

## **1 HS14-048 – Biosfeermodel in penaliserende scenario 'grondroute'**

De doelstelling van penaliserende scenario's (§14.12), die moeten dienen om de potentiële impact te berekenen wanneer er geen vertrouwen meer is in de voorspelling van de performantie van de bergingsinstallatie [xx], kan a priori geen reden zijn om een biosfeermodel te gebruiken dat verschillend is van het model dat gebruikt is in de periode voor de start van deze scenario's.

NIRAS verwijst naar het penaliserend karakter van het scenario 'grondroute' (verlies van afzonderingsvermogen) om de blootstellingweg via inname van drinkwater in dit scenario niet te beschouwen (§ 14.12.3.1, p14-236). Er is ook in hoofdstuk 14 geen argumentatie gegeven voor het niet beschouwen van andere ontbrekende innameblootstellingwegen (zoals bv. ingestie van dierlijk voedsel). In OD-210 [xxi] (p32) wordt gemeld dat granen niet beschouwd worden omdat verondersteld wordt dat deze niet geteeld worden in een tuin.

Het FANC en Bel V vragen om het uitsluiten van de blootstellingwegen die normaal bij een zelfvoorzienende gemeenschap beschouwd worden, maar die in dit scenario niet weerhouden werden, beter te argumenteren conform ook de vereiste RBIO3 van de leidraad 'biosfeer' [xxii].

Het FANC en Bel V begrijpen dat de argumentatie van het niet beschouwen van de inname van drinkwater steunt op het penaliserend karakter van het concept dat NIRAS gebruikt voor het scenario, maar vragen om de argumentatie te ontwikkelen op basis van gekwantificeerde gegevens.

## **2 Antwoord NIRAS**

### **2.1 Context**

Conceptueel leunt het penaliserend scenario 'grondroute' dicht aan bij het intrusiescenario 'residentie na uitgraving' (zie Figuur 14-122): residueel materiaal afkomstig van de bergingsinstallatie wordt in de omgeving verspreid, waardoor een gecontamineerde zone ontstaat.

Het gebruikte biosfeermodel leunt dan ook sterk aan bij het model gebruikt voor de impactmodellering onder het scenario 'residentie na uitgraving'.

In navolging van het antwoord op vraag HS14-032 zal ook voor het penaliserend scenario de beschouwde gecontamineerde oppervlakte worden opgetrokken<sup>26</sup> en zullen inname van granen en dierlijke producten (koemelk en rundsvlees) worden toegevoegd als blootstellingswegen (§2.3 van dit antwoord). De duur van de aanwezigheid buitenshuis op de gecontamineerde site wordt, naar analogie met het

26

teneinde een gezin met een Westers voedingspatroon (i.e. met inbegrip van vlees) toe te laten in zelfvoorziening te leven

biosfeermodel voor scenario's van geleidelijke uitloging, zoals gevraagd door het FANC, opgetrokken tot 1500 h (zie ook HS14-032).

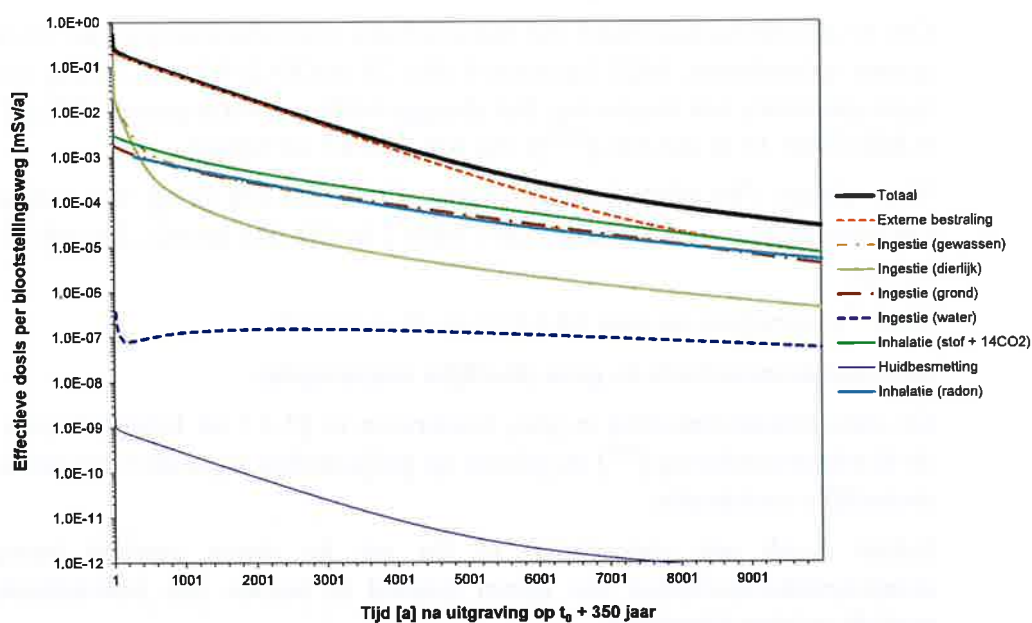
Hiermee wordt voldaan aan de eis een zelfvoorzienende gemeenschap in acht te nemen, aangezien het niet beschouwen van inname van drinkwater in deze omstandigheden geen aanleiding geeft tot een onderschatting van de dosis (§2.2 van dit antwoord).

## 2.2 Inname van drinkwater

In het intrusiescenario 'residentie na uitgraving' wordt de inname van drinkwater, gecontamineerd via uitloging uit gecontamineerde grond, wel als blootstellingsweg beschouwd. De resultaten van de berekeningen tonen echter op overtuigende wijze aan dat

- de *globale* impact metertijd met verschillende grootteordes daalt door het beschouwen van uitloging, waardoor de concentratie in de grond afneemt;
- inname van drinkwater op geen enkel moment significant bijdraagt tot de globale impact.

Dit wordt geïllustreerd op Figuur 14-119 van Hoofdstuk 14 van het veiligheidsrapport. Figuur 12 hieronder stemt overeen met Figuur 1 uit het antwoord op HS14-032 en toont aan dat deze vaststellingen blijven gelden voor het in het licht van vragen HS14-025 en HS14-032 herziene residentiescenario.



**Figuur 12 – Totale effectieve dosis [mSv/a] uit de verschillende blootstellingswegen voor residentie na uitgraving op  $t_0 + 350$  jaar (logaritmische schaal op de Y-as) voor de bronterm 2008 “versie 2” uit OD-133 [xxiii].**

In het penaliserend grondscenario wordt daarom geen rekening gehouden met uitloging uit de gecontamineerde grond. Er treedt bijgevolg geen contaminatie van drinkwater op, waardoor inname van drinkwater niet als blootstellingsweg beschouwd dient te worden. Hierdoor wordt de globale impact op ieder ogenblik gemaximaliseerd in lijn met het penaliserende karakter van het scenario.

## 2.3 Andere blootstellingswegen voor een zelfvoorzienende gemeenschap

### 2.3.1 Aanpak

Zoals gesteld in het antwoord op vraag HS14-047 zullen, gegeven de conceptuele gelijkens tussen het penaliserend grondscenario en het scenario residentie na uitgraving, volgende blootstellingswegen toegevoegd worden voor de zelfvoorzienende gemeenschap (zie ook antwoord op HS14-032):

- inname van granen
- inname van dierlijke producten (melk en vlees van rundvee).

### 2.3.2 Modelleren van bijkomende blootstellingswegen

In bijlage aan dit antwoord wordt een herwerkte tekst van Hoofdstuk 3, §3.1 t.e.m. 3.3, gegeven waarin de modellering van het penaliserende grondscenario wordt uiteengezet.

#### 2.3.2.1 Activiteitsconcentraties

##### Activiteitsconcentratie in granen

Om de activiteitsconcentratie van radionucliden (met uitzondering van  $^3\text{H}$  en  $^{14}\text{C}$ ) in granen te berekenen, blijft Equation 6 (blz. 21 in OD-210 [xxi]), geldig voor andere types gewassen, van toepassing. Het drooggewicht van verse granen  $DW_v$  [-] bedraagt 0,868 (Table 10 in OD-043 [xxiv]). Zie ook §3.2.6.1 uit bijlage.

Voor tritium ( $^3\text{H}$ ) blijft Equation 7 (blz. 22 in OD-210 [xxi]) van toepassing. De OBT-fractie in granen bedraagt 0,89 (Table 2 in OD-043 [xxiv]). Zie ook §3.2.6.2 uit bijlage.

Voor  $^{14}\text{C}$  verwijzen we naar §2.3.2.2 van dit antwoord.

##### Activiteitsconcentratie in gras (dierlijke consumptie)

De concentratieberekening in gras, beschreven in §3.2.7 uit bijlage, bouwt voort op de biosfeermodellering [xxv] en gebeurt op gelijkaardige wijze als voor gewassen voor menselijke consumptie.

Echter wordt een concentratie in Bq per kg *droog* gewicht beoogd, daar consumptiehoeveelheden van dieren meestal in termen van hoeveelheden droog gewicht worden uitgedrukt.

Voor  $^{14}\text{C}$  verwijzen we opnieuw naar §2.3.2.2 van dit antwoord.

##### Activiteitsconcentratie in dierlijke producten (melk en vlees)

Ook de concentratieberekening in dierlijke producten, beschreven in §3.2.8 uit bijlage, bouwt voort op de biosfeermodellering [xxv].

Rundvee wordt geacht gras (vers gras of hooi) te eten uit de gecontamineerde zone. De inname van grond door de dieren wordt uitgedrukt als een fractie van de inname van gras. Er wordt gebruik gemaakt van radionuclidespecifieke transfertfactoren voor koemelk en rundsvlees om de radionuclidenconcentratie in gras te converteren tot een concentratie in koemelk en rundsvlees.

### 2.3.2.2 Modellering van $^{14}\text{C}$

Aan het biosfeermodel beschreven in OD-030 [xxv] werd in de loop van 2014 een aanpassing doorgevoerd van de modellering van  $^{14}\text{C}$  in het licht van internationale ontwikkelingen. Inderdaad blijken de meeste organisaties de vervluchtiging (evasie) van (voornamelijk)  $^{14}\text{CO}_2$  uit de grond te beschouwen als verliesmechanisme voor de concentratie in de grond [xxvi]. In het model beschreven in OD-030 [xxv] was dit niet het geval. Aangezien in dat model een specifieke activiteitsbenadering werd toegepast om de concentratie in de lucht te linken aan de concentratie in de grond, leidt dit de facto tot een “dubbele telling” van deze activiteit (in de lucht maar ook in de grond). In lijn met de modellering toegepast door andere afvalbeheersorganisaties, bijvoorbeeld LLWR [xxvii] en ENRESA [xxvi], werd daarom het model aangepast teneinde het excessieve conservatisme te verminderen.

Gezien in het penalisierend grondscenario eenzelfde specifieke activiteitsbenadering werd gebruikt voor  $^{14}\text{C}$ , werden hier met het oog op de coherentie van het dossier ook aanpassingen doorgevoerd. Concreet werden volgende aanpassingen doorgevoerd:

- evasie (vervluchtiging) van  $^{14}\text{CO}_2$  uit de grond werd beschouwd als verliesmechanisme voor de grond (§3.2.1.2 uit bijlage);
- evasie van  $^{14}\text{CO}_2$  uit de grond geeft aanleiding tot een zekere  $^{14}\text{CO}_2$ -concentratie in de lucht (§3.2.3 uit bijlage), die met een zgn. *boxmodel* wordt bepaald (i.e. de vervluchtigde  $^{14}\text{CO}_2$  wordt geacht ingesloten te blijven in de luchtlag boven de grond, wat conservatief is);
- opname van  $^{14}\text{C}$  door de planten kan gebeuren via de wortels uit de grond (2%) of via fotosynthese ( $^{14}\text{CO}_2$ ) uit de lucht (98%) – zie §3.2.6.3 uit bijlage;

Voor de  $^{14}\text{C}$ -concentratie in dierlijke producten wordt een specifieke activiteitsbenadering toegepast t.o.v. de concentratie in gras (§3.2.8.3 uit bijlage).

### 2.3.2.3 Doses

#### Inname van granen

Voor inname van granen blijft Equation 24 (blz. 32 in OD-210 [xxi]) van toepassing. De jaarlijkse consumptie van granen bedraagt 48,5 kg voor volwassenen, 46 kg voor kinderen en 24,5 kg voor peuters (OD-043 [xxiv]). Zie ook §3.3.2.2 uit bijlage.

#### Inname van dierlijke producten

Voor inname van dierlijke producten geldt eenzelfde vergelijking als voor inname van voedingsgewassen. Zie ook §3.3.2.3 uit bijlage.

