensemble des attentes et réactions du monde agricole par rapport à cet avant-projet (rétroaction) [dans l'état actuel des choses, les résultats d'une étude et d'un prétest]...

Vous aurez donc compris que pour vous parler de «M», ce fameux avant-projet de brochure, il fallait que je vous parlasse d'abord du système qu'est toute communication. Vous comprendrez par conséquent qu'il me faut encore aborder brièvement les principaux autres éléments du système qui nous intéresse ici avant de parler enfin de «M»...

Commençons, si vous le voulez bien, par notre boucle de rétroaction «F»...

F



1. Etude anthropologique en milieu agricole

- objectif = connaître les attentes d'agriculteurs en matière d'information nucléaire
- ± 500 pages de monographies d'agriculteurs, SPRI, 1992
- L'agriculteur et le nucléaire. Etude de sociologie compréhensive, CSH, 1993
- La communication en question : le point de vue du sociologue, ABR, 1993
- Anthropologie et information nucléaire. AEN, 1994

2. Prétest de l'avant-projet

- objectif = connaître les réactions d'agriculteurs par rapport à l'avant-projet
- préparation du test de la brochure
- première estimation de l'hypothèse de travail

3. Test de la brochure

- objectif = tester la lisibilité du produit fini
- échantillon représentatif de la population agricole
- estimation significative de l'hypothèse de travail

Pour connaître les attentes et réactions de notre public, nous avons réalisé une étude anthropologique en milieu agricole, nous avons effectué un prétest de notre actuel avant-projet de brochure et nous ferons à terme un test représentatif de la brochure, lorsqu'elle sera terminée.

L'étude anthropologique, basée sur quelques 500 pages de monographies d'agriculteurs, a permis d'analyser la manière dont ces agriculteurs «pensent la chose nucléaire». Elle a notamment identifié un besoin d'information particulier : celui d'un éclaircissement de l'enjeu de société qu'est le nucléaire. Pour ces fermiers, en effet, le nucléaire est d'abord et avant tout un problème de société (et non une question scientifique et technique comme c'est le cas pour nous...). Je ne m'étendrai pas davantage sur cette étude. Elle a déjà fait l'objet d'un rapport publié par le CSH¹, d'une publication dans les Annales de l'ABR², et d'une autre encore à l'AEN³...

¹ VAN NUFFELEN, D., L'agriculteur et le nucléaire. Etude de sociologie compréhensive. Bruxelles, Conseil Supérieur d'Hygiène, 1993.

² VAN NUFFELEN, D., La communication en question : le point de vue du sociologue, in Interaction sciences humaines et radioprotection. Bruxelles, Annales de l'Association Belge de Radioprotection, Vol. 18, n° 3, pp. 209-224, 1993.

³ VAN NUFFELEN, D., Anthropologie et information nucléaire, in Les politiques d'information des organismes de réglementation nucléaire. Paris, Agence de l'OCDE pour l'Energie Nucléaire, pp. 133-144, 1994.

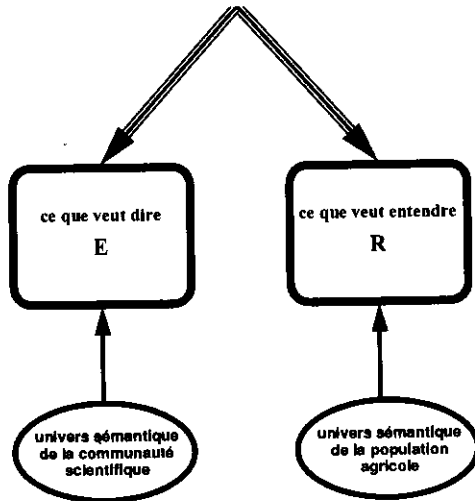
Le prétest de l'actuel avant-projet de brochure, quant à lui, vient juste d'être terminé. Il nous a permis de connaître les premières impressions des agriculteurs. Nous disposons ainsi d'une première évaluation de notre hypothèse de travail et nous pourrons bientôt concevoir un test de la brochure finie sur un échantillon représentatif de la population agricole. J'y reviendrai plus en détails ultérieurement...

Notre hypothèse de travail, on peut l'énoncer comme suit...

Informers la population agricole en matière nucléaire



poser un compromis entre :



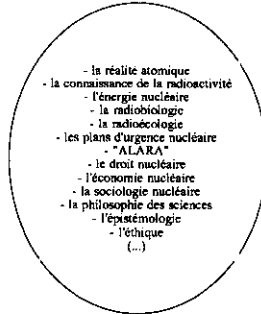
Informers la population agricole en matière nucléaire, c'est poser un compromis entre ce que veut dire la communauté scientifique concernée et ce que veulent entendre nos agriculteurs et leurs familles. Un tel compromis n'est effectivement réalisable que pour autant que l'on connaisse suffisamment bien l'univers sémantique de l'émetteur et l'univers sémantique du récepteur...

L'univers sémantique de la communauté scientifique s'intéressant au nucléaire, on peut le schématiser comme suit...

E



Univers sémantique de E



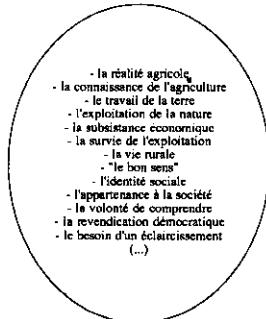
Le mot «nucléaire» évoque pour nous une série de concepts bien définis, comme la réalité atomique, la connaissance de la radioactivité, l'énergie nucléaire, la radiobiologie, la radioécologie, les plans d'urgence nucléaire, «ALARA», le droit nucléaire, l'économie nucléaire, la sociologie nucléaire, la philosophie des sciences, l'épistémologie, l'éthique, etc.

L'univers sémantique de la population agricole, lui, est très différent.

R



Univers sémantique de R

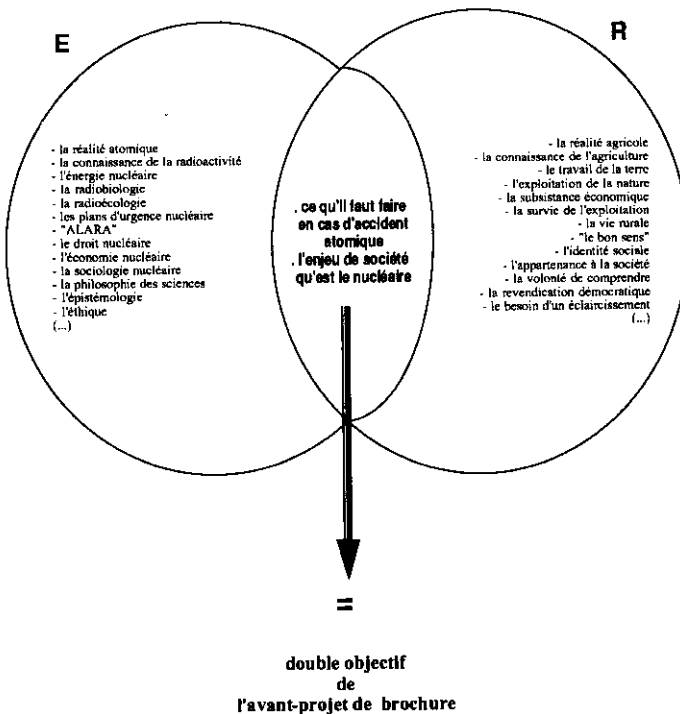


Il comprend une série de concepts comme : la réalité agricole, la connaissance de l'agriculture, le travail de la terre, l'exploitation de la nature, la subsistance économique, la survie de l'exploitation, la vie rurale, le « bon sens », l'identité sociale, l'appartenance à la société, la volonté de comprendre, la revendication démocratique, le besoin d'un éclaircissement, etc.

Bien que dissemblables, ces deux univers sémantiques convergent cependant vers au moins deux éléments essentiels : savoir ce qu'il faut faire en cas d'accident atomique et comprendre l'enjeu de société qu'est le nucléaire. Ces deux points, à nos yeux fondamentaux dans une politique d'information publique, constituent précisément le double objectif de notre avant-projet de brochure.

$$E \cap R$$

⇓

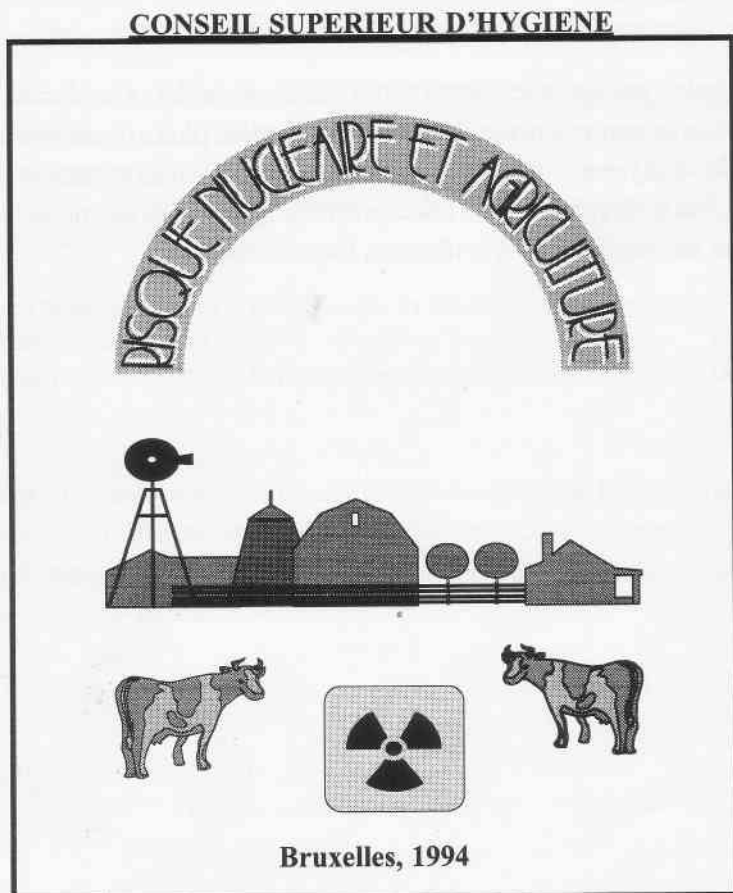


L'avant-projet de brochure actuel se compose en effet de deux parties : une information qui vise à faire réfléchir la population agricole sur le nucléaire et une information qui aide cette population à prendre les bonnes décisions en cas d'accident atomique.

La première partie de l'avant-projet est ainsi une information de réflexion qui vulgarise l'enjeu de société qu'est le nucléaire et qui s'adresse au citoyen agriculteur ainsi qu'aux membres de sa famille. La deuxième partie, elle, est une information de prévention nucléaire qui indique les contre-mesures agricoles et qui s'adresse au professionnel de l'agriculture. La première est donc destinée à être lue, la seconde à être consultée rapidement en situation d'urgence...

M
↓

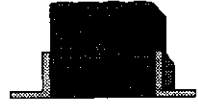
L'avant-projet de brochure :



se compose donc de deux parties :

1. **Une information réflexive sur le nucléaire**

- qui vulgarise l'enjeu de société qu'est le nucléaire
- qui s'adresse au citoyen agriculteur et sa famille



2. **Une information préventive sur le nucléaire**

- qui indique les dispositions à prendre en cas d'accident nucléaire
- qui s'adresse au professionnel de l'agriculture



Puisque cet avant-projet de brochure dont je dois vous parler aujourd'hui n'est encore qu'un brouillon de texte, je ne peux que vous en présenter des «pages choisies» ...

Je ne m'étendrai pas sur la deuxième partie de l'avant-projet : elle n'entre pas dans mon domaine de compétence et il y a ici des gens bien plus experts que moi en la matière... Je veux juste souligner la chose suivante : nous nous sommes efforcés de concilier en un texte pragmatique les dispositions spécifiques aux plans d'urgence nucléaire et les dispositions spécifiques à l'agronomie.

2. DISPOSITIONS PRATIQUES GENERALES EN CAS D'ACCIDENT NUCLEAIRE

Si un accident nucléaire arrivait, la radio et la télévision diffuseraient immédiatement des messages d'information aux populations. Il est important de rester à l'écoute des communiqués officiels !

3 situations peuvent se présenter :

1° «NIVEAU D'ALERTE U1" : situation de vigilance.

Il y a un problème dans une installation nucléaire en Belgique ou à l'étranger qui pourrait dégénérer et occasionner des retombées radioactives.

2° «NIVEAU D'ALERTE U2" : situation d'alerte à la chaîne alimentaire.

Un accident s'est produit ou va se produire. La quantité de substances radioactives rejetées est ou sera limitée et ne présente de danger pour l'humain que via la nourriture contaminée. Des mesures de protection de la chaîne alimentaire doivent donc être mises en oeuvre.

3° «NIVEAU D'ALERTE U3" : situation d'alerte à la population rurale.

Un accident grave s'est produit ou va se produire. La quantité de matières radioactives est ou sera importante. Il faut prendre en priorité des mesures de protection pour l'homme, tout en essayant, dans la mesure du possible, de prendre les dispositions de protection de la chaîne alimentaire.

Pour chacun des niveaux d'alerte, la présente brochure décrit les mesures éventuelles à prendre **AVANT, PENDANT et APRES** les retombées radioactives... **Ce sont les communiqués officiels qui indiquent à quel niveau d'alerte correspond la situation.**

Je m'étendrai davantage, par contre, sur la première partie de l'avant-projet. Celle-ci se compose de différentes rubriques qui, chacune, épinglent une problématique importante soulevée par le nucléaire. A commencer par le fait d'informer la population agricole en une telle matière... .

1. INFORMATIONS GENERALES SUR «LE NUCLEAIRE»

La «réalité du terrain» et la technologie nucléaire...

Comprendre ce qu'est la technologie nucléaire et savoir ce qu'il faut faire concrètement en cas d'accident, ce sont là les deux principales revendications des agriculteurs que nous avons rencontrés.

En effet, pour élaborer cette brochure, nous sommes allés écouter des

exploitants agricoles au sein même de leurs exploitations...

L'étude que nous avons réalisée, notamment avec le soutien d'ingénieurs agronomes, nous a amené à concevoir une information nucléaire mieux adaptée à la «réalité du terrain» de l'agriculteur.(...)

Pour l'avoir expérimenté, je peux vous dire qu'informer un public des problèmes sociaux et humains soulevés par le nucléaire n'est pas une entreprise moins difficile que l'informer de certaines notions de physique, de chimie ou de biologie. De plus, dans ce type d'information, nous n'avons pas une grande expérience... La raison est simple : les responsables des programmes d'information nucléaire, tant au niveau belge qu'à l'échelon international, sont presque toujours des spécialistes des sciences appliquées, parfois des spécialistes des sciences naturelles, et exceptionnellement des spécialistes des sciences anthropologiques. Au sein de la communauté scientifique qui gravite dans l'orbite atomique (si je puis m'exprimer ainsi), l'attente de l'apport anthropologique a donc d'entrée de jeu quelque chose de disproportionné. On s'imagine dès lors ce que peut devenir cette disproportion au niveau des populations que l'on veut informer !

Que le nucléaire constitue un problème pour l'homme et la société, pourtant, c'est une proposition que tout être rationnel reconnaît. Et c'est aussi ce que nous crient haut et fort nos fermiers... C'est un anthropologue qui vous le dit, que l'on soit «agriculteur» ou «savant», nous sommes tous des individus d'une seule espèce : l'espèce «sapiens». Et l'espèce sapiens, c'est précisément la seule espèce vivante connue qui possède la faculté de raisonner, de penser... Je vous l'affirme : nos fermiers pensent, et parfois, pensent même très juste ! Répondre à leurs attentes exige donc, de notre part, un maximum d'humilité et, si possible, un minimum d'intelligence...

Alors, me direz-vous, comment parler humblement et intelligemment de l'enjeu de société qu'est le nucléaire ? Je vous dirais ceci : arrêtons-nous un instant, regardons notre savoir en face et réfléchissons. Que savons-nous de vraiment fondamental ? Nous savons par exemple que la technologie nucléaire est un produit de notre civilisation et qu'elle y produit des effets... Eh bien, parlons-en !

Une rubrique de notre avant-projet traite de ces questions. Nous y expliquons que toute innovation technique, comme le nucléaire, est à la fois une création de la société à un moment donné de son histoire et une transformation de cette société dès le moment où elle est adoptée. Nous illustrons notre propos par l'exemple bien connu de la révolution industrielle qui, avec l'adoption sur une grande échelle de l'énergie thermique, a complètement modifié la vie sociale, politique, économique, intellectuelle et culturelle de la société occidentale. Ce changement structurel aboutissant à l'instauration d'un système social nouveau : la société industrielle...

Quelles sont les implications de la technologie nucléaire dans notre société ?

La science et la technologie ne sont jamais totalement libres. Les inventions et le rythme auquel elles sont appliquées sont conditionnés par les valeurs et les institutions de la société qui les engendre.

L'application d'une découverte scientifique est le résultat d'une sélection opérée par des responsables financiers, scientifiques et politiques.

Une telle sélection engage une grande responsabilité de la part des décideurs, car elle implique un choix de société. Un tel choix de société soulève des questions essentielles...

* Une technologie comme l'énergie nucléaire est-elle adoptée aussi bien pour (...)

Une autre rubrique aborde les questions juridiques soulevées par la technologie nucléaire dans notre société. Nous disons un mot des législations nationales et internationales en la matière. Nous soulignons l'importance de ces législations au point de vue de la protection radiologique de l'homme et de l'environnement. Nous exposons notamment, de façon simple, le principe *ALARA*...

Y a-t-il un contrôle juridique des applications de la technologie nucléaire ?

L'exposition à la radioactivité artificielle (c'est-à-dire, qui résulte de l'activité humaine) est juridiquement déterminée. Des normes légales existent en matière de protection des populations contre la radioactivité. Ces normes visent à limiter les «doses» de rayonnements *ionisants* (c'est-à-dire les rayonnements produits notamment par les matières radioactives et les machines à «rayons x»...). Elles reposent sur trois grands principes :

1° les activités impliquant une exposition aux rayonnements doivent être justifiées par les avantages

qu'elles procurent, en prenant en compte tous les aspects en cause (sanitaires, économiques, sociaux, culturels...);

2° toutes les expositions aux rayonnements doivent être maintenues à un niveau aussi faible que possible;

3° la somme des doses de rayonnements délivrées ne doit pas dépasser les limites fixées.

Ces normes de protection ont une étendue internationale et nationale(...)

Une rubrique explique la réalité économique que représente l'énergie atomique au sein de notre société. Débordant le cadre de l'énergie nucléaire, nous évoquons également les autres secteurs d'activités concernés, entre autres l'agriculture...

Que représente la technologie nucléaire d'un point de vue économique ?

La plus importante application industrielle de la technologie nucléaire est la production d'électricité. Nous consommons tous de l'électricité et une grande partie de celle-ci provient des centrales nucléaires.

Dans le monde, la part du nucléaire dans la production d'électricité était de 2,5 % en 1983, de 16 % en 1987 et est estimée à environ 18 % en l'an 2000.

En France, elle était de 48 % en 1983, de 70 % en 1987 et sera d'environ 80 % en 2000.

Aujourd'hui, en Belgique, l'énergie nucléaire intervient pour un peu plus de 60 % dans la production d'électricité.

Actuellement, un tiers de l'électricité consommée dans l'Union Européenne provient des centrales nucléaires...

Mais il n'y a pas que l'électricité... A côté des centrales nucléaires, il existe d'autres secteurs économiques où l'on utilise la technologie nucléaire. La médecine en est un grand utilisateur. Une simple radiographie nécessite des appareillages sophistiqués, un marché de ce genre d'appareils et une main d'oeuvre qualifiée. Il en est de même en radiothérapie (...)

Une rubrique traite du débat de société qu'est le nucléaire. Nous répondons de la sorte à l'une des principales revendications qu'ont exprimées les fermiers. Cette importante et difficile question est traitée de manière objective : nous signalons simplement les arguments en faveur et en défaveur du nucléaire habituellement véhiculés à travers les médias. Nous les analysons et nous montrons qu'aucun de ces arguments n'est définitif en soi, évoquant de la sorte l'extraordinaire complexité du choix de société qu'est le nucléaire...

La complexité du débat nucléaire...

L'énergie nucléaire ne laisse pas beaucoup de monde indifférent... Entre les opinions les plus radicalement opposées (celles des producteurs d'électricité et celles des associations écologiques), une gamme étendue d'arguments plus nuancés existe. Nous allons nous efforcer de présenter les arguments les plus souvent entendus, sans toutefois prendre position...

ARGUMENTS EN FAVEUR DE L'ENERGIE NUCLEAIRE :

- * Le prix de revient de l'électricité produite est moins élevé.
- * En situation normale, la pollution radioactive due aux installations nucléaires est faible. La pollution atmosphérique est pratiquement nulle.
- * L'énergie nucléaire garantit plus d'indépendance vis-à-vis des producteurs de pétrole.

- * L'énergie nucléaire présente une alternative face à l'épuisement des réserves d'hydrocarbures.
- * Le secteur nucléaire emploie un nombre non négligeable de personnes.
- * Les recherches occasionnées par l'utilisation de l'énergie nucléaire aident au développement des autres applications de la technologie nucléaire, notamment en médecine (dépistage et traitement de certaines maladies).

ARGUMENTS EN DÉFAVEUR DE L'ENERGIE NUCLEAIRE :

- * En cas d'accidents, de négligences, de sabotages ou de guerres, la pollution (...)

Une rubrique aborde la délicate question du risque nucléaire. Nous y introduisons les trois dimensions essentielles du risque radiologique : la probabilité d'un accident nucléaire, l'effet sanitaire d'une irradiation, la signification humaine, culturelle et sociale du risque... Nous offrons un examen critique du risque et de sa perception...

Que dire du risque résultant d'un accident nucléaire grave ?

La question du risque nucléaire s'articule essentiellement sur trois axes fondamentaux :

- la probabilité d'un accident nucléaire grave;
- les effets d'un tel accident sur la santé;

- la signification humaine du risque.

LE RISQUE EN TANT QUE PROBABILITÉ D'ACCIDENT :

Les ingénieurs font souvent des études qui comparent (...)

Une autre rubrique, encore, vulgarise de façon plus détaillée les effets que les radiations peuvent avoir sur la santé. On y aborde notamment le problème de l'irradiation de l'embryon humain et, par conséquent, l'importance de la radioprotection embryonnaire...

Quels sont les effets des rayonnements ionisants sur la santé?

Les images et les informations diffusées après l'accident de Tchernobyl ont rappelé tragiquement les dégâts que les «rayons» sont capables de provoquer : brûlures de la peau, perte de cheveux, brûlures graves du tube digestif, destruction du sang entraînant hémorragies et infections... Fort heureusement, de telles choses ne sont

- possibles qu'après avoir reçu des doses importantes de rayonnements, et, la population qui reste à distance du lieu de l'accident est en principe à l'abri de ce type de complications... Néanmoins, on peut imaginer des accidents majeurs où il est nécessaire d'agir pour empêcher que de tels effets ne se manifestent chez les gens. Seul remède à ce moment : évacuer (...)

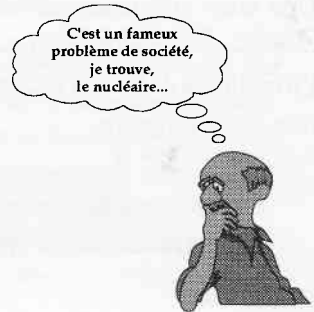
Bref, nous essayons de dire ce que des faits suffisamment contrôlés permettent de dire, tout en tenant compte de ce que notre public veut réellement entendre. En tout, cette première partie de la brochure comprend une vingtaine de rubriques de ce type... Une information comme celle que nous proposons est un concept nouveau. Ce qui est nouveau, c'est que l'on prend objectivement en considération la spécificité du public que l'on informe. Du point de vue épistémologique, cela signifie que nous mettons sur un pied d'égalité l'objet (c-à-d le nucléaire) et le sujet (c-à-d l'homme). En d'autres termes, nous considérons notre public comme un interlocuteur qui a autant de choses à nous apprendre que nous en avons à lui apprendre...

Une information de ce type

=

concept nouveau

☞ prise en compte des revendications du public visé

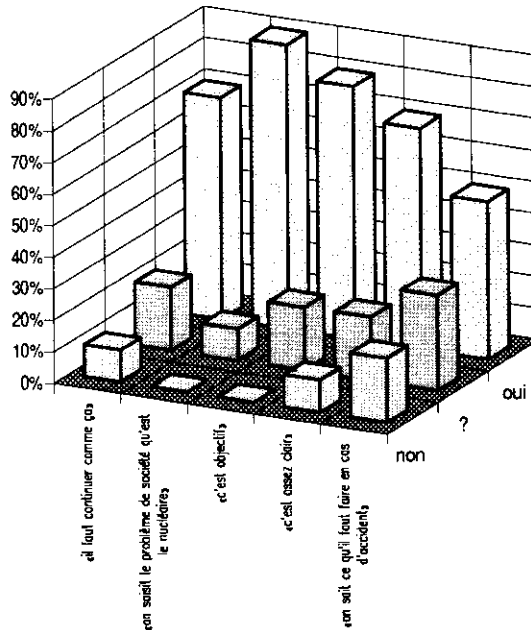


Il est temps à présent d'examiner ce que nos fermiers pensent de l'avant-projet de brochure... Je vous demanderai ici de bien vouloir m'accorder le bénéfice du doute : il faut en effet être très prudent dans l'interprétation des chiffres dont on dispose actuellement. Notre prétest ne porte pas sur un échantillon représentatif d'agriculteurs. Toutefois, cet échantillon constitue à ce jour le seul ensemble de faits mesurables en matière de réactions de la population agricole sur notre avant-projet.

Quelques grandes tendances se dessinent. Ainsi, près de 90% des agriculteurs interrogés considèrent que cet avant-projet leur permet de «saisir le problème de société qu'est le nucléaire». Pour à peu près 80% d'entre eux, le message est «objectif». Pas loin de 70% estiment que l'information est «assez claire» et que nous pouvons «continuer comme ça»...

Ce qu'en pensent nos agriculteurs...

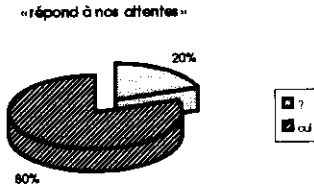
de façon générale :



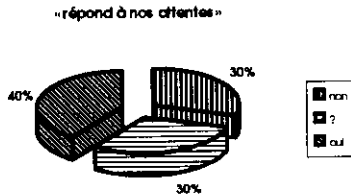
La première partie de l'avant-projet semble correspondre aux attentes de 80% des intéressés, tandis que la deuxième correspondrait aux attentes de 40% des intéressés. Cela pourrait peut-être s'expliquer par le fait que la première partie répond surtout aux revendications qu'ont exprimées les agriculteurs, tandis que la seconde répond essentiellement aux obligations de radioprotection. Un autre facteur à analyser par la suite est le fait que les fermiers ne connaissent pas les délais dont ils disposent en cas d'accident. Dès lors, beaucoup estiment qu'il est impossible de respecter les contre-mesures indiquées. Certains voudraient même que l'information en cas d'urgence ne soit transmise qu'en cas réel d'accident et par les autorités locales...

Ce qu'ils pensent particulièrement de...

☞ la première partie :



☞ la deuxième partie :



Quoiqu'il en soit, nous constatons que, dans l'état actuel des choses, aucun fait suffisamment contrôlé ne vient infirmer notre hypothèse de travail. Tout indique au contraire que nous sommes sur la bonne voie.

Avant de tirer toute conclusion définitive quant à notre démarche d'information, il importe de faire une chose : un test du produit fini sur un échantillon représentatif d'agriculteurs. Les lois d'inférence statistique nous permettent d'interpréter objectivement des résultats observés sur un échantillon d'une population. Pour ce faire, trois éléments doivent être pris en considération : la taille de l'échantillon, l'erreur d'échantillonnage tolérée et, dans notre cas, le résultat observé sur l'échantillon, c'est-à-dire une fréquence relative, ou si l'on préfère, une proportion...

Test représentatif

↓

lois d'inférence statistique

↳ «loi normale» :

$$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}$$

$$ICP_{\alpha} = \left[\Pi_0 \pm Z_{1-\frac{\alpha}{2}} \sqrt{\frac{\Pi_0(1-\Pi_0)}{n}} \right]$$

☛ imaginons que sur un échantillon de 50 agriculteurs belges, 60% estiment que notre information est «acceptable» :

cela veut dire qu'il y a 95 chances sur 100 que les 60% de l'échantillon équivalent à un intervalle de confiance compris entre 46% et 74% sur l'ensemble de la population agricole : $ICP_{\alpha=5.10^{-2}} = [0,46; 0,74]$

↳ résultat non significatif

☛ imaginons que sur un échantillon de 1000 agriculteurs belges, 60% estiment que notre information est «acceptable» :

cela veut dire qu'il y a 95 chances sur 100 que les 60% de l'échantillon équivalent à un intervalle de confiance compris entre 57% et 63% sur l'ensemble de la population agricole : $ICP_{\alpha=5.10^{-2}} = [0,57; 0,63]$

↳ résultat significatif

Si, sur un échantillon de 50 fermiers, 60% jugent notre brochure «acceptable», nous ne pouvons rien conclure quant à son acceptabilité au niveau de la population agricole. Par contre, si 60% de fermiers, mais sur un échantillon de 1000 individus, jugent notre brochure «acceptable», nous pouvons alors conclure qu'elle est également acceptable pour la population agricole.

Par le même raisonnement, remarquons bien qu'une proportion de 80%, comme observée actuellement sur notre prétest, peut être significative pour un échantillon de seulement 100 fermiers ! En effet, cela voudrait dire qu'il y a 95 chances sur 100 que cette proportion observée sur l'échantillon soit comprise entre 72% et 88% dans l'univers... L'échantillonnage représentatif n'implique donc pas ipso facto un nombre très élevé d'individus. Ce que nous enseigne la loi des grands nombres, c'est simplement que notre échantillon doit être suffisamment grand pour être significatif...

Pour conclure provisoirement, voici ce que nous pouvons dire. Nous disposons des résultats d'une étude anthropologique en milieu agricole et d'un prétest de notre avant-projet de brochure... Dans l'état actuel des choses, rien ne permet d'infirmer notre hypothèse de travail. Certains indicateurs ont même plutôt tendance à la confirmer... Par conséquent, nous proposons de confronter la brochure terminée avec un échantillon représentatif de la population agricole belge.

**Dans l'état actuel
des choses,
donc...**

☞ **Nous disposons de :**

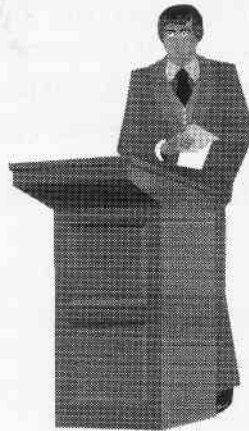
1. Résultats d'une étude anthropologique (500 pages de monographies d'agriculteurs).
2. Résultats du prétest de notre avant-projet (16 agriculteurs).

☞ **Nous envisageons de :**

1. Poursuivre notre philosophie d'information.
2. Tester notre projet sur un échantillon représentatif d'agriculteurs.

➔ Aucun fait ne contredit actuellement notre hypothèse de travail...

Wait and see!



Conclusions :

L'information nucléaire est la vulgarisation d'une problématique complexe et absconse. Complexe, car le nucléaire est un fait de civilisation, et tout fait de civilisation est de nature complexe. Absconse, car aux questions *comment* de la science et *pourquoi* de la philosophie, nous n'avons que des rudiments de réponses. Nous comprenons mal, aujourd'hui, ce que l'ère atomique veut dire pour l'humanité. Les lacunes de nos connaissances actuelles ne doivent cependant pas être un obstacle : elles devraient nous inciter à étudier davantage, interroger sans cesse ce monde où nous devons vivre, ce monde dont nous définissons en partie les orientations...

Mettre le plus grand nombre à la hauteur de nos interrogations les plus pointues, ce n'est pas nous abaisser. Au contraire, c'est enrichir notre soif de savoir par de nouvelles pistes de réflexion. Et c'est aussi, surtout, un formidable enjeu pour la démocratie... L'humanité, en effet, a bien plus à attendre de savants qui doutent de leurs connaissances que de techniciens qui ne doutent de rien ! Nous avons le privilège d'être parmi les rares instances intellectuelles qui peuvent éclairer les sombres promesses de la technocratie. Si nous ne le faisons pas, nos enfants vivront bientôt dans une société où, s'ils ne sont pas les quelques technocrates élus, seront leurs esclaves. Travaillons dès à présent à en faire, sinon de justes éligibles, au moins de bons électeurs.

Bibliographie :

BALIEU, M. & VAN NUFFELEN, D.,
Réglementation de la radiographie dentaire.
Bruxelles, Service de Protection contre les Radiations Ionisantes, 1991.

DELBRUYERE, J. & VAN NUFFELEN, D.,
Exposition de la population belge aux radiations ionisantes.
Bruxelles, Service de Protection contre les Radiations Ionisantes, 1990.

SAMAIN, J.P. & VAN NUFFELEN, D.,
Un exemple d'information donnée aux parlementaires : le débat MOX en Belgique en 1992-1993.
Paris, Agence de l'OCDE pour l'Energie Nucléaire, (à paraître).

VAN NUFFELEN, D.,
Le nucléaire, l'information et le public. De la technique à l'éthique.
Bruxelles, Service de Protection contre les Radiations Ionisantes, 1992.

VAN NUFFELEN, D. & BALIEU, M.,
Informer : un temps de réflexion, in Information du corps médical et rayonnements ionisants.
Paris, Agence de l'OCDE pour l'Energie Nucléaire, pp. 209-215, 1993.

VAN NUFFELEN, D.,
L'agriculteur et le nucléaire. Etude de sociologie compréhensive.
Bruxelles, Conseil Supérieur d'Hygiène, 1993.

VAN NUFFELEN, D.,
La communication en question : le point de vue du sociologue, in Interaction sciences humaines et radioprotection.
Bruxelles, Annales de l'Association Belge de Radioprotection, Vol. 18, n° 3, pp. 209-224, 1993.

VAN NUFFELEN, D.,
Aspects anthropologiques de la radioprotection de l'embryon.
Bruxelles, Service de Protection contre les Radiations Ionisantes, 1993.

VAN NUFFELEN, D.,
Anthropologie et information nucléaire, in Les politiques d'information des organismes de réglementation nucléaire.

Paris, Agence de l'OCDE pour l'Energie Nucléaire, pp. 133-144, 1994.

VAN NUFFELEN, D.,
Synthèse critique : radon. Le dit, le non-dit, l'à dire.

Bruxelles, Conseil Supérieur d'Hygiène, 1994.

VAN NUFFELEN, D.,
Un anthropologue dans un service de protection contre les radiations ionisantes.

Bruxelles, Service de Protection contre les Radiations Ionisantes, 1993.

VAN NUFFELEN, D. & FELTZ, B.,
Information publique sur le radon : le point de la problématique et les recommandations pratiques.

Bruxelles, Conseil Supérieur d'Hygiène, 1994.

VAN NUFFELEN, D.,
Une approche anthropologique de la radioprotection de l'embryon.

Bruxelles, Louvain Médical, (à paraître).

VAN NUFFELEN, D. & Coll.,

Risque nucléaire et agriculture.

Bruxelles, Conseil Supérieur d'Hygiène, (à paraître).

Abstract :

These last decades, our nuclear knowledge has advanced in more and more specialized and varied fields. If this fact seems beneficial to science, the risk of a scattering of knowledge however exists. And we are already living in a society where we experience always more difficulties in finding sense... The spread of nuclear knowledge for the greater number thus requires a significant effort for synthesis, for cohesion and for clearness. The present paper deals with the way we have tried to realise this effort with the nuclear information of the Belgian agricultural population.

Samenvatting :

Deze laatste decennia is onze nucleaire kennis in steeds verscheidener en steeds meer gespecialiseerde gebieden vooruit gegaan. Indien dit voordelig lijkt voor de wetenschap, bestaat nochtans een risico op versnippering van de kennis. En wij leven al in een maatschappij waarin het steeds moeilijker wordt om een betekenis te vinden... De brede verspreiding van nucleaire kennis vraagt dan ook een belangrijke inspanning van synthese, samenhang en klaarheid. Deze uiteenzetting handelt over de manier waarop wij hebben getracht deze inspanning te realiseren voor de nucleaire informatie van de Belgische landbouwersbevolking.

**APERÇU GÉNÉRAL DES PLANS D'URGENCE EN SUITE A UN
ACCIDENT NUCLÉAIRE**

A. CLYMANS
Ministère de l'Intérieur

Texte non parvenu

TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES DANS LES PRODUITS DE L'AGRICULTURE

Vandecasteele C.M.¹, Zeevaert Th.² & Kirchmann R.³

¹ Laboratoire de Radioécologie, CEN/SCK, Mol

² Laboratoire de Modélisation, CEN/SCK, Mol

³ Laboratoire de Radioécologie, ULg, Liège

Texte de l'exposé du 7 octobre 1994

Résumé

Parmi les voies possibles d'exposition des populations aux radiations ionisantes, la contamination par les chaînes alimentaires a été identifiée comme la principale source de contamination interne par les produits de fission et les autres radionucléides artificiels. Les produits de l'agriculture constituant l'essentiel de la diète de la plupart des populations, une connaissance adéquate du comportement des radionucléides dans les écosystèmes agricoles est indispensable, non seulement pour prédire les risques inhérents aux rejets de radioactivité dans l'environnement, mais également pour être en mesure de proposer, le cas échéant, des contre-mesures visant à réduire l'exposition radiologique.

Les voies et mécanismes de contamination des végétaux par la plupart des éléments radioactifs dispersés dans l'atmosphère sont décrits: contamination directe sur les surfaces des parties aériennes et contamination indirecte, lorsque les radionucléides déposés sur le sol sont absorbés par le système racinaire avec l'eau et les éléments nutritifs. Les mécanismes de contamination des animaux et de leurs produits, résultant de l'inhalation de radionucléides solubles et de l'ingestion d'aliments, d'eau ou de particules de sol contaminés sont également discutés. Enfin, des exemples de contre-mesures potentielles sont présentés.

INTRODUCTION

En plus de l'exposition aux sources naturelles d'irradiation d'origine terrestre ou cosmique, qui ont existé de tout temps, l'être humain est exposé, depuis le début de ce siècle, à une radioactivité d'origine anthropique. Ces sources nouvelles sont le fait des diverses applications de l'énergie nucléaire : depuis les essais atomiques dans les années 60 jusqu'à l'utilisation des radiotraceurs en recherche ou en médecine, en passant par l'ensemble du cycle du combustible nucléaire avec ses rejets de routine ou accidentels. Elles sont responsables de la dispersion dans l'environnement de substances radioactives qui contribuent à accroître le niveau d'exposition des populations par irradiation externe et contamination des chaînes alimentaires.

La radioactivité libérée dans l'atmosphère est transportée au gré des vents, dispersée et diluée par divers mécanismes de mélange au sein des masses d'air. Elle sédimente progressivement et se dépose sur le sol, les bâtiments, les végétaux, Durant le passage du nuage radioactif, l'exposition aux radiations ionisantes résulte de l'irradiation externe des personnes immergées dans le nuage radioactif et de l'inhalation de gaz et d'aérosols radioactifs. Plus tard, elle est principalement due à l'irradiation externe causée par la radioactivité déposée sur les surfaces, à l'inhalation d'éléments radioactifs associés à des particules remises en suspension ainsi qu'à l'ingestion de denrées alimentaires contaminées, dont la contribution à la dose tend à prédominer au fil du temps.

La radioactivité déchargée dans le milieu aquatique peut être partiellement fixée, selon le radionucléide considéré, sur les matières solides en suspension dans l'eau et les sédiments de fond. Ces échanges entre les phases solide et liquide sont, en règle générale, largement réversibles et, au fur et à mesure de la dispersion de la radioactivité dans le système, un ré-équilibre entre les concentrations présentes au sein des deux phases s'opère de façon continue. Les sédiments contaminés, déposés sur les berges des fleuves et dans les zones côtières, donne lieu à l'exposition externe des personnes séjournant en ces endroits, tandis que les radioéléments présents en solution conduisent à une contamination interne dans la mesure où l'eau est utilisée comme eau de boisson, pour l'irrigation des cultures ou pour l'abreuvement du bétail. L'utilisation d'algues comme amendement des sols ou aliment, et la consommation humaine et animale de poissons, coquillages et crustacés sont une autre voie conduisant à la contamination interne des individus.

Les chaînes trophiques constituent une voie importante -prédominante à moyen et à long terme- d'accumulation des radioéléments artificiels dans l'organisme humain [Van den Hoek & Kirchmann, 1968 ; Stara *et al.*, 1971 ; Paretzke *et al.*, 1986 ; Simmonds, 1986]. Si l'on considère que le régime alimentaire des populations continentales est essentiellement basé sur la consommation des produits de l'agriculture, on comprend l'intérêt qu'il y a à connaître le comportement des radionucléides dans les écosystèmes agricoles et les mécanismes de leur transfert entre les divers compartiments des chaînes alimentaires. Cette connaissance doit servir à estimer les risques pour les populations liés aux applications de l'énergie nucléaire, mais elle doit également permettre de définir des contre-mesures qui pourront être mises en œuvre afin de limiter, s'il était nécessaire ou souhaitable, les niveaux de contamination dans les denrées alimentaires.

Les principales voies de transfert des radionucléides dans les écosystèmes agricoles sont schématisés dans la figure 1.

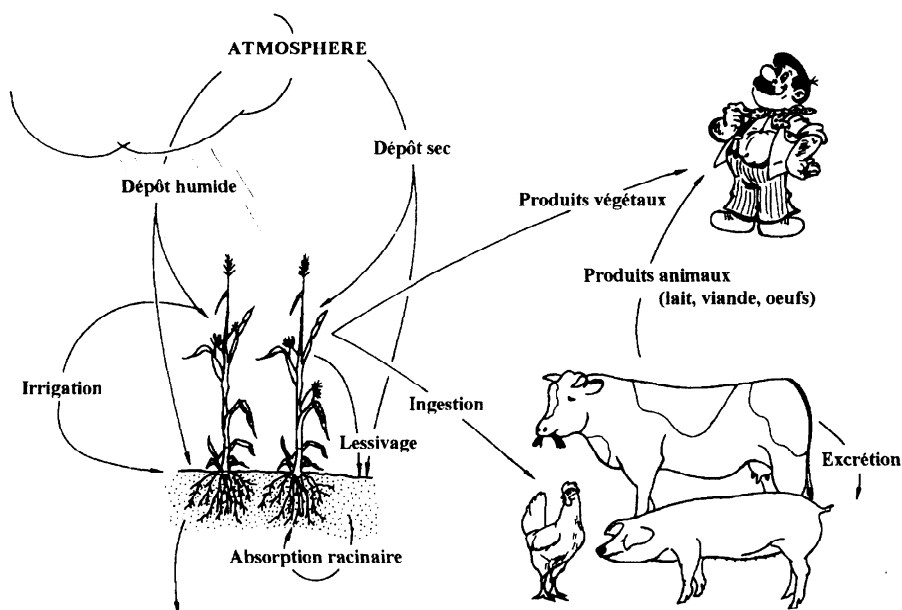


Fig. 1 : Principales voies de transfert des radionucléides dans les chaînes alimentaires agricoles.

La contamination des végétaux par la plupart des éléments radioactifs dispersés dans l'atmosphère est liée à deux processus essentiels :

- la contamination directe des surfaces des parties aériennes des plantes par dépôt à partir de l'atmosphère et
- la contamination indirecte des productions végétales, lorsque les radionucléides présents au niveau du sol sont absorbés par le système racinaire avec l'eau et les éléments minéraux.

De façon similaire, les éléments radioactifs présents dans l'eau utilisée pour l'irrigation des cultures contaminent les plantes par dépôt sur les organes aériens (irrigation par aspersion) ou indirectement, *via* le sol et les racines. Les radioéléments gazeux, comme le ^{14}C et le ^3H (tritium), pénètrent à l'intérieur des organes aériens des plantes au travers des stomates et sont incorporés dans les tissus végétaux par la photosynthèse et les autres processus métaboliques.

La contamination des animaux et de leurs produits résulte essentiellement de l'ingestion d'aliments, d'eau et de particules de sol contaminés ; l'absorption cutanée et pulmonaire de radionucléides soluble n'intervient, en règle générale, que de façon négligeable.

Avant que de passer en revue les différentes voies de transfert, les processus mis en œuvre et les principaux facteurs qui les influencent, il convient de faire remarquer que les mécanismes par lesquels les éléments radioactifs sont incorporés par les plantes ou les animaux sont essentiellement ceux par lesquels ces organismes vivants obtiennent leurs éléments nutritifs à partir de l'atmosphère, du sol, de l'eau ou de leurs aliments. Des différences sont toutefois souvent observées lorsque l'on compare le comportement dans l'environnement et le transfert des éléments radioactifs avec celui de leurs isotopes¹ ou analogues² stables. Elles sont dues :

- aux très faibles masses pondérales d'éléments radioactifs mises en jeu pour, par rapport aux masses des éléments stables (isotopes ou éléments analogues) correspondants,
- au fait que les éléments radioactifs récemment dispersés ne sont pas nécessairement en équilibre avec leurs isotopes ou analogues stables (formes physico-chimiques et/ou distribution spatiale différentes).

¹ isotopes : se dit d'atomes d'un même élément chimique qui ne diffèrent que par leur masse et, de ce fait, par leurs propriétés physiques (p.ex. ^{137}Cs , radioactif, et ^{133}Cs , stable).

² analogue d'un élément : se dit d'un élément chimique qui, quoique différent du premier, présente des propriétés comparables (p. ex. Cs et K, ou encore Sr et Ca).

Il n'en reste pas moins que les mécanismes biologiques qui vont conduire à l'incorporation des radionucléides dans la matière vivante sont ceux-là même qui existent déjà dans les cellules et régissent l'assimilation des éléments nutritifs.

CONTAMINATION DE LA VEGETATION PAR VOIE DIRECTE

La contamination des organes aériens des végétaux par des radionucléides rejetés dans l'atmosphère relève de deux mécanismes qui sont le dépôt sec et le dépôt humide.

Dépôt sec :

Le dépôt sec se produit en absence de précipitations *sensu lato*. Il résulte de la *sédimentation*, de l'*impaction*, de la *filtration* et de la *diffusion* des radionucléides, sous forme de vapeur, d'aérosols ou de particules solides, sur les surfaces des parties aériennes de végétaux [Chamberlain, 1970-1979 ; Simmonds & Linsley, 1982].

- La sédimentation concerne principalement les particules les plus grandes (> 10 µm) qui tombent sous l'effet de la gravité et se déposent sur les surfaces qu'elles rencontrent sur leur parcours. Ce mécanisme est largement indépendant de la vitesse du vent.

La loi de Stokes permet de calculer la vitesse de sédimentation (V_g) des particules dans une atmosphère parfaitement calme :

$$V_g \text{ (cm/s)} = \frac{d^2}{18\mu} * rg$$

- où
- d = diamètre des particules (cm)
 - r = masse volumique des particules (g/cm³)
 - g = accélération de la pesanteur (981 cm/s)
 - µ = viscosité dynamique de l'air (170 mpoises à 20°C)

Le calcul montre qu'une particule d'un diamètre aérodynamique apparent de 1 µm et de densité unitaire devrait sédimenter avec une vitesse de 3 10⁻³ cm/s, or on observe, dans la réalité, des vitesses de dépôt nettement supérieures, de l'ordre du

cm/s. Cela signifie que le dépôt de particules de petite taille résulte d'autres processus que la sédimentation.

- L'impaction résulte de la collision sur un obstacle des particules entraînées dans un courant d'air : à l'approche d'un obstacle, la trajectoire du courant d'air est défléchiée tandis que les particules, du fait de leur inertie, ne sont pas suffisamment déviées et viennent le percuter (Fig. 2). L'efficacité de ce mécanisme est proportionnelle à la dimension de la particule et en relation inverse avec celle de l'obstacle. Il est important pour des particules de taille supérieure à $10\ \mu\text{m}$ et des obstacles inférieurs à $1\ \text{cm}$, lorsque la vitesse du vent est supérieure à $2\ \text{m/s}$.

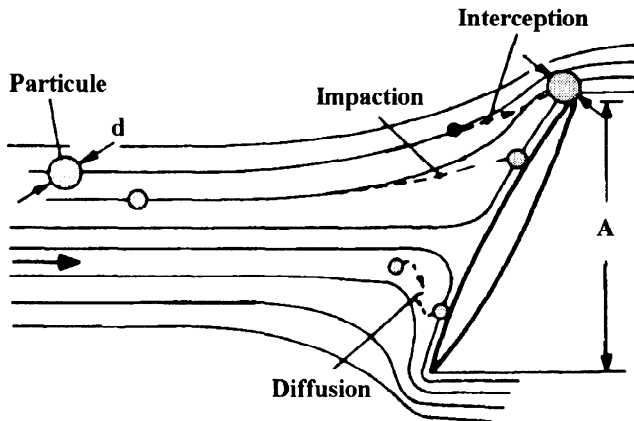
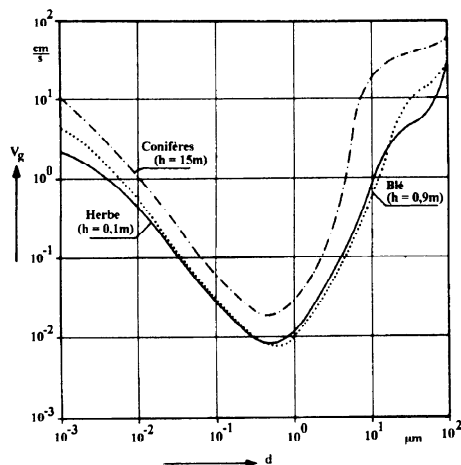


Fig. 2 : Mécanisme d'impaction [Bonka & Horn, 1983].

- La filtration est le résultat de l'interception des particules véhiculées dans un flux d'air traversant une structure filtrante comme les poils épidermiques des feuilles.
- La diffusion, due à l'agitation thermique (mouvements browniens), ne concerne que les particules dont la taille est inférieure au dixième de micron, les gaz et les vapeurs.

Le paramètre caractéristique qui est utilisé pour décrire ces mécanismes est la *vitesse de dépôt*, que l'on note V_g et que l'on définit comme le rapport du flux de dépôt par unité de surface ($Bq\ m^{-2}\ s^{-1}$) à la concentration dans l'air ($Bq\ m^{-3}$). Ce paramètre est indépendant de la concentration du radionucléide dans l'air mais dépend des facteurs climatiques ainsi que de la nature des surfaces qui reçoivent le dépôt. V_g varie en fonction de la taille des particules, en raison de l'efficacité relative des différents mécanismes de dépôt (fig. 3) ; la plus grande incertitude quant à la valeur de ce paramètre concerne les particules dont le diamètre aérodynamique apparent est compris entre 0,1 et 1 μm , celles-là mêmes qui constituent la fraction la plus importante des radionucléides déposés par les retombées des essais nucléaires dans l'atmosphère.

Fig. 3 : Vitesses de dépôt calculées pour des particules de différents diamètres aérodynamiques apparents sur de l'herbe, des céréales et des conifères [Bonka & Horn, 1983].



Dépôt humide :

Par dépôt humide, on entend l'ensemble des mécanismes par lesquels les radionucléides solubles ou les particules contaminées, incorporés dans des hydrométéores, sont déposés sur les surfaces par les précipitations atmosphériques (pluies, bruines, neiges et brouillards). On fait généralement la distinction entre le "wash out" et le "rain out", respectivement selon que les particules et aérosols contaminés, en suspension dans l'air sous le nuage, sont capturées par les gouttes de pluies dans leur chute (Fig. 4) ou que, présents dans une masse d'air sursaturée, ils servent de noyaux de condensation et sont incorporés dans les gouttes de pluie

au moment de leur formation. L'efficacité de capture des particules dans le cas du 'wash out' est fonction de la taille de celles-ci (Fig. 5).

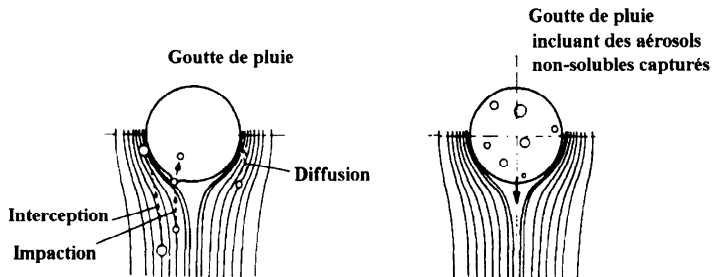


Fig. 4 : Mécanismes de capture des aérosols par la pluie [Bonka & Horn, 1983].

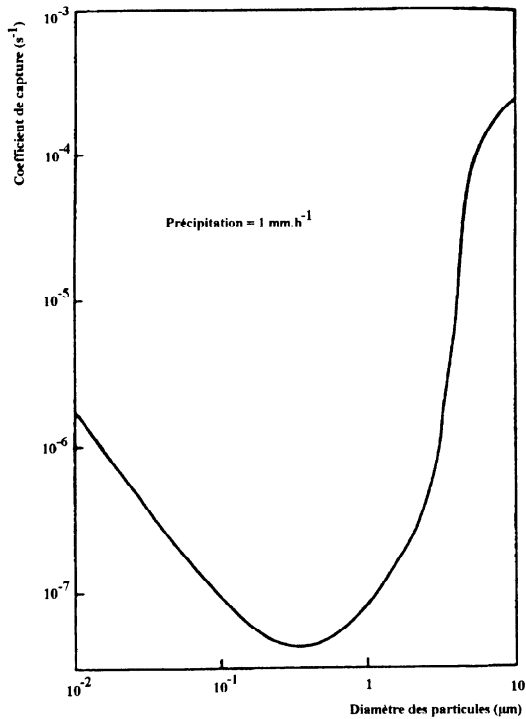


Fig. 5 : Efficacité de capture des aérosols par les gouttes de pluie en fonction de la taille des particules.

Interception par la végétation :

Une partie plus ou moins importante de la quantité de radionucléides déposée par les processus de dépôt sec ou humide est initialement retenue au niveau de la masse végétale ; le reste aboutit directement sur le sol. Le *facteur d'interception* (r) représente la fraction de la radioactivité déposée par unité de surface, retenue par les plantes au moment du dépôt. Il dépend naturellement des caractéristiques du dépôt, de la nature et de la densité des surfaces offertes par la végétation et des conditions climatiques.

DÉPÔTS PARTICULAIRES : Les particules les plus grosses (5 à 30 μm et au-delà) rebondissent généralement sur les feuilles et tombent plus bas alors que celles de moins de 1 μm adhèrent fermement et ne sont pas aisément décrochées par le vent. Les études réalisées sur les sites d'essais d'armes nucléaires ont montré que les particules de diamètre supérieur à 45 μm sont rarement retenues sur le feuillage mais glissent le long des feuilles et roulent jusqu'au sol au contraire des particules de plus petites dimensions qui adhèrent plus facilement aux surfaces rugueuses et parfois pubescentes de feuilles [Moorby & Squire, 1963 ; Russel & Possingham, 1961 ; Russel, 1966]. Dans les prairies, la plus grande accumulation se produit souvent à la base de la plante, sous le niveau où l'animal pâture, mais si ce dépôt passe ultérieurement en solution, il peut être absorbé au niveau des tiges ou des racines superficielles et être transporté vers la partie aérienne comestible. Il peut en résulter en cas de dépôt de particules solubles que le niveau de contamination initial des feuilles soit moindre que celui des tissus qui se développent par la suite. L'efficacité de capture des particules est plus grande sur un feuillage humide que sur un feuillage sec.

VAPEURS ET AÉROSOLS : Pour des particules très fines (aérosols) ou des vapeurs, les vitesses de dépôt par gravité sont si faibles que le mécanisme principal du dépôt est la diffusion brownienne (c'est, par exemple, le cas pour l' ^{131}I). Chamberlain [Chamberlain, 1960] a montré que le dépôt des très fines particules est en relation inverse avec l'épaisseur des couches laminaires d'air calme (couches limites) à la surface des feuilles ; c'est là où cette couche est perturbée par les phénomènes de turbulence, soit aux bords des surfaces planes, que se produisent les dépôts les plus élevés [Hungate *et al.*, 1960].

L'efficacité de la filtration de l'air par la végétation et de la capture des radioéléments dépend donc des caractéristiques physiques (plutôt que chimiques) des particules,

mais aussi des caractéristiques des végétaux (morphologie, structure et composition des surfaces, densité du couvert végétal, ...) et des conditions climatiques (vitesse du vent, humidité relative, ...). Les inflorescences des céréales présentent une géométrie qui favorise la capture des particules tombant de l'atmosphère, ce qui peut expliquer que le blé fut identifié comme une des sources importantes de contamination en ^{90}Sr des tests atomiques dans l'alimentation des pays de l'Ouest [USAEC, 1960].

DÉPÔT HUMIDE : L'efficacité de l'interception par la végétation est fonction de l'intensité et de la durée des précipitations. Elle dépend également de la densité de la végétation et des caractéristiques morphologiques des végétaux. Les surfaces foliaires sont capables de retenir une certaine quantité, limitée, d'eau, de sorte que si la pluie s'étale sur une longue période, l'atmosphère est progressivement nettoyée de sa charge en aérosols contaminés et la radioactivité des gouttes de pluie tend à diminuer avec le temps. En fin d'averse, cette pluie plus "propre" provoque un lessivage vers le sol de la radioactivité interceptée antérieurement par le végétal. Les processus de contamination des végétaux, en cas d'irrigation des cultures par aspersion au moyen d'une eau contaminée (nappe phréatique ou rivière), sont comparables à ceux du dépôt humide.

EFFET DES CARACTÉRISTIQUES DU COUVERT VÉGÉTAL : Quel que soit le processus de dépôt, sec ou humide, ou les caractéristiques physiques des aérosols, l'interception augmente avec l'accroissement de la densité du couvert végétal (en poids de matière sèche - MS - par unité de surface) ou de la surface développée par la biomasse végétale définie par l'indice foliaire³. Cette relation est toutefois moins que proportionnelle et le facteur d'interception tend asymptotiquement vers un maximum (fig. 6). Cela provoque une dilution de la radioactivité retenue dans une plus grande masse végétale avec des valeurs exprimées, non plus par unité de surface, mais par unité de poids, qui décroissent alors que la quantité totale d'activité interceptée par l'herbe sur 1 m^2 continue de croître. Ainsi, lors de l'accident de Chernobyl, nous avons périodiquement prélevé des échantillons d'herbe dans deux prairies, respectivement situées à Mol et à Geel. Pour un dépôt total identique en radiocésium dans les deux cas, nous avons mesuré une interception de 20% à Geel pour une densité de $1,4 \text{ kg MS/m}^2$ contre 12% à Mol où la densité

³ L'indice foliaire (Leaf area index) représente la surface totale développée par la masse végétale rapportée à la surface qu'elle occupe au sol.

était de 0,3 kg MS/m² : par contre l'herbe prélevée à Mol était deux fois plus contaminée que celle prise à Geel. Cette différence se marqua également au niveau des concentrations mesurées dans le lait des vaches paissant sur ces prairies.