### **3 Aanpassingen aan het veiligheidsrapport**

De impacts onder het penalisierende grondscenario zullen opnieuw worden berekend voor de herziene bronterm / nieuwe bronterm voor een zelfvoorzienende gemeenschap zoals gestipuleerd in dit antwoord. De conceptuele beschrijving in §14.12 van Hoofdstuk 14 van het veiligheidsrapport zal eveneens in die zin worden bijgestuurd.

### **4 Referenties**

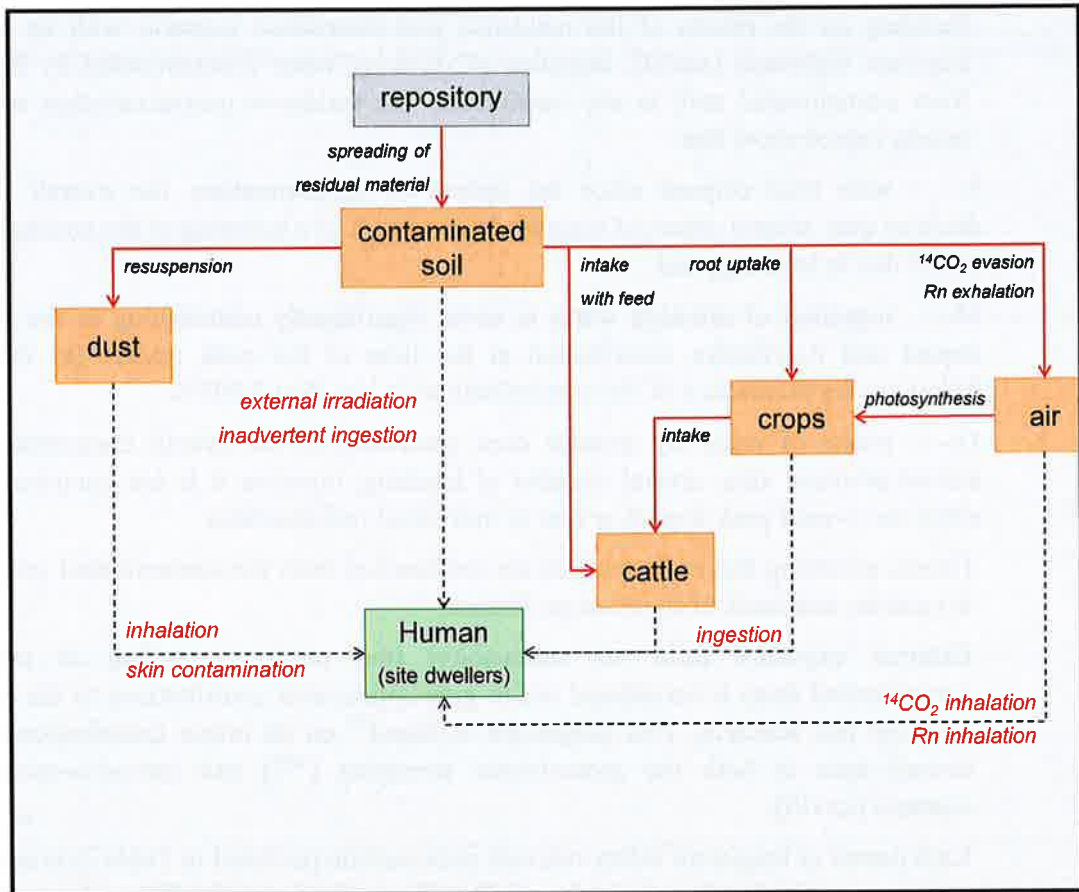
### **5 Penalising soil scenario**

The penalising soil scenario is used to assess the effect of a complete loss of isolation properties and is based on the assumption that the entire repository is excavated with residual contaminated material being spread around. The resulting contaminated land is subsequently occupied.

The exposure pathways considered for this scenario are similar to those assessed for the residence-type scenarios considered under the human intrusion assessment [<sup>xxviii</sup>]. The representative persons are members of a self-sufficient resident family. To this end, a smallholder family spending time both indoors and outdoors and consuming locally grown crops and cattle produce. The same Excel-based computational tool has been used for this scenario as used for the human intrusion calculations. QVV for this tool is summarised in Annex 1.2.

#### **5.1 Conceptual Model**

The conceptual model for this penalising scenario is illustrated in Figure 13. The exposure under each pathway depends on the exposure situation and human activity considered. A distinction is made between exposure that occurs whilst the representative person is at home, either indoors or outdoors and whilst engaged in gardening.



**Figure 13 – Conceptual model associated with the penalising soil scenario (direct exposure).**

The representative persons are considered to belong to a smallholder family (adults, children and infants). Both their farmland and dwelling are located in the contaminated zone. The dose received by the representative person living on the contaminated land is the sum of the contributions from the following exposure pathways and exposure situations:

- inhalation of
  - resuspended dust, indoors and outdoors,
  - <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>, indoors and outdoors, and
  - radon, indoors and outdoors;
- ingestion of
  - contaminated soil (inadvertent),
  - food crops grown on contaminated land, and
  - produce from cattle grazing on contaminated land;
- external exposure, outdoors and indoors, to contaminated soil; and

- skin contamination by contaminated dust whilst gardening.

Building on the results of the residence post-excavation scenario with its similar exposure pathways [xxviii], ingestion of drinking water (contaminated by leachate from contaminated soil) is not considered. The residence post-excavation scenario results indeed show that

9- with time elapsed since the spread of contamination, the overall impact declines over several orders of magnitude as a result of a lowering of the concentration in soil due to leaching; and

10- ingestion of drinking water is never significantly contributing to the overall impact and its relative contribution at the time of the peak impact (in the year following the occurrence of the contamination) is less than 0.005%

11- intake of water by animals does contribute to the overall concentration in animal products after several decades of leaching, however it is not contributing to either the overall peak impact or that of individual radionuclides.

Hence, assuming that radionuclides are not leached from the contaminated soil layer, is cautious and leads to an envelope impact.

External exposure from air submersion (the resident standing in airborne contaminated dust) is considered not to give appreciable contributions to the overall dose for this scenario. This judgement is based<sup>27</sup> on its minor contribution to the overall dose in both the groundwater screening [xxix] and intrusion-excavation scenario [xxviii].

Each parent or long-term safety relevant radionuclide (as listed in Table 2) is assumed to have an initial unit activity i.e. 1MBq. To assess potential future doses from a radionuclide, the evolution of activity is calculated. Many of the long-term safety relevant radionuclides are part of decay chains that include progeny that may be significant contributors to dose at later times. In the assessment of doses, the impact of any progeny is added to that of its parent radionuclide. For any given time, the activity and corresponding dose for each radionuclide in a decay chain are calculated. The sum of these doses then gives the total specific dose attributed to the parent radionuclide of that chain. The doses for each long-term safety relevant radionuclide therefore take into account the contributions from progeny occurring as a result of decay and ingrowth.

The calculated results consist of specific dose rates arising from a unit activity [mSv/a per MBq]. The (annual) effective dose or dose rate is calculated by multiplying the

---

<sup>27</sup> Following the same lines of reasoning, one could also exclude skin contamination. This pathway is, however, considered for two reasons: its inclusion in the residence post-excavation scenario (as there was insufficient *a priori* evidence that this pathway would not contribute at the time the HIAM was developed) and its potential contribution to the equivalent dose to the skin.

specific dose at time  $t$  by the actual initial activity level of the parent. The resultant effective dose rates are then compared to the 3 mSv/a dose reference value [xxx].

## 5.2 Activity concentrations

### 5.2.1 Activity concentration in contaminated soil layer

#### 5.2.1.1 Radionuclides other than $^{14}\text{C}$

The activity concentration of radionuclide  $i$  in the contaminated soil effectively corresponds to the activity content of radionuclide  $i$  in the repository homogenised over the volume of material coming from the two tumuli constituting the repository,  $V_{\text{repository}}$  [m<sup>3</sup>] as given by:

$$C_{s,i}(t) = \frac{A_i(t)}{V_{\text{repository}}} \quad \text{Equation 1}$$

where

- $C_{s,i}(t)$  = the concentration of radionuclide  $i$  in the soil at time  $t$  [Bq/m<sup>3</sup>];
- $A_i(t)$  = the residual activity level of radionuclide  $i$  at time  $t$  [Bq]; and
- $V_{\text{repository}}$  = the volume of material derived from the repository [m<sup>3</sup>].

The contaminated layer consists of a mixture of residual repository material (as represented by  $V_{\text{repository}}$ ) consisting of the waste, the cementitious repository components and sandy material used to fill the spacings between the 34 modules contained within two tumuli. The envelope nature of the concentrations calculated by Equation 1 is guaranteed by the following assumptions:

the soil layers of the multi-layer cover (with a 4.45m thickness) have disappeared by the time of onset of penalising conditions;

12- no mixing of exhumed material with clean soil is considered, although this would be necessary to render the excavated material consisting mostly of concrete remnants<sup>28</sup> sufficiently fertile to enable crop growth.

Hence, the volume of material  $V_{\text{repository}}$  [m<sup>3</sup>] is calculated as the product of

- the surface area of the modules of both tumuli  $((320 \times 54.80) + (221.80 \times 54.80))$  m<sup>2</sup> (Figure 14); and

---

<sup>28</sup> Only the sand-cement embankment and the material used to fill the spacing between the modules contain sand – these make up less than 30% of the total amount of material potentially available to induce contamination. The concrete remnants, containing a large fraction of calcareous aggregates, would not only lead to visible debris in the soil layer (thus rendering it unsuitable as soil) but also render the soil highly alkaline which is unsuitable for crop growth.



- the height of the engineered barriers excluding the soil layers of the cover (13.766m), which consists of [xxxi]
  - concrete layers on top of the module (module roof and impervious top slab of multi-layer cover), 1.46m thick in total;
  - the waste zone (internal module height), i.e. 8.106m;
  - concrete underlying the waste zone (support slab; backfilled inspection room with columns; foundation slab), 2.2m thick; and
  - sand-cement embankment, 2m thick.

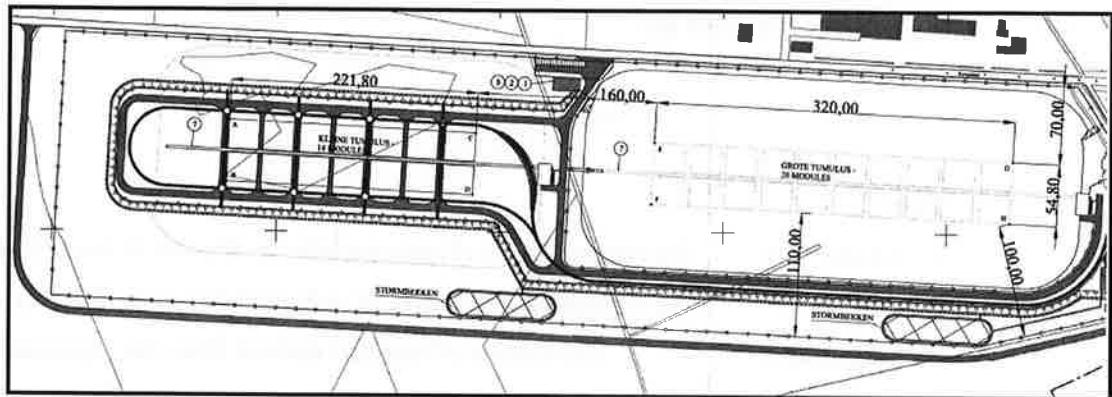


Figure 14 – Horizontal dimensions of the repository: first “large” tumulus (right hand side), composed of a double row of 10 modules, and second “small” tumulus (left hand side), composed of a double row of seven modules. All modules are 27.4 m long and 25.4 m wide. In the lateral direction, there is a 4m spacing between the modules. In the longitudinal direction, there is an alternating spacing of 6m and 4m.

### 5.2.1.2 Concentration of $^{14}\text{C}$

Similar to other radionuclides,  $^{14}\text{C}$  can be lost from soil by radioactive decay. Its transport in the environment is, however, controlled mostly by *evasion* : due to its volatility from soil, it is released quickly via gaseous emission as  $^{14}\text{CO}_2$ . The concentration in soil is

$$C_{s,C14}(t) = C_{s,C14}(t_p) \times \exp(-\lambda_{e,C14} \times (t - t_p)) \quad \text{Equation 2}$$

where

- $t_p$  = the time of onset of the penalizing conditions (i.e. the contamination spreading) [a];
- $C_{s,C14}(t_p)$  = the initial concentration of  $^{14}\text{C}$  in the contaminated layer [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ] (Equation 1);
- $\lambda_{e,C14}$  = the effective decay constant of  $^{14}\text{C}$  in contaminated soil [ $\text{a}^{-1}$ ];  
 =  $\lambda_{C14} + E_{ev,C14}$  where

- $\lambda_{C14}$  = (radioactive) decay constant of  $^{14}\text{C}$  [ $\text{a}^{-1}$ ]; and
- $E_{ev,C14}$  = evasion rate of  $^{14}\text{C}$  from the soil to the air [ $\text{a}^{-1}$ ].