Une relation approximative a été établie pour traduire dans les modèles l'évolution de la fraction interceptée par la biomasse végétale en fonction de sa densité :

$$r = 1 - e^{-f(w)}$$

où w représente la densité du couvert végétal (kg MS/m²) et $f(w)$ est une fonction de proportionnalité caractéristique du couvert végétal et des particules déposées. Chadwick et Chamberlain [1970] ont calculé pour $f(w)$ une valeur de 2,3 m²/kg ; les données présentées par Milbourn et Taylor [1965] suggèrent une fourchette comprise entre 1,2 et 6,2 m²/kg en ce qui concerne des dépôts solubles sur différents types de prairies.

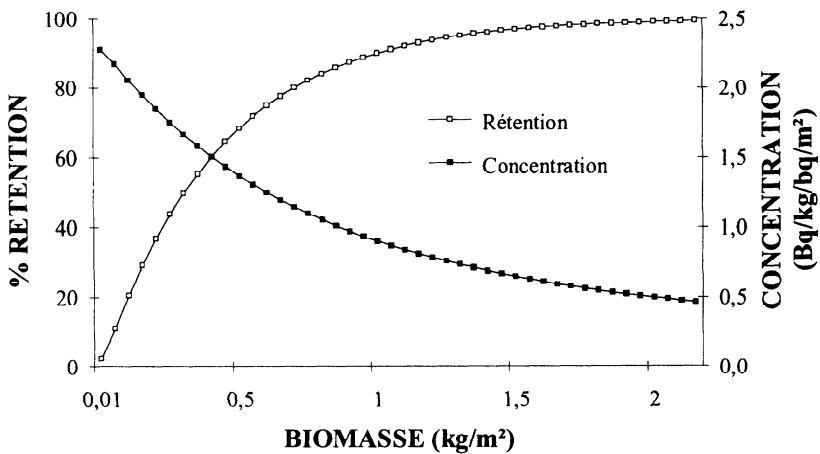


Fig. 6 : Effet de la densité du couvert végétal sur la fraction interceptée et le niveau de contamination de l'herbe pour une valeur de $f(w)$ égale à 2,3 m²/kg [Chadwick & Chamberlain, 1970].

L'interception dépend également de la morphologie du végétal (feuilles dressées des graminées ou disposées à l'horizontale chez la plupart des dicotylées), ainsi que de la nature et de la structure des surfaces épidermiques offertes au dépôt en relation avec les propriétés physico-chimiques des aérosols et des particules.

Mécanismes de re-suspension :

Après avoir été déposés sur le sol ou sur toute autre surface, les radionucléides ou des particules contaminées par ces radionucléides peuvent être remis en suspension dans l'air sous l'action de turbulences physiques causées par le vent ou les activités humaines (voitures, camions, travaux agricoles). La re-suspension conduit à une redispersion de la radioactivité ; elle constitue une source secondaire de contamination externe de la végétation et d'exposition des hommes et des animaux par inhalation. Les mécanismes de la re-suspension sont encore mal connus à l'heure actuelle ; dès lors, on ne peut que la quantifier de manière empirique par le truchement de facteurs de proportionalité entre la concentration en radionucléides ($[]$) dans l'air et la radioactivité présente au niveau du sol (exprimée par unité de surface ou par unité de masse).

$$K = \frac{[]_{\text{air}} (\text{Bq/m}^3)}{\text{dépôt} (\text{Bq/m}^2)} \quad \text{ou} \quad S_E = \frac{[]_{\text{air}} (\text{Bq/m}^3)}{[]_{\text{sol de surface}} (\text{Bq/m}^3)}$$

De ces deux expressions, K est la plus usitée, bien que S_E tienne compte, en quelque sorte, de la migration des radionucléides dans le sol et de leur distribution dans le profil. Pour prendre en considération cet effet du temps sur le paramètre K , on le représente mathématiquement comme une somme de deux relations exponentielles décroissantes (deux compartiments) : $K = K_1 e^{-k_1 t} + K_2 e^{-k_2 t}$. Les constantes de temps de ces deux compartiments correspondent respectivement à des demi-vies de l'ordre de quelques semaines et de 50 à 100 ans.

Le facteur K a été estimé pour 8 sites dans la zone de Tchernobyl. Les paramètres du second compartiment ne purent être estimés en raison de la durée relativement limitée de la période d'observation. On détermina des valeurs de K_1 allant de $7,4 \cdot 10^{-9}$ à $4,9 \cdot 10^{-9}$ m et des valeurs de k_1 de l'ordre de 0,037 à 0,124 par mois (correspondant à une demi-vie comprise entre 5,6 et 19 mois). On observa à cette occasion une corrélation négative entre la valeur de K et le niveau de contamination surfacique. Cette corrélation trouve vraisemblablement son explication dans le fait que les niveaux élevés étaient associés aux dépôts humides alors que les

contaminations plus faibles avaient été le fait de dépôts secs et que du mode de dépôt dépend la pénétration initiale des radionucléides dans le sol.

On peut également définir un taux de re-suspension Λ , mais les valeurs de ce taux sont difficilement mesurables *in situ* du fait de la grande variabilité des conditions de terrain.

$$\Lambda = \frac{\Phi_{\text{re-suspension}} (\text{Bq/m}^2/\text{s})}{\text{dépôt} (\text{Bq/m}^2)}$$

L'intensité des mécanismes de re-suspension dépend de nombreux facteurs parmi lesquels :

- le facteur temps
- des facteurs climatiques :
 - vitesse du vent
 - présence d'une couverture neigeuse
 - gel
 - intensité et fréquence des précipitations
- des facteurs propres au sol :
 - nature des surfaces (type de végétation, de construction)
 - texture, structure et physico-chimie du sol de surface
 - humidité du sol de surface
- des facteurs liés au dépôt :
 - sec ou humide (niveau des précipitations lors du dépôt)
 - distribution en taille des particules radioactives
- des facteurs anthropiques :
 - trafic automobile
 - pratiques culturelles

Un autre phénomène conduisant à la contamination externe de la végétation par la radioactivité déposée sur le sol est la projection de particules sous l'impact des gouttes de pluies ("rain splash"). Dans le cas de radionucléides faiblement absorbés par voie racinaire mais, par contre, fortement adsorbés sur les particules de sol, ce processus peut s'avérer responsable de la majeure partie de la contamination des végétaux et constituer la part prédominante de la radioactivité ingérée par les animaux herbivores. La quantité de sol adhérant à la végétation herbacée subit d'importantes variations saisonnières : elle est maximale et peut constituer jusqu'à 20% du poids sec en hiver, alors que la biomasse végétale est réduite et que les précipitations sont importantes ; elle diminue, par ailleurs, fortement durant la période de croissance de la végétation.

Rétention sur la végétation :

Après le dépôt, le niveau de contamination des parties aériennes des végétaux tend à diminuer avec le temps ; c'est ce que l'on appelle la "perte au champ". Cette réduction des niveaux de contamination trouve ses causes dans :

- l'action des facteurs climatiques comme :
 - le vent : les radionucléides associés aux grosses particules ($\varnothing > 1 \mu\text{m}$) peuvent être secoués de la végétation sous l'action mécanique du vent.
 - le lessivage des radioéléments présents à la surface des végétaux par la pluie, le brouillard, la rosée, ... et également l'irrigation par aspersion. Des essais en laboratoire ont montré que l'efficacité du lessivage est maximale lorsque celui-ci survient directement après le dépôt ; elle diminue avec l'augmentation du temps de contact.
- les processus de sénescence (perte de cires épicuticulaires, desquamation de la cuticule, chute des feuilles, ...),
- la dilution de la radioactivité dans la biomasse végétale par la croissance des plantes (Fig. 7), et
- l'exportation des parties contaminées par la récolte ou leur élimination par pâturage.

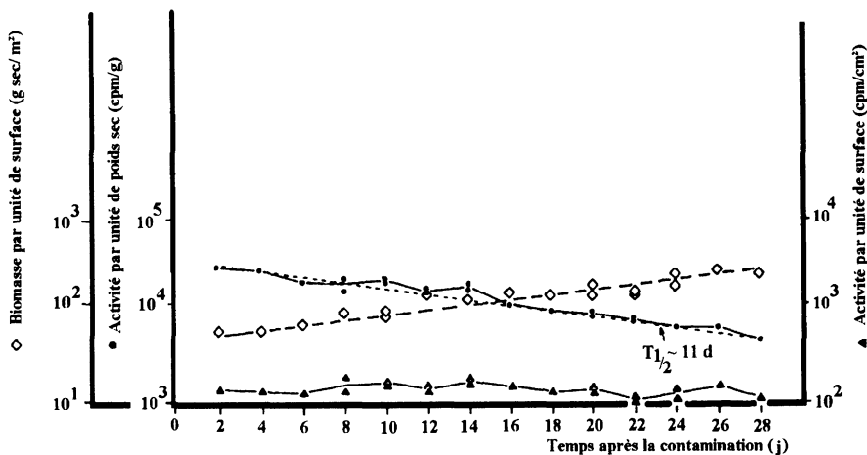


Fig. 7 : Effet de dilution de la contamination des végétaux par la croissance.

Ce phénomène de perte au champ revêt une importance considérable dans les prévisions des conséquences d'un accident car il va gouverner en grande partie la dynamique de la contamination des niveaux trophiques supérieurs. Il présente une allure de décroissance exponentielle de la forme :

$$Y = e^{-kt}$$

où Y est la fraction du dépôt initial qui reste dans la biomasse végétale et t est le temps après le dépôt.

Les valeurs du facteur de perte au champ, k, sont différentes selon que l'on exprime les niveaux de radioactivité par rapport à l'unité de surface au sol ou par rapport au poids (normalement en kg de matière sèche) de végétation. La différence réside principalement dans le fait que la croissance de la biomasse, donc la dilution de la radioactivité qui en résulte, est prise en considération dans la seconde approche tandis qu'elle est ignorée dans la première. Dans des études relatives au comportement du radiostrontium menées en Grande Bretagne [Milbourn & Taylor, 1965], la valeur de k (en j⁻¹) était de 0,054 ± 0,005 lorsque la concentration était exprimée par unité de surface et de 0,080 ± 0,005 lorsqu'elle l'était par unité de poids de matière sèche (fig. 8).

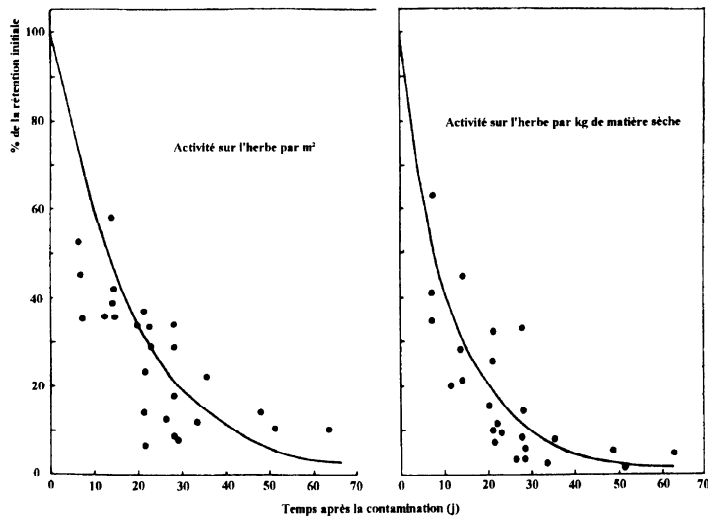


Fig. 8 : Perte au champ dans des prairies contaminées artificiellement par du ⁸⁹Sr ; distribution des données expérimentales exprimées sur base surfacique ou massique [Milbourn & Taylor, 1965].

A partir du facteur k de “*perte au champ*” on peut déduire une *demi-vie écologique* ou *environnementale* d’un radionucléide, qui représente le temps nécessaire pour réduire le niveau de contamination dans la végétation d’un facteur 2 :

$$T_{\frac{1}{2} \text{ écol}} = \frac{\ln 2}{k}$$

La perte au champ ne prend pas en considération la diminution du niveau de radioactivité due à la décroissance radioactive. L’action combinée des processus environnementaux et de la décroissance physique qui mènent à la diminution des niveaux de radioactivité dans la végétation est caractérisée par une *demi-vie effective* qui est liée aux demi-vies écologique et physique par la relation :

$$\frac{1}{T_{\frac{1}{2} \text{ eff.}}} = \frac{1}{T_{\frac{1}{2} \text{ phys.}}} + \frac{1}{T_{\frac{1}{2} \text{ écol.}}}$$

Une revue de la littérature [Miller & Hoffman, 1983] concernant différents radionucléides (Cs, Sr, I, Ce, Zr, Ru, Mn, Tc), différentes formes chimiques de ces éléments et diverses espèces végétales, fait apparaître que les demi-vies écologiques varient selon l’élément, le taux de croissance de la végétation et la base choisie pour l’estimation (poids sec ou surface). Sur une végétation en croissance, les demi-vies écologiques mesurées pour l’iode sur base du poids sec de la végétation sont similaires, que cet élément soit déposé sous forme de vapeur ($T_{\frac{1}{2} \text{ écol.}} = 6,8 \text{ j}$) ou de particules ($T_{\frac{1}{2} \text{ écol.}} = 8,2 \text{ j}$) ; ces valeurs sont cependant deux fois plus faibles que celles calculées dans les mêmes conditions pour les formes particulières des autres radionucléides considérés, pour lesquels une demi-vie écologique moyenne de 12 j a été déterminée. Les valeurs estimées pour une végétation dormante sont nettement supérieures : 22 j pour l’iode et 32 j, en moyenne, pour l’ensemble des autres radionucléides. La demi-vie écologique des radionucléides déposés sur des céréales serait supérieure à celle mesurée sur des herbages d’environ un facteur 2 [Hoffman & Baes, 1979].

Des essais de contamination artificielle sur prairies réalisés à Mol [Kirchmann *et al.*, 1972] ont fourni des valeurs de $T_{\frac{1}{2} \text{ écol.}}$, sur base du poids de l’herbe, variant de 13,6 à 15,4 j tant pour le ^{134}Cs que pour le ^{85}Sr ; les valeurs calculées par unité de surface variaient de 30 à 40 j. D’autres expériences ont permis d’estimer une $T_{\frac{1}{2} \text{ écol.}}$ de 8 j (sur base pondérale) lors d’une contamination artificielle en Ru sur de l’herbe [Kirchmann & D’Souza, 1972].

La rétention par la végétation de la radioactivité déposée à partir de l'atmosphère est fortement influencée par la productivité de la végétation et donc par les saisons [Van den Hoek & Kirchmann, 1968 - 1970].

Ainsi, l'analyse de l'évolution de la concentration en radiocésium de l'herbe sur une prairie non-pâturée du CEN/SCK après l'accident de Tchernobyl (fig. 9)

montra que, dans les deux premières semaines qui suivirent le dépôt, le niveau de radiocontamination de la végétation chuta rapidement, avec une demi-vie écologique très courte, d'un peu plus de 2 j. Cette faible valeur s'expliquait par un phénomène de dilution rapide et importante lié au démarrage de la croissance de la végétation à cette époque. Plus tard, la diminution de la contamination de l'herbe se poursuivit de façon plus lente, avec une demi-vie de 53 j. Cette longue demi-vie était partiellement due au ralentissement de la croissance de l'herbage mais également à la remobilisation et à la translocation de la radioactivité accumulée à la base de l'herbe. Une certaine contribution de l'absorption racinaire pourrait aussi être invoquée.

Absorption des radionucléides par les parties aériennes des plantes :

Les radionucléides déposés sur les surfaces des parties aériennes des végétaux peuvent pénétrer directement dans les tissus de la plante au travers des épidermes [Moorby, 1964 ; Middleton & Sanderson, 1965]. Ce type d'absorption par voie non-racinaire¹ a fait l'objet de nombreuses études en agronomie, dans le cadre de l'application foliaire de pesticides, hormones et micronutriments.

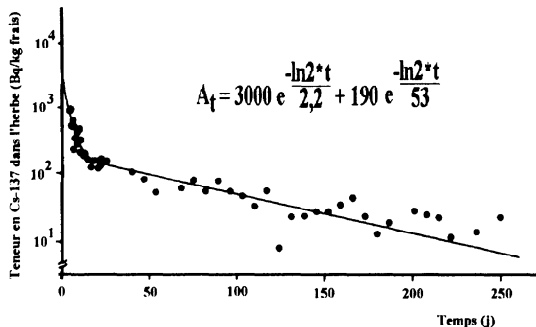


Fig. 9 : Evolution après l'accident de Tchernobyl de la concentration en radiocésium de l'herbage d'une prairie permanente non pâturée dans la région de Mol.

¹ On parle généralement d'absorption foliaire, mais il faut être conscient que les tiges, les fleurs et les fruits présentent également une capacité d'absorption des éléments déposés à leur surface.

On admet généralement que la voie principale d'entrée des substances pénétrant vers l'intérieur des tissus aériens à partir des surfaces extérieures passe à travers la cuticule [Franke, 1967 ; Sutcliffe & Baker, 1978]. La pénétration de solutions aqueuses par les pores des stomates n'est, en principe, pas possible ; mais, même si cela devait se produire, la substance arrivant dans la chambre sous-stomatique devrait encore traverser la couche cuticulaire que présentent les cellules en bordure de cette chambre [Norris & Bukovac, 1968].

Toute substance absorbée à partir de la surface d'un organe aérien (ou éventuellement à partir de la cavité sous-stomatique) doit, dans un premier temps, pénétrer au travers d'une paroi cellulaire recouverte d'une cuticule plus ou moins épaisse selon l'organe et les espèces. Cette cuticule est constituée de cutine, une substance plutôt imperméable à l'eau, qui peut encore, dans certains cas, être imprégnée partiellement de cires (fig. 10).

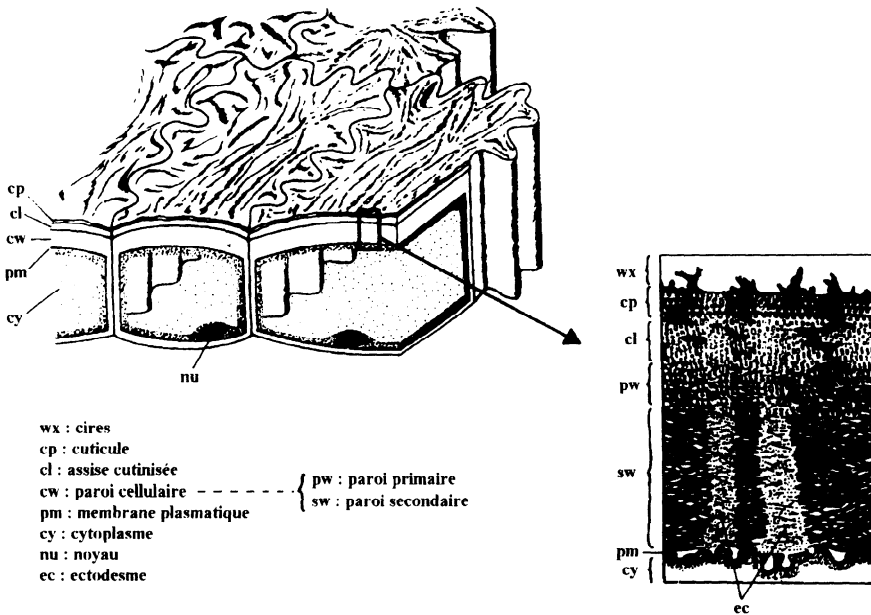


Fig. 10 : Structure de l'épiderme d'une feuille et détail de la structure pariétale [adapté de Franke, 1967].

Le caractère lipophile des cires et des couches cutinisées constitue un obstacle à la pénétration des substances hydrophiles. Toutefois, la présence dans la cutine de groupements hydroxyles (-OH) et carboxyles (-COOH) tempère le caractère lipophile des cuticules et permet une certaine pénétration de l'eau et des substances hydrosolubles jusqu'au niveau de la paroi primaire des cellules épidermiques. A partir de là, les ions diffusent au travers de la paroi des cellules épidermiques en empruntant des conduits nommés *ectodesmes*, constitués d'espaces interfibrillaires dans des zones où le réseau des fibres cellulosiques et hémicellulosiques est moins dense [Franke, 1967 ; Juniper & Jeffree, 1983]. Depuis la surface extérieure jusqu'au moment où les substances pénétrantes atteignent une membrane plasmique, les mécanismes de pénétration impliqués sont exclusivement de nature physique, et donc passifs (diffusion et réactions d'échange). Par contre, la traversée de la membrane plasmique peut, elle, requérir de l'énergie métabolique sous forme d'ATP² (processus d'absorption actif)

L'absorption foliaire est fortement influencée par les conditions climatiques qui règnent après le dépôt : une humidité de l'air élevée favorise le passage au travers de la cuticule en facilitant la dissolution des radionucléides associés aux aérosols mais aussi parce que la cutine se relâche en présence d'eau [Muller *et al.*, 1983]. De telles conditions, favorables à la pénétration foliaire, se rencontrent lors de bruine fine, de brouillard, de rosée nocturne et par temps pluvieux.

Toutes les espèces végétales sont susceptibles d'absorption par voie foliaire (tableau I) à des degrés divers, mais pour certaines d'autres organes que les feuilles constituent des sites importants d'absorption non-racinaire : par exemple, les fleurs des céréales ou les bases des chaumes chez les graminées.

Espèce	Fraction du ⁸⁹ Sr absorbée (%)
Haricot (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	24,2
Choux-fleur (<i>Brassica oleracea</i> var. botrytis)	15,4
Radis (<i>Raphanus sativus</i>)	12,1
Laitue (<i>Lactuca sativa</i>)	10,3
Maïs (<i>Zea mays</i>)	1,9

Tableau I : Fraction du ⁸⁹Sr absorbée dans les feuilles de différentes espèces végétales, 72 heures après dépôt.

² Adénosine tri-phosphate.

Contamination indirecte de la végétation (voie racinaire)

La contamination par voie indirecte se produit après que les radionucléides aient été déposés sur le sol. Elle requiert le passage des radioéléments du sol vers la plante par absorption racinaire sous l'action de mécanismes qui dépendent, non seulement des caractéristiques physico-chimiques de l'élément considéré, mais également des propriétés physiologiques des racines des plantes et des processus qui se déroulent dans le sol. En outre, lorsque l'on s'intéresse à l'absorption d'un élément déterminé, on s'aperçoit qu'elle est influencée par la présence d'autres espèces ioniques dans le sol et que les effets liés à la présence d'autres ions s'exercent souvent en sens opposé sur les processus spécifiques à la physiologie des racines et sur les mécanismes propres au sol.

Propriétés du sol :

Le sol est davantage qu'un simple support inerte pour la plante. Au contraire, c'est un système bio-physico-chimique *complexe* et *dynamique* [Hillel, 1971 ; Soltner, 1975 ; Truog, 1953].

- Le sol est un système complexe du fait de sa composition hétérogène, associant une phase vivante et une phase non-vivante ; cette dernière étant elle-même formée de trois phases : solide, liquide et gazeuse.
- Le sol est un système dynamique car ses propriétés s'acquièrent et se modifient avec le temps sous l'action conjointe des facteurs pédogénétiques naturels (variations de température, d'humidité, érosion, ...) et anthropiques (pratiques culturales parmi lesquelles le travail du sol, l'apport d'engrais et d'amendements, l'assolement).

LA PHASE SOLIDE occupe environ la moitié du volume du sol. Elle est constituée d'une fraction organique et d'une fraction inorganique ou minérale, dont les proportions sont variables selon les types de sol.

- *La fraction minérale* est constituée d'éléments minéraux que l'on répartit en trois catégories selon leur origine :
 1. les minéraux primaires, constitutifs de la roche-mère, altérables (feldspath, micas, amphibole, pyroxène, ...) ou inaltérables (quartz),
 2. les minéraux secondaires provenant de l'altération des minéraux primaires altérables et

3. les minéraux de néo-formation parmi lesquels se rangent les hydroxydes de Fe et d'Al et les aluminosilicates.

Parmi les aluminosilicates se rangent les argiles qui répondent à la formule générale $m \text{ SiO}_2 \cdot n \text{ Al}_2\text{O}_3 \cdot p \text{ H}_2\text{O}$, le rapport m/n variant de 2 à 5 selon le type d'argile. Les argiles se présentent sous forme de très petites particules ($< 2 \mu\text{m}$), comparables à des micelles colloïdales. Elles présentent une structure microcristalline sous forme de feuillets parallèles (fig. 11), chacun de ces feuillets étant lui-même constitué de deux ou trois couches alternées de tétraèdres (T : Si au centre) et d'octaèdres (O : Al au centre). Ces polyèdres sont disposés en réseaux réguliers qui laissent entre-eux des mailles où peuvent se loger l'eau et les cations.

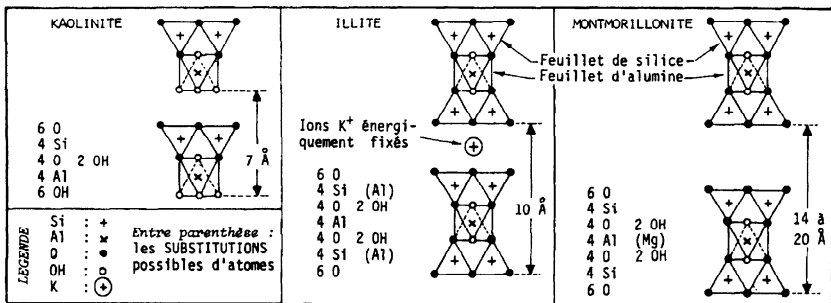


Fig. 11 : Structure cristalline des principaux types d'argiles [Soltner, 1975].

Les feuillets, sauf chez les kaolinites, sont susceptibles de s'écarter les uns des autres, facilitant la pénétration de l'eau (*imbibition*) et de certains ions. Les ions pénétrant entre les feuillets, notamment les ions K^+ , Cs^+ et $(\text{PO}_4)^{3-}$, s'y trouvent fixés de façon pratiquement irréversible (ils sont dits *retrogradés*) et ne pourront redevenir disponibles qu'après destruction de la structure cristalline par dessiccation ou gel.

Si toute structure cristalline est fondamentalement neutre, on peut toutefois y voir apparaître des charges électriques, d'une part en périphérie du cristal (par défaut de compensation électronique : atomes d'oxygène aux extrémités des feuillets et groupement OH⁻ des feuillets de kaolinites) et d'autre part au sein même de la structure (substitution isomorphique des éléments centraux par des éléments de valence différente : Si^{4+} par Al^{3+} et Al^{3+} par Fe^{2+} ou Mg^{2+}). Il en résulte que les micelles d'argiles apparaissent globalement comme électronégatives et sont

susceptibles de fixer des espèces cationiques à leur surface. Cette capacité à fixer des cations est un paramètre de la plus haute importance jouant sur la mobilité et la disponibilité dans les sols des éléments nutritifs et des radionucléides chargés positivement. Ce paramètre, exprimé par la **CEC** (*capacité d'échange cationique*), varie selon les types d'argiles. Les principales propriétés des argiles sont reprises au tableau II.

Il existe également une certaine capacité d'échange pour les anions (**CEA** - *capacité d'échange anionique*) dont l'importance est cependant réduite comparativement à celle de la CEC. L'adsorption des anions sur la phase solide se réalise, soit directement au niveau de charge positives présentes à la surface des minéraux argileux (surtout sur les illites et les kaolinites), soit par le truchement de formes colloïdales d'hydroxydes de Fe et d'Al associées aux argiles, soit encore par l'intermédiaire de ponts Ca^{2+} .

	Kaolinite	Illite	Montmoril- lonite	Vermiculite
Structure	TO	TOT	TOT	TOT
Rapport m/n	2	4	4	4
Distance basale (Å)	7	10	14 à 20	10 à 14
Expansibilité	non- extensible	non- extensible	très extensible (gonflante)	extensible
Surface externe (m ² /g)	10 à 30	80	80	80
Surface interne (m ² /g)	0	800	800	800
Substitut. isomorph.	néant	oui (O et T)	oui (O)	oui (O et T)
CEC (mécq/100g)	3 à 15	20 à 50	80 à 120	100 à 200

Tableau II : Principales caractéristiques physico-chimiques des argiles [Soltner, 1975].

- *La fraction organique ou humus* du sol provient essentiellement de la dégradation progressive de la matière végétale morte, sous l'action des facteurs climatiques et des organismes vivants dans le sol. La séparation des constituants de l'humus selon leur solubilité dans différentes solutions acides, basiques, salines ou alcooliques permet l'identification de plusieurs sous-fractions. Celle-ci se caractérisent par la nature aliphatique ou aromatique

de leurs composants, leur dégradabilité, leur degré de polymérisation (donc leur masse moléculaire), ainsi que par la nature et la proportion de leurs groupements fonctionnels (méthoxyle, hydroxyle, carboxyle, ...) et leur rapport C/N.

Les propriétés de l'humus sont celles d'un colloïde acide, hydrophile et électronégatif. L'humus développe donc également une CEC ; celle-ci est nettement supérieure à celle observée pour les argiles : elle varie de 200 à 600 méq/100g. De ce fait, la matière organique est souvent responsable de la part prépondérante de la CEC des sols.

- *Le complexe argilo-humique* est formé de l'association de micelles d'humus à des micelles d'argile par l'intermédiaire de cations Ca^{2+} ou Fe^{3+} ou même directement sur les Al^{3+} des couches octaédriques. Ces complexes hydrophiles et électronégatifs jouent un rôle important sur la structure des sols en donnant naissance à des agrégats stables peu dispersables.

Outre l'influence des divers composants de la phase solide sur la structure du sol qui, bien que d'une importance incontestée, sort du propos de cet article, il faut retenir deux fonctions essentielles du sol vis-à-vis des végétaux :

1. d'abord, un rôle de *réservoir* d'éléments nutritifs de par la dégradation des minéraux du sol (qui fournit Ca, K, P, ...) et de la matière organique (qui libère S, N, ... ainsi que des composés organiques de faible masse moléculaire, directement absorbables par les plantes).
2. ensuite, un rôle de *tampon* vis-à-vis de la solution du sol, du fait de la présence des colloïdes argileux et humiques. Les ions, principalement les cations (CEC) et, dans une moindre mesure, les anions (CEA), se distribuent entre les colloïdes et l'eau du sol en fonction d'équilibres gouvernés par la loi d'action des masses, le principe d'électro-neutralité et des phénomènes d'encombrement stérique.

LA PHASE LIQUIDE, OU SOLUTION DU SOL, occupe une fraction plus ou moins importante des espaces vides (ou pores) formés dans le sol entre les particules solides.

La *porosité* du sol est déterminée d'une part par la *texture* (contribution relative des constituants du sol : argile, limon, sable, gravier) et d'autre part par la *structure*, résultant de la formation d'agrégats et de mottes (particules plus ou moins grossières, cimentées par des colloïdes et des hydroxydes de Fe et d'Al). Le volume

poreux se partage, en fonction du degré d'humectation du sol, entre les phases liquide et gazeuse. Lorsque le sol est saturé d'eau, l'ensemble des vides est occupé par de l'eau et, dans ce cas, l'aération est quasi nulle, induisant des phénomènes d'asphyxie et des conditions réductrices. Lorsque l'eau s'écoule, les pores les plus gros (*macroporosité*) se vident d'abord, laissant la place à la phase gazeuse, tandis que les pores les plus fins (*microporosité ou capillaires*) retiennent encore l'eau. La phase liquide du sol est d'une importance primordiale pour la plante : pour ses besoins hydriques, bien sûr, mais aussi pour sa nutrition minérale. En effet, si elle ne constitue pas le réservoir majeur pour les éléments nutritifs (excepté pour certains anions tels Cl^- et $(\text{SO}_4)^{2-}$ qui ne sont que peu adsorbés par la phase solide), l'eau du sol est, par contre, l'intermédiaire entre la réserve d'éléments minéraux (les colloïdes) et la racine de la plante.

La solution du sol est une solution diluée : les éléments majeurs y sont présents à des concentrations variant de 0,1 à 1 mM (millimolaire), le phosphore excepté dont la teneur est généralement inférieure à 10 μM . Sa composition varie en relation avec la composition minérale du sol, la teneur en matière organique, l'acidité (pH) et le potentiel d'oxydo-réduction (Eh), ainsi qu'en fonction du niveau de fertilisation éventuel. Cette solution est perpétuellement appauvrie par l'absorption des éléments minéraux par les racines des végétaux, mais elle est immédiatement rechargée à partir du complexe d'échange argilo-humique.

LA PHASE GAZEUSE, OU ATMOSPHÈRE DU SOL, occupe la fraction de la porosité qui est laissée libre par l'eau. Sa composition dépend des conditions d'aération du sol. Dans un sol bien aéré, on observe un léger appauvrissement en oxygène et un enrichissement en CO_2 liés à la respiration des organismes vivants et des racines des végétaux ; on rencontre également des traces d'hydrogène, d'ammoniac et d'oxydes de soufre et d'azote. Dans les sols mal aérés ou inondés (rizières irriguées notamment), l'oxygène est rapidement consommé par la respiration des micro-organismes et ne se retrouve plus que dans la couche superficielle du sol ; en deçà, on assiste à l'installation de conditions anoxiques, réductrices, et à une production de CO_2 , d'hydrogène et de méthane.

LA PHASE VIVANTE DU SOL est représentée principalement par la microflore (bactéries, actinomycètes, champignons et algues) et la microfaune du sol (protozoaires, nématodes, vers de terre, ...). Le nombre des organismes vivants du sol varie de façon importante en fonction de la saison et du type de sol. Dans un sol limoneux

cultivé, cette phase vivante équivaut à une masse d'environ 12 t/ha durant la bonne saison. Les racines des plantes peuvent représenter un poids similaire.

La phase vivante du sol joue un rôle essentiel dans les cycles bio-géo-chimiques des éléments minéraux. Elle assure la fragmentation et l'incorporation de la matière organique à la phase minérale sous forme d'agrégats stables (complexe argilo-humique). Elle intervient également dans la libération d'éléments nutritifs par décomposition de la matière organique et par l'action solubilisante sur la phase minérale du CO_2 et des divers acides organiques qu'elle produit et excrète (les micro-organismes solubilisant les phosphates sont très nombreux dans la rhizosphère). Elle engendre aussi des substances chélatantes qui complexent et rendent solubles et assimilables certains éléments minéraux (cétogluconate qui complexe le Ca, sidérophores qui complexent le Fe). Par son métabolisme, elle modifie certaines propriétés du sol, notamment le pH et l'Eh, et la disponibilité des éléments minéraux sensibles aux variations de l'acidité et du potentiel rédox.

Les racines et les abords du système racinaire sont généralement colonisées par des bactéries et/ou des champignons, dont la croissance est stimulées par les substances excrétées par les racines (*effet rhizosphère*). Dans certains cas, on observe même une association étroite (*symbiose*) et spécifique entre les racines de certaines espèces végétales et un champignon : cette symbiose est désignée sous le terme de *mycorhize*, dite *endotrophe* (pin, épicéa, chêne, bouleau, ...) lorsque le mycélium fongique pénètre les cellules de la racines et *ectotrophe* (thé, tabac, céréales, ...) s'il s'insinue entre elles sans y pénétrer. Hatch (1937) a montré que les mycorhizes ectotrophes étaient responsables d'une absorption plus importante par la plante d'éléments minéraux comme le potassium, l'azote et le phosphore.

Influence des propriétés du sol sur la mobilité des radionucléides :

La mobilité des radioéléments dans le sol est un paramètre important car le fait qu'un élément soit mobile implique qu'il soit soluble et, dès lors, disponible pour les végétaux.

A cet égard, le sol joue un rôle actif vis-à-vis des radionucléides [Schulz, 1965] : dans la mesure où les radioéléments qui sont déposés à sa surface à partir de l'atmosphère (retombées atmosphériques ou irrigation) sont solubles ou sont progressivement solubilisés sous l'action des eaux de pluies, d'irrigation ou par l'humidité du sol, ils migrent dans le profil, entraînés par les eaux de percolation ou les mécanismes de diffusion ; ils peuvent alors :

1. être adsorbés sur la phase solide par les réactions d'échange,
2. être précipités sous forme d'hydroxydes, de sulfures, de carbonates ou d'oxydes insolubles,
3. former des complexes, mobiles ou non, avec des molécules organiques ou
4. demeurer dans la solution du sol sous forme ionique.

Il en va de même pour les substances radioactives s'échappant des sites de stockage de déchets radioactifs.

Les principaux facteurs influençant la mobilité d'un radioélément dans le sol sont :

- les caractéristiques du complexe d'échange,
- le pH et
- le potentiel d'oxydo-réduction.

LE COMPLEXE D'ÉCHANGE :

La mobilité des éléments minéraux radioactifs est en grande partie gouvernée par la nature et la proportion des constituants de la phase solide du sol et, plus particulièrement, par cette propriété essentielle de certains de ces constituants d'adsorber les ions et de les immobiliser plus ou moins fortement sur la phase solide. Comme le complexe d'échange est caractérisé par une dominance de charges négatives, l'adsorption sur la phase solide s'adresse essentiellement aux cations (CEC).

L'affinité des ions pour les sites de fixation dépend :

- de la nature des sites d'échange : tous les sites d'échanges ne sont pas équivalents : par exemple, dans le cas du césium (comme dans celui de son analogue, le potassium), on distingue au niveau des argiles 2:1 trois types de sites de fixation (fig. 12), les *sites planaires ou de surface* présents au niveau de la surface externe des micelles, les *sites inter-lamellaires* situés entre les feuillets et les *sites de bordure* localisés au niveau des bords des feuillets. Les sites de surface sont non-spécifiques ; par contre, les sites inter-lamellaires ne peuvent fixer que des ions dont le diamètre hydraté est compatible avec la pénétration de l'ion entre deux feuillets d'une micelle d'argile. Les ions, comme le césium, qui peuvent se glisser entre les feuillets sont fixés sur ces sites de façon irréversible (ils sont dits *rétrogradés*). Les sites de bordure montrent également une grande affinité et spécificité pour le césium, en raison de la géométrie des sites en relation avec les dimensions de l'ion hydraté de Cs⁺.

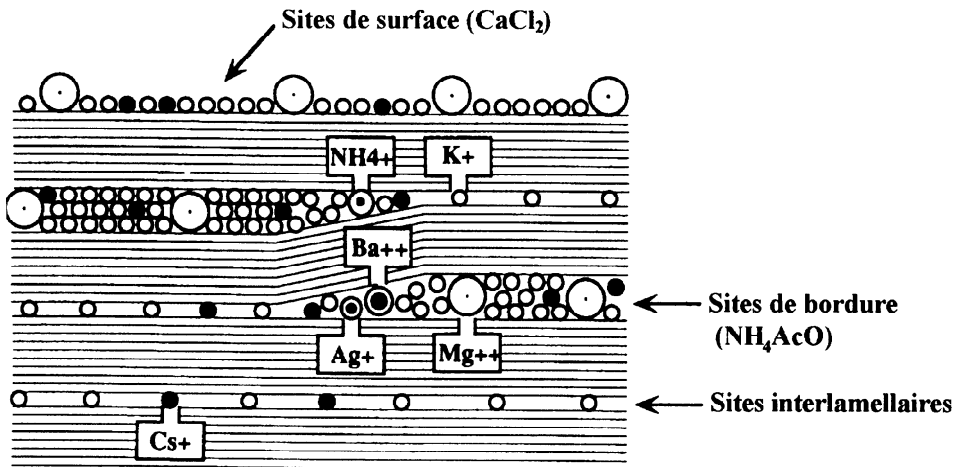


Fig.12 : Sites d'échange sur les argiles 2/1 [adapté de Rich, 1964].

- des propriétés physico-chimiques des ions : ainsi, l'affinité des cations multivalents est supérieure à celle des monovalents et celle des divalents est intermédiaire. En outre, pour des cations de même valence, l'affinité pour le complexe d'échange est inversement proportionnelle au rayon hydraté de l'ion.

L'adsorption des ions sur les sites d'échange est un phénomène plus ou moins réversible selon la nature de l'ion et des sites considérés. Un équilibre tend à se réaliser entre la concentration des ions dans la solution du sol et le complexe d'échange. Cet équilibre est traduit par un *coefficient de distribution* (K_d) qui exprime le rapport entre la quantité d'un élément adsorbé par unité de poids de la phase solide et sa concentration dans l'eau du sol [Sibley & Myttenaere, 1986].

$$K_d \text{ (l/kg)} = \frac{[]_{\text{sol}} \text{ (M/kg)}}{[]_{\text{eau}} \text{ (M/l)}}$$

Pour un sol déterminé, des faibles valeurs de K_d sont caractéristiques d'ions qui témoignent d'une faible propension à la fixation sur la phase solide et qui, de ce fait, sont aisément entraînés par la percolation de l'eau du sol. Au contraire, des ions

pour lesquels le K_d est élevé sont retenus par la phase solide et ne migrent que lentement. L'adsorption des ions sur la phase solide du sol retarde ou empêche leur migration vers les horizons profonds, hors de portée du système racinaire. Ainsi, le thorium et les éléments légers parmi les "terres rares" sont si fortement fixés au niveau de la matrice solide (argiles et oxydes de fer) qu'ils ne sont lixiviés de la couche arable qu'à des taux aussi faibles que 10^{-9} par an [Eisenbud *et al.*, 1984]. D'après les données obtenues dans la région de Mol (sol sableux), le césium déposé par les retombées dans les années '60 s'élimine de la couche arable par lixiviation et exportation (récoltes) à raison de 1 à 5% par an [Vandecasteele *et al.*, 1988]. La valeur du K_d est influencée par la présence dans le sol et dans la solution du sol, d'autres ions qui entrent en compétition avec l'ion considéré pour les sites d'échange : le K^+ et le NH_4^+ sont des antagonistes relativement spécifiques du Cs^+ pour l'adsorption sur le complexe d'échange, tandis que les cations divalents comme le Ca^{2+} ou le Mg^{2+} sont des antagonistes non-spécifiques. Enfin, il faut faire remarquer qu'un K_d est une valeur qui caractérise une situation d'équilibre. Or un sol ne se trouve que rarement (pour ne pas dire jamais) à l'équilibre. Par exemple, les précipitations, le ressuyage et l'évapo-transpiration modifient constamment la teneur en eau du sol et, de ce fait, diluent ou concentrent les ions dissous dans la solution du sol ; la fertilisation ou l'apport d'amendements, le lessivage des ions vers des horizons profonds et l'absorption racinaire sont d'autres facteurs qui bouleversent les équilibres entre le sol et l'eau du sol. Il en résulte des mouvements perpétuels des ions de la solution du sol vers le complexe d'échange ou inversement.

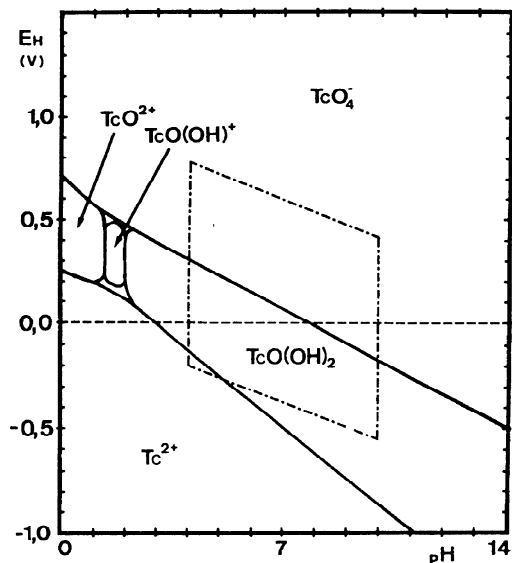
LE pH :

L'acidité du sol, c'est-à-dire la concentration en protons, est un autre paramètre qui intervient dans la disponibilité des ions pour les végétaux. Son action s'exerce à deux niveaux : d'une part, elle détermine la concentration en H^+ dans la solution du sol et donc le degré de compétition entre les H^+ et les autres cations pour les sites d'échange et, d'autre part, elle est responsable de la précipitation sous forme d'hydroxydes ou de carbonates ou, au contraire, de la solubilisation de certains ions. Par exemple, dans les sols neutres et alcalins, les terres rares et des éléments comme l'yttrium, le thorium, le zirconium ou le niobium sont précipités sous formes d'hydroxyde et de carbonate et le strontium précipite comme carbonate.

LE POTENTIEL D'OXYDO-RÉDUCTION :

Le degré d'aération du sol, en combinaison avec l'intensité de la consommation d'oxygène par l'activité biologique de la microflore tellurique, en détermine le potentiel d'oxydo-réduction. Certains éléments à valences multiples sont sensibles aux conditions rédox du milieu et passent d'un état oxydé en sol bien aéré à une valence réduite lorsque le sol est saturé en eau. Ces changements de forme chimique peuvent modifier la solubilité, la mobilité ainsi que la disponibilité biologique de certains éléments. C'est, par exemple, le cas du fer qui, de la forme oxydée Fe(III) relativement insoluble en conditions d'aération normale, passe à la forme réduite Fe(II) soluble et mobile lorsque le sol est noyé. C'est également le cas du technétium [Vandecasteele et al., 1984 - 1989] qui, apporté aux sols sous sa forme la plus oxydée, $Tc(VII)O_4^-$, à la fois très soluble et très mobile, se voit progressivement immobilisé sous une forme réduite, $Tc(IV)$, peu soluble (fig. 13). La création de conditions réductrices dans un sol ne nécessite pas que celui-ci soit inondé, on les rencontre également au niveau d'agrégats dans lesquels la consommation biologique d'oxygène n'est pas suffisamment compensée par la diffusion.

Fig. 13 : Formes chimiques du technétium en fonction des conditions de pH et d'Eh. Les traits pleins délimitent les zones où prédomine une espèce chimique déterminée. La surface entourée en traits discontinus inclut les conditions de pH/Eh normalement attendues dans l'environnement.



Le degré varié de rétention dans le sol des différents ions peut être aisément mis en évidence par des techniques d'extraction, souvent séquentielles, à l'aide de solvants de plus en plus agressifs (fig. 14). Ces techniques empiriques permettent d'évaluer la fraction soluble à l'eau, celle présente sous formes échangeables, celles qui sont associées à une fraction plus ou moins définie des constituants du sol (matière organique, oxydes/hydroxydes, carbonates, sulfures, ...) et une fraction résiduelle qui n'est extraite par aucun solvant et reste associée à la phase solide. La fraction extraite à l'eau et la fraction échangeable (extraite à l'acétate d'ammonium) sont considérées comme les fractions labiles du sol, celles qui migrent dans le profil.

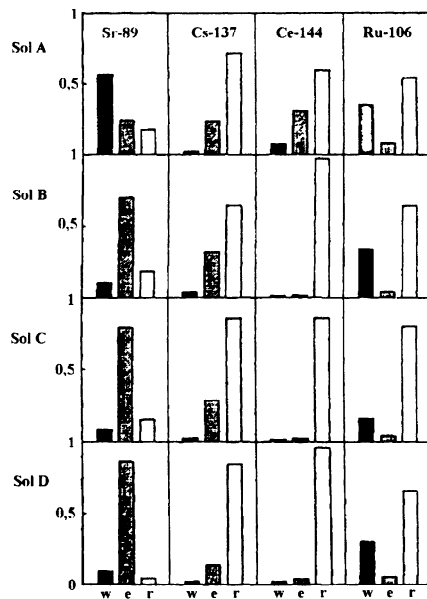


Fig. 14 : Extractabilité à l'eau (w) et à l'acétate d'ammonium molaire (e) du ^{89}Sr , du ^{137}Cs , du ^{144}Ce et du ^{106}Ru dans différents types de sol. (r) représente la fraction résiduelle non-extractible.

Certains éléments sont fortement immobilisés dans les sols. Les quinze terres rares et l'yttrium possèdent des propriétés similaires : ils forment des ions polyvalents en solution acide et des hydroxydes ou des carbonates peu solubles en milieu neutre ou alcalin. Dans les sols acides, les cations polyvalents de ces éléments sont fortement adsorbés par les argiles et sont peu échangeables, tandis que dans les sols neutres et alcalins, ces éléments sont immobilisés par précipitation. Les thorium, protactinium, zirconium et niobium sont d'autres éléments fortement retenus au niveau du sol et généralement considérés comme immobiles. Les radionucléides offrant le plus d'intérêt, parce que les plus critiques pour les transferts dans les chaînes alimentaires, sont ceux qui montrent un certain degré de mobilité. Ces radioéléments migrent en solution dans l'eau du sol et sont disponibles pour les racines des végétaux.

Migration des radionucléides dans les sol :

Les radionucléides peuvent se déplacer dans les sols par *convection* (due aux mouvements en masse de la solution du sol) et par *diffusion* moléculaire ou ionique (par suite des gradients de concentration au sein de la solution). L'ampleur de ces deux mécanismes dépend de divers paramètres dont les principaux sont :

- le flux d'eau,
- la solubilité du radioélément,
- la structure du sol, sa porosité et sa teneur en eau,
- la diffusion moléculaire du radioélément,
- les propriétés de rétention du milieu et
- l'insolubilisation (précipitation) du radioélément en relation avec les variations de pH et d'Eh.

Le flux convectif (Φ_{conv}) représente la quantité de radionucléides transportée par la phase liquide dans son écoulement. Dans un cas idéal, il s'exprime par le produit du flux d'eau dans le sol (v_d : vitesse de Darcy) et de la concentration (C_w) en radioélément dans la solution du sol.

$$\Phi_{\text{conv}} = v_d * C_w$$

En réalité, la géométrie complexe du milieu poreux et la tortuosité des chemins

d'écoulement provoque une *dispersion mécanique* de l'eau du sol qui est d'autant plus importante que la vitesse d'écoulement est élevée. Il faut donc faire intervenir dans l'expression du flux convectif, une composante liée à ce phénomène et l'équation s'écrit :

$$\Phi_{\text{conv}} = v_d * C_w - D_{\text{disp}} \frac{\delta C_w}{\delta x}$$

Le flux diffusif est important dans les sols et ce, d'autant plus, que la vitesse d'écoulement est faible. Dans de l'eau pure, le flux de diffusion (Φ_{diff}) exprimant la vitesse de transfert des radionucléides par unité de surface se traduit par la relation (1^{ère} loi de Fick) :

$$\Phi_{\text{diff}} = - D_{\text{diff}}^w \frac{\delta C_w}{\delta x}$$

où D_{diff}^w est le coefficient de diffusion dans l'eau pure.

Toutefois, dans un sol, seule une fraction du volume total (les pores) est disponible pour le processus de diffusion ; si, en outre, le sol est non-saturé, on peut considérer que les processus de diffusion ne se déroulent que dans les pores remplis par la solution du sol (on néglige la diffusion dans la phase gazeuse). Pour rendre compte de cet état de chose, il faut donc corriger le coefficient de diffusion par un facteur θ représentant la teneur en eau du sol (en cm^3 d'eau / cm^3 de sol). On tiendra également compte au moyen d'un *facteur de tortuosité*, γ , de la structure compliquée du milieu poreux affectant le parcours de l'ion ou de la molécule diffusante. De sorte que le coefficient de diffusion dans l'eau du sol devient :

$$D_{\text{diff}} = D_{\text{diff}}^w * \theta * \gamma$$

et que l'expression du flux de diffusion des radionucléides dans le sol doit être modifiée en conséquence :

$$\Phi_{\text{diff}} = - D_{\text{diff}} \frac{\delta C_w}{\delta x}$$

Durant les processus de migration, on doit considérer (équation de conservation) que l'augmentation de la quantité totale de radionucléide par cm^3 de sol (en solution ou adsorbé sur le complexe d'échange) doit représenter la quantité totale apportée par les divers processus de transport, diminuée de la quantité Z qui disparaît, par exemple, par absorption racinaire. La quantité apportée en un endroit donné est naturellement égale à la diminution du flux total dans le sens de l'écoulement.

$$\frac{\delta Q}{\delta t} = - \frac{\delta \Phi}{\delta x} - Z$$

En considérant un isotherme d'absorption linéaire (isotherme de Freundlich) pour un système à l'équilibre, la quantité Q se traduit par la relation :

$$Q = (\theta + K_d \rho) C_w = \psi C_w$$

où ρ représente le poids spécifique du sol (g/cm^3)

ψ exprime un facteur de capacité (cm^3 d'eau / cm^3 de sol).

Le rapport $\frac{\psi}{\theta}$, égal à $(1 + \frac{\rho}{\theta} K_d)$, est appelé *facteur de retard* (R_f) et $\frac{\rho}{\theta} K_d$ représente l'augmentation apparente du volume poreux suite aux processus d'adsorption linéaire.

L'équation de conservation devient alors, en considérant le terme Z comme négligeable vis-à-vis des autres processus :

$$\frac{\delta(\psi C_w)}{\delta t} = - \frac{\delta \Phi}{\delta x}$$

Après substitution du flux global par ses diverses composantes, la forme générale de l'équation de conservation s'écrit :

$$\frac{\delta(\psi C_w)}{\delta t} = - v_d \frac{\delta C_w}{\delta x} + D_{\text{disp}} \frac{\delta^2 C_w}{\delta x^2} + D_{\text{diff}} \frac{\delta^2 C_w}{\delta x^2}$$

ou encore, en divisant par ψ :

$$\frac{\delta C_w}{\delta t} = - v_d^* \frac{\delta C_w}{\delta x} + D_{\text{disp}}^* \frac{\delta^2 C_w}{\delta x^2} + D_{\text{diff}}^* \frac{\delta^2 C_w}{\delta x^2}$$

Dans cette équation, v_d^* représente la vitesse apparente moyenne, du radionucléide au travers du système poreux dans l'axe vertical x , en tenant compte des phénomènes de rétention linéaire sur le complexe d'échange, selon un isotherme de Freundlich ($v^* = v/R_F$) et les D^* sont respectivement les coefficients effectifs de dispersion et de diffusion ($D^* = D/R_F$).

La difficulté de pouvoir distinguer entre la dispersion et la diffusion fait que, dans la pratique, ces deux coefficients sont regroupés sous un seul paramètre, le *coefficient apparent de diffusion*, D_{app} , ou le *coefficient effectif apparent de diffusion*, D_{app}^*

$$\frac{\delta C_w}{\delta t} = -v_d^* \frac{\delta C_w}{\delta x} + D_{app}^* \frac{\delta^2 C_w}{\delta x^2} \quad (\text{équation de Fokker-Planck})$$

Cette équation aux dérivées partielles du second degré peut être utilisée pour décrire la position des radionucléides dans le sol en fonction des paramètres *temps* et *espace* (fig. 15).

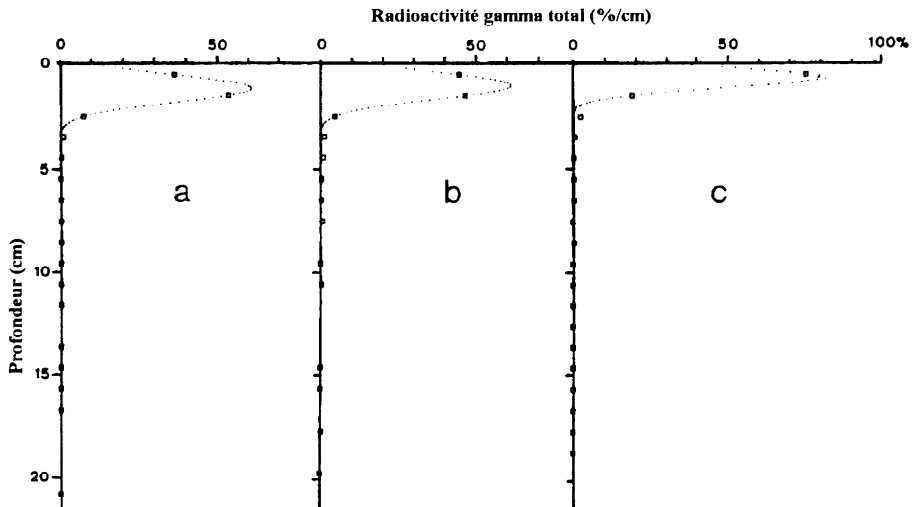


Fig. 15 : Migration du radiocésium dans trois sols sableux de la région de Tchernobyl ; ajustement du modèle aux valeurs observées.

Des solutions exactes peuvent en être dérivées pour diverses conditions aux limites du système (conditions initiales et finales, notamment). Ces solutions analytiques nécessitent, toutefois, l'acceptation de certaines hypothèses simplificatrices, telles :

- un profil homogène,
- un mouvement unidirectionnel et une vitesse moyenne dans les pores constante,
- une dispersion longitudinale,
- une réversibilité complète des phénomènes d'adsorption,
- une adsorption linéaire instantanée,
- des coefficients de diffusion et de dispersion indépendants de la concentration du soluté dans l'eau du sol.

Ainsi, par exemple (fig. 15), si on considère que le mouvement d'un soluté dans un sol homogène résulte, à la fois, d'un phénomène de convection et de la diffusion moléculaire et que le soluté est soumis à des processus de rétention linéaire, on obtient en résolvant l'équation de Fokker-Planck pour les conditions initiales ($t = 0$) suivantes :

$$\begin{aligned} C &= C_0 && \text{pour } 0 < x < h \\ C &= 0 && \text{pour } x > h \end{aligned}$$

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left\{ \operatorname{erf} \frac{(x+h-v_d^*t)}{2\sqrt{D_{\text{app}}^*t}} + \operatorname{erf} \frac{(x-v_d^*t)}{2\sqrt{D_{\text{app}}^*t}} \right\}$$

où h représente l'épaisseur de la couche initialement contaminée à une concentration C_0 et erf est la fonction d'erreur.

Dans des cas plus complexes et/ou avec des conditions aux limites variables, il faut faire appel à des solutions numériques.

Absorption des radionucléides par les racines des plantes :

Les racines des végétaux, bien que ne constituant en poids sec que la moitié de la masse de la plante entière, présentent une surface considérable, nettement supérieure à celle de la partie aérienne (130 fois dans le cas d'une graminée). Elles baignent dans la solution du sol et y prélèvent les éléments nutritifs par toute leur surface. La solution du sol est donc continuellement appauvrie suite à l'absorption des solutés par les racines, mais elle est également ré-alimentée de façon permanente à partir du réservoir en éléments nutritifs que constitue la phase solide et le complexe d'échange (fig. 16). Les éléments nutritifs sont apportés aux racines, dans une faible proportion par le flux d'eau (*Mass flow*) provoqué par la transpiration des plantes, mais surtout par la diffusion des solutés dans l'eau du sol.

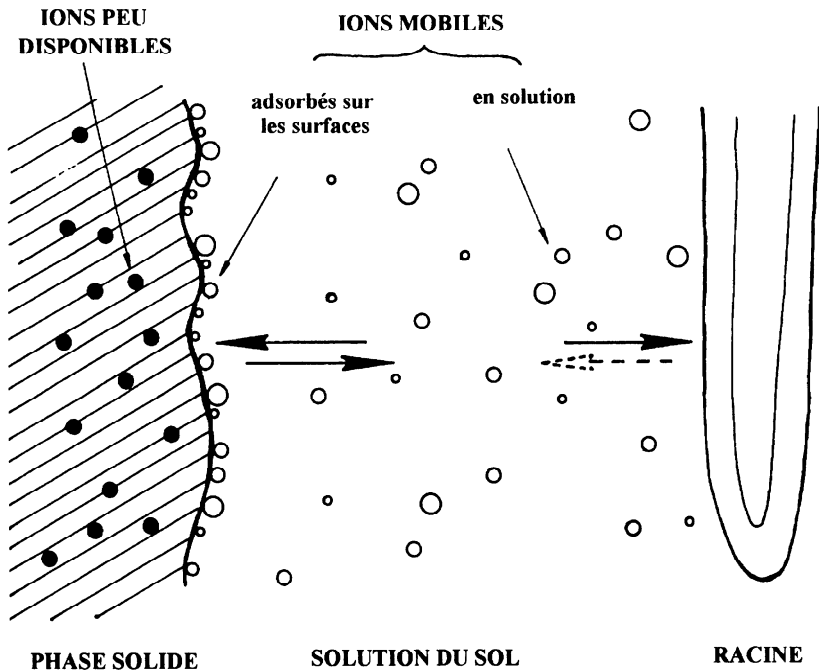


Fig. 16 : Mouvements des éléments nutritifs de la phase solide du sol vers les racines des végétaux.