It is assumed that residence on exhumed material occurs from the year following the onset of penalising conditions onwards, hence  $t - t_p$  is at minimum one year.

The evasion rate  $E_{ev,C14}$  [ $\text{a}^{-1}$ ] can be calculated from (Appendix L.3 of [xxxii])

$$E_{ev,C14} = \lambda_{ev,C14} \times \frac{d_{ev}}{d_a} \quad \text{Equation 3}$$

where

- $\lambda_{ev,C14}$  = evasion rate constant of  $^{14}\text{C}$  in contaminated soil [ $\text{a}^{-1}$ ];
- $d_{ev}$  = the reference evasion depth [m]; and
- $d_a$  = the thickness of the contaminated layer.

The evasion rate  $\lambda_{ev,C14}$  [ $\text{a}^{-1}$ ] describes the fraction of the soil inventory that is lost to the atmosphere per unit time. From lysimeter experiments [xxxiii, xxxiv],  $^{14}\text{C}$  evasion rates of  $22 \text{ a}^{-1}$  ( $7 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ ) have been obtained for sandy and organic soils. For clay and loamy soils, values of about  $12 \text{ a}^{-1}$  ( $3.8 \times 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ ) were found. Evasion rates as low as  $10^{-10} \text{ s}^{-1}$  ( $0.0032 \text{ a}^{-1}$ ) are estimated for pedogenic losses of native carbonates and humified organic carbon from soil [xxxiv].

The reference evasion depth  $d_{ev}$  [m] is the maximum soil thickness layer through which  $^{14}\text{C}$  can escape to air by conversion to  $^{14}\text{CO}_2$ . Below this depth,  $^{14}\text{CO}_2$  is assumed to be trapped in soil.

The ratio between the evasion depth  $d_{ev}$  and the contamination depth  $d_a$  [m], together with the evasion rate  $\lambda_{ev,C14}$  [ $\text{a}^{-1}$ ], thus determine the  $^{14}\text{C}$  concentration in soil. In case the evasion depth would exceed the contamination depth, the evasion rate  $E_{ev,C14}$  equals the evasion rate constant  $\lambda_{ev,C14}$  [ $\text{a}^{-1}$ ] and Equation 3 is no longer applied. Table 2 summarises the values adopted for these parameters, based on the following lines of argumentation:

- For the evasion rate constant  $\lambda_{ev,C14}$  [ $\text{a}^{-1}$ ]
  - Because the contaminated layer consists of concrete remnants containing a large fraction of calcareous aggregates, the carbonate content of this layer will be higher than under natural conditions such that evasion would be lower. In the intrusion-residence scenarios, a correction factor of 10 is applied to the sandy soil evasion rate ( $22 \text{ a}^{-1}$ ). An evasion rate of  $2.2 \text{ a}^{-1}$  would serve as an *upper bound evasion rate constant*.
  - Considering a worldwide average soil  $\text{CO}_2$  efflux of around  $2 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (disturbed vegetation, including croplands) at a mean air temperature of  $10^\circ\text{C}$  (i.e. the long-term average temperature in Dessel [xxxv]) [xxxvi] and a stable carbon content of  $23 \text{ gC/kg}_{\text{dw}}$  in soil (croplands) [xxxvii], an evasion rate of  $6.45 \times 10^{-2} \text{ a}^{-1}$  is found for an evasion depth of  $0.3 \text{ m}$  [xxxii, xxxiv] and a bulk density of  $1640 \text{ kg/m}^3$  based on Equation 5 (see further section 5.2.3). This

value would serve as a *lower bound evasion rate constant* which might underestimate the  $^{14}\text{CO}_2$  concentration in air (section 5.2.3), thus the availability for plant uptake through photosynthesis and the concentration in crops (section 5.2.6.3).

- The evasion depth  $d_{ev}$  [m] is set equal to tilling depth, i.e. 0.3 m.
- For the contamination depth  $d_a$  [m]
  - It is reasonable to assume that the contamination depth  $d_a$  [m] is at least equal to the evasion depth  $d_{ev}$  [m]. In the intrusion-residence scenarios, the contamination is assumed to be spread to tilling depth (0.3m) [xxviii], which thus serves as a lower bound contamination depth.
  - It is unreasonable to assume contamination at tumulus height. The waste zone is covered by approximately 1.5 metres of concrete. Such material, even in degraded state, would be recognized as unsuitable for farming purposes; such that the penalising soil scenario loses its meaning (such event is covered, however, under the penalising groundwater scenario). It is also unreasonable to assume that the spreading of contamination would cause a significant elevation (as this is generally not allowed).
  - Prior to the laying-out of gardens, usually a few tens of cm of soil are dug off and replaced with garden mould. An assumption for the penalising soil scenario would then be that the residual repository material is erroneously taken to be garden mould. A thickness of 0.5m of contamination then serves as an upper bound contamination depth.
  - One should also bear in mind that the concentration in air as compared to that in soil is bounded by the concentration that is calculated assuming full equilibrium (specific activity approach). Based on this consideration, combinations of a rather thin evasion layer but a thick contamination layer are excluded.

The combination of parameter values taken as a reference is summarised in Table 2. A worst-case combination is considered in the penalising scenario, based on the values set out in Table 3. Because most carbon in crops is derived from air (see further section 5.2.6.3), considering the combination yielding the highest concentration in air is bounding. Table 2 –  $^{14}\text{C}$  evasion from soil (post-drilling scenario).

Parameter		Value	Rationale
$\lambda_{ev,C14}$	Evasion rate constant of $^{14}\text{C}$ from the soil to the air [ $\text{a}^{-1}$ ]	2.2	
$d_{ev}$	Reference evasion depth [m]	0.3	Equal to tilling depth
$d_a$	Thickness of the contaminated layer [m]	0.5	see text

**Table 3 – Considering different parameter combinations. Concentrations in soil and air are given in the year after onset of penalising conditions (i.e.  $t - t_p = 1$  year).**

$\lambda_{ev,C14}$	$d_{ev}$	$d_b$	$C_{s,C14}$ (Equation 2)	$C_{air,C14}$ (Equation 6)
6.45E-02	0.3	0.3	3.09E+05	1.34E-02
6.45E-02	0.3	0.5	3.17E+05	2.29E-02
6.45E-01	0.3	0.3	1.73E+05	7.50E-02
6.45E-01	0.3	0.5	2.24E+05	1.62E-01
2.2E+00	0.3	0.3	3.66E+04	5.41E-02
2.2E+00	0.3	0.5	8.81E+04	2.17E-01

### 5.2.2 Activity concentration (particulate aerosol) in air

The dust loading in air depends on the exposure situation and human activity considered. A distinction is made between exposure that occurs whilst the representative person is at home, either indoors or outdoors and whilst engaged in gardening. For each exposure situation  $n$ , the activity concentration in the air,  $C_{air,i}^n$  [Bq/m<sup>3</sup>] can be calculated from the corresponding dust load  $m_{sa}^n$  [kg/m<sup>3</sup>]:

$$C_{air,i}^n = \frac{C_{s,i}}{\rho_s} \times m_{sa}^n, \quad \text{Equation 4}$$

where:

- $C_{s,i}$  = concentration of radionuclide  $i$  in soil [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 1);
- $\rho_s$  = bulk density of soil [kg/m<sup>3</sup>] (Table 5); and
- $m_{sa}$  = dust load of the air in exposure situation  $n$  [kg/m<sup>3</sup>] (Table 4).

During gardening, the dust load  $m_{sa}^{out,g}$  [kg/m<sup>3</sup>] is taken to be equal to the value adopted for farming in the biosphere model, as established in NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]. The aforementioned report also considers the *outdoor residence* exposure. For indoor residence, it is assumed that the dust load is half of that when residing outdoors. The values adopted for the dust load  $m_{sa}^n$  [kg/m<sup>3</sup>] for different on-site exposure situations,  $n$ , are summarised in Table 4.

**Table 4 – Dust load in the air in different exposure situations.**

Parameter	Value	Rationale
$m_{sa}^n$ dust load in the air [kg/m <sup>3</sup> ]		
indoors (at home)	1.5E-08	professional judgement – half of outdoor residence
gardening	2.3E-07	equal to farming – NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]

Parameter	Value	Rationale
outdoor residence	3.0E-08	see NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]

Strictly speaking, the bulk density of the soil,  $\rho_s$  [kg/m<sup>3</sup>] is linked with the assumption on the averaging volume (section 5.2.1.1). The bulk density of the entire repository is an estimated density which includes a variety of different materials, such as the (conditioned) waste, mortar, concrete, gravel, and sand as well as potential void spaces. Although, theoretically, volumetric weighting could be done to establish a bulk density of the source soil in this penalising scenario, a more approximate choice is made here to include the potentially degraded cementitious materials, the sand-like material for filling the spaces between modules and the effect of tilling or ploughing the surface soil that might take place in order to grow crops. All three aforementioned features would act to lower the bulk density as compared to that of undegraded concrete alone (2313 kg/m<sup>3</sup> [xxxix]). The bulk density of the soil  $\rho_s$  is therefore taken to be 1640 kg/m<sup>3</sup> (Table 5) which is the measured on Upper Mol sands during the 2008 site characterisation campaign [xl]. This value represents a lower bound value for the density of the material, such that the concentration in air (Equation 4) is not underestimated.

**Table 5 – Bulk density of root zone soil.**

Parameter	Value	Rationale
Bulk density of root zone soil [kg/m <sup>3</sup> ]	1640	see text

### 5.2.3 <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> concentration in air

Due to the volatility of <sup>14</sup>C, its concentration in (outdoor) air cannot be satisfactorily modelled by the soil resuspension approach adopted for other radionuclides (section 0).

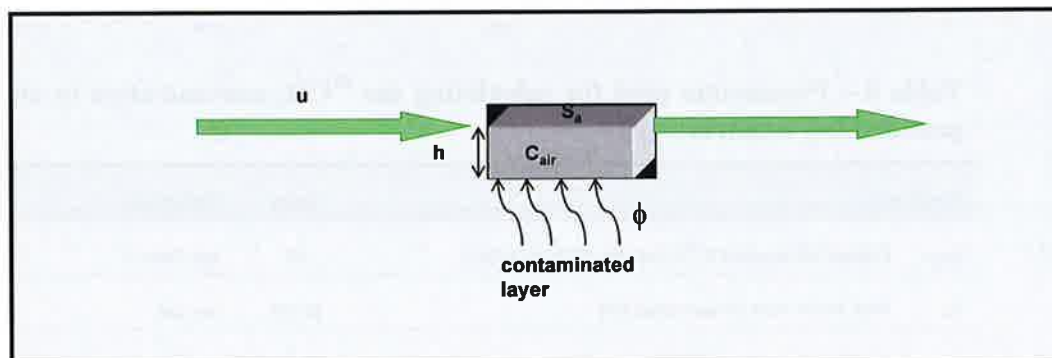
The average flux density  $\phi$  [Bq/(m<sup>2</sup>.a)] of gaseous <sup>14</sup>C (as CO<sub>2</sub>) from soil to air is estimated from [xxxiv]

$$\phi = C_{s,C14}(t) \times \lambda_{ev,C14} \times d_{ev} \quad \text{Equation 5}$$

where

- $C_{s,C14}(t)$  = the <sup>14</sup>C concentration in root zone soil at time  $t$  post-intrusion [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 2);
- $\lambda_{ev,C14}$  = evasion rate constant of <sup>14</sup>C from the soil to the air [a-1] (Table 6);
- $d_{ev}$  = evasion depth [m] (Table 6).

After it is released into the air,  $^{14}\text{CO}_2$  is diluted by mixing with uncontaminated air. The  $^{14}\text{C}$  concentration in the air is estimated from the total  $^{14}\text{C}$  release rate given by Equation 5 and the potential mixing volume of air in a so-called *box model* approach as illustrated in Figure 15.



**Figure 15 – Box model for the  $^{14}\text{CO}_2$  concentration estimate at breathing or crop height  $h$  (based on [xli]). The box model is defined by its surface area  $S$  height  $h$ . Inside, the concentration  $C_{air}$  is spatially homogeneous.  $^{14}\text{CO}_2$  is directly diluted into the local air existing in the zone above the contaminated source, and is carried away by the atmospheric circulation (wind speed  $u$ ) across it.**

Hence

$$C_{air,C14} = \phi \times \frac{S_a}{\sqrt{S_a} \times u \times h \times s_y} \quad \text{Equation 6}$$

where

- $\Phi$  = average  $^{14}\text{CO}_2$  flux density released into the air by evasion from contaminated soil [ $\text{Bq}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ] (Equation 5);
- $S_a$  = the areal extent of the contamination [ $\text{m}^2$ ] (Table 6);
- $h$  = height into which gaseous  $^{14}\text{CO}_2$  is uniformly mixed [ $\text{m}$ ] (Table 6);
- $u$  = annual average wind speed at height  $h$  (Table 6); and
- $s_y$  = a unit conversion factor [ $\text{s}/\text{a}$ ] (Table 6).