Expérimentalement, lorsqu'on plonge des racines dans une solution diluée contenant un traceur radioactif, la courbe qui traduit la pénétration du radiotraceur (fig. 17) témoigne d'une augmentation initiale rapide de la radioactivité dans les tissus racinaires, suivie par un processus plus lent. Le premier processus est largement réversible, comme le confirme la désorption possible d'une quantité de radiotraceur sensiblement identique à celle ayant pénétré durant la première phase et est assimilé à la *diffusion passive* des ions dans un certain volume de la racine que l'on désigne comme les *espaces libres* (*free spaces*). Le second processus correspond au transport des ions à l'intérieur des cellules au travers de la membrane cytoplasmique.

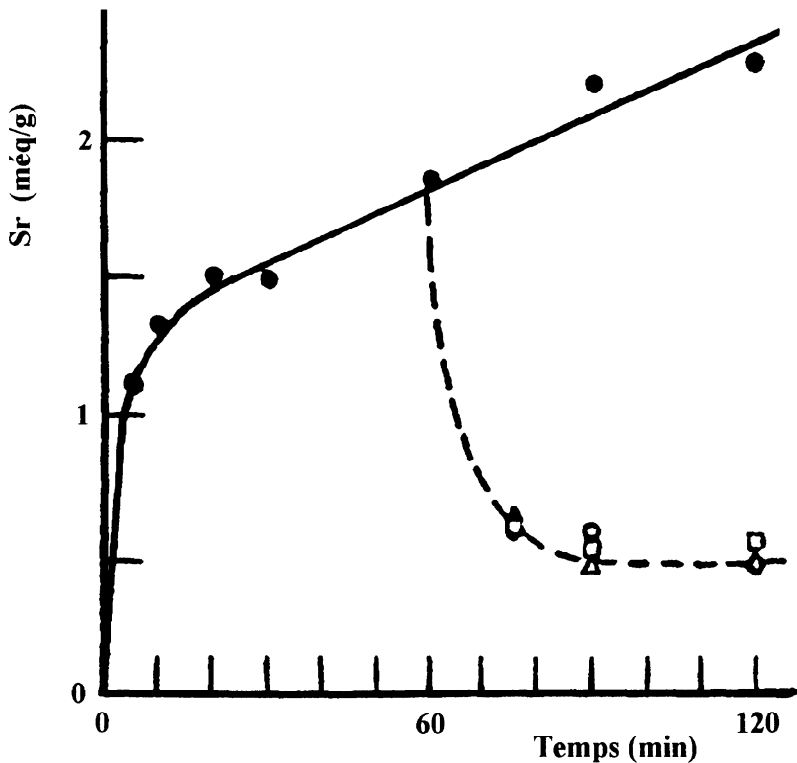


Fig. 17 : Cinétique de l'absorption par les racines.

Les espaces libres peuvent être identifiés au volume représenté par les méats entre les cellules du cortex racinaire (fig. 18) et les parois cellulosesiques de ces mêmes cellules dans lesquels l'eau et les ions circulent relativement librement (*apoplasme*). Physiquement ces espaces recouvrent environ 8 % du volume de la racine. Cependant, l'estimation du volume des espaces libres, sur base de la quantité de radiotraceur rapidement désorbable et de sa concentration de la solution ayant baigné les racines, fait souvent apparaître des valeurs très élevées, de l'ordre de 20 à parfois même plus de 100 % du volume total des racines. De toute évidence, ces *espaces libres apparents* (*apparent free spaces*) représentent donc d'avantage que le volume librement accessible aux ions diffusant dans l'eau (*espaces libres à l'eau* - *water free spaces*). De telles valeurs trouvent leur explication dans l'existence au niveau des parois cellulaires du cortex racinaire, de charges immobiles (COO⁻, entre autres). Ces charges constituent des sites d'échange (*espace de Donan*) sur lesquels les cations viennent s'adsorber et se concentrer (*espaces libres de Donan* - *Donan free spaces*). On a déterminé des valeurs de capacité d'échange cationique des racines (CECR) variables selon les espèces végétales : chez les légumineuses, la CECR varie de 40 à 100 méq/100g de matière sèche (MS), tandis qu'elle n'est que de 10 à 30 méq/100gMS chez les graminées. Les racines des plantes constituent donc un système concurrentiel vis-à-vis des colloïdes du sol à l'égard des ions présents dans la solution du sol. En outre cette concurrence s'exerce également entre les racines des différentes espèces végétales : on observe qu'une CECR élevée favorise l'absorption des ions bivalents (Ca²⁺, Sr²⁺), alors qu'une CECR faible favorise, au contraire, celle des monovalents (K⁺, Cs⁺). La pénétration et l'accumulation dans les espaces libres apparents est passive, réversible et relativement peu sélective.

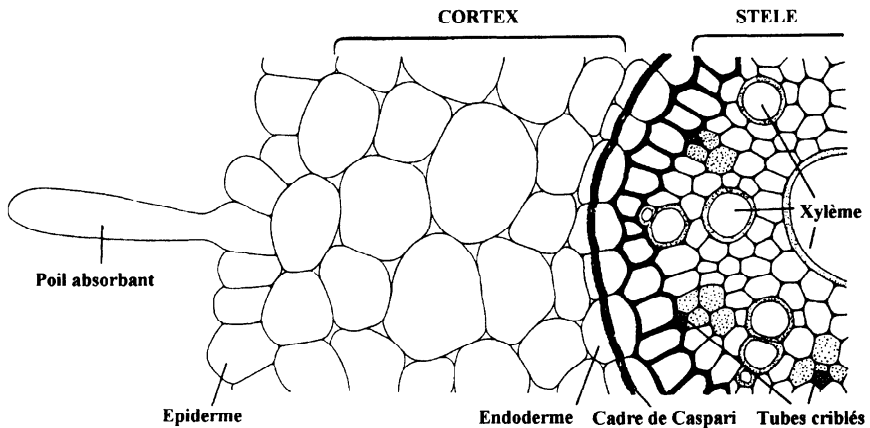


Fig 18 : Structure de la racine (Coupe transversale au niveau de la zone pilifère).

Le mouvement passif des ions dans les espaces libres apparents, vers le cylindre central, est interrompu au niveau des cellules de l'endoderme dont les parois sont imprégnées de subérine, déposée en un anneau transversal (*cadre de Caspary*).

Pour poursuivre leur cheminement, les ions doivent alors impérativement, s'il ne l'ont fait avant, traverser une membrane cytoplasmique. Le passage des solutés au travers des membranes biologiques peut

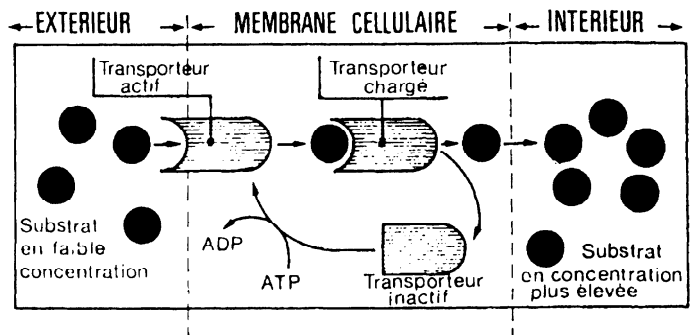


Fig. 19 : Schéma du mécanisme de transport trans-membranaire à l'aide d'un transporteur.

se réaliser dans le sens du gradient de potentiel électro-chimique, ou à l'encontre de celui-ci. Dans ce dernier cas, le passage au travers de la membrane nécessite la mise en œuvre de processus d'absorption active impliquant l'intervention de transporteurs trans-membranaires et la consommation d'énergie sous forme

d'ATP. Lorsque le transport du soluté se réalise dans le sens du gradient de potentiel électro-chimique trans-membranaire, le passage peut résulter d'un simple mécanisme de *diffusion passive* (sans consommation d'énergie ni intervention d'un transporteur) ou d'une *diffusion facilitée* faisant intervenir un transporteur mais ne consommant pas d'énergie. De l'ensemble des travaux récents, il semble se dégager que les anions sont transportés de façon active contre un gradient de potentiel électro-chimique ; le mode d'absorption des cations est soit actif (K^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Ca^{2+} à faible concentration, ...) soit passif (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , ...) selon l'élément considéré et sa concentration dans le milieu nutritif.

Le transport actif des ions met en œuvre des *transporteurs trans-membranaires*. Ces transporteurs sont des molécules qui fixent un ion à l'extérieur de la cellule, lui font traverser la membrane cytoplasmique et le relarguent dans le cytoplasme (fig. 19). La nature exacte de ces vecteurs n'est pas totalement élucidée mais certains, de nature protéique, ont été isolés et caractérisés. La prise en charge de l'ion à transporter par le transporteur peut être assimilée à une réaction enzymatique de type Michaëlis-Menten dans laquelle un enzyme se lie à son substrat. En se basant sur ce modèle, la vitesse d'accumulation d'un ion donné est déterminée selon la relation suivante :

$$V = V_{\max} * \frac{[\text{Ion}]}{K_m + [\text{Ion}]} \text{ où } K_m \text{ est la constante de Michaëlis-Menten}$$

V tend donc vers V_{\max} lorsque la concentration en ion tend vers l'infini ; autrement dit, V est une fonction hyperbolique de la concentration en ion. Un tel mécanisme et son interprétation permettent de saisir les phénomènes de saturation et de sélectivité du substrat.

Ce modèle simple peut cependant être pris en défaut lorsque l'on s'adresse à des concentrations élevées en ion. Dans de telles circonstances, la relation entre la vitesse d'absorption et la concentration en ions dans le milieu externe peut présenter des allures biphasiques, voire multiphasiques (fig. 20). Ces comportements multiphasiques ont été interprétés de diverses façon selon les auteurs : présence de transporteurs différents dotés de caractéristiques (K_m et V_{\max}) différentes [Epstein] ou transporteurs uniques dont les caractéristiques varieraient en fonction de la concentration en ions [Nissen].

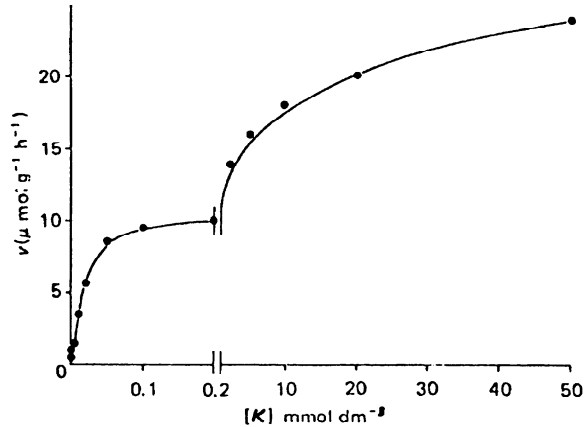


Fig. 20 : Isotherme d'absorption biphasique du K^+ par des racines d'orges excisées.

Ayant franchi l'endoderme, les ions traversent la stèle jusqu'aux vaisseaux du xylème par la voie symplastique ou, de nouveau, apoplastique. Une majorité est déversée dans la lumière des vaisseaux xylémiens et est entraînée vers les parties aériennes par le flux transpiratoire ; parallèlement, une autre fraction peut poursuivre son cheminement par la voie symplastique.

Translocation des éléments minéraux dans la plante :

Après avoir pénétré dans le végétal, soit par la voie racinaire, soit par absorption foliaire, une fraction plus ou moins importante des radionucléides peut être transportée vers d'autres organes de la plante [Moorby, 1964]. Tous les éléments, qu'ils soient stables ou radioactifs, ne se redistribuent pas de façon équivalente dans le végétal, à partir de leurs sites d'absorption racinaires ou foliaires. Certains de ces éléments, comme le zirconium, le ruthénium ou le plutonium, sont pratiquement immobiles dans la plante : absorbés par voie racinaire, ils sont retenus et accumulés au niveau des racines et leur translocation vers les organes aériens est très limitée ; absorbés par les parties aériennes en cas de contamination directe, ils s'accumulent dans les organes affectés par le dépôt et ne migrent virtuellement pas vers les organes formés par la suite. D'autres, par contre, comme le potassium, le calcium, le magnésium, le césium, le strontium ou le technétium, sont mobiles à des degrés

divers et plus ou moins facilement transloqués, par exemple, à partir des racines vers les parties aériennes où ils s'accumulent préférentiellement. Parmi ces éléments mobiles dans le xylème, certains, encore, se fixent plus ou moins définitivement là où ils sont accumulés (calcium, strontium) tandis que d'autres restent remobilisables (potassium, magnésium, césium) et peuvent être redistribués ultérieurement, notamment *via* le phloème.

La translocation est un phénomène important en cas de contamination indirecte car elle détermine, partiellement du moins, le niveau de radiocontamination des parties aériennes des végétaux consommés par les herbivores. Elle est essentielle lors d'un dépôt sur la végétation, dans la mesure où elle va déterminer l'importance de la contamination des organes qui ne sont pas présents au moment de ce dépôt. Ainsi, la contamination des grains par du ^{90}Sr , du ^{144}Ce ou du ^{106}Ru sera minime si les céréales sont contaminées par voie atmosphérique durant les stades précoces de développement des plantes. Par contre, des radioéléments comme le ^{65}Zn , le ^{55}Fe , le ^{137}Cs , le ^{60}Co et le ^{54}Mn sont plus aisément transloqués vers les organes néo-formés et une contamination substantielle des graines, par exemple, peut être observée même en cas de dépôt accidentel survenant durant les premiers stades de croissance [Aarkrog, 1975]. Middleton [1959] a rapporté que jusqu'à 50 % du radiocésium déposé sur les parties aériennes de plants de pomme de terre pouvaient être transférés vers les tubercules, contre à peine 0,01 % du radiostrontium. De même, dans le cas de blé contaminé avant l'épiaison, de 5 à 10 % du césium et seulement 0,1 % du strontium initialement retenu par la plante, se retrouvent dans le grain à maturité.

Un effet semblable peut être observé en rizières irriguées par submersion lors d'une contamination limitée dans le temps par du technétium (sous forme de TcO) apporté par l'eau d'irrigation. Le technétium présent dans l'eau est fortement absorbé par la base immergée des chaumes et transloqué vers les organes aériens développés au moment de la contamination où il est réduit et accumulé sous une forme immobile. Une fraction de l'activité véhiculée par l'eau est accumulée au niveau du sol mais sa disponibilité est plus faible et, par ailleurs, diminuée par la réduction chimique du pertechnétate en des formes insolubles du fait des conditions anoxiques engendrées suite au manque d'aération du sol. Il en résulte qu'une contamination accidentelle de l'eau d'irrigation par le technétium durant la phase végétative de la croissance du riz ne conduira qu'à une faible contamination des

grains. Par contre, une contamination de l'eau d'irrigation durant la phase générative (formation et/ou maturation des grains) engendrera des concentrations en technétium dans les parties comestibles identiques à celles qui seraient observées dans le cas d'une contamination durant l'entièreté du cycle de croissance du riz (fig. 21) [Vandecasteele *et al.*, 1987].

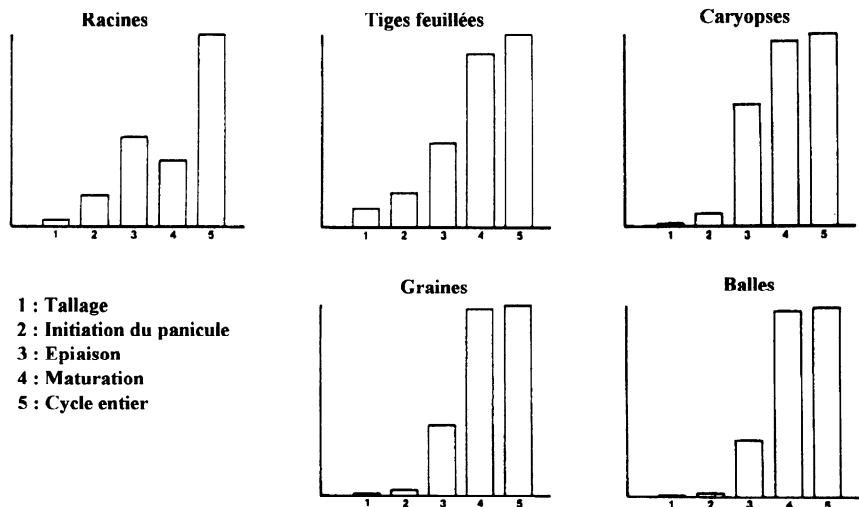


Fig. 21 : Contamination relative de différents organes de plants de riz contaminés durant une période identique et limitée du développement (en % de la contamination de plantes exposées durant l'entièreté du cycle de croissance)

Expression du facteur de transfert sol- plante (B_v) :

Les facteurs de transfert des radionucléides entre le sol et le végétal sont donc fonction de nombreux paramètres qui caractérisent le radioélément considéré, le sol et la plante. Leur variabilité est généralement élevée et, lorsqu'on rassemble des valeurs obtenues par différents laboratoires pour un radioisotope déterminé, une même plante et un même type de sol, il est courant d'obtenir entre ces résultats des écarts d'un ordre de grandeur par rapport à la valeur moyenne. Les facteurs de transfert sont définis d'une façon globale, comme le rapport entre la concentration ($[]$) dans la plante entière, ou dans un organe particulier, et la concentration dans le substrat (sol ou, éventuellement solution nutritive):

$$B_v = \frac{[]_{\text{plante}}}{[]_{\text{sol}}}$$

La concentration dans le végétal est souvent exprimée par rapport au poids sec de la plante ou de l'organe. Ce faisant, on élimine la variabilité liée à des différences d'humidité dans l'échantillon et les valeurs obtenues sont plus directement comparables. Les modèles préconisent l'utilisation du poids sec pour les fourrages et les autres aliments pour animaux ; ils recourent, cependant, à des valeurs estimées sur base de la matière fraîche lorsqu'il s'agit de plantes ou produits végétaux destinés à l'alimentation humaine.

La concentration dans le sol est toujours estimée par rapport au poids sec. On base, toutefois, la mesure ou la prise d'échantillon sur une profondeur de 10 cm pour les prairies et de 20 cm pour les autres cas, de façon à prendre en considération, dans une certaine mesure, la profondeur d'enracinement. Tenant compte du fait que la totalité d'un radioélément présent dans un sol n'est pas nécessairement disponible pour la plante, certains auteurs préconisent, à juste titre, de baser ce rapport uniquement sur la fraction assimilable de la concentration totale du sol. Quelques uns vont plus loin en suggérant de ne considérer que la concentration en radioélément dans la solution du sol. Ces dernières approches sont, sans aucun doute, plus réalistes et représentent plus fidèlement les phénomènes, mais sont aussi plus exigeantes en manipulations, en temps et en équipements.

Une source importante de variation des B_v tient aux conditions expérimentales : les valeurs de B_v sont supérieures pour des essais effectués en pots (quantité de sol limité en regard du volume racinaire et importants effets de bordure) par rapport à des données dérivées d'essais en lysimètre ou en champ.

Modification de la forme chimique des radionucléides dans le végétal :

La forme chimique des radioéléments absorbés par les plantes peut être modifiée sous l'action du métabolisme cellulaire. Si le césium, comme les autres éléments alcalins, se retrouve dans les cellules sous une forme ionique dans les fluides cellulaires et reste donc potentiellement très mobile, d'autres éléments peuvent être immobilisés suite à leur incorporation intime dans les constituants de la cellule (^3H , ^{14}C , ^{35}S , ...) ou à leur liaison avec ces constituants (Ca et Sr inclus dans les pectates des parois, Tc réduit par l'activité photosynthétique et complexé par des composés protéiques, ...).

Ces transformations chimiques affectent, bien sûr, la redistribution des radioéléments dans le végétal, mais elles vont également fortement influencer leur transfert ultérieur dans les chaînes alimentaires. Ainsi, la bio-disponibilité pour les mammifères monogastriques du technétium incorporé par les plantes est nettement inférieure à celle du pertechnétate [Vandecasteele *et al.*, 1986] ; au contraire, l'incorporation biologique du plutonium par les végétaux accroît son absorption gastro-intestinale chez l'animal d'un facteur 2 à 4 comparativement à celle de formes minérales [Sullivan, 1981].

Processus de lessivage (leaching) :

Les éléments minéraux ayant été incorporés par les plantes, et même des molécules organiques de faible masse moléculaire (parmi lesquelles des acides aminés, des sucres libres et des substances pectiniques), peuvent être éliminés des tissus végétaux sous l'action des mécanismes de lessivage ("*leaching*") par les pluies, les bruines et brouillards et la rosée, dans la mesure où ces substances parviennent à l'extérieur des épidermes des organes aériens [Tuckey, 1970]. Le mouvement des substances lessivables excrétées par les cellules épidermiques au travers de la cuticule des feuilles présente beaucoup de similitudes avec les mécanismes d'absorption foliaire décrits précédemment.

L'importance de ce phénomène est fonction de divers paramètres, dont :

- l'élément considéré :
 - le Na et le Mn sont facilement lessivables (jusqu'à 25 % du contenu des organes aériens peuvent être entraînés en 24 heures par les précipitations),
 - le Ca, le Mg, le K et le Sr sont modérément lessivés (de 1 à 10 % en 24 heures),
 - le Fe, le Zn, le P et le Cl ne sont extraits qu'avec difficulté (moins de 1 % en 24 heures).
- le stade de croissance de la plante et l'âge des organes lessivés : le lessivage peut se produire à tous les stades de développement des végétaux, mais les tissus jeunes et en pleine croissance sont relativement réfractaires à la perte de sels minéraux et de sucres. En fait, le lessivage est susceptible d'être le plus intense juste avant la maturité et durant la phase de sénescence des feuilles [Long *et al.*, 1956; Tuckey, 1970].

- les caractéristiques des précipitations : notamment le pH, l'intensité et la durée. Tukey [1970] a mis en évidence le fait que, pour un même niveau de précipitation, le lessivage par une bruine légère et continue est bien plus important que celui provoqué par une grosse pluie de courte durée.

Les substances lessivées retournent au sol et entrent dans un nouveau cycle.

Elimination des radionucléides du sol :

De façon simpliste et conservatrice, le taux de disparition d'un radionucléide dans un sol est, généralement, considéré comme résultant uniquement de sa décroissance radioactive (I). Cette simplification est acceptable pour de nombreux radioéléments se présentant sous forme cationique, peu transférés vers la biomasse végétale et pour des durées inférieure à 100 ans. Dans la mesure où le radioélément est soluble et mobile dans le sol, il convient cependant de tenir compte des pertes par les mécanismes de lixiviation qui entraînent l'élément vers les couches plus profondes du sol, hors de portée du système racinaire. Ces pertes par lixiviation sont traduites par une constante (λ_l) qui est fonction :

- de la vitesse de percolation de l'eau dans le sol (v_d^* [m/an]),
- de la profondeur de la zone exploitée par les racines (d_s [m]),
- de la densité du sol (ρ [g/cm³]),
- de la teneur en eau du sol (θ [ml/cm³]) et
- de la valeur du K_d [ml/g]

$$\lambda_l = \frac{v_d^*}{d_s \left[1 + \frac{\rho}{\theta} K_d \right]}$$

En outre, si le B_v est supérieur à l'unité, l'exportation de biomasse végétale par les récoltes conduit à une décontamination progressive du sol. Ces pertes par les récoltes sont traduites par un autre paramètre λ_H [an⁻¹] qui s'exprime par la relation suivante :

$$\lambda_H = \frac{B_v * M_H * N}{\rho * d_s}$$

- où B_v se réfère à la fraction du matériel végétal exporté, qui n'est pas nécessairement la plante entière,
 M_H est la biomasse exportée par unité de surface [kg/m²],

N représente le nombre de récoltes annuelles [an^{-1}],
 ρ est la densité du sol dans la zone racinaire [kg/m^3] et
 d_s , la profondeur de la zone exploitée par les racines [m].

Ces paramètres caractérisant les principaux mécanismes de disparition de la radioactivité du profil cultural peuvent être regroupés en une constante effective λ_B [an^{-1}] qui s'exprime comme la somme des constantes individuelles :

$$\lambda_B = \lambda + \lambda_1 + \lambda_H$$

Transfert des radionucléides aux animaux et à leurs produits

L'organisme animal est isolé du monde extérieur par les barrières biologiques que constituent les muqueuses : la peau, les muqueuses gastro-intestinales et la muqueuse pulmonaire. La contamination interne implique donc que les éléments radioactifs franchissent l'une de ces barrières. L'entrée des radiopolluants dans les animaux se produit essentiellement selon deux voies principales :

- par inhalation de gaz, de vapeurs, d'aérosol ou de particules radioactives,
- par l'ingestion d'eau, de nourriture et/ou de particules de sol associées à la végétation ("*rain splashes*").

L'ingestion de sol contaminé constitue une voie de transfert généralement négligée ; pourtant, si on considère que les herbivores peuvent avaler des quantités appréciables de sol (jusqu'à 20 % en poids de l'ingestion de matière sèche), cette source de contamination peut se révéler prédominante pour des radioéléments faiblement absorbés par les végétaux et exhibant des valeurs élevées de K_d [Zach & Mayoh, 1984].

Contamination par inhalation :

Les poumons offrent une très grande surface d'absorption (deux fois la surface d'un terrain de tennis chez l'homme) et les capillaires pulmonaires sont en contact presque direct avec l'air extérieur pour favoriser les échanges CO_2/O_2 . La quantité de radionucléides absorbée par la voie pulmonaire dépend, non seulement de la concentration dans l'air et de la durée d'exposition, mais aussi de multiples facteurs tels :

- les paramètres respiratoires (fréquence et volume respiratoires),
- la solubilité du radioélément,

- la perfusion des poumons,
- le diamètre des particules,
- la combinaison entre éléments gazeux et particules ou aérosol, ...

Les gaz et les vapeurs présents dans l'air inspiré pénètrent jusque dans les voies respiratoires inférieures. La pénétration des aérosols et particules dans le tractus respiratoire dépend, par contre, de leur taille : les particules les plus grosses ($\varnothing > 5 \mu\text{m}$) sédimentent dans les voies respiratoires supérieures tandis que les plus fines ($\varnothing < 1 \mu\text{m}$) pénètrent jusque dans les alvéoles et s'y déposent. Une fraction des particules déposées dans les voies pulmonaires est rejetée par les mécanismes de "clearance" jusqu'à la gorge, est déglutie et se retrouve au niveau du tractus gastro-intestinal (TGI).

Le sort des radiopolluants dans les poumons est principalement lié à leur solubilité dans le mucus pulmonaire et à leur capacité à franchir la barrière alvéolo-sanguine. Les gaz nobles, du fait de leur solubilité limitée dans les milieux aqueux, peuvent être négligés en tant que source de contamination des animaux et de leurs produits (pas nécessairement comme source d'irradiation !). L'iode, par contre, est soluble et bien absorbé. Un élément comme le Pu est mieux absorbé par la voie pulmonaire qu'il ne l'est par le système digestif.

En règle générale, la contamination des animaux et de leurs produits par inhalation est insignifiante en regard de celle résultant de l'ingestion, avec cependant une exception possible en ce qui concerne les actinides [Zach, 1985].

Contamination par ingestion :

L'ingestion de radioactivité avec la nourriture ou l'eau d'abreuvement constitue, pour la plupart des radionucléides, la principale voie de contamination interne des animaux. L'absorption des radioéléments ingérés au travers de la barrière gastro-intestinale (par diffusion passive ou facilitée, transport actif utilisant des transporteurs métaboliques et pinocytose) dépend de facteurs tels que les propriétés et la forme chimique des radionucléides et les caractéristiques physiologiques, tant de l'espèce animale considérée que de l'individu à un moment donné de son existence [Stara *et al.*, 1971].

INFLUENCE DES PROPRIÉTÉS CHIMIQUES DES RADIONUCLÉIDES :

Le césium, comme les autres éléments alcalins, sont très efficacement résorbés dans le tractus gastro-intestinal, jusqu'à 100 % chez les mammifères monogastriques

et un peu plus faiblement (60-80 %) chez les ruminants. Le taux d'absorption gastro-intestinale des alcalino-terreux est inférieur à celui des alcalins et varie selon l'élément : il est le plus élevé pour le calcium, moindre pour le strontium (environ 20 %) et encore plus faible pour le radium (à peine quelques pourcents). Les actinides (Pu, Am, Cm, ...) administrés par voie orale sont très faiblement absorbés dans le tractus gastro-intestinal, les valeurs rapportées dans la littérature sont inférieures à 0,1 % [Stara *et al.*, 1971, Coughtrey *et al.*, 1985]. Des expériences réalisées au SCK•CEN sur des vaches en lactation [Van Bruwaene *et al.*, 1984] ont permis d'évaluer le taux d'absorption intestinale de divers radioéléments : de 0,1 à 0,2 % pour le ^{51}Cr (chromate), moins de 1 % pour le ^{54}Mn (chlorure), de 0,5 à 2 % pour le ^{59}Fe (chlorure) et de 1 à 2 % pour le ^{60}Co (chlorure).

INFLUENCE DE LA FORME CHIMIQUE DES RADIONUCLÉIDES :

La forme chimique sous laquelle se présente un radioélément peut modifier profondément son absorption gastro-intestinale. Ainsi, l'iode sous forme iodure est absorbé *quasi* complètement dans le tractus gastro-intestinal, tandis que son absorption est plus faible lorsqu'il est administré sous forme d'iodate. De même, les oxydes et hydroxydes de cobalt sont environ six fois moins bien transportés au travers de la barrière intestinale que les complexes organiques et la plupart des autres formes minérales.