The representative persons are members of a smallholder family. According to the FAO ([<sup>xlii</sup>] cited in [<sup>xliii</sup>]), a minimum of 0.5 ha per person is necessary for sustainable food security with a diversified diet similar to that of Western Europe (including meat). As three age groups (adults, children, infants) are considered, a family of four is assumed, such that the minimum amount of land needed  $S_a$  amounts to 2 ha (20 000  $\text{m}^2$ ).

The height to which  $^{14}\text{CO}_2$  is uniformly mixed in the air,  $h$  [ $\text{m}$ ], depends on the application of the parameter. Given the fact that Equation 6 represents a stylised approach to the calculation of concentration of  $^{14}\text{C}$  in the air – which provides an upper bound to the concentration in the air as it assumes that all  $^{14}\text{CO}_2$  is confined in

a layer of air immediately above ground – the value for  $h$  is rather arbitrarily. In accordance with the RESRAD default values, it is set to 1m for carbon uptake by plants and to 2m for the human inhalation pathway [xxxii].

The annual average wind speed is set to 2 m/s [xxxii, <sup>xliv</sup>].

**Table 6 – Parameters used for calculating the  $^{14}\text{CO}_2$  concentration in air in the post-drilling scenario.**

Parameter	Value	Rationale
$\lambda_{ev,C14}$ Evasion rate constant of $^{14}\text{C}$ from the soil to the air [ $\text{a}^{-1}$ ]	2.2	see Table 2
$S_a$ Areal extent of the contamination [ $\text{m}^2$ ]	20 000	see text
$d_{ev}$ Evasion depth [m]	0.3	see Table 2
$h$ Height into which gaseous $^{14}\text{CO}_2$ is uniformly mixed		
for carbon uptake by plants	1	RESRAD default value [XXXii]
for human inhalation	2	RESRAD default value [XXXii]
$u$ Annual average wind speed [m/s]	2	RESRAD default value [XXXii]
$s_y$ Conversion factor for number of seconds in a year [s/a]	31 556 926	NEA JEFF 3.1 [ <sup>xlv</sup> ]

There are no mechanisms to greatly change the indoor concentration of  $^{14}\text{CO}_2$  relative to the outdoor concentration, so that both are considered the same.

#### 5.2.4 Radon concentration in outdoor air

The concentration of  $^{222}\text{Rn}$  in outdoor air,  $C_{air,Rn,out}$  [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ], is estimated using the same approach as in the biosphere model [<sup>xlvi</sup>], i.e. from the concentrations of  $^{226}\text{Ra}$  in the contaminated soil:

$$C_{air,Rn,out} = K_{Rn/Ra} \times \frac{C_{s,Ra}}{\rho_s}, \quad \text{Equation 7}$$

where:

- $K_{Rn/Ra}$  = conversion factor for radon exhalation [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ] (Table 7);
- $C_{s,Ra}$  = concentration of  $^{226}\text{Ra}$  in soil [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ] (Equation 1); and
- $\rho_s$  = bulk density of soil [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ] (Table 7).

The radon exhalation conversion factor  $K_{Rn/Ra}$  was determined from measurements, as set out in NIROND-TR 2008-27E V2 [<sup>xlvii</sup>]. Parameter values are listed in Table 7.

**Table 7 – Radon concentration in outdoor air.**

Parameter	Value	Rationale
$K_{Rn/Ra}$	Conversion factor for radon exhalation [kg/m <sup>3</sup> ]	0.009 Table 15 from NIROND-TR 2008-27E V2 [xlviij]
$\rho_s$	Bulk density of root zone soil [kg/m <sup>3</sup> ]	1640 see Table 5

### 5.2.5 Radon concentration in indoor air

The indoor radon concentration,  $C_{air,Rn,in}$  [Bq/m<sup>3</sup>], is determined by assuming equilibrium between the rate of radon entry (exhalation from the soil through the floor and inflow of outdoor air brought in by ventilation) and its rate of removal (via air exchange and radioactive decay). Under steady-state conditions, the radon gain from exhalation and ventilation inflow equals the radon loss by decay and ventilation outflow. The mass balance can then be expressed as [xxxii]

$$\frac{\phi_{in} \times S_f \times F_{ai}}{V_{in}} - (\lambda_{Rn} + K_h) \times C_{air,Rn,in} + K_h \times C_{air,Rn,out} = 0, \quad \text{Equation 8}$$

where

- $\phi_{in}$  = radon flux density from the house floor [Bq/(m<sup>2</sup>.s)] (section 5.2.5.2);
- $S_f$  = interior surface area of the house [m<sup>2</sup>] (section 5.2.5.1);
- $F_{ai}$  = indoor area factor [-] (section 5.2.5.3);
- $V_{in}$  = interior volume of the house [m<sup>3</sup>] (section 5.2.5.1);
- $\lambda_{Rn}$  = radioactive decay constant of <sup>222</sup>Rn [s<sup>-1</sup>] (section 5.2.5.1);
- $K_h$  = air renewal rate of the house [s<sup>-1</sup>] (section 5.2.5.1);
- $C_{air,Rn,in}$  = concentration of <sup>222</sup>Rn in indoor air [Bq/m<sup>3</sup>]; and
- $C_{air,Rn,out}$  = concentration of <sup>222</sup>Rn in outdoor air [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 7).

Solving Equation 8 for the indoor radon concentration yields

$$C_{air,Rn,in} = \frac{1}{K_h + \lambda_{Rn}} \left( \frac{\phi_{in} \times S_f \times F_{ai}}{V_{in}} + K_h \times C_{air,Rn,out} \right), \quad \text{Equation 9}$$

The different model parameters are discussed in the following subsections.

#### 5.2.5.1 Dwelling characteristics

The characteristics of the dwelling ( $S_f$  [m<sup>2</sup>],  $V_{in}$  [m<sup>3</sup>] and  $K_h$  [s<sup>-1</sup>]) listed in Table 8 are adopted from those of the masonry house suggested by UNSCEAR for illustrative modelling of the radon entry rate into a building [xlviij, xlix].



**Table 8 – Indoor radon concentration: dwelling characteristics.**

Parameter	Value	Rationale
$K_h$ Air renewal rate of the house [s <sup>-1</sup> ]	2.78E-04	UNSCEAR [xlvi, xlvii] considers an air renewal rate of 1 per hour, corresponding to 1 / 3600 per second
$V_i$ Interior volume of the house [m <sup>3</sup> ]	250	adopted from UNSCEAR [xlvi, xlvii]
$S_i$ Interior surface area of the house [m <sup>2</sup> ]	100	adopted from UNSCEAR [xlvi, xlvii]

### 5.2.5.2 Radon flux density $\phi_{in}$

The radon flux density from the floor of the house,  $\phi_{in}$  [Bq/(m<sup>2</sup>.s)] is considered to arise solely from the underlying contaminated soil, and can be expressed as a proportion of the radon flux density from contaminated outdoor soil beneath the house:

$$\phi_{in} = f_{house} \times \phi_{out}, \quad \text{Equation 10}$$

where:

- $f_{house}$  = fraction of radon released into a house from soil beneath it [-] (Table 9); and
- $\phi_{out}$  = radon flux density from outdoor contaminated soil [Bq/(m<sup>2</sup>.s)] (Equation 11).

Both factors are discussed below.

#### $f_{house}$

The fraction of radon exhaled from soil that is transported into the building is made up of two contributions: one from diffusion-driven transport, and one from pressure-driven flow of radon through (openings in) the structural elements (i.e. advective transport). If the (concrete) floor of the house is intact, the diffusive flux density passing through it is low (generally less than 10% of the radon flux density from contaminated soil [xlix]), and, moreover, advection of radon gas from the soil into the building cannot take place.

Floors are, however, unlikely to be intact, and holes and cracks greatly facilitate the entry of radon. The presence of cracks in the floor slab may indeed considerably increase the transmission of the diffusive flux from the soil, and also allow advection. The ratios between advective and diffusive influxes are greatly dependent on the floor permeability.

In the present modelling approach, simplifying assumptions have been made in terms of the processes considered and in the models used to describe the processes that are included. The inherent difficulty with complex modelling is the need to estimate parameters that are specific to the structure of the building and other factors (such as temperature differences). A detailed specification would be entirely speculative for a hypothetical building at hundreds or thousands years into the future. It is therefore

assumed that the flux passing through the floor is a fraction of the flux from the soil underneath (as described by Equation 10), and the factor  $f_{house}$  is set to a value of 0.5 (Table 9), which is reasonably conservative in that it accounts for diffusive and some advective transport of radon.

**Table 9 – Indoor radon concentration: fraction of radon exhaled into the house.**

Parameter	Value	Rationale
$f_{house}$ Fraction of radon released into the house [-]	0.5	professional judgement (see text)

**Radon flux density  $\phi_{out}$**

The radon flux density from outdoor contaminated soil,  $\phi_{out}$  [Bq/(m<sup>2</sup>.s)], is calculated from [1]

$$\phi_{out} = C_{s,Ra} \times E \times \sqrt{\lambda_{Rn} \times D_s} \times \tanh\left(d_a \times \sqrt{\frac{\lambda_{Rn}}{D_s}}\right), \quad \text{Equation 11}$$

where

- $C_{s,Ra}$  = concentration of 226Ra in root zone soil [Bq/m<sup>3</sup>];
- $E$  = emanation coefficient of 222Rn from contaminated soil [-];
- $\lambda_{Rn}$  = radioactive decay constant of 222Rn [s<sup>-1</sup>];
- $D_s$  = diffusion coefficient of 222Rn in soil [m<sup>2</sup>/s]; and
- $d_a$  = contamination depth [m].

The hyperbolic tangent function is introduced to include the effect of contamination depths – for shallow depths the hyperbolic tangent does not approach unity. However, it can be expressed as a Taylor series, i.e.:

$$\tanh(x) = x - \frac{x^3}{3} + \frac{2x^5}{15} - \frac{17x^7}{315} + \dots, \quad \text{Equation 12}$$

For small values of  $x$ , it can be approximated that  $\tanh(x) \approx x$ . Considering an (initial) contamination depth  $d_a$  of 0.3 m, and further considering that the effective diffusion coefficient of soil with low moisture content is about 10<sup>-6</sup> m/s [11], it is considered that the value of the hyperbolic tangent is sufficiently small to justify such an approximation (which, in any case, would be conservative for higher moisture saturation).

Hence:

$$\phi_{out} = C_{s,Ra} \times E \times \lambda_{Rn} \times d_a, \quad \text{Equation 13}$$

where

- $C_{s,Ra}$  = concentration of 226Ra in contaminated soil [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 1);
- $E$  = emanation coefficient of 222Rn from contaminated soil [-];

- $\lambda_{Rn}$  = radioactive decay constant of  $^{222}Rn$  [s<sup>-1</sup>]; and
- $d_a$  = contamination depth [m].

Parameters are listed in Table 10.

**Table 10 – Radon flux density from contaminated soil.**

Parameter		Value	Rationale
$\lambda_{Rn}$	Radioactive decay constant of $^{222}Rn$ [s <sup>-1</sup> ]	2.1E-06	NEA JEFF 3.1 [xiv]
$E$	Emanation coefficient of radon [-]	0.25	reasonable average from IAEA [I]
$d_a$	Thickness of the contaminated layer [m]	0.5	see Table 2

### 5.2.5.3 Indoor area factor, $F_{ai}$ [-]

The dimensionless indoor area factor,  $F_{ai}$ , is the fraction of the foundation floor area that is built on contaminated soil, and takes account of possible enhancement or diminution related to ground structure or condition. It is given by [xxxii]

$$F_{ai} = \begin{cases} 1 & \text{for } S_a = S_f \\ \frac{S_a}{S_f} & \text{for } S_a < S_f \\ 1 + \frac{4D_f}{\sqrt{S_f}} & \text{for } S_a > S_f \end{cases} \quad \text{Equation 14}$$

where

- $S_a$  = the surface area of the contaminated zone [m<sup>2</sup>] (Table 6);
- $S_f$  = interior surface area of the house [m<sup>2</sup>] (Table 8); and
- $D_f$  = depth of the foundation wall below and within the contaminated zone [m].

The contaminated area  $S_a$  [m<sup>2</sup>] is considerably exceeding the interior surface area of the house. A typical foundation depth of 0.8m (i.e. the frost-free depth below surface level) is considered for calculating  $F_{ai}$  (Table 11).