L'absorption de la forme oxydée du technétium (pertechnétate - TcO_4^-) chez les monogastriques est nettement plus importante que celle des formes réduites et complexées après incorporation biologique dans du matériel végétal (algues ou maïs), comme en témoigne la distribution relative de la fraction excrétée entre les voies urinaire et fécale (fig. 22) [Gerber *et al.*, 1989 ; Sullivan *et al.*, 1979 ; Vandecasteele *et al.*, 1986]. Au contraire, dans le cas du plutonium, l'incorporation biologique du radioélément par des plantes tend à augmenter son transfert gastro-intestinal [Sullivan *et al.*, 1980].

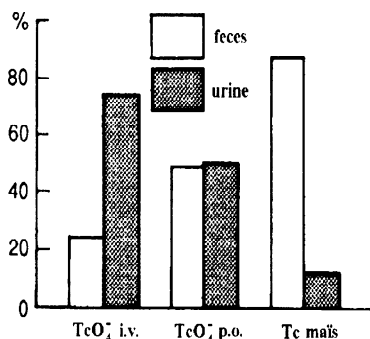


Fig. 22 : Distribution relative chez le rat de la fraction du technétium excrétée entre les voies urinaire et fécale après administration intraveineuse (IV) ou orale (PO) de TcO_4^- et administration de Tc bio-incorporé dans du maïs.

La forme chimique sous laquelle le tritium est ingéré (eau tritiée : HTO ou diverses formes de tritium organique : OBT¹) modifie non seulement les taux d'absorption, mais également la distribution et les sites d'accumulation de ce radionucléide dans l'organisme. Par exemple, le tritium administré sous forme d'HTO se distribue d'une façon relativement uniforme dans l'organisme et se retrouve principalement dans l'eau tissulaire ; fourni sous forme d'acides gras tritiés, il s'accumule préférentiellement dans les graisses de l'organisme.

INFLUENCE DE LA COMPOSITION DE LA RATION ALIMENTAIRE :

La nature de la ration alimentaire et ses caractéristiques (teneur en fibre, présence de particules argileuses ingérées avec les fourrages, teneur en éléments minéraux analogues des radioéléments, présence de substances chélatantes, ...) sont une autre cause potentielle de la variation de la disponibilité gastro-intestinale des radionucléides.

Des données de la littérature [Wilson *et al.*, 1969 in Eisenbud, 1987] montrent que la teneur en fibres brutes de l'alimentation des bovins pourrait influencer la résorption intestinale et le transfert au lait du radiocésium : Wilson et ses collaborateurs ont étudié pour les USA la relation entre l'intensité des retombées des essais atomiques et les niveaux de contamination en ^{137}Cs du lait. Ils concluent

¹ OBT ou "Organically Bound Tritium" désigne le tritium incorporé en lieu et place de l'hydrogène dans les molécules organiques.

que pour des raisons inconnues, les coefficients de transfert au lait pour une alimentation riche en fibre (luzerne et ensilage de maïs) sont quatre fois inférieurs à ceux obtenus lorsque la base du régime est constituée principalement de grains (0,0025 contre 0,01 d/l²). Il n'est, toutefois, pas impossible qu'il faille trouver l'explication à cette différence dans une moindre ingestion de particules de sol dans le cas de l'alimentation riche en grain comparée au régime basé sur du fourrage. Des études ont également montré qu'un régime déficient en fer accroissait l'absorption des actinides (U, Np, Am et Cm) et de nombreux autres métaux non-ferrique qui utilisent les mêmes voies d'absorption que le fer [Sullivan & Ruemmler, 1988]. Chez les monogastriques, l'absorption du strontium est stimulée par la présence de lactose dans la ration alimentaire et diminuée en présence d'oxalates, de phytates et d'alginate par la formation de complexes.

INFLUENCE DE L'ESPÈCE ANIMALE :

Les processus digestifs que subit le bol alimentaire dans le tractus gastro-intestinal ne sont pas nécessairement similaires d'une espèce animale à l'autre. Les ruminants diffèrent des autres mammifères par le fait qu'ils possèdent un estomac formé de quatre chambres (d'où leur nom de polygastriques). La première de ces chambres, le rumen, constitue un vase de fermentation qui reçoit la végétation partiellement mâchée que l'animal ingère. Les bactéries, levures et protozoaires qui s'y développent digèrent les aliments et transforment par fermentation anaérobie les carbohydrates en différents acides carboxyliques (acétique, propionique, butyrique, ...). Ces produits de fermentation, ainsi que des oligo-peptides, des acides aminés, des acides gras et même certains ions minéraux, sont absorbés directement à partir du rumen et passent dans le flux sanguin. Après un séjour plus ou moins long dans le rumen, en fonction de la grossièreté des aliments, et plusieurs cycles de rumination dont le but est de réduire le taille des particules alimentaires, la bouillie fermentée passe, *via* le réticulum ou feuillet et le bonnet, dans la caillette où elle subit une digestion enzymatique comparable à celle de l'estomac des monogastriques. Les conditions anaérobies et réductrices créées dans le rumen ($E_h = -400$ mV) modifient la forme chimique et l'assimilabilité de certains éléments : le technétium administré sous forme de TcO_4^- est transformé dans le rumen en formes réduites dont la disponibilité est plus faible (fig. 23) [Gerber *et al.*, 1989 ; Jones, 1983].

² d/l pour l'expression du facteur de transfert, voir plus loin.

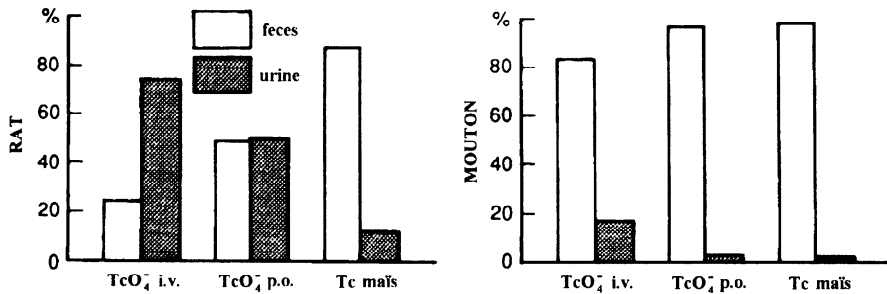


Fig. 23 : Distribution relative chez le mouton et le rat de la fraction du technétium excrétée entre les voies urinaire et fécale après administration intraveineuse (IV) ou orale (PO) de TcO_4^- et administration de Tc bio-incorporé dans du maïs.

Le phénomène de fermentation dans le tractus gastro-intestinal n'est pas limité aux seuls ruminants ; on le rencontre chez d'autres espèces chez lesquelles le passage des aliments vers l'estomac est retardé, permettant ainsi une attaque des aliments par des micro-organismes symbiotiques (par exemple dans le jabot des galliformes). Une certaine fermentation du bol alimentaire se produit également chez les monogastriques au niveau du *caecum* ; cet organe est d'ailleurs nettement plus développé chez les herbivores (cheval, lapin) que chez les omnivores (homme, porc) chez lesquels il est réduit à l'appendice.

L'activité sécrétrice des glandes salivaires est aussi fonction de l'espèce animale en relation avec son régime alimentaire : les ruminants dont la ration est riche en matériaux fibreux ont une production de salive très importante (jusqu'à 16 l/j chez la vache comparé à 1 à 2 l/j chez le cheval). En même temps que les éléments minéraux sécrétés dans la salive, des quantités substantielles de radionucléides circulant dans le flux sanguin peuvent ainsi être recyclés vers le système digestif. L'importance de cette voie de sécrétion endogène a été mise en évidence pour le technétium ; d'autres éléments, comme le césium et l'iode, sont aussi en partie recyclés par voie salivaire [Gerber *et al.*, 1989 ; Helman *et al.*, 1987 ; Jones, 1983].

INFLUENCE DES FACTEURS PHYSIOLOGIQUES :

L'accumulation des radionucléides chez les animaux est fortement influencée par l'âge de l'individu et est supérieure chez le jeune comparée à l'adulte. Cette observation peut s'expliquer par une perméabilité supérieure, surtout chez les

nouveau-nés, de la barrière gastro-intestinale et/ou par un métabolisme plus actif chez l'animal en croissance que chez l'adulte. Lacourly *et al.* [1971] ont montré, chez des veaux âgés de six semaines, des taux d'accumulation en césium 15 à 25 fois plus élevés que chez la vache. Mraz et Eisele [1977] ont mis en évidence que l'absorption du niobium administré par voie orale chez l'agneau et le porcelet était nettement plus élevée dans les jours qui suivent la naissance qu'après le sevrage. Une constatation identique est faite par Sillivan [1980] en ce qui concerne l'absorption du plutonium chez le porcelet. Des mesures effectuées après l'accident de Tchernobyl, confirmée par des expériences en conditions contrôlées, ont montré que le transfert du radiocésium au mouton était plus élevé chez l'agneau que chez leur mère [Beresford *et al.*, 1989 ; Howard *et al.*, 1987 ; Vankerkom *et al.*, 1988], et ce, malgré que la concentration en césium radioactif dans les tissus du fœtus et du nouveau-né soit inférieure à celle mesurée dans les tissus correspondants de la mère (effet de la barrière placentaire) [Howard & Beresford, 1989 ; Vandecasteele *et al.*, 1989].

La gestation et la lactation chez les mammifères et la ponte chez les oiseaux sont d'autres processus qui modifient le métabolisme des éléments minéraux et des radionucléides dans l'organisme maternel. On assiste notamment à une mobilisation importante des réserves en calcium localisées dans les tissus osseux qui affecte également le métabolisme de l'analogie strontium.

Certains troubles fonctionnels (diarrhées, hyper- et hypothyroïdie) et anomalies du métabolisme modifient l'absorption des éléments minéraux et des radionucléides.

Distribution des radionucléides dans l'animal :

Les radionucléides absorbés à partir du tractus gastro-intestinal sont principalement transportés par le sang, passent par le foie, puis sont distribués entre les différents tissus de l'organisme et les éventuels produits de l'animal (lait et œufs). La distribution varie selon l'état physiologique de l'animal ainsi que selon la nature et la forme chimique de l'élément, radioactif ou non, considéré.

L'iode est connu pour son accumulation importante dans la thyroïde, qui présente un facteur de transfert de loin supérieur à celui de tout autre organe, mais il s'accumule également dans l'estomac, les glandes mammaires et salivaires. Le technétium, administré comme pertechnétate, possède un comportement semblable à l'iode et se concentre dans les mêmes sites que ce dernier. Le césium, comme le potassium, est distribué de façon relativement uniforme dans tous les tissus mous

mais tend à s'accumuler dans les muscles. Le strontium, le radium, le plutonium et les terres rares sont préférentiellement stockés dans les tissus osseux. Le foie (organe de transformation) et les reins (organes d'élimination) sont des sites privilégiés d'accumulation de nombreux polluants, y compris les polluants radioactifs.

Excrétion :

Les radionucléides non-absorbés dans le tractus gastro-intestinal sont rapidement (en fonction de la durée du transit intestinal) excrétés avec les faeces, tandis que la fraction absorbée est, elle, progressivement éliminée de l'organisme avec une vitesse qui dépend du "turn-over" des éléments analogues/homologues ou des composés auxquels les radionucléides sont associés. L'excrétion des radioéléments accumulés dans l'organisme se produit par des voies diverses : urine, faeces (sécrétion endogène), transpiration, excrétion de sébum et *via* les produits animaux que sont le lait et les œufs.

La rétention des radionucléides dans l'organisme est, en général, mathématiquement décrite comme une somme de fonctions exponentielles décroissantes (fig. 24). Chacune de ces exponentielles définit un "*compartiment*" qui représente un réservoir plus ou moins bien circonscrit physiquement (un organe : le foie ou les reins ; un ensemble d'organes : les tissus musculaires ou osseux ; un volume plus diffus : le plasma sanguin, les fluides cellulaires). Ces compartiments sont caractérisés par deux paramètres : une capacité ou concentration initiale et un taux d'excrétion (λ) ou une demi-vie ($T_{1/2}$). Après une administration orale, le premier compartiment correspond à la vidange du tractus gastro-intestinal ; les suivants, de demi-vie croissante, représentent différentes fractions des radionucléides retenues dans l'organisme sous des formes dont le turn-over est de plus en plus lent.

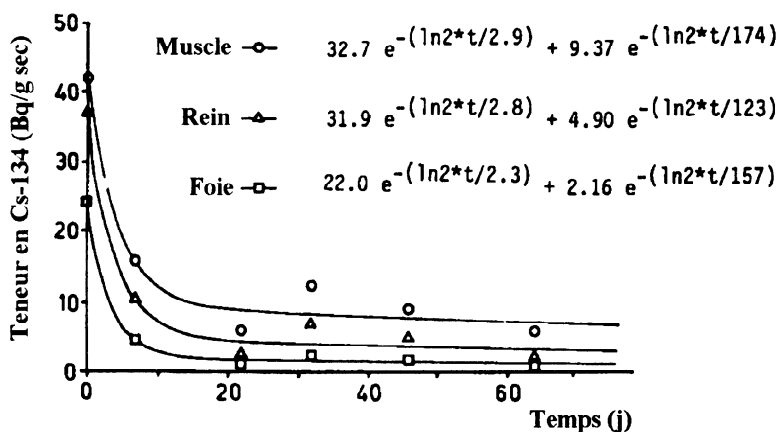


Fig. 24 : Rétention du radiocésium dans les muscles, les reins et le foie du mouton.

Les taux d'excrétion varient avec les propriétés chimiques du radioélément ainsi que selon les caractéristiques physiologiques de l'organe cible. Par exemple, la demi-vie du césium dans les muscles est plus longue que celle qui caractérise des organes comme le foie ou les reins. Le tritium présent dans l'organismes sous forme HTO est plus rapidement éliminé que les formes organiques (OBT). La rétention à long-terme du ^{65}Zn est attribuée à la fraction de ce radioélément incorporée dans la matrice ou le réseau cristallin des tissus osseux en néo-formation durant la période de contamination [Stara *et al.*, 1971].

La vitesse d'excrétion dépend en outre de l'espèce animale : chez les mammifères, le logarithme de la demi-vie du compartiment à long-terme (3^{ème} compartiment), exprimant la rétention du radiocésium, est directement proportionnel au logarithme du poids corporel de l'animal (fig. 25). A l'exception du porc, les valeurs définies pour les mammifères monogastriques (y compris l'homme) s'alignent sur une même droite ; celles des ruminants s'agencent sur une autre droite située à un niveau inférieur traduisant un turn-over et un taux d'élimination supérieurs à celui des monogastriques [Stara *et al.*, 1971].

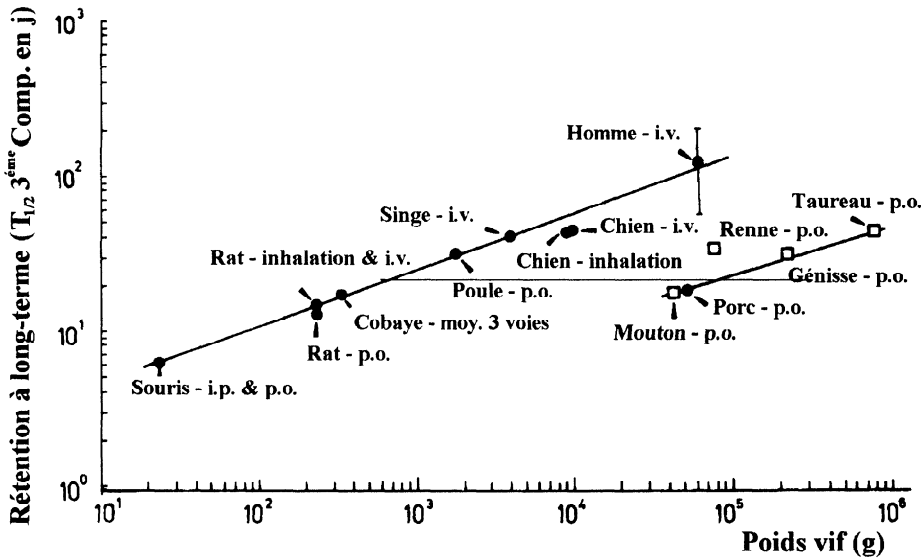


Fig. 25 : Relation entre la rétention à long-terme du radiocésium chez différentes espèces de mammifères et leur masse corporelle [Stara *et al.*, 1971].
(p.o. = *per os* ; i.p. = intrapéritonéale ; i.v. = intraveineuse)

Expression du transfert des radionucléides aux produits animaux :

Le mode d'expression le plus couramment utiliser pour traduire l'importance du transfert d'un radionucléide aux diverses productions animales que sont la viande (F_v), le lait (F_m) et les œufs (F_o), est le rapport entre le niveau de contamination par unité de poids ou de volume du produit et l'ingestion journalière du radioélément avec la ration alimentaire :

$$F_x \text{ [d/kg ou d/l] } = \frac{[]_{\text{produit}} \times [\text{Bq/kg ou Bq/l}]}{\text{Quantité journalière ingérée [Bq/d]}}$$

Plutôt que d'exprimer les transferts par rapport à la ration alimentaire, on a également par le passé, à l'époque des retombées des essais atomiques, utilisé le rapport entre le niveau de contamination de la viande ou du lait et le dépôt par unité

de surface. Dans ces conditions les transferts avaient pour unité des m^2/kg ou des m^2/l . Ce mode d'expression est cependant à éviter pour trois raisons principales :

- 1° la consommation de fourrage par un herbivore est limitée à une masse maximale ce qui fait qu'en fonction de la productivité de la prairie, l'animal exploitera virtuellement une surface variable.
- 2° le niveau de contamination initial du fourrage est fonction de la biomasse présente au moment du dépôt.
- 3° pour un certain dépôt par unité de surface, la concentration en radionucléide dans la masse végétale varie avec le temps ("weathering", "ageing").

Application de contre-mesures

En cas de contamination accidentelle de l'environnement, il est possible que les doses délivrées au public dépassent les normes en vigueur. Dans de telles circonstances, il est nécessaire, ou à tout le moins souvent souhaitable, d'appliquer des contre-mesures en vue de réduire le risque radiologique encouru par les populations exposées. Cependant l'application de contre-mesures peut introduire un risque d'une autre nature (accidents routiers en cas d'évacuation, par exemple) ou causer un préjudice social ou psychologique (par exemple dans le cas d'une délocalisation des personnes ou d'une ré-affectation des sols). C'est pourquoi, les niveaux de référence établis pour l'intervention définissent trois zones délimitées par deux niveaux :

- un niveau inférieur pour lequel la dose engagée pour la première année est égale à la limite de dose définie pour le public. Pour des doses inférieures à ce niveau, il n'est pas nécessaire de prendre des actions visant à réduire l'exposition du public.
- un niveau supérieur pour lequel la dose engagée pour la première année est dix fois supérieure à la limite de dose définie pour le public. Pour des doses supérieures à ce niveau, il est indispensable de prendre des actions visant à réduire l'exposition du public.

Entre ces deux niveaux, s'étend une zone dans laquelle la décision de l'application ou non de contre-mesures est laissée aux autorités, en fonction de considérations comme le contexte économique-social, le contexte psychologique, les possibilités d'action, ... Il est évident que certaines actions (comme le décapage des sols ou leur ré-affectation à d'autres usages) peuvent induire des modifications profondes des

pratiques culturelles et des habitudes culturelles et qu'elles peuvent engendrer de sérieux problèmes sur le plan pratique (création de quantités énormes de déchets, réduction de la fertilité des sols, impact social, ...)

Actions immédiates ou à court-terme

Durant le passage du nuage radioactif, il est essentiel de limiter l'exposition des personnes (irradiation externe et inhalation) en recommandant le cantonnement dans les habitations, portes et fenêtres fermées. Les serres horticoles seront fermées et la ventilation coupée.

Dans la mesure du possible, le bétail sera également mis ou gardé à l'abri dans les étables, ventilation limitée avec l'extérieur ; il sera nourri avec des aliments stockés (foin, ensilage, concentrés, ...) et abreuvé par de l'eau de nappe. Les aliments stockés pour le bétail seront protégés de la radiocontamination par dépôt (bâches, feuilles plastiques, ...).

Toutefois, l'accomplissement de ces tâches ne doit pas conduire à l'exposition des personnes. Si c'était le cas, il faut alors plutôt recommander de laisser le bétail à l'extérieur durant le passage du nuage, mais de le rentrer ensuite, dès que possible, d'éventuellement le décontaminer au jet d'eau et, à partir de ce moment, de l'alimenter et de l'abreuver au moyen de produits non-contaminés. De cette façon, l'activité absorbée durant le passage du nuage pourra être éliminée par les mécanismes biologiques.

La végétation contaminée par voie directe peut être rapidement récoltée et traitée comme déchet. Si une installation d'irrigation est disponible et qu'elle utilise de l'eau de nappe, on peut recommander de la mettre en service pour favoriser la décontamination externe des végétaux que l'on décide de maintenir.

Actions à moyen et long-terme

Diverses méthodes visant à réduire le niveau de contamination des produits alimentaires de l'homme et des animaux de ferme ont fait l'objet d'études en laboratoire durant ces dernières décennies. Ces expériences, réalisées la plupart du temps sur une échelle très réduite, ont prêté peu d'attention à la faisabilité technique en conditions réelles [Van Dorp *et al.*, 1981]. Les essais et les travaux de restauration réalisés dans des territoires contaminés suite aux essais atomiques (Bikini, Enewetak, désert du Nevada) ou d'accidents de différentes natures (Windscale, Palomares, Thule, Goiânia, Kyshtym, Tchernobyl, ...) ont permis de tester certaines techniques de décontamination et de réduction des transferts dans les chaînes alimentaires [Iranzo, 1989].

CONTRE-MESURES VISANT LES PRODUCTIONS VÉGÉTALES

Dans la mesure où les productions végétales fortement contaminées par le dépôt devaient s'avérer impropres à l'alimentation humaine ou animale, on peut envisager de les éliminer par récolte et de les traiter comme un déchet radioactif. Une autre solution pourrait être de les enfouir dans le sol par labour. En ce qui concerne les céréales, il faut rappeler que le niveau de contamination des grains est fonction du temps qui sépare le dépôt de la récolte et que, dans certains cas, il peut ne pas être nécessaire de détruire ces cultures.

Il existe différentes techniques pour réduire la radiocontamination des produits végétaux par voie indirecte (transfert sol-plante) [Baes *et al.*, 1986 ; Nisbet *et al.*, 1993] :

- enlever le sol de surface contaminé sur une certaine épaisseur par des moyens mécaniques, éventuellement après l'application de substances polymérisantes qui emprisonnent les particules de sol en une croûte durcie
- enfouir la radioactivité dans le sol à une profondeur peu ou pas exploitée par les racines des plantes (labour profond ou techniques plus sophistiquées qui perturbent moins le profil cultural)
- fertiliser et amender :
 - engrais phosphatés pour insolubiliser le strontium,
 - chaulage pour précipiter (élévation du pH) le strontium, de nombreux radionucléides dont les isotopes stables sont des éléments "mineurs" et les actinides ou augmenter la compétition Ca-Sr pour l'absorption racinaire,
 - engrais potassiques pour réduire l'absorption du césium par compétition avec le potassium
- ajouter des agents chélatants ou complexants pour réduire la disponibilité des radionucléides pour les végétaux ou en accroître la solubilité et favoriser leur lixiviation vers des couches plus profondes (apport d'argiles, de zéolite, de matière organique, de substances chimiques de synthèse, ...)
- cultiver des espèces à enracinement profond (luzerne, maïs, ...) qui exploitent principalement le sol en-dessous de la couche de surface contaminée
- cultiver des espèces fourragères

- cultiver des plantes pour la production de graines pour la consommation ou pour la production de semences
- cultiver des espèces oléagineuses (colza, tournesol, maïs, ...), pour la production de fibres végétales (chanvre, lin, coton, ...) ou de biométhanol
- réaffecter les sols à d'autres buts, par exemple en forêt; pour la production de bois

Contre-mesures visant les productions animales

Une certaine réduction de la contamination des produits animaux peut être obtenue par l'ajout d'additifs à l'alimentation de façon à diminuer la résorption gastro-intestinale et/ou à accroître ou accélérer l'excrétion métabolique. Selon le radioélément considéré, plusieurs choix d'additifs sont possibles :

- les aluminosilicates (comme la bentonite, les zéolites et les vermiculites), le potassium et le césium stable, le charbon actif et les composés de la famille des bleus de Prusse peuvent être utilisés pour réduire la contamination des animaux et de leurs produits par le radiocésium [Stara *et al.*, 1971].
- L'ammonium-ferro-cyano-ferrate (II) ou AFCF, également commercialisé sous le nom de "sel de Giese", est un parmi les plus efficaces des bleus de Prusse ; il a été testé en conditions réelles en ex-URSS et en Norvège sous différentes présentations (incorporé dans des blocs de sel à lécher par les ruminants, introduit dans le rumen sous forme de bolus à solubilisation lente, ...) [Giese, 1988]. L'administration de ce composé à des taux de l'ordre de 1 g/j permet des facteurs de réduction de la contamination des tissus et des produits animaux pouvant aller jusqu'à 20.
- Les argiles sont d'autres agents efficaces (leur efficacité dépend du type d'argile) pour la réduction de la disponibilité biologique du césium mais les quantités à administrer sont relativement importantes, pouvant aller jusqu'à 10 % du poids sec ingéré journalièrement.
- Les zéolites (aluminosilicates tri-dimensionnels) possèdent dans leur structure des cavités qui peuvent abriter de l'eau et des cations. La sélectivité qu'elles présentent pour le césium est fonction du type de zéolite et de la taille des cavités. La Chabasite, la clinoptilolite et la mordenite sont parmi celles qui présentent la plus grande affinité pour le radiocésium. L'application directe de bentonite sur des prairies (application unique ou répétée à des doses de 80 g/m²) permet de réduire l'accumulation du radiocésium par les moutons mais provoque, en contre partie, une

perte de poids pouvant s'élever à 18% après 34 jours, liée à une diminution de la consommation d'herbe d'environ 39% [Beresford *et al.*, 1989].

- Une teneur en fibre élevée dans la ration est un facteur qui semble réduire l'absorption gastrointestinale du césium [Wilson *et al.*, 1969].

Dans le cas du radiostrontium, une réduction de la résorption et du transfert aux produits animaux peut être obtenue par l'ajout à l'alimentation de certains polysaccharides, de calcium et de substances chélatantes.

- Les alginate et les phytates sont des polysaccharides d'origine végétale qui ont la propriété de complexer de manière relativement spécifique le strontium (pas d'effet négatif sur le métabolisme du Ca) et d'en réduire l'assimilabilité dans le système digestif des monogastriques [Van der Borgh *et al.*, 1966]; chez les ruminants, la dégradation, au moins partielle, de ces polysaccharides par la microflore du rumen tend à en diminuer l'efficacité [Thompson *et al.*, 1971]. Au-delà d'une certaine concentration dans l'aliment (aux environs de 5 %) il en réduit considérablement l'appétance.

- L'augmentation de la teneur en Ca de la ration provoque une compétition avec le radiostrontium pour l'absorption. Différentes formes chimiques du Ca montrent des efficacités variables :



L'utilisation d'un fourrage de légumineuses en remplacement d'espèces herbacées induit également une réduction de l'absorption du strontium.

- Des substances chélatantes comme l'EDTA, le DTPA, ... peuvent aussi être utilisées pour favoriser l'élimination du strontium, mais ces substances affectant également le métabolisme du Ca et celui d'autres éléments essentiels, leur utilisation prolongée est à proscrire [Lauwers, 1972 ; Stara *et al.*, 1971].

Lorsque les animaux sont utilisés pour la production de viande, une manière simple, efficace et peu onéreuse de réduire le niveau de contamination de la viande, consiste à ménager une période de transition entre l'alimentation avec des fourrages contaminés et l'abattage. Durant cette période, d'une durée variable selon le niveau de décontamination nécessaire ou souhaité, les animaux seront nourris au moyen

d'aliments peu ou pas contaminés, permettant aux mécanismes d'élimination biologique d'exercer leur action. Cette méthode a été mise en œuvre en Grande Bretagne pour ramener à un niveau admissible les teneurs en radiocésium dans la viande d'agneaux provenant des "uplands". Etant donné que, dans ces régions, ce radioélément reste très assimilable pour la végétation, de nombreux animaux paissant sur ces reliefs montrent des teneurs en césium supérieures aux normes fixées. Avant l'abattage, les agneaux sont amenés et maintenus durant une certaine période sur des pâturages en plaine, où l'herbe est de 100 à 200 fois moins contaminée que sur leur collines d'origine. Le césium est éliminé des tissus musculaires avec une demi-vie de l'ordre de 10 j [Howard *et al.*, 1987].

TECHNIQUES AGRO-INDUSTRIELLES ET CULINAIRES

Lorsque l'on est confronté à des denrées alimentaires fortement contaminées, avant d'envisager de les détruire, on peut encore se tourner vers la solution alternative du traitement agro-industriel de façon à mettre sur le marché des produits dérivés de niveau de radiocontamination compatible avec les normes en vigueur.

Dans le cas d'une contamination par de l' ^{131}I , l'élimination de la radioactivité peut être faite très facilement, en laissant jouer les phénomènes de décroissance physique. Cela n'est cependant faisable que s'il est possible de conserver le produit dans de bonnes conditions durant quelques mois. Pour le lait, on peut envisager de le transformer en poudre de lait, facilement stockable, ou d'en faire un dérivé (fromage, beurre, ...). Dans le cas des légumes, la surgélation, la fabrication de conserves ou la transformation en potage en poudre sont des solutions envisageables. Pour les radionucléides dont la trop longue demi-vie physique ne permet pas d'envisager une décroissance suffisante durant la période de stockage, d'autres techniques doivent être appliquées. Le rinçage à l'eau des légumes permet l'élimination partielle des contaminants déposés en surface. Pour les céréales, la séparation des enveloppes par blutage permet d'éliminer une part de radioactivité qui ne se retrouve plus dans le pain blanc. Le lait peut être traité par passage sur des résines échangeuses pour en extraire le strontium ou être transformé en dérivés moins contaminés (beurre, fromage).