**Table 11 – Indoor radon concentration – Indoor area factor.**

Parameter		Value	Rationale
$F_{ai}$	Indoor area factor [-]	1.32	for $D_f = 0,8m$ and $S_f = 100 m^2 < S_a$

### 5.2.5.4 Summary

Table 8 and Table 10 also allow for a comparison between the air renewal rate of the house and the decay constant of  $^{222}Rn$ . The air renewal rate  $K_h$  exceeds the  $^{222}Rn$  decay rate  $\lambda_{Rn}$  by almost two orders of magnitude. Therefore, the indoor  $^{222}Rn$  would be sensitive to the air exchange rate of a house. This air exchange rate is generally higher for warmer climate conditions. On the other hand, with  $K_h \gg \lambda_{Rn}$ , Equation 9 becomes:

$$C_{air,Rn,in} = \frac{\phi_{in} \times S_f \times F_{ai}}{V_{in} \times K_h} + C_{air,Rn,out} \tag{Equation 15}$$

### 5.2.6 Activity concentration in food crops

Residents are assumed to grow different types of food crops in their kitchen garden: leafy vegetables, non-leafy vegetables, legumes, root crops, tubers, fruit and cereals. Crops are assumed to grow over one season, and the soil concentration is assumed to remain constant over the crop growth period. Contamination of food crops occurs through root uptake (section 5.2.6.1), transpiration (<sup>3</sup>H – section 0) and photosynthesis (<sup>14</sup>C – section 5.2.6.3).

#### 5.2.6.1 Radionuclides other than <sup>3</sup>H and <sup>14</sup>C

The concentration of radionuclide *i* in food crop *v*, *C<sub>v,i</sub>* [Bq/kg<sub>fw</sub>] can be expressed as

$$C_{v,i} = \frac{C_{s,i}}{\rho_s} \times TF_{v,i} \times DW_v \tag{Equation 16}$$

where:

- *C<sub>s,i</sub>* = concentration of radionuclide *i* in contaminated soil [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 1);
- *ρ<sub>s</sub>* = bulk density of soil [kgdw(soil)/m<sup>3</sup>] (Table 12);
- *TF<sub>v,i</sub>* = soil-to-plant transfer factor of radionuclide *i* for food crop *v* [kgdw,s/kgdw,v]; and
- *DW<sub>v</sub>* = dry weight content of fresh food crop *v* [kgdw,v/kgfw,v] (Table 12).

The soil-to-plant transfer factors *TF<sub>v,i</sub>* are presented in Table 28 (Annex 0), the values of which were taken from NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii]. Due to the scarcity of data for other soil/crop type combinations and the limited sensitivity where these data exist, values for sandy soils are applied. (Very) short-lived progeny radionuclides are assigned a *TF<sub>v,i</sub>* of zero in the code: they are accounted for in the ingestion dose assessment via the corrected ingestion dose coefficients applied to their longer-lived parents [xlvii]. Values for the dry weight content of fresh food products, *DW<sub>v</sub>*, are presented in NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii], and are summarised in Table 12.

**Table 12 – Assessing the concentration in food crops.**

Parameter	Value	Rationale
<i>D<sub>w,v</sub></i> Dry weight content of fresh food crop [kg <sub>dw(plant)</sub> /kg <sub>fw(plant)</sub> ]		
Leafy vegetables	0.093	Table 10 in NIROND-TR 2008-28E V2
Non-leafy vegetables	0.063	[xxxviii]
Legumes	0.861	

Parameter	Value	Rationale
Root crops	0.14	
Tubers	0.21	
Fruit and berries	0.122	
Cereals	0.868	
$\rho_s$ Bulk density of soil [kg/m <sup>3</sup> ]	1640	see text & Table 5

The bulk density of the soil  $\rho_s$  [kg/m<sup>3</sup>] is taken to be 1640 kg/m<sup>3</sup> (section 0Table 12), which is judged to be a lower bound value. Again this is cautious since Equation 16 results in a higher concentration of radionuclides in each food crop for a lower value in bulk density.

### 5.2.6.2 Special case: Tritium

Consistent with the biosphere model [xlvi], for tritium, a *specific activity approach* is applied instead of Equation 16 to establish the tritium concentration in food crops,  $C_{v,H3}$  [Bq/kg<sub>fw</sub>]:

$$C_{v,H3} = \frac{C_{s,H3}}{\theta_s \times \rho_{water}} \times WC_v \times (1 + OBT_v) \quad \text{Equation 17}$$

where:

- $C_{s,H3}$  = concentration of tritium in contaminated soil [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 1);
- $\rho_{water}$  = the bulk density of water (10<sup>3</sup> kg/m<sup>3</sup>);
- $\theta_s$  = volumetric water content of soil [m<sup>3</sup><sub>(water)</sub>/m<sup>3</sup><sub>(soil)</sub>]  
 =  $\eta (0.388) \times f(0.5)$ ;  
 = (0.388 × 0.5) where
  - $\eta$  is the porosity<sup>29</sup> [-]; and
  - $f$  is the saturation ratio<sup>30</sup> of the soil [-];
- $WC_v$  = water content for food crop  $v$  [-]

<sup>29</sup> Consistent with the bulk density of soil, the porosity of the soil is taken to be equivalent to that of the upper Mol sands (Table 24 in NIROND-TR 2009-05E V1 [xl]).

<sup>30</sup> A saturation ratio of 0.5 is assumed for consistency with the residence-type intrusion scenarios. This yields a lower water content in soil than the value used in the biosphere model (0.32 – see Table 4 in NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]) which is conservative in the calculation of the tritium concentration in crops. At the time of occurrence of penalising conditions, however, tritium has completely decayed, such that the choice of this parameter is unimportant.

=  $1 - DW_v$  (Table 12); and

- $OBT_v$  = average OBT fraction in relation to the total tritium content in food crop  $v$  [-] (Table 13).

Values for  $OBT_v$  [-] are listed in Table 13. They are adopted from NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii].

**Table 13 – Parameters for assessing the 3H concentration in food crops: OBT fraction.**

Parameter		Rationale
$OBT_v$	OBT fraction of total tritium content [-]	
	Leafy vegetables	0.60
	Non-leafy vegetables	0.60
	Legumes	0.95
	Root crops	0.43
	Tubers	0.14
	Fruit and berries	0.60
	Cereals	0.89

for non-leafy vegetables and fruit and berries, no data are available; therefore the value from leafy vegetables was adopted – see Table 2 NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii]

### 5.2.6.3 Special case: $^{14}\text{C}$

Transfer to plants is modelled with the assumption that equilibrium between the soil and the plant on one hand, and between the atmosphere and the plant on the other, is reached.

Hence, the activity concentration of  $^{14}\text{C}$  in crops [Bq/kg<sub>dw</sub>] resulting from root uptake is calculated as

$$C_{v,C14}^{soil} = \frac{C_{s,C14}}{\rho_s} \times f_s \times \frac{S_v}{S_s} \quad \text{Equation 18}$$

where:

- $C_{s,C14}$  = concentration of  $^{14}\text{C}$  in contaminated soil [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 2);
- $\rho_s$  = bulk density of root zone soil [kg/m<sup>3</sup>] (Table 14);
- $f_s$  = the fraction of soil-derived carbon in plants [-] (Table 14);
- $S_v$  = concentration of stable carbon in the plant [gC/kg<sub>dw</sub>] (Table 14); and
- $S_s$  = concentration of stable carbon in soil [gC/kg<sub>dw</sub>] (Table 14).

The fraction of stable carbon in the soil,  $S_s$ , is defined as the mass of carbon per unit mass of soil. It varies depending on soil type, as indicated in Table 16 from NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii].

Further, the activity concentration of  $^{14}\text{C}$  in crops [ $\text{Bq}/\text{kg}_{\text{dw}}$ ] resulting uptake through the leaves via photosynthesis is calculated as

$$C_{v,C^{14}}^{\text{air}} = C_{\text{air},C^{14}} \times f_{\text{air}} \times \frac{S_v}{S_{\text{air}}} \quad \text{Equation 19}$$

where:

- $C_{\text{air},C^{14}}$  = concentration of  $^{14}\text{C}$  in contaminated air [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ] (Equation 6);
- $f_{\text{air}}$  = the fraction of air-derived carbon in plants [-] (Table 14);
- $S_v$  = concentration of stable carbon in the plant [ $\text{gC}/\text{kg}_{\text{dw}}$ ] (Table 14); and
- $S_{\text{air}}$  = concentration of stable carbon in soil [ $\text{gC}/\text{m}^3$ ] (Table 14).

The concentration of stable carbon in air,  $S_{\text{air}}$ , is calculated from a 370 ppm value [<sup>lii</sup>, <sup>liii</sup>] for the carbon concentration in the air (volumetric basis), assuming a pressure of 1 atm and a temperature of 25°C. This results in a lower bound estimate of  $S_{\text{air}}$  [ $\text{gC}/\text{m}^3$ ] is found due to the choice of temperature and the 370 ppm value used (currently the average concentration is around 400 ppm [<sup>liv</sup>]), which in turn yields an upper bound concentration in crops from uptake through the leaves.

The concentration of stable carbon in plants,  $S_v$ , is a plant-specific parameter that describes the mass of carbon in the dry weight of a plant. Measured values for various plant categories are also available from the IAEA TRS-472 [<sup>lv</sup>]. For consistency with the biosphere model (see Table 17 from NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii]), these values are also adopted here.

Experimental evidence indicates that much of the transfer of carbon from soil to plants is by way of the atmosphere rather than directly through the roots [xxxiii]. Some literature data suggest that up to 10% of plant carbon requirements may be met by root uptake, but it is more generally accepted to be in the order of a 1-2 per cent [<sup>lvi</sup>]. The same values of  $f_s$  and  $f_{\text{air}}$  are used as in the biosphere model [xliv].

Values for  $\rho_s$  [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ],  $S_v$  [ $\text{gC}/\text{kg}_{\text{fw}}$ ],  $S_s$  [ $\text{gC}/\text{kg}_{\text{fw}}$ ],  $S_{\text{air}}$  [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ],  $f_s$  [-] and  $f_{\text{air}}$  [-] are listed in Table 14.

**Table 14 – Parameters for assessing the  $^{14}\text{C}$  concentration in food crops.**

Parameter			Rationale
$\rho_s$	Bulk density of root zone soil [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ]	1640	see Table 5
$S_s$	Concentration of stable carbon in arable soil [ $\text{gC}/\text{kg}_{\text{aw}}$ ]	23	Values for sandy soil from Table 16 in NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii] are higher than those for other soil types, hence the crop concentration estimate from Equation 18 will be cautious
$S_{\text{air}}$	Concentration of stable carbon in air [ $\text{gC}/\text{m}^3$ ]	0.18	370 ppm at 1 atm and 25°C
$f_s$	Fraction of soil-derived carbon in plants [-]	0.02	Value from biosphere model [xliv]

Parameter		Rationale	
$f_{air}$	Fraction of air-derived carbon in plants [-]	0.98	Value from biosphere model [xliv]
$S_v$	Concentration of stable carbon in plant [gC/kg <sub>dw</sub> ]		
	Leafy vegetables	375	
	Non-leafy vegetables	375	
	Legumes (vegetative mass)	311	Table 17 in NIRON-TR 2008-26E V2
	Root crops	354	[xxxvii], as adopted from IAEA TRS-472 [lv]
	Tubers	412	
	Fruit and berries	413	
	Cereals	439	

Considering that quantities of crops ingested by humans are expressed on a fresh-weight basis, the total <sup>14</sup>C concentration in food crops can, based on Equation 18 and Equation 19, be written as

$$C_{v,C14} = \left( f_{air} \times \frac{C_{air,C14}}{S_{air}} + f_s \times \frac{C_{s,C14}}{\rho_s \times S_s} \right) \times S_v \times DW_v \quad \text{Equation 20}$$

where

- $DW_v$  = dry weight content of fresh food crop v [kgdw(plant)/kgfw(plant)] (Table 12).

### 5.2.7 Activity concentration in crops for animal consumption

Considering a self-sufficient family implies that livestock is kept and used for meat and milk production. Similar to the residence post-excavation scenario [xxviii], it is assumed that cattle are kept. There is a lack of reliable data for animal transfer factors for other animals [xxxvii] such that considering those would only add to the uncertainty associated with future conditions. Overall, beef cattle constitute an important source of meat production whereas dairy cattle are the primary source of milk.

Consistent with the biosphere model (section 3.2.9 of [xlvi]), cattle are assumed to eat locally grown pasture. Intake quantities by animals are generally expressed in terms of *dry weight content* (see section 5.2.8); hence it is more logical to express the concentration in pasture for animal consumption  $C_{vg,i}$  on a dry weight basis [Bq/kg<sub>dw</sub>] rather than a fresh weight basis (Equation 16 applying to crops for human consumption):

$$C_{vg,i} = \frac{C_{s,i}}{\rho_s} \times TF_{vg,i} \quad \text{Equation 21}$$

where



- $C_{s,i}$  = concentration of radionuclide  $i$  in contaminated root zone soil [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 1);
- $\rho_s$  = density of root zone soil [kgdw(soil)/m<sup>3</sup>] (Table 15); and
- $TF_{vg,i}$  = soil-to-plant transfer factor of radionuclide  $i$  for pasture [kgdw(soil)/kgdw(plant)].

The soil-to-plant transfer factors for pasture  $TF_{vg,i}$  are presented in NIROND-TR 2008-26E Version 2 [xxxvii]; the values selected for use in the models are summarised in Table 28 (Annex 0). Values for sandy soil continue to be applied, due to the scarcity of data for other soils. (Very) short-lived progeny radionuclides are assigned a  $TF_{vg,i}$  of zero in the code: they are accounted for in the ingestion dose assessment via the corrected ingestion dose coefficients applied to their longer-lived parents.

Similarly, for tritium

$$C_{vg,^3H} = \frac{C_{s,^3H}}{\theta_s \times \rho_{water}} \times WC_{vg} \times \frac{(1 + OBT_{vg})}{DW_{vg}} \quad \text{Equation 22}$$

where all parameters as defined in Equation 17 apply to pasture. A division by a factor  $DW_{vg}$  [-], the dry weight content of pasture, is made to obtain a concentration per kg dry weight.

Finally, for carbon

$$C_{vg,C14} = \left( f_{air} \times \frac{C_{air,C14}}{S_{air}} + f_s \times \frac{C_{s,C14}}{S_s} \right) \times S_{vg} \quad \text{Equation 23}$$

where all parameters as defined in Equation 18 apply to pasture.

An overview of the parameters needed to assess the concentration in pasture [Bq/kg<sub>dw</sub>] is given in Table 15.

**Table 15 – Parameters for assessing the radionuclide concentration in pasture.**

Parameter			Rationale
$\rho_s$	Bulk density of root zone soil [kg/m <sup>3</sup> ]	1640	see Table 5
$DW_{vg}$	Dry weight content of fresh pasture [-]	0.266	Table 10 in NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxviii]
$OBT_{vg}$	OBT fraction of total tritium content in pasture [-]	0.6	no data are available for pasture; therefore the value from leafy vegetables was adopted Table 2 in NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii]
$S_s$	Concentration of stable carbon in pasture soil [gC/kg <sub>dw</sub> ]	16	Values for sandy soil from Table 16 in NIROND-TR 2008-26E V2 [XXXVII] are higher than those for other soil types, hence the crop concentration estimate from Equation 23 will be cautious

Parameter			Rationale
$S_{vg}$	Concentration of stable carbon in pasture [gC/kg <sub>dw</sub> ]	417	Table 17 in NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii], as adopted from IAEA TRS-472 [V]

### 5.2.8 Activity concentration in animal products

The animal food chain involves the transfer of radionuclides from animal feed, water and soil to animal products (meat and milk). Cattle are fed locally grown pasture and well water is used for watering the animals.

#### 5.2.8.1 Radionuclide concentration in milk and meat (not for <sup>3</sup>H and <sup>14</sup>C)

The equation for the concentration of radionuclides in milk or meat is written as

$$C_{a,i} = \left( C_{vg,i} + \frac{C_{s,i}}{\rho_s} \times X_{s,a} \right) \times U_{vg,a} \times F_{a,i} \quad \text{Equation 24}$$

where

- $C_{a,i}$  = concentration of radionuclide i in cow's milk [Bq/ℓ] or meat [Bq/kgfw];
- $C_{vg,i}$  = concentration of radionuclide i in pasture [Bq/kgdw] (Equation 21);
- $C_{s,i}$  = concentration of radionuclide i in root zone soil [Bq/kgdw(soil)] (Equation 1);
- $X_{s,a}$  = ratio of soil-to-pasture intake by cattle [kgdw(soil)/kgdw,vg];
- $U_{vg,a}$  = daily pasture intake by cattle [kgdw(plant)/d]; and
- $F_{a,i}$  = transfer factor to milk [d/ℓ] or meat [d/kgfw] from cattle for radionuclide i.

Milk and meat transfer factor values, especially experimental ones, are scarce. They are presented in NIROND-TR 2008-26E Version 2 [xxxvii]; the values selected for use in the models are summarised in Table 29 (Annex 0).

The intake of soil by animals is considered in our model as a percentage of feed intake (section 3.4.2 of NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]). With livestock grazing on pasture land, the concentration in the soil of pasture land is taken forward for estimating the contribution to the animal product contamination from soil intake. All cattle intake rates (feed and soil) have been established for mature animals and are discussed in NIROND-TR 2008-28E Version 2 [xxxviii] and summarised in Table 16.

**Table 16 – Parameters for assessing the radionuclide concentration in milk and meat.**

Parameter			Rationale
$\rho_s$	Bulk density of root zone soil [kg/m <sup>3</sup> ]	1640	see Table 5

Parameter			Rationale
$U_{vg,a}$	Pasture intake by cattle [kg <sub>dw</sub> /d]	15.0	Table 15 in NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]
$X_{s,a}$	Soil intake by cattle [kg <sub>dw,soil</sub> /kg <sub>dw,vg</sub> ]	0.049	Table 16 in NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]

### 5.2.8.2 Tritium concentration in milk and meat

Similar with the biosphere model, it is assumed that the contamination of animal products is from OBT when considering feed / soil intake. The concentration in meat or milk can thus be obtained from

$$C_{a,H3} = \left( C_{vg,H3} + \frac{C_{s,H3}}{\rho_s} \cdot X_{s,a} \right) \cdot U_{vg,a} \cdot F_{a,OBT} \quad \text{Equation 25}$$

where all parameters are as defined in Equation 24. Note that  $C_{vg,H3}$  [Bq/kg<sub>dw</sub>] is given by Equation 22.

### 5.2.8.3 <sup>14</sup>C concentration in milk and meat

For <sup>14</sup>C, it is assumed that the specific activity ratio in plants is maintained in the animal. The <sup>14</sup>C concentration in animal products can be derived from:

$$C_{a,C14} = \frac{C_{vg,C14} \times S_a}{S_{vg}}, \quad \text{Equation 26}$$

where

- $C_{a,C14}$  = <sup>14</sup>C concentration in meat or milk [Bq/kg<sub>fw</sub>];
- $S_a$  = concentration of stable carbon in meat [gC/kg<sub>fw</sub>] or milk [gC/ℓ] (Table 17);
- $C_{vg,C14}$  = <sup>14</sup>C concentration in pasture [Bq/kg<sub>dw</sub>] (Equation 20); and
- $S_{vg}$  = concentration of stable carbon in pasture [gC/kg<sub>dw</sub>] (Table 17).

In our model calculations, intake of <sup>14</sup>C through soil ingestion is neglected. This <sup>14</sup>C animal transfer model is further elaborated in NIROND-TR 2008-26E Version 2 [xxxvii]. An overview of the parameters needed to assess the concentration in milk [Bq/ℓ] and meat [Bq/kg<sub>fw</sub>] is given in Table 17.

**Table 17 – Parameters for assessing the carbon concentration in milk and meat.**

Parameter			Rationale
$S_{vg}$	Concentration of stable carbon in pasture [gC/kg <sub>dw</sub> ]	417	Table 17 in NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii], as adopted from IAEA TRS-472 [iv]
$S_m$	Concentration of stable carbon in cow's milk [gC/ℓ]	65	Table 18 in NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii], as adopted from IAEA TRS-472 [iv]

Parameter			Rationale
$S_r$	Concentration of stable carbon in beef [gC/kg <sub>w</sub> ]	201	Table 18 in NIROND-TR 2008-26E V2 [xxxvii], as adopted from IAEA TRS-472 [iv]

### 5.2.9 Activity concentration on skin (skin contamination)

The skin contamination is calculated from

$$C_{skin,i}^n = C_{air,i}^n \times v_d \times T_{skin}^n \times 3600, \quad \text{Equation 27}$$

where:

- $C_{nair,i}$  = concentration of radionuclide i in air in exposure situation n [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 4);
- $v_d$  = deposition velocity of airborne dust on skin [m/s] (Table 18);
- $T_{nskin}$  = build-up time for skin contamination in exposure situation n [h] (Table 18);
- 3600 = a conversion factor [s/h].

The deposition velocity  $v_d$  [m/s] is known to be influenced by the size of resuspended particles [lvii]. Following excavation of the repository, a particle size of 2.5 µm is considered to be deposited on skin. Further discussion is given in NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii].

It is assumed that significant skin contamination might occur only during activities generating relatively high dust load and is therefore only considered whilst the adult is *gardening* and children/infants are *playing*. The skin contamination will increase as gardening in a contaminated dust cloud continues. It is conservatively assumed that the value remains the same for the entire time engaged in gardening or play, but that skin contamination is removed afterwards. The build-up time for skin contamination is therefore considered to be 8 hours for adults, assuming they work in the garden for a whole day at a time and 4 hours for children and infants (see further Table 19 on exposure times). Parameter values are summarised in Table 18.

**Table 18 – Skin contamination.**

Parameter	Value	Rationale
$v_d$ Deposition velocity of airborne dust on skin [m/s]	4.0E-03	NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii], 2.5µm particles
$T_d^n$ Build-up time for skin contamination [h]		
Gardening (adults)	8	see text
Play (infants, children)	4	

### 5.3 Dose rate from exposure pathways

#### 5.3.1 Inhalation

Three inhalation exposure pathways are considered:

- inhalation of resuspended dust in all on-site exposure situations (indoors, outdoors and gardening – section 5.3.1.1);
- inhalation of  $^{14}\text{CO}_2$ , outdoors and indoors (section 5.3.1.2); and
- inhalation of radon, outdoors and indoors (section 5.3.1.3).

##### 5.3.1.1 Inhalation of resuspended dust

Resuspended dust arises from the contaminated material on which the dwelling and its surrounding garden are situated. For each exposure situation  $n$ , the inhalation dose rate  $E_{inh,i}^n$  [Sv/a] can be calculated<sup>31</sup> as [xlvi]:

$$E_{inh,i}^n = C_{air,i}^n \times Q_{a,inh}^n \times T_a^n \times DF_{inh,i} \quad \text{Equation 28}$$

where

- $C_{air,i}^n$  = concentration of radionuclide  $i$  in air [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 4);
- $Q_{a,inh}^n$  = inhalation rate of exposed person in exposure situation  $n$  [m<sup>3</sup>/h] (Table 19);
- $T_a^n$  = exposure time in exposure situation  $n$  [h/a] (Table 19); and
- $DF_{inh,i}$  = inhalation dose coefficient for radionuclide  $i$  [Sv/Bq].

Values for the inhalation dose coefficients  $DF_{inh,i}$  are presented in NIRON-TR 2008-27E V2 [xlvii] and Table 30 through

<sup>31</sup> It is assumed that all generated dust is inhalable. This implicitly takes into account the fact that the radionuclide concentration in air may be somewhat higher than that in soil.

Table 32 (Annex 0). Further, the different exposure situations  $n$  involve different parameter values.

Exposure times  $T_{a,n}$  on annual basis [h/a] for the different exposure situations  $n$  are listed in Table 19.

- Adults are assumed to spend 60% of their time at home indoors. They leave home for work vacation (approximately 2 weeks per year) and some other displacements (amounting to 2000 h/a). Further, they spend approximately 12 hours per week (600 h per year) working on their land. The remainder of their time (900 h/a) is spent outdoors on-site (e.g. sitting in the garden).
- Children leave home for vacation with their parents and go to school (180 days per year, 8 hours per day away from home). For half of the year they spend 4 hours a day outdoors (50% play, 50% resting or sitting).
- Infants spent most of their time indoors, but for half of the year, they play and rest outdoors like older children. They leave home only for vacation.

The inhalation rates  $Q'_{a,inh}$  [m<sup>3</sup>/h] (Table 19) for different exposure situations are established from values considered by ICRP [<sup>lviii</sup>] (see also NIRON-TR 2008-28E V2 [xxxviii]), and based on the following assumptions:

- gardening is considered to be heavy work (1.69 m<sup>3</sup>/h);
- play is considered to be light exercise (0.35 m<sup>3</sup>/h for infants, 1.12 m<sup>3</sup>/h for children);
- indoor residence (at home) is taken to be
  - 5/8 sleeping (0.45 m<sup>3</sup>/h), 3/8 “non-occupational resident” (1.21 m<sup>3</sup>/h) for adults,
  - 50% sleeping (0.31 m<sup>3</sup>/h), 20% sitting awake (0.38 m<sup>3</sup>/h), 30% light exercise (1.12 m<sup>3</sup>/h) for children, and
  - 3/6 sleeping (0.15 m<sup>3</sup>/h), 1/6 sitting awake (0.22 m<sup>3</sup>/h), 2/6 light exercise (0.35 m<sup>3</sup>/h) for infants;
- outdoor residence is taken to be
  - 4/8 sitting (0.54 m<sup>3</sup>/h), 3/8 light exercise (1.5 m<sup>3</sup>/h), 1/8 heavy exercise (3 m<sup>3</sup>/h) for adults – values for men are adopted because these are higher than those for women;
  - 4/8 sitting (0.38 m<sup>3</sup>/h), 3/8 light exercise (1.12 m<sup>3</sup>/h), 1/8 heavy exercise (2.22 m<sup>2</sup>/h) children – values for boys are taken,
  - 2/4 sleeping (0.15 m<sup>3</sup>/h), 1/4 sitting awake (0.22 m<sup>3</sup>/h), 1/4 light exercise (0.35 m<sup>3</sup>/h) for infants.