Certaines méthodes culinaires permettent également l'élimination d'une fraction de la radioactivité dans les aliments : lavage, épluchage, cuisson à l'eau,

BIBLIOGRAPHIE

- Aarkrog A (1975)., Radionuclide levels in mature grain related to radiostrontium content and time of direct contamination, *Health Phys.*, 28 : 557-562.
- Baes C.F III. and Sharp R.D. (1983), A proposal for estimation of soil leaching and leaching constants for use in assessment models, *J. Environ. Qual.*, 12 : 17-28.
- Baes C.F. III, Garten C.T. Jr, Taylor F.G. and Witherspoon J.P. (1986), The long-term problems of contaminated land : sources, impacts and countermeasures, Oak Ridge National Laboratory, Environmental Science Division, Publication 2593, ORNL-6146.
- Beresford N.A., Lamb C.S. , Mayes R.W. , Howard B.J. and Colgrove P.M. (1989), The effect of treating pastures with bentonite on the transfer of Cs-137 from grazed herbage to sheep, *J. Environ. Radioactivity*, 9 : 251-264.
- Bonka H. and Horn M. (1983), Review on the dry and wet deposition of aerosol particles, *Proc. Sem. on The transfer of radioactive materials in the terrestrial environment subsequent to an accidental release to atmosphere*, Dublin, 11-15 April 1983, CEC-Luxemburg, July 1983, Vol I. : 41-77.
- Chadwick R.C. and Chamberlain A.C. (1970), Field loss of radionuclides from grass, *Atmos. Environ.*, 4 : 51-56.
- Chamberlain A.C (1970)., Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation, *Health Phys.*, 4 : 57-78.
- Chamberlain A.C. (1960), Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particles, *Internat. J. Air Pollution*, 3 : 63.
- Chamberlain A.C. (1979), Transport and capture of particles by vegetation, in *Plants and their atmospheric environment*, *Proc. of the British Ecology Society Symposium Edinburgh*.
- Coughtrey P.J., Jackson D. and Thorne M.C. (1985), Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems : a compendium of data, A.A. Balkema, Rotterdam - Boston.
- Eisenbud M., Krauskopf K., Penna Franca E., Lei W., Ballard R., Linsalata P. and Fujimori K. (1984), Natural analogues for the transuranic actinide elements: an investigation in Minas Gerais, Brazil, *Environ. Geol. Water Sci.*, 6 : 1-9.
- Eisenbud M. (1987), *Environmental radioactivity from natural, industrial and military sources* 3rd edition, Academic press Inc., Harcourt Brace Jovanovich Publ., New-york, 475pp.

- Franke W. (1967), Mechanisms of foliar penetration of solutions, *Ann. rev. Plant Physiol.*, 18 : 281-300.
- Gerber G.B., Van Hees M., Garten C.T. Jr, Vandecasteele C.M., Vankerkom J., Van Bruwaene R., Kirchmann R., Colard J. and Cogneau M. (1989), Technetium absorption and turnover in monogastric and polygastric animals, *Health Phys.*, 58 : 337-343.
- Giese W.W. (1988), Ammonium-ferric-cyano-ferrate(II) (AFCF) as an effective antidote against radiocaesium burdens in domestic animals and animal derived foods, *Br. Vet. J.*, 144 : 363-369.
- Helman J., Turner R.J., Fox F.C. and Baum B.J. (1987), ^{99m}Tc-pertechnetate uptake in parotid acinar cells by the Na⁺/K⁺/Cl⁻ co-transport system, *J. Clin. Invest.*, 79 : 1310-1313.
- Hillel D. (1971), *Soil and water : physical principles and processes physiques*, Academic Press, New York.
- Hoffman F.O. and Baes C.F. III. (1979), A statistical analysis of selected parameters for predicting food chain transport and internal doses of radionuclides, NUREG CR-1004.
- Howard B.J. and Beresford N.A. (1989), Chernobyl radiocaesium in upland sheep farm ecosystems, *Br. Vet. J.*, 145 : 212-219.
- Howard B.J., Beresford N.A., Burrow L., Shaw P.V. and Curtis E.J.C. (1987), A comparison of caesium-137 and 134 activity in sheep remaining on upland areas contaminated by Chernobyl fallout with those removed to less active lowland pasture, *J. Soc. Radiol. Prot.*, 7 : 71-73.
- Hungate F.P., Stewart J.D., Uhler R.L. and Cline J.F. (1960), Decontamination of plants exposed to a simulated reactor burn, U.S. Atomic Energy Commission, Report HW-63173.
- Iranzo E. (1989), Applicability of various scenarios of countermeasures, IUR working party on the Agricultural countermeasures following an accidental release of radionuclides, Liège 19-21 June 1989.
- Jones B. (1983), Metabolism of technetium in goats, *Int. J. Appl. Radiat. Isot.*, 34: 837-839.
- Juniper B.E. and Jeffree C.E. (1983), *Plant surfaces*, Edward Arnold Publ., London, 93 pp.
- Kirchmann R. and D'Souza T.J. (1972), Behaviour of ruthenium in an established pasture soil and its uptake by grasses, in *Isotopes and radiation in soil-plant relationships including forestry*, IAEA Vienna, IAEA-SM-151/5 : 587-593.

- Kirchmann R., Fagniard E. and Van Puymbroeck S. (1966), Studies on foliar contamination by radiocaesium and radiostrontium, in Radiological concentration processes, Pergamon Press, Oxford - New York, 475-483.
- Lacourly G., Savy C., Lehr J. and Kirchmann R. (1971), Relations entre la contamination de la viande de bovin et celle du lait par le radiocésium, Health Phys., 21 : 793-802.
- Lauwerys R. (1972), Précis de toxicologie industrielle et des intoxications professionnelles, Duculot, Gembloux.
- Long W.G., Sweet D.V. and Tukey H.B. (1956), Loss of nutrients from plant foliage by leaching as indicated by radioisotopes, Science, 123 : 1039-1040.
- Middleton L.J. (1959), Radioactive strontium and caesium in edible parts of crop plants after foliar contamination, Int. J. Rad. Biol., 1 : 387-402.
- Middleton L.J. and Sanderson J. (1965), The uptake of inorganic ions by plant leaves, J. Exp. Bot., 16 : 197-215.
- Milbourn G.M. and Taylor R. (1965), The contamination of grassland with radioactive strontium 1. Initial retention and loss, Radiat. Bot., 5 : 337-347.
- Miller C.W. and Hoffman F.O. (1983), An examination of the environmental half-time for radionuclides deposited on vegetation, Health Phys., 45 : 731-744.
- Moorby J. (1964), The foliar uptake and translocation of caesium, J. Exp. Bot., 15 : 457-469.
- Moorby J. and Squire H.M. (1963), The loss of radioactive isotopes from the leaves of plants in dry conditions, Radiation Botany, 3 : 163-167.
- Mraz F.R. and Eisele G.R. (1977), Gastrointestinal absorption, tissue distribution and excretion of Nb-95 in newborn and weanling swine and sheep, Radiat. Res., 72 : 533-536.
- Müller H., Eisfeld K., Matthies M. and Pröhl G. (1983), Foliar uptake of radionuclides, Proc. Seminar on The transfer of radioactive materials in the terrestrial environment subsequent to an accidental release to atmosphere, Dublin 11-15 April 1983, CEC Luxemburg, V/3004/83-EN,FR,DE, Vol. I: 153-160.
- Nisbet A.F., Konoplev A.V., Shaw G., Lembrechts J.F., Merckx R., Smolders E., Vandecasteele C.M., Lönsjö H., Carini F. and Burton O. (1993), Application of fertilisers and ameliorants to reduce soil to plant transfer of radiocaesium and radiostrontium in the medium to long term - a summary, Sci. Tot. Env., 137 : 173-182.

- Nishita H., Romney E.M. and Larson K.H. (1961), Uptake of radioactive fission products by crop plants, *J. Agric. Food Chem.*, 9 : 101.
- Norris R.F. and Bukovac M.J. (1968), Structure of the pear leaf cuticle with special reference to cuticular penetration, *Amer. J. Bot.*, 55 : 975-983.
- Paretzke H.G., Pröhl G. and Friedland W. (1986), An intercomparison of the foodchain models FOOD-MARC (NRPB) and ECOSYS (GSF), *Proc. Workshop on Methods for assessing the off-site radiological consequences of nuclear accidents*, F. Luykx and J. Sinnaeve Eds., CEC, EUR 10397 en: 331-346.
- Rich C.I. (1964), Effect of cation size and pH on potassium exchange in Nason soil, *Soil Sci.*, 98 : 100-106.
- Russell R.S. (1966), Entry of radioactive material into plants, in *Radioactivity and human diet*, R.S. Russell Ed., Pergamon Press, Oxford, 89-104.
- Russell R.S. and Possingham J.V. (1961), Physical characteristics of fallout and its retention on herbage, in *Progress in nuclear energy, Series VI, Biological sciences 3*, J.F. Loutit and R.S. Russell Eds., Pergamon Press, Oxford, 2-26.
- Schulz R.K. (1965), Soil chemistry of radionuclides, *Health Phys.*, 11 : 1317-1324.
- Sibley T.H. and Myttenaere C. (1986), *Application of distribution coefficients to radiological assessment models*, Elsevier Applied Science Publishers, London - New York.
- Simmonds J.R. (1986), Review of foodchain transfer in relation to accident consequences assessments, *Proc. Workshop on Methods for assessing the off-site radiological consequences of nuclear accidents*, F. Luykx and J. Sinnaeve Eds., CEC, EUR 10397 en : 293-311.
- Simmonds J.R. and Linsley G.S. (1982), Parameters for modelling the interception and retention of deposits from atmosphere by grain and leafy vegetables, *Health Phys.*, 43 : 679-691.
- Soltner D. (1975), *Les bases de la production végétale Tome I : Le sol*, Coll. Sciences et techniques agricoles, Sainte-Gemmes-sur-Loire.
- Stara J.F., Nelson N.S., Della Rosa R.J. and Bustad L.K. (1971), Comparative metabolism of radionuclides in mammals : a review, *Health Phys.*, 20 : 113-137.
- Sullivan M.F. (1980), Absorption of actinide elements from the gastrointestinal tract of neonatal animals, *Health Phys.*, 38 : 173-185.
- Sullivan M.F. (1981), Actinide absorption from the gastrointestinal tract, in *Actinides in man and Animals*, Wrenn M.E. Eds., Salt Lake City, UT, RD

- Press, pp 311-322.
- Sullivan M.F. and Rummel P.S. (1988), Absorption of U-233, Np-237, Pu-238, Am-241 and Cm-244 from the gastrointestinal tracts of rats fed an iron-deficient diet, *Health Phys.*, 54 : 311-316.
- Sullivan M.F., Garland T.R., Cataldo D.A. and Schreckhise R.G. (1979), Absorption of plant-incorporated nuclear fuel cycle elements from the gastro-intestinal tract, in *Biological implications of radionuclides released from nuclear industries*, IAEA Vienna, IAEA-SM-237/58, Vol.I : 447-457.
- Sullivan M.F., Garland T.R., Cataldo D.A., Wildung R.E. and Drucker H. (1980), Absorption of plutonium from the gastrointestinal tract of rats and guinea pigs after ingestion of alfalfa containing Pu-238, *Health Phys.*, 38 : 215-221.
- Sutcliffe J.F. and Baker D.A. (1978), *Plants and mineral salts*, Studies in Biology series n° 48, Edward Arnold, London.
- Thompson J.C. Jr, Wentworth R.A. and Comar C.L. (1971), Control of fallout contamination in the postattack diet : in survival of food crops and livestock in the event of a nuclear war, Proc. Symp. Brookhaven National Laboratory, Upton, New York, Sept. 1970, B.W. Benson and A.H. Sparrow Eds., 566-595.
- Truog E. (1953), Chap II : Soil as a medium for plant growth, in *Mineral nutrition of plants*, E. Truog Ed., The University of Wisconsin Press, 23-55.
- Tukey H.B. (1970), The leaching of substances from plants, *Ann. Rev. Plant Physiol.*, 21 : 305-324.
- U.S. Atomic Energy Commission (1960), Summary of available data on the strontium-90 content of foods and of total diets in the United States, Rep. HASL-90, New York.
- Van Bruwaene R., Gerber G.B., Kirchmann R., Colard J. and Vankerkom J. (1984), Metabolism of Cr-51, Mn-54, Fe-59 and Co-60 in lactating dairy cows, *Health Phys.*, 46 : 1069-1082.
- Van den Hoek J. and Kirchmann R. (1968), Sr-85 and Cs-134 activity in milk after a single contamination of pasture, *Tijdschr. Diergeneesk.* 93 (18) : 1121-1132.
- Van den Hoek J. and Kirchmann R. (1970), Transfer coefficients of strontium and cesium from grass to milk in dairy cattle after a single contamination of pasture, *Zentralblatt für Veterinärmedizin*, 11 : 95-100.

- Van der Borcht O., Colard J., Van Puymbroeck S. and Kirchmann R. (1966), Radiocontamination from milk in piglets (swine) : influence of sodium alginate on the Sr-85/Cs-134 ratio of the body burden and on the comparative Sr-85/Ca-47 absorption, in Radioecological concentration processes, Pergamon Press, Oxford - New York, 589-593.
- Van Dorp F., Eleveld R. and Frissel M.J. (1981), Agricultural measures to reduce radiation doses to man caused by severe nuclear accidents, CEC Report EUR 7370 EN.
- Vandecasteele C.M., Capot F., Dehut J.P., Mousny J.M. and Myttenaere C. (1987), Technetium fate in irrigated rice field, in The cycling of long-lived radionuclides in the biosphere : observations and models, Proc. Seminar Madrid 15-19 Sept. 1986, CIEMAT Madrid, Vol.II : 207-225.
- Vandecasteele C.M., Dehut J.P., Deprins D., Van Laer S., Auvray F. and Myttenaere C. (1989), Long-term availability of technetium deposited on soil after accidental releases, Health Phys., 57 : 247-254.
- Vandecasteele C.M., Fagniard E., Colard J., Culot J.P. and Kirchmann R. (1988), Transfer of radiocaesium deposited after the Chernobyl accident to agricultural plants, in Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, CEN-CEA Cadarache, Vol. 1 : D179-D187).
- Vandecasteele C.M., Garten C.T. Jr, Van Bruwaene R., Janssens J., Kirchmann R. and Myttenaere C. (1986), Chemical speciation of technetium in soil and plants : impact on soil-plant-animal transfer, in Speciation of fission and activation products in the environment, R.A. Bulman and J.R. Cooper Eds., Elsevier Applied Science Publishers, London - New York, 368-381.
- Vandecasteele C.M., Mousny J.M. and Lietart E.A. (1984), Conséquences radiologique de diverses pratiques culturales en rizières irriguées contaminées en technétium-99, Proc. Seminar on The environmental transfer to man of radionuclides released from nuclear installations, Brussels 17-21 October 1983, CEC Luxemburg, V/7400/84-EN,FR, Vol.II : 711-725.
- Vandecasteele C.M., Van Hees M., Culot J.P. and Vankerkom J. (1989), Radiocaesium metabolism in pregnant ewes and their progeny, Sci. Tot. Environ., 85 : 213-223.
- Vankerkom J., Van Hees M., Vandecasteele C.M., Colard J., Culot J.P. and Kirchmann R. (1988), Transfer to farm animals (ruminants) and their products of Cs-134, Cs-137 and I-131 after the Chernobyl accident, in Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, CEN-CEA

Cadarache, Vol. 2 : E111-E119.

Wilson D.W., Ward G.M. and Johnson J.E. (1969), A quantitative model of the transport of Cs-137 from fallout to milk, Environ. Contam. Radioact. Mater., Proc. Semin., Vienna.

Zach R. (1985), Contribution of inhalation by food animals to man's ingestion dose, Health Phys., 49 : 737-745.

Zach R. and Mayoh K.R. (1984), Soil ingestion by cattle : a neglected pathway, Health Phys., 46 : 426-431.

Summary :

Among the various pathways of population exposure to artificial radioactivity, the main route of entry of fission products and most other artificial radionuclides into man has been identified as the uptake from the diet. Since agricultural products constitute the basic diet of most populations, an adequate knowledge of the radionuclides behaviour in agricultural ecosystems is of primary importance to assess the exposure risk from environmental releases of radioactivity and to propose countermeasures aiming to limit the radiological dose.

The processes and mechanisms of vegetation contamination by most radioactive elements injected and dispersed in the atmosphere are described: direct contamination of the surfaces of aerial parts of plants, indirect contamination when radionuclides deposited onto the soil are absorbed by the root systems together with water and nutrients. The contamination mechanisms of animals and of their products, resulting from lung absorption of soluble, inhaled radionuclides and from ingestion of contaminated soil, feed and water, are also discussed. Finally, examples of possible remedial actions are given.

Samenvatting :

Van de verschillende wegen waardoor de bevolking blootgesteld kan worden aan kunstmatige radioactiviteit, is de opname via het voedsel de belangrijkste toegang van fissieproducten en de meeste andere kunstmatige radionucliden naar de mens. Omdat agrarische producten het belangrijkste deel van het dieet van de meeste bevolkingsgroepen uitmaken, is een grondige kennis van het gedrag van radionucliden in een landbouwkundig ecosysteem van primair belang om het blootstellingsrisiko bij het vrijkomen van radioactiviteit te schatten en om tegenmaatregelen voor te kunnen stellen om de radiologische dosis te kunnen beperken. De processen en mechanismen van de besmetting van planten door de meeste radioactieve elementen, die geïnjecteerd en verspreid worden in de atmosfeer worden beschreven: directe besmetting van de oppervlakte van de bovengrondse plantedelen, indirecte besmetting als radionucliden die neerslaan op de grond geabsorbeerd worden door de wortels samen met water en voedingsstoffen. Het besmettingsmechanisme van dieren en van hun producten, veroorzaakt door longabsorptie van oplosbare ingeademde radionucliden en door de opname van gecontamineerde grond, voedsel en water worden ook besproken. Ten slotte worden er voorbeelden gegeven van mogelijke herstelmaatregelen.

**PROPOSITION DE CLASSIFICATION RADIOÉCOLOGIQUE DES
SOLS AGRICOLES EN VUE DE LA DÉTERMINATION
DE CONTREMESURES.
APPLICATION AUX RÉGIONS DE TIHANGE, CHOOZ ET DOEL**

O.Burton (1), J.M. Lambotte (2), R.Kirchmann (3)

(1) Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux
Groupe de Radioécologie

(2) Ministère belge de la santé publique - SPRI

(3) Université de Liège - Laboratoire de Radioécologie

Texte de l'exposé du 7 octobre 1994

RESUME

Les activités développées par le Groupe de Radioécologie de la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux (FSAGx) s'inscrivent dans une démarche visant à quantifier, analyser et modéliser les transferts de radionucléides libérés dans l'environnement en général et dans le milieu agricole en particulier. Un second objectif est d'identifier, en conditions accidentelles, des contremesures susceptibles d'atténuer ces transferts dans les chaînes alimentaires et par conséquent les doses d'irradiation délivrées aux populations.

Ainsi, deux types d'études sont menées.

Les unes consistent en un suivi radioécologique de sols et de productions agricoles, ce qui permet de déterminer à un moment donné leur niveau de contamination et donc de suivre l'évolution de celui-ci dans le temps.

Les autres, entreprises à des pures fins de recherche, requièrent des contaminations en conditions contrôlées, visent à mettre en évidence le comportement de radionucléides donnés dans des conditions données.

Dans les deux cas, elles s'appuient sur une première démarche essentielle qui a consisté en la qualification (inventaires) des zones circonscrivant sur le territoire Belge, les sites nucléaires de Tihange, Chooz et Doel, sur base des principaux facteurs et paramètres influençant les flux de radionucléides dans les sols agricoles.

Le présent article a pour objet de présenter et justifier cette démarche qui montre la diversité spatiale des zones étudiées, notamment du point de vue des types de sols rencontrés, et débouche sur l'identification de voies critiques de transfert.

1. INTRODUCTION

Les conséquences de l'accident survenu il y aura bientôt dix ans à la centrale de Tchernobyl ont montré les lacunes de notre système de gestion des situations consécutives au rejet accidentel de radionucléides dans l'environnement.

Elles nous ont rappelé que pour pouvoir faire face à de telles situations, une connaissance aussi précise que possible du milieu physique (topographie, hydrographie, types de sols, géologie, hydrogéologie,...) et de l'utilisation qui en est faite était absolument nécessaire.

C'est notamment à cette condition qu'un véritable système de protection, d'intervention et de gestion peut être valablement planifié, en situation normale. En cas de rejet accidentel de radionucléides dans l'atmosphère, les spécialistes s'accordent souvent à différencier les interventions en trois phases, en fonction du moment du passage du nuage radioactif, à savoir :

- intervention avant le passage du nuage;
- intervention pendant le passage du nuage;
- intervention après le passage du nuage.

Si les deux premières phases se déroulent dans un laps de temps relativement réduit et concernent des mesures d'urgence, la troisième suppose une gestion à beaucoup plus long terme qui, pour être efficace, suppose d'abord une connaissance du milieu ainsi que des paramètres de ce milieu qui vont y dicter le comportement ultérieur des éléments radioactifs.

C'est dans cet esprit que dans le cadre de l'étude du comportement de radionucléides accidentellement libérés dans le milieu agricole, il a été décidé, préalablement à toute expérimentation, de dresser un inventaire des types de sols et des productions végétales dans un rayon de 15 km autour des sites nucléaires de Tihange, Chooz et Doel.

Cet inventaire repose sur une classification dite radioécologique des sols dont l'élaboration, plus que les résultats proprement dits des inventaires, est présentée ci-après.

Soulignons enfin que le radio-césium et le radio-strontium sont les deux éléments qui ont été retenus comme significatifs pour établir cette classification, dans la

mesure où ils sont extrêmement mobiles dans les chaînes alimentaires, où au moins un de leurs isotopes (^{137}Cs pour le radio-césium et ^{90}Sr pour le radio-strontium) ont une longue période de l'ordre de 30 ans, et où ils sont généralement libérés seul ou en association dans le milieu en situations accidentelles.

2. METHODOLOGIE DE CLASSIFICATION DES SOLS

2.1 Facteurs du sol agissant sur le transfert sol-plante

L'inventaire des types de sols suppose l'établissement d'une classification basée sur la connaissance des paramètres du sol dont dépendent les transferts de radionucléides (absorption racinaire ou migration) dans le système sol-plante.

L'influence de divers paramètres pédologiques sur l'absorption racinaire de radionucléides a permis de mettre en évidence de corrélations entre le facteur de transfert sol-plante (F.T.) - défini par le rapport entre la radiocontamination du matériel végétal exprimée en Bq/kg de matière sèche et la radiocontamination du sol prélevé sur une épaisseur définie exprimée dans la même unité et :

- le pH (en relation avec la richesse en bases échangeables);
- le taux de matière organique;
- la CEC (capacité d'échange cationique), en relation avec la texture (ou granulométrie);
- le régime hydrique.

Il est cependant absolument nécessaire que les paramètres retenus à des fins cartographiques présentent un caractère de permanence, sans quoi cette cartographie perd toute fiabilité.

Le pH est corrélé négativement avec le F.T. tandis que la richesse en matière organique l'est positivement.

Cependant, le pH et la richesse en matière organique sont directement influencés par les pratiques culturales et le mode de gestion des parcelles (chaulage, amendements organiques,...), si bien qu'il n'est pas concevable de les cartographier (si ce n'est quelques rares sols à horizon humifère ou les sols tourbeux).

La texture ou granulométrie, c'est-à-dire le pourcentage relatif d'argile (fraction $< 2 \mu\text{m}$), de limon (fraction $2-50 \mu\text{m}$) et de sable (fraction $> 50 \mu\text{m}$), influence le

transfert racinaire de la façon suivante : plus la fraction fine d'un sol est importante, plus sa capacité de sorption des cations sur les sites d'échange des colloïdes, (mais aussi de fixation dans les espaces interfoliaires) est importante et donc plus le transfert sol-plante est ralenti.

Par régime hydrique, nous entendons l'état du drainage naturel du sol qui est déterminé par des facteurs défavorables (tels que la présence de la nappe phréatique à faible profondeur, d'un substrat peu perméable, d'un sol peu profond ou de conditions topographiques particulières) conduisant à un engorgement plus ou moins permanent du sol par l'eau.

On peut dans ces conditions observer des phénomènes d'hydromorphie se traduisant par l'apparition de gley (réduction des substances due à la présence permanente d'une nappe à faible profondeur dans le profil) ou de pseudo-gley (résultat de l'alternance dans le profil de périodes d'oxydation et de réduction).

Il a été et il est encore couramment observé, notamment dans des zones d'Ukraine sévèrement contaminées à la suite de l'accident de Tchernobyl, que de telles conditions favorisent le transfert sol-plante des radio-césium et radio-strontium, ce qui se traduit par des F.T. plus importants de près d'un ordre de grandeur.

Soulignons que la texture ainsi que les conditions de drainage naturel d'un sol revêtent, eux, un caractère permanent.

2.2 La Carte des Sols de la Belgique

Sur base de ce qui précède et en fonction des outils disponibles pour établir une classification précise, nous nous sommes tournés vers la Carte des Sols de la Belgique, éditée sur planchettes I.G.N. couvrant individuellement un territoire de 80 km², à l'échelle du 1/20.000.

La légende utilisée est nationale et chaque planchette est accompagnée d'un livret explicatif.

La Carte a été levée sur plan cadastral (échelle 1/2.500 ou 1/5.000) à raison de 1,8 sondage par hectare réalisé systématiquement à la tarière jusqu'à 125 cm de profondeur.

L'unité fondamentale de ce document est la série de sols, déterminée par 3

caractères morphologiques permanents du sol :

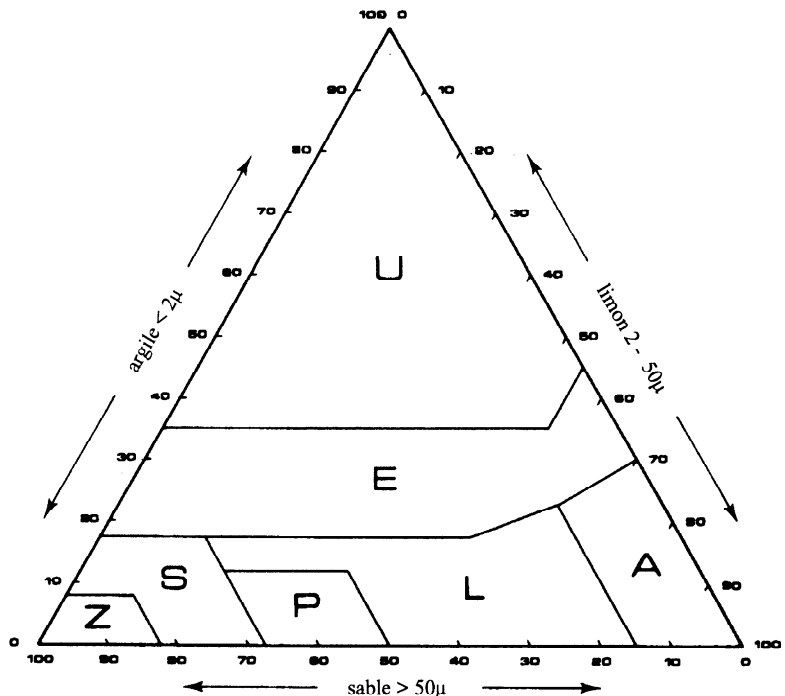
- la texture (voir figure 1 ci-dessous);
- le régime hydrique;
- le développement de profil (différenciations texturales, de couleur,...développées dans le matériau meuble);

Ces caractères se traduisent symboliquement par une formule comportant au moins trois lettres.

La première est la classe texturale, toujours représentée par une majuscule. En deuxième position figure la lettre de la classe de drainage (régime hydrique). Le développement de profil est représenté par une troisième lettre.

Une quatrième lettre est parfois ajoutée pour préciser la nature de la charge caillouteuse (lorsqu'il y a des cailloux à raison d'au moins 15% en volume).

Figure 1 : Diagramme textural de la Carte des Sols de la Belgique



Légende

- | | | |
|--------------------|-------------------|-------------------------|
| A : limon | L : limon sableux | P : limon sableux léger |
| S : sable limoneux | Z : sable | E : argile légère |
| U : argile lourde | | |
- G: s'applique aux classes A, L ou E lorsque la charge caillouteuse dépasse 5% en volume.

2.3 Classification radioécologique des sols

Compte tenu de ce qui précède et de la complexité de la Carte des Sols, nous avons ramené sa légende à six unités cartographiques (ce qui constitue un énorme travail de simplification de la carte existante) basées sur la texture, le régime hydrique et les bases échangeables, et classées comme suit :

1. **Sols sableux**
2. **Sols limono-caillouteux (à charge non calcaire)**
3. **Sols limoneux**
4. **Sols argileux**
5. **Sols hydromorphes**
6. **Sols limono-caillouteux à charge calcaire**

La clé d'identification de ces classes est donnée en figure 2.

Les principes suivants ont présidé à son élaboration.

1) Le caractère hydromorphe des sols a été défini comme suit.

Tous les sols se situant au-delà de la "classe de drainage d" (drainage imparfait) ont été rattachés à la *classe 5*.

Cela signifie que ces sols présentent, dans le meilleur des cas, des phénomènes d'hydromorphie entre 50 et 80 cm de profondeur.

Les autres sols, à drainage plus favorable, sont répartis dans les cinq autres classes.

Les terrains non différenciés que constituent les sols sur matériaux tourbeux ainsi que les zones de sources ont été également répartis dans cette classe.