**Table 19 – Time allocation and inhalation rates for different exposure situations in the penalising soil scenario.**

Parameter		Value			Rationale
		Adult	Child	Infant	
$T_a^n$	Time allocation [h/a]				
$T_a^{in}$	indoors (at home)	5 256	6 260	7 700	
$T_a^{out,g}$	gardening	600	n.a.	n.a.	see text
$T_a^{out,p}$	outdoor play	n.a.	365	365	
$T_a^{out,res}$	outdoor residence	900	365	365	
$Q_{a,inh}^n$	Inhalation rate [m <sup>3</sup> /h]				
	indoors (at home)	0.74	0.57	0.23	see text
	gardening	1.69	n.a.	n.a.	~ heavy work [xxxviii,lviii]
	play	n.a.	1.12	0.35	
	outdoor residence	1.21	0.89	0.22	see text

### 5.3.1.2 Inhalation of <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>

After <sup>14</sup>C is released from soil as <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>, it is dispersed in the outdoor and indoor environments. Since the concentration in all exposure situations, the inhalation dose rate  $E_{inh,14CO_2}^n$  [Sv/a] can be calculated as:

$$E_{inh,14CO_2}^n = C_{air,C14} \times Q_{a,inh}^n \times T_a^n \times DF_{inh,14CO_2} \quad \text{Equation 29}$$

where

- ☒  $C_{air,C14}$  = concentration of <sup>14</sup>C in contaminated air [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 6);
- ☒  $Q_{a,inh}^n$  = inhalation rate of exposed person in exposure situation n [m<sup>3</sup>/h] (Table 19);
- ☒  $T_a^n$  = exposure time in exposure situation n [h/a] (Table 19);  
and
- ☒  $DF_{inh,14CO_2}$  = inhalation dose coefficient for <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> [Sv/Bq].

Like for inhalation of resuspended dust, different exposure situations involve different parameter values. These have been discussed already in section 5.3.1.1.

Values for the <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> inhalation dose coefficients (Table 20), as based on Tabel F from Annex III to ARBIS [<sup>lix</sup>] are presented in NIROND-TR 2008-27E V2 [xlvii].

**Table 20 – Inhalation dose coefficients for <sup>14</sup>CO<sub>2</sub>.**

Parameter		Value			Rationale
		Adults	Children	Infants	
$DF_{inh,14CO_2}$	<sup>14</sup> CO <sub>2</sub> inhalation dose coefficient [Sv/Bq]	6.2E-12	8.9E-12	1.9E-11	Table 18 from NIROND-TR 2008-27E V2 [xlviij]

**5.3.1.3 Inhalation of radon exhaling from contaminated soil**

**5.3.1.3.1.1 Outdoors**

The radon inhalation dose rate  $E_{inh,Rn,out}$  [Sv/a], incurred outdoors on site can then be expressed as:

$$E_{inh,Rn,out} = C_{air,Rn,out} \times T_a^{out} \times EQF_{out} \times DF_{inh,Rn} \tag{Equation 30}$$

where:

- $C_{air,Rn,out}$  = concentration of <sup>222</sup>Rn in outdoor air [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 7);
- $T_a^{out}$  = exposure time outdoors on site [h/a] (Table 19)  
 $= T_a^{out,res} + T_a^{out,g}$ ;
- $EQF_{out}$  = outdoor equilibrium factor relating EEC to radon concentration [-] (Table 21); and
- $DF_{inh,Rn}$  = equilibrium equivalent dose coefficient for <sup>222</sup>Rn inhalation [(Sv/h)/(Bq/m<sup>3</sup>)] (Table 21).

The time allocation ( $T_a^n$  [h/a]) for outdoor exposure is given in Table 19. Other parameter values are listed in Table 21.  $DF_{inh,Rn}$  [(Sv/h)/(Bq/m<sup>3</sup>)] is the conversion factor for radon progeny exposure (effective dose per unit EEC), adopted from UNSCEAR [xlviij]. The equilibrium factor, which is always less than unity, describes the ratio between the EEC and radon concentration. UNSCEAR propose a typical value of 0.6 for the outdoor equilibrium factor  $EQF_{out}$  [xlviij]. Further discussion of this factor can be found in NIROND-TR 2008-27E V2 [xlviij].

**Table 21 – Radon inhalation outdoors in the penalising soil scenario.**

Time allocation		Value	Rationale
$EQF_{out}$	Outdoor equilibrium factor [-]	0.6	adopted from UNSCEAR [xlviij]
$DF_{inh,Rn}$	EEC dose coefficient of <sup>222</sup> Rn [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	9.0E-09	adopted from UNSCEAR [xlviij]

**5.3.1.3.1.2 Indoors**

The dose rate from radon inhalation indoors,  $E_{inh,Rn,in}$  [Sv/a] can be calculated in similar fashion:

$$E_{inh,Rn,in} = C_{air,Rn,in} \times T_a^{in} \times EQF_{in} \times DF_{inh,Rn} \tag{Equation}$$



where:

- $C_{air,Rn,in}$  = concentration of  $^{222}\text{Rn}$  in indoor air [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ] (Equation 15);
- $T_a^{in}$  = exposure time for indoor residence [ $\text{h}/\text{a}$ ] (Table 19);
- $EQF_{in}$  = indoor equilibrium factor relating EEC to radon concentration [-] (Table 22); and
- $DF_{inh,Rn}$  = equilibrium equivalent dose coefficient for  $^{222}\text{Rn}$  inhalation [ $(\text{Sv}/\text{h})/(\text{Bq}/\text{m}^3)$ ] (Table 22).

The time allocation for indoor exposure  $T_a^{in}$  [ $\text{h}/\text{a}$ ] is given in Table 19. Other parameters are listed in Table 22.  $DF_{inh,Rn}$  [ $(\text{Sv}/\text{h})/(\text{Bq}/\text{m}^3)$ ] is the conversion factor for radon progeny exposure (effective dose per unit EEC), adopted from UNSCEAR [xlvi]. The equilibrium factor, which is always less than unity, describes the ratio between the EEC and radon concentration. UNSCEAR propose a typical value of 0.4 for the indoor equilibrium factor  $EQF_{in}$  [xlvi]. Further discussion of this factor can be found in NIRON-TR 2008-27E V2 [xlvii].

**Table 22 – Radon inhalation: indoor exposure to contaminated soil.**

Parameter	Value	Rationale
$EQF_{in}$ indoor equilibrium factor [-]	0.4	adopted from UNSCEAR [xlvi]
$DF_{inh,Rn}$ EEC dose coefficient of $^{222}\text{Rn}$ [ $(\text{Sv}/\text{h})/(\text{Bq}/\text{m}^3)$ ]	9.0E-09	adopted from UNSCEAR [xlvi]

### 5.3.2 Ingestion

The ingestion dose is made up of three contributions:

- soil (inadvertent ingestion) – section 5.3.2.1;
- food crops grown in contaminated soil – section 5.3.2.2; and
- animal products from cattle grazing on contaminated land – section 5.3.2.3.

#### 5.3.2.1 Soil ingestion

Trace amounts of contaminated soil are ingested through hand-mouth contact, licking of the lips, and similar motions. Some soil may also be swallowed with vegetables grown on contaminated land. The associated dose rate  $E_{ing,s,i}$  [ $\text{Sv}/\text{a}$ ] can be calculated as follows:

$$E_{ing,s,i} = \frac{C_{s,i}}{\rho_s} \times Q_s \times DF_{ing,i} \quad \text{Equation 32}$$

where:

- $C_{s,i}$  = concentration of radionuclide  $i$  in soil [ $\text{Bq}/\text{m}^3$ ] (Equation 1);
- $\rho_s$  = bulk density of root zone soil [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ] (Table 12);
- $Q_s$  = amount of soil ingested [ $\text{kg}/\text{a}$ ] (Table 23); and

- $DF_{ing}$  = dose coefficient for ingestion of radionuclide  $i$  [Sv/Bq].

Values for the ingestion dose coefficients  $DF_{ing,i}$  are presented in NIROND-TR 2008-27E V2 [xlvii] and Table 30 through

Table 32 (Annex 0). The amount of soil ingested by the residents,  $Q_s$  [kg/a] is taken to be the same as for the biosphere model. This value is further discussed in section 5.1.2 of NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii] and summarised in Table 23.

**Table 23 – Inadvertent ingestion of soil in the penalising soil scenario.**

Parameter	Value			Rationale
	Adult	Child	Infant	
Amount of soil ingested [kg/a]	3.6	3.5	7.3	Table 26 from NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]
	5E-02	0E-02	0E-02	
	02	02	02	
Bulk density of root zone soil [kg/m <sup>3</sup> ]		1640		see Table 5

### 5.3.2.2 Ingestion of food crops

On the contaminated farmland surrounding the dwelling, vegetables (leafy vegetables, non-leafy vegetables, legumes and root crops), potatoes (tubers), fruit and cereals are grown.

The dose rate from ingestion  $E_{ing,v,i}$  [Sv/a] of food crop  $v$  can be expressed as [xlvi]:

$$E_{ing,v,i} = C_{v,i} \times Q_v \times DF_{ing,i} \quad \text{Equation 33}$$

where:

- $C_{v,i}$  = concentration of radionuclide  $i$  in food crop  $v$  [Bq/kg<sub>fw</sub>] (Equation 16, Equation 17 or Equation 20);
- $Q_v$  = annual intake of food crop  $v$  [kg<sub>fw</sub>/a] (Table 24); and
- $DF_{ing}$  = dose coefficient for ingestion of radionuclide  $i$  [Sv/Bq].

Values for the ingestion dose coefficients  $DF_{ing,i}$  are presented in NIROND-TR 2008-27E V2 [xlvi] and Table 30 through

Table 32 (Annex 0). Annual intakes of food crops  $Q_v$  [kg<sub>fw</sub>/a] are adopted from the biosphere model and set out in section 5.1.1 of NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]. They are summarised in Table 24.

**Table 24 – Total annual intake  $Q_v$  [kg/a] of food crops (from nirond-tr 2008-28e V2 [xxxviii]).**

Crop type	$Q_v$ [kg/a]		
	Adults	Children	Infants
Leafy vegetables	23.7	16	13
Non-leafy vegetables	19.4	13	10
Legumes	2.1	1.4	1.1
Root crops	5.3	3.6	2.8
Tubers	111.9	81	37
Fruit and berries	43.1	37	34
Cereals	48.5	46	24.5

In the soil scenario, a large garden area is considered, and it is therefore assumed that that the entire annual intake of the resident family is produced on-site.

### 5.3.2.3 Ingestion of animal products

Cattle provide meat and milk for the smallholder family. The dose rate from ingestion  $E_{ing,a,i}$  [Sv/a] of animal product  $a$  can be expressed as [xlvi]:

$$E_{ing,a,i} = C_{a,i} \times Q_a \times DF_{ing,i}, \quad \text{Equation 34}$$

where:

- $C_{v,i}$  = concentration of radionuclide  $i$  in milk [Bq/ℓ] or meat [Bq/kg<sub>fw</sub>] (Equation 24, Equation 25 or Equation 26);
- $Q_a$  = annual intake of milk [ℓ/a] or meat [kg<sub>fw</sub>/a] (

- Table 25); and
- $DF_{ing,i}$  = dose coefficient for ingestion of radionuclide  $i$  [Sv/Bq].

**Values for the ingestion dose coefficients  $DF_{ing,i}$  are presented in NIROND-TR 2008-27E V2 [xlvii] and Table 30 through**

Table 32 (Annex 0).

Annual intakes of milk  $Q_{m,a}$  [ $\ell/a$ ] and meat  $Q_{f,a}$  [ $\text{kg}_{\text{fw}}/a$ ] are adopted from the biosphere model and set out in section 5.1.1 of NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]. They are summarised in

Table 25.