2) Les sables (classe texturale de la Carte des Sols : Z) et les sables limoneux (classe texturale : S) ont été rattachés à la *classe 1*.

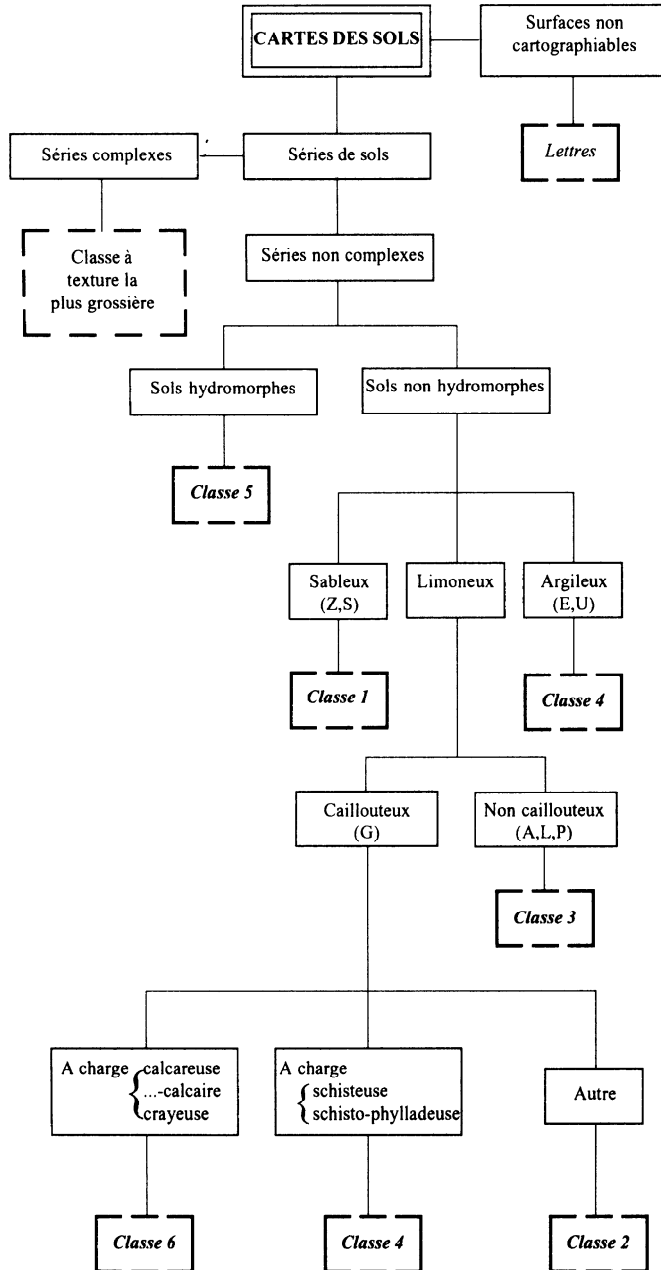
3) Les limons (classe texturale : A), les limons sableux (classe texturale : L) et les limons sableux légers (classe texturale : P) ont été rattachés à la *classe 3*.

4) Les argiles (classe texturale : E) et les argiles lourdes (classe texturale : U) ont été rattachés à la *classe 4*.

5) Cas particulier des limons caillouteux (classe texturale : G).

Les sols limono-caillouteux constituent une catégorie que l'on ne peut associer indistinctement aux sols limoneux de la classe 3.

Figure 2 : Clé d'identification des classes de sols



D'une part, et contrairement aux 7 catégories texturales précitées, leur granulométrie - donc leur comportement en matière de transfert - est difficilement prévisible. Elle est variable suivant les endroits et surtout suivant la charge caillouteuse.

Elle oscille entre les textures A, L et E, le sigle G qui les identifie signifie seulement - et rien d'autre - qu'ils comportent une charge caillouteuse > 5 % en volume ("limons" relativement homogènes) ou > 15 % en volume ("limons" hétérogènes). Tous les limons caillouteux ne sont donc pas à proprement parler de véritables sols limoneux au sens granulométrique.

D'autre part, ces "limons" à charge caillouteuse sont constitués par le mélange de limons nivéo-éoliens avec des cailloux d'origine locale et des produits de l'altération des roches en place alors que les limons dits homogènes sont typiquement d'origine loessique. Ces sols sont donc aussi génétiquement différents.

Enfin, un dernier argument qui ne relève plus de la physico-chimie des sols mais plutôt de la faisabilité de la mise en oeuvre de contremesures laisse présager que dans de tels sols, le labour profond est proscrit.

Pour ces raisons qui tendent à prouver qu'il est difficile de prévoir des similitudes de comportement des radioéléments dans ces types de sols, nous avons maintenu la distinction entre les classes 2 et 3, au risque de devoir plus tard les regrouper si l'expérience en indiquait l'opportunité.

Cependant, afin de maintenir une homogénéité au sein de la *classe 2*, comme elle existe dans les autres classes, nous avons procédé au calcul des moyennes granulométriques de chacune des séries de sols à charge caillouteuse, en zone agricole et forestière, autour de Tihange en nous référant au Répertoire des résultats analytiques relatifs aux planchettes consultées.

Pour la région de Chooz, nous avons aussi consulté des données analytiques figurant dans des livrets explicatifs de Cartes.

Ceci de manière à mettre en évidence parmi ces sols les séries à texture non limoneuse et à les ranger dans une classe autre que la 2.

Ainsi, seuls les sols limono-caillouteux à tendance A (limon) ou L (limon sableux) sont affectés à la classe 2.

D'autre part, il résulte de ces investigations que pour les 25 premiers cm de sol agricole, les séries schisteuse (Gbbf) et schisto-phylladeuse (Gbbfi) sont à texture argileuse, et ce caractère argileux prime sur tous les autres. Elles sont de ce fait rattachées à la classe 4.

Un dernier point doit encore être évoqué.

Nous avons retenu plus haut, le taux de Ca échangeable comme critère de sélection des sols.

Les valeurs élevées de ce paramètre sont à mettre en relation avec la présence de sols bruns calcaires, typiques du Condroz et de la Calestienne et qui sont fréquents autour des sites de Tihange et de Chooz.

Ces sols limono-caillouteux manifestent en effet à travers leur charge calcaire une richesse accrue en cations divalents par rapport aux autres sols, particulièrement en calcium, ce qui devrait se traduire par des F.T. systématiquement plus faibles qu'ailleurs. Ces sols constituent la *classe 6*.

6) Autres cas.

- Pour quelques sols particuliers, le cartographe n'a pas tranché en faveur de l'une ou l'autre texture et a représenté ces sols sous forme de série complexe, c'est-à-dire, de mélange de sols granulométriquement différents.

Pour ne pas alourdir notre classement ou créer des classes "hybrides", nous avons chaque fois volontairement tranché en faveur d'une seule texture : celle qui fournit les facteurs de transfert les plus élevés, c'est-à-dire, la plus pessimiste en cas d'accident, c'est-à-dire la plus grossière.

Exemple : la série E-Z ("complexe de sols argileux et de sols sableux") aurait pu être classée 4-1, ce qui aurait posé de singuliers problèmes d'interprétation. Elle a été rangée dans la classe 1.

Les complexes de sols A-G (c'est-à-dire 3-2) dont on ne sait différencier a priori le comportement, ont été classés en 2 pour signaler la présence de cailloux.

- Il est évident que de nombreuses surfaces ne peuvent être classées comme de véritables sols.

Il peut s'agir de sols artificiels (zone bâtie, fosses d'extraction, remblais, ...) ou d'autres terrains non cartographiables (affleurements rocheux, fonds de vallons rocailloux, ...). Dans ces cas, nous nous sommes inspirés de la légende de la Carte des Sols pour caractériser ces surfaces par une ou deux lettres.

A titre exemplatif, la répartition des différentes unités cartographiques rencontrées dans un rayon de 15 km autour des sites de Tihange, Chooz et Doel est consignée dans le tableau 1 ci-après.

Tableau 1 : Répartition des séries de sols rencontrés autour de Tihange, Chooz et Doel

	TEXTURE	CLASSE DE DRAINAGE
<i>Classe 1</i> Sols sableux	Z.. sable S.. sable E-Z A-S S-G A-G-S } complexes	≤d ou D
<i>Classe 2</i> Sols limono-caillouteux (à charge non calcaire)	G.. limon peu caillouteux Limons (caillouteux) à charge : G..fp - schisto-psammitique G..p - psammitique G..q - gréseuse G..r - schisto-gréseuse G..t - graveleuse G..x - de silexite G..o - de dragées de quartz A-G.. complexe	≤d ou D
<i>Classe 3</i> Sols limoneux	A.. limon L.. limon sableux P.. limon sableux léger	≤d ou D
<i>Classe 4</i> Sols argileux	E.. argile U.. argile lourde Limons (caillouteux) à charge : G..f - schisteuse G..fi - schisto-phylladeuse	≤d ou D
<i>Classe 5</i> Sols hydromorphes	Toutes classes texturales + V sol sur matériaux tourbeux B zone de sources	> d ou D
<i>Classe 6</i> Sols limono-caillouteux à charge calcaire	Limons (caillouteux) à charge : G..k - calcaireuse G..K - argilo-calcaire G..Kf - schisto-argilo-calcaire G..kf - schisto-calcaire G..n - crayeuse N complexe de sols crayeux	≤d ou D

Hors classe

O	zone bâtie, aérodrome, route
E ou OE	fosses d'extraction
N ou ON	remblais
T ou OT	terrains remaniés
H ou OH	terrils
D	dunes
X ou OX	= OE + ON + OT indistincts
R	fonds de vallons rocailleux
J	affleurements rocheux

3. OCCUPATION DU SOL

La question a été abordée selon deux approches.

3.1 Approche statistique.

Il s'agit d'abord de repérer les communes situées dans ou sur le cercle de 15 km de rayon. Pour chacune d'elles, nous avons consulté le Recensement agricole et horticole le plus récent à l'époque, publié par l'I.N.S.(1986).

Comme pour les sols, les productions végétales ont été regroupées en classes :

- 1) Prés et prairies
- 2) Légumes à cosse récoltés secs
- 3) Céréales pour le grain
- 4) Plantes industrielles
- 5) Cultures fourragères
- 6) Pommes de terre
- 7) Cultures fruitières de plein air
- 8) Cultures extensives et intensives de légumes
- 9) Autres cultures

A noter que pour les provinces de Liège, Namur et Anvers regroupées :

- les prés et prairies étaient constitués à 97 % de prairies permanentes;
- les plantes industrielles étaient constituées à 82 % de betteraves sucrières;
- les cultures fourragères étaient constituées à :

- 85 % de maïs;
- 6 % de betteraves;
- 9 % d'autres fourrages.

Nous avons alors inventorié globalement et pour chaque commune les surfaces consacrées à ces différentes catégories culturales.

Les résultats partiels figurent sous forme de tableaux à double entrée (Ha de productions végétales/Commune).

Les résultats globaux sont également exprimés de manière absolue, et relativement aux surfaces totale et agricole.

La figure 3 ci-après illustre ces résultats.

3.2 Imagerie satellite.

L'exploitation des données numériques fournies par un capteur à haute résolution (Thematic Mapper) embarqué sur le satellite Landsat (images d'avril et de septembre 1985) a fourni des renseignements précieux sur l'occupation des sols dans les zones étudiées.

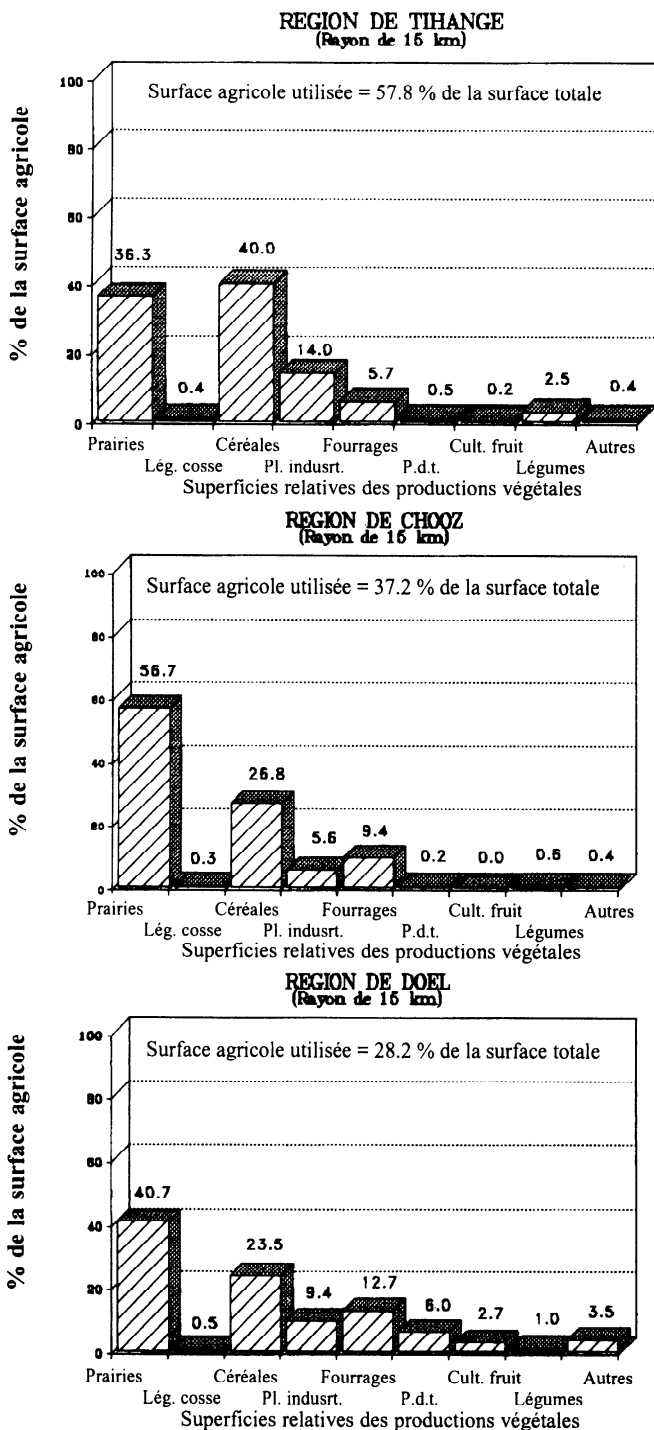
La résolution au sol étant de 30m, ces images ont surtout permis la localisation des surfaces agricoles et non agricoles (forêts, habitat, ...).

Ainsi pour les centrales de Tihange et Chooz⁽¹⁾, une carte en couleur au 1/50.000 a été mise à jour sur laquelle sont représentées les 9 classes d'occupation suivantes:

- 1) Habitat pur
- 2) Routes - Carrières
- 3) Eau
- 4) Feuillus
- 5) Résineux
- 6) Céréales
- 7) Céréales d'hiver
- 8) Betteraves
- 9) Prairies

⁽¹⁾ Nous n'avons pas eu recours à l'imagerie satellite pour la région de Doel en raison du faible pourcentage de surface agricole (28 %), et au sein de celle-ci de la forte majorité de prairies (41 %).

Figure 3 : Superficies relatives des productions végétales autour de Tihange Chooz et Doel



Si la localisation des parcelles est précise, on constatera en revanche que certaines classes mineures de l'approche statistique ont été égarées (cultures fourragères, légumes à cosse, ...) c'est-à-dire ont été rattachées à l'une ou l'autre des 9 classes ci-dessus.

La mise en oeuvre d'un programme consistant en l'application d'une fenêtre mobile de 49 X 49 pixels qui ramène les 9 classes précitées à 4 classes (zones à dominance de cultures, zones d'habitat, zones à dominance forestière et zones à dominance herbagère) a en outre permis une interprétation plus performante, en support aux statistiques.

Le résultat graphique relatif à la zone centrée sur Tihange est présenté à la figure 4 ci-après.

A ce stade de notre inventaire, nous sommes donc capables de fournir en tout point du périmètre nous intéressant l'association sol-plante, au moyen de documents superposables à l'échelle du 1:50.000.

Nous pouvons également distinguer ce qui est agricole de ce qui ne l'est pas (habitat, forêts). Enfin, ces résultats sont appuyés par des statistiques précises, établies sur des données communales.

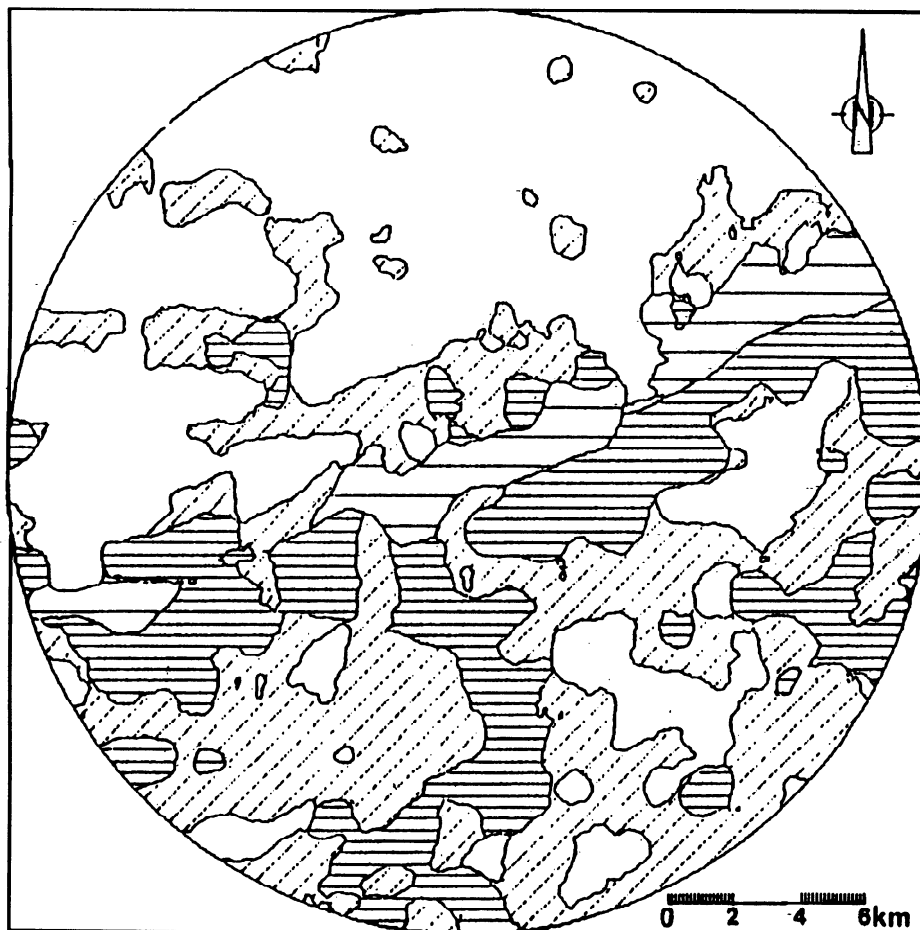
3.3 Résultats des inventaires





En ce qui concerne les sols, il faut d'abord se rendre compte de la variabilité spatiale des unités cartographiques, ce qui se traduit par de nombreuses variations à des échelles très locales.

D'autre part, les différentes classes de sols sont pratiquement représentées partout, à savoir 6 classes sur 6 sont représentées dans la zone de Tihange, 1 seule classe est absente autour de la zone de Chooz (classe 1), et 2 classes sont absentes de la zone de Doel (classes 2 et 6).

Nous ne présenterons pas ici dans le détail les résultats de la superposition des inventaires des sols et des productions végétales, mais bien une première constatation: la répartition de la végétation (occupation du sol) n'est pas du tout indépendante de celle des sols.

Figure 4 : Application d'une fenêtre mobile de 49 X 49 pixels à la zone de Tihange



-  Zones à dominance de cultures
-  Zones à dominance d'habitat
-  Zones à dominance forestière
-  Zones à dominance herbagère

- D'abord, il est clair que les sols limoneux (classe 3) sont des sols agricoles par excellence, et les zones à dominance de culture leur sont intimement liées.
- Ensuite, sur sol limono-caillouteux (classe 2) et sur sol hydromorphe (classe 5) la prairie ou la forêt est le plus souvent préférée à la grande culture.
- La plupart des sols argileux (classe 4) se rencontrent également sous forêt ou prairie pour les mêmes raisons, c'est-à-dire à cause de leur situation topographique, leur faible profondeur agissant défavorablement sur le régime hydrique ou simplement la présence des cailloux qui ne favorise guère le passage des engins.

Soulignons tout de même, à titre d'exemple que pour Tihange, le premier caractère agricole qui ressort est le caractère herbager, lequel se manifeste particulièrement au Sud de la Meuse.

Par conséquent, en situation accidentelle et post-accidentelle, une des voies critiques de transfert du radio-césium et du radio-strontium dans les chaînes alimentaires et d'exposition des populations dans cette région risque d'être la voie sol (classe 2) - herbe - lait - consommation humaine.

4. VALIDATION DE LA CLASSIFICATION

Afin d'effectuer les premiers test sur le mode de classement adopté pour les sols, des échantillons ont été prélevés en 1990 dans des parcelles agricoles de la région de Tihange, puis conditionnés à des fins de mesure.

Les résultats relatifs à l'herbe récoltée en prairie permanente, production agricole pour laquelle des échantillons ont pu être prélevés sur différents types de sols avec le plus de facilité, concernent le facteur de transfert sol-plante (F.T.) du ^{137}Cs (fallout des années 60 plus Tchernobyl) à l'herbe.

Ils sont présentés dans le tableau 2 ci-après.

Tableau 2 : Facteurs de transfert Sol-herbe du ^{137}Cs autour de Tihange

Type de sol	F.T.(Bq.kg ⁻¹ /Bq.kg ⁻¹) du ^{137}Cs (moyenne \pm écart-type)
Classe 2: Limono - caillouteux	$3.4 \cdot 10^{-1} \pm 0.5 \cdot 10^{-1}$
Classe 3: Limoneux	$2.1 \cdot 10^{-1} \pm 0.1 \cdot 10^0$
Classe 4: Argileux	$1.4 \cdot 10^{-1} \pm 0.8 \cdot 10^{-1}$
Classe 6: Limoneux à charge calcaire	$1.5 \cdot 10^{-1} \pm 0.7 \cdot 10^{-1}$

Ce tableau, s'il ne fait pas apparaître de différences considérables, laisse augurer la moins grande transférabilité du ^{137}Cs en sols argileux et calcaire.

Des expériences menées conjointement avec le CEN/SCK et initiées dans le cadre du programme européen RESSAC (Réhabilitation des Sols et des Surfaces après Accident) sont actuellement en cours et fourniront dans les mois et années à venir des valeurs de F.T. du radio-césium et du radio-strontium obtenus en parcelle d'essais pour 4 des 6 types de sols sélectionnés qui sont les plus rencontrés en grande culture.

Ils devraient permettre de valider la classification proposée, voire de la simplifier.

5. CONCLUSIONS

L'approche présentée a montré la diversité des zones rencontrées se manifestant notamment par une grande hétérogénéité spatiale des sols, laquelle laisse présager en cas de dépôt de radionucléides, des variations locales relativement importantes dans la contamination des productions végétales, ainsi qu'une stratégie de réhabilitation adaptée.

Cette assertion devrait être vérifiée à la lumière des expérimentations menées actuellement par le Groupe de Radioécologie de la FSAGx, dans le cadre de programmes de recherche nationaux et européens.

D'autre part, une répartition pratique, précise, durable et capable de fournir des statistiques relatives à des zones données passe par un archivage sur support informatique.

Il conviendrait donc, dans un premier temps, de digitaliser les unités cartographiques des sols, sur base de la classification proposée dans le présent article et le stockage de données aériennes numérisées (images satellitaires ou prises de vues par avion). Dans un second temps, le recours à des systèmes d'informations géographiques (SIG) autorisant la superposition d'informations diverses s'avérerait un outil précieux pour l'identification des zones critiques et le mode d'intervention à y mener.

6. BIBLIOGRAPHIE

- AVRIL P., "Légende de la Carte des Sols de Belgique", Service de la Science du Sol, FSAGx , 26p., (1987).
- BURTON O., VANDECASTEELE C.M., CHALMAGNE C., KIRCHMANN R. "Study of the transfer of accidentally released radionuclides in agricultural products with the aim of developing appropriate countermeasures". Rapport final du contrat S.P.R.I.(RIS-JML-DF-5067) - C.C.E.DGXII (BI6-B-327-B), (1991).
- BURTON O., VANDECASTEELE C.M, VAN HEES M., LAMBOTTE J.M., KIRCHMANN R., "Behaviour of radiocaesium and radiostrontium associated with aerosol particles deposited in a pasture ecosystem". Proceedings of I.U.R. Soviet branch seminar on the radioecology and countermeasures, Kiev, 27 April - 2 May 1991, I.U.R, pp103 -115, (1992).
- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, "Proceedings of the Seminar on Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents : Kyshtym, Windscale, Chernobyl" ., held at Luxembourg, 1-5 October 1990, Report EUR 13574, pp. 421-436 (1991).
- DELECOUR F., "Initiation à la pédologie", Service de la Science du Sol, FSAGx, 78 p., (1981).
- DELECOUR F., PHILIPPOT R., "Description des profils de la planchette et Répertoire des Résultats Analytiques - 157E/Clavier", Centre de Recherches Pédologiques, Institut Agronomique Gembloux, IRSIA, 110p., (1955).
- IAEA - UIR, "Handbook of parameters values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments", Technical reports series n°364, IAEA, pp 14-26, (1994).
- INS, "Recensement agricole et horticole" (1986).
- KIRCHMANN R., BURTON O., "Efficiency and effectiveness of agricultural countermeasures after major radioactive releases". Presented at the "3rd International Symposium on Environmental Radiation Monitoring Technology", held at Kaohsiung - Taiwan (1993).
- MARECHAL R., "Texte explicatif de la planchette de Modave 157W", Carte des Sols de la Belgique, Gand, IRSIA, 87p., (1962).
- MARECHAL R., "Texte explicatif de la planchette de Ohey 156E", Carte des Sols de la Belgique, Gand, IRSIA, 88p., (1961).

NISBET A.F., KONOPLEV A.V., SHAW G., LEMBRECHTS J.F., MERCKX R., SMOLDERS E, VANDECASTEELE C.M., LONSJO H., CARINI F., BURTON O. "Application of fertilisers and ameliorants to reduce soil to plant transfer of radionuclides in the medium to long term - A summary", Elsevier, The Science of the Total Environment, n°137, pp173-182, (1993).

OLDENHOVE DE GUERTECHIN F.B., "Texte explicatif de la planchette de Huy146W", Carte des Sols de la Belgique, Gand, IRSIA, 109p., (1973).

PRISTER B.S., PERPELYATNIKOVA L.V., PRONEVICH V.A. "Agricultural aspects of consequences of the accident on Chernobyl NPP in the Ukraine", Présenté à un Workshop de l'OCDE, 12-14/06/1995, Paris, (1995)

UIR, "VI th report of the Working group Soil-to-plant transfer", RIVM, (1989).

UIR, "VIII th report of the Working group Soil-to-plant transfer", RIVM, (1992).

VANDECASTEELE C.M., FAGNIART E., COLARD J., CULOT J.P., KIRCHMANN R., "Transfer of radiocaesium deposited after the Chernobyl accident to agricultural plants", Proceedings du IV^e Symposium International de Radioécologie, Cadarache, 14-18 mars 1988, "Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement", pp. D179-184, (1988).

Samenvatting

De werkzaamheden van de groep Radioecologie van de Faculteit Landbouwwetenschappen van Gembloux (FSAGx) beogen het kwantificeren, ontleden en modeliseren van de overdracht van de nucliden vrijgekomen in de omgeving in het algemeen en meer bepaald in de landbouw.

Een tweede doel is de identificatie bij ongevallen van de tegenmaatregelen die de transfer langs de voedselketen alsook de stralendosis aan de bevolking kunnen beperken.

Twee studies worden geleid. De eene bestaat uit de radioecologische evolutie van de bodems en landbouwproducten, waardoor op een bepaald ogenblik het besmettingsniveau maar ook de evolutie hiervan kan bepaald worden. Hierdoor kunnen bepaalde verschijnselen aan het daglicht worden gebracht.

De andere, begonnen met zuivere research doeleinden, eisen besmettingen in gecontroleerde omstandigheden, en hebben als doel de evolutie van radionucliden in bepaalde omstandigheden te volgen.

In beide gevallen berusten zij op een essentiële gedachtengang samengesteld uit de kwalificatie (inventaris) van zones op Belgisch grondgebied rond de kerninstallaties van Tihange, Chooz en Doel op basis van de meest belangrijke factoren en parameters die de flux van nucliden in de bodem kunnen beïnvloeden.

Het artikel hieronder heeft als doel het voorstellen en verantwoorden van de gedachtengang die de diversiteit in de ruimte van de onderzochte zones aantoont namelijk vanuit het oogpunt van bodemtype en beëindigt in de identificatie van de kritische transferbanen.

Summary

The activities developed by the Radioecology Group of the Faculty of Agricultural Sciences of Gembloux (FSAGx) are part of a process aiming at the quantification, analysis and modelling of the transfer of radionuclides released in the environment, and more accurately in the agricultural areas. The second objective is the identification, following accidental situations, of the countermeasures to implement in order to mitigate these transfers in the foodchains and as doses resulting from the exposition of the population.

Hence, two types of studies are led. The first one consist in a continuous radioecological monitoring of the soils and agricultural productions, allowing the determination of the level of contamination and its time evolution. The other require contamination under controlled conditions in order to study the behaviour of relevant radionuclides.

In both cases, the studies are based on a first step: the characterization (surveys) of zones surrounding in the Belgian territory, the nuclear power plants of Tihange, Chooz and Doel on the basis of the main factors and parameters influencing the radionuclides fluxes in agricultural soils.

The present paper deals with the presentation and justification of this work which shows the spatial diversity of the zones (i.e. soil types) and identifies the critical transfer pathways.