*[The content of this table is extremely faint and illegible. It appears to be a multi-column table with several rows of data, but the specific values and headers cannot be discerned.]*



**Table 25 – Total annual intake of milk [l/a] and meat [kgfw/a] (based on Table 25 in nirond-tr 2008-28e V2 [xxxviii]).**

Animal product	Q <sub>a</sub> [kg/a]			Rationale
	Adults	Children	Infants	
Cow's milk	80.1	168.2	171.7	Summed total of cow's milk, sheep's milk and goat's milk from Table 25 in NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]
Meat (beef)	44.1	28.3	17	Overall total meat consumption from Table 25 in NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]

### 5.3.3 External exposure from contaminated soil

External exposure to contaminated soil can be represented by a semi-infinite slab geometry. The external dose rate  $E_{ext,i}^n$  [Sv/a] incurred by the adult in exposure situation  $n$  can then be expressed as:

$$E_{ext,i}^n = C_{s,i} \times SF^n \times T_a^n \times F_s \times Corr \times DF_{ext,i}^n \quad \text{Equation 35}$$

where

- $C_{s,i}$  = concentration of radionuclide  $i$  in soil [Bq/m<sup>3</sup>] (Equation 1);
- $SF^n$  = shielding factor in exposure situation  $n$  [-](Table 26);
- $T_a^n$  = exposure time in exposure situation  $n$  [h/a] (Table 19);
- $F_s$  = reduction factor for restricted area of the source [-] (Table 26);
- $Corr$  = correction factor for material density [-] (Equation 36); and
- $DF_{ext,i}^n$  = external dose coefficient for radionuclide  $i$  [(Sv/h)/(Bq/m<sup>3</sup>)].

**Values for the external dose coefficients  $DF_{ext,i}^n$  are presented in NIROND-TR 2008-27E V2 [xlvii] and Table 30 through**

Table 32 (Annex 0). The need for applying the dimensionless correction factor *Corr* is related to the external dose coefficients used. The selected dose coefficients have been calculated for a density of contaminated material of 1 600 kg/m<sup>3</sup> [lx]. The correction factor thus reads

$$Corr = \frac{1600}{\rho_s}, \quad \text{Equation 36}$$

where

■  $\rho_s$  = bulk density of root zone soil [kg/m<sup>3</sup>] (Table 12).

Both indoor exposure and outdoor exposure (outdoor residence and gardening) situations, involving different parameters, need to be considered. For indoor exposures, the shielding effect of dwellings reduces the level of exposure. In principle, the indoor shielding factor is radionuclide dependent because of radiation characteristics. Shielding factors range from 0 to 1. An extensive study was conducted in the framework of the Yucca Mountain project [lxii] and revealed that typical values, even for the most penetrating radionuclides, do not exceed 0.4. Radionuclides with strong gamma rays have a higher factor than radionuclides with weak gamma or beta rays (which are halted easily). The upper bound value of 0.4 is adopted here. For outdoor exposures, no shielding effects are taken into account (i.e. the shielding factor is assigned a value of unity). Further, no reduction is considered which accounts for the restricted area of the contaminated zone (i.e.  $F_s$  is set to unity).

Time allocations for these exposure situations are given in Table 19. Other parameter values are listed in Table 26.

**Table 26 – External exposure from contaminated soil in the penalising soil scenario.**

Parameter	Value	Rationale
$SF^n$ Shielding factor [-]		
outdoors	1	conservative value
indoors	0.4	see text
$F_s$ Reduction factor for restricted area of source [-]	1	conservative value

### 5.3.4 Skin contamination

Skin contamination is considered a secondary effect caused by resuspension of material (contaminated soil) into the air. It is assumed to be significant only for adults working in the garden. The effective dose rate from skin contamination,  $E^n_{skin,i}$  [Sv/a] is given by:

$$E^n_{skin,i} = W_{skin} \times C_{skin,i} \times SA_e \times T_a^{out,g} \times DF_{skin,i}, \quad \text{Equation 37}$$

- $w_{skin}$  = tissue weighting factor for skin [-] (Table 27);
- $C_{skin,i}$  = skin contamination by radionuclide  $i$  [Bq/m<sup>2</sup>] (Equation 27);
- $SA_e$  = exposed fraction of skin surface area [-] (Table 27);
- $T_a^{out,g}$  = exposure time gardening [h/a] (Table 19); and
- $DF_{skin,i}$  = dose coefficient from skin contamination with radionuclide  $i$  [(Sv/h)/(Bq/m<sup>2</sup>)].

Values for the skin dose coefficients  $DF_{skin,i}$  are presented in NIROND-TR 2008-27E V2 [xlvi] and Table 30 through

Table 32 (Annex 0). Values for element independent parameters are listed in Table 27. The exposed fraction of skin surface area  $SA_e$  [-] is presented in NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii] and has been derived on the basis of information provided by EPA [lxii].

**Table 27 – Skin contamination in the penalising soil scenario.**

Parameter	Value	Rationale
$w_{skin}$ Tissue weighting factor for skin [-]	0.01	ICRP Publication 60 [lxii]
$SA_e$ Exposed fraction of skin surface area [-]		
Adults	0.175	Table 31 from NIROND-TR 2008-28E V2 [xxxviii]
Children	0.52	
Infants	0.53	

## Annex 0: Element-dependent parameters used in the penalising soil scenario

The soil-to-plant transfer factors  $TF_{v,i}$  [ $\text{kg}_{\text{dw}(\text{soil})}/\text{kg}_{\text{dw}(\text{plant})}$ ] applied in the penalising soil scenario are given in Table 28.

**Table 28 – Soil-to-plant transfer factors,  $TF_{v,i}$  [ $\text{kg}_{\text{dw}(\text{soil})} / \text{kg}_{\text{dw}(\text{plant})}$ ] as implemented in hiam (n.a. = not applicable). Values are taken from nirond-tr 2008-26e Version 2 [xxxvii].**

Element	$TF_{v,i}$ [ $\text{kg}_{\text{dw},v} / \text{kg}_{\text{dw},s}$ ]							
	Fruit and berries	Leafy vegetables	Non-leafy vegetables	Legumes	Root crops	Tubers	Cereals	Pasture
Ac	1.60E-02	1.60E-02	1.60E-02	1.60E-02	1.60E-02	1.60E-02	1.60E-02	4.15E-01
Ag	2.47E-02	8.25E-04	3.03E-03	1.48E-02	3.54E-03	2.47E-02	2.47E-02	2.53E-01
Am	5.70E-05	8.60E-04	6.10E-04	3.90E-04	2.40E-03	2.30E-04	8.10E-05	1.50E-03
Be	3.94E-03	1.15E-02	6.96E-03	6.96E-03	3.85E-03	6.96E-03	2.53E-03	6.96E-03
C	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Ca	1.83E-01	3.90E-01	4.06E-01	3.90E-01	5.54E+00	4.11E-01	1.83E-01	3.90E-01
Cl	2.74E+01	2.80E+00	4.92E+01	1.62E+01	2.05E+01	4.41E+01	2.74E+01	1.72E+02
Cm	6.33E-05	3.11E-03	5.77E-04	7.78E-04	7.46E-04	1.32E-03	6.33E-05	4.40E-04
Cs	4.70E-02	2.30E-02	2.19E-01	6.40E-02	8.50E-02	8.90E-02	4.70E-02	1.51E-01
H	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
I	9.90E-02	4.00E-02	2.09E-01	1.59E-01	5.30E-02	1.05E-01	9.90E-02	1.13E-01
Mo	3.24E-01	6.22E-02	2.55E-01	3.47E-01	8.89E-01	1.64E-01	3.24E-01	3.44E-01
Nb	1.00E-02	1.00E-02	1.00E-02	1.00E-02	1.00E-02	1.00E-02	1.00E-02	1.00E-02
Ni	4.97E-02	1.30E-01	6.18E-02	4.65E-02	1.13E+00	8.08E-02	4.97E-02	2.59E-01
Np	7.00E-03	1.00E-02	6.80E-02	3.10E-02	1.80E-02	2.90E-02	7.00E-03	8.20E-02
Pa	2.50E-02	2.50E-02	2.50E-02	2.50E-02	2.50E-02	2.50E-02	2.50E-02	2.50E-02
Pb	1.20E-02	5.00E-03	1.59E-01	2.00E-03	2.30E-02	6.20E-02	1.20E-02	9.90E-02
Pd	1.19E-01	2.15E-01	2.43E-01	2.15E-01	2.15E-01	1.11E-01	1.19E-01	2.76E-01
Po	1.00E-03	3.00E-03	3.20E-02	3.00E-03	1.00E-03	3.20E-02	1.00E-03	3.00E-03

Element	TF <sub>v,i</sub> [kg <sub>dw,v</sub> / kg <sub>dw,s</sub> ]							
	Fruit and berries	Leafy vegetables	Non-leafy vegetables	Legumes	Root crops	Tubers	Cereals	Pasture
Pu	2.69E-05	2.56E-05	1.21E-04	9.49E-03	5.75E-05	8.12E-04	2.69E-05	1.34E-03
Ra	1.00E-03	8.00E-03	7.10E-02	4.00E-03	8.00E-03	4.00E-03	1.00E-03	1.14E-01
Se	1.88E-01	5.10E-01	1.96E-01	5.10E-01	5.10E-01	7.33E-02	1.88E-01	5.10E-01
Sn	7.10E-02	4.24E-02	6.06E-02	4.24E-02	4.24E-02	1.98E-02	7.10E-02	4.24E-02
Sr	1.89E-01	1.37E-01	2.92E+00	6.07E-01	2.18E+00	8.74E-01	1.89E-01	1.36E+00
Tc	9.26E-01	7.97E+00	1.06E+02	7.97E+00	1.30E+00	1.44E+01	9.26E-01	4.58E+01
Th	3.00E-03	6.00E-03	3.00E-02	1.00E-03	1.00E-03	9.00E-03	3.00E-03	1.80E-02
U	6.00E-03	6.00E-03	1.06E-01	7.00E-03	3.00E-03	8.00E-03	6.00E-03	1.00E-02
Zr	1.62E-03	3.87E-03	9.19E-03	9.39E-04	4.13E-04	6.19E-03	1.62E-03	4.36E-03

Animal transfer factor for meat and milk [xxxvii] are listed in Table 29.

**Table 29 – Cattle transfer factors Fa,I ([d/ℓ] or [d/kgfw]) as implemented in hiam (n.a. = not applicable). Values are taken from NIROND-TR 2008-26E Version 2 [xxxvii].**

	Cattle transfer factors	
	Milk (F <sub>m,i</sub> ) [d/ℓ]	Meat (F <sub>f,i</sub> ) [d/kgfw]
Ac	2.50E-06	2.30E-04
Ag	8.34E-04	3.74E-03
Am	3.80E-06	1.20E-04
Be	3.03E-06	1.10E-03
C	n.a.	n.a.
Ca	1.11E-02	2.51E-01
Cl	2.00E-02	2.50E-02
Cm	5.10E-06	1.50E-05
Cs	5.20E-03	1.90E-02

Cattle transfer factors		
	Milk ( $F_{m,a,j}$ [d/l])	Meat ( $F_{r,a,j}$ [d/kg <sub>fw</sub> ])
H (OBT)	8.00E-03	6.00E-02
I	4.80E-03	1.20E-02
Mo	1.32E-03	2.64E-03
Nb	6.30E-05	2.60E-07
Ni	1.10E-02	7.90E-03
Np	5.00E-06	1.10E-04
Pa	3.80E-06	8.40E-05
Pb	1.40E-04	2.50E-04
Pd	1.64E-03	5.01E-04
Po	1.40E-04	4.50E-03
Pu	1.50E-06	2.80E-06
Ra	4.90E-04	7.00E-04
Se	6.80E-03	1.2
Sn	1.10E-03	9.20E-03
Sr	1.50E-03	2.30E-03
Tc	2.10E-04	1.40E-05
Th	5.00E-06	1.10E-04
U	4.70E-04	7.00E-04
Zr	1.03E-05	2.35E-05

Radionuclide-specific dose coefficients, corrected for implicit progeny radionuclides [xlviii] are listed in Table 30.

**Table 30 – Ingestion, inhalation, external and skin-contamination dose coefficients for adults of all primary radionuclides (n.a. = not applicable). The value for <sup>14</sup>C is in red italics as it is not used in our model approach (<sup>14</sup>CO<sub>2</sub> inhalation is considered as indicated in section 5.3.1.2). \$Radon equilibrium equivalent dose coefficient [(Sv/h)/(Bq/m<sup>3</sup>)].**

<b>RN</b>	<b>DF<sub>ing</sub> [Sv/Bq]</b>	<b>DF<sub>inh</sub> [Sv/Bq]</b>	<b>DF<sub>ext</sub> [(Sv/h)/(Bq/m<sup>2</sup>)]</b>	<b>DF<sub>skin</sub> [(Sv/h)/(Bq/m<sup>2</sup>)]</b>
<sup>227</sup> Ac	1.21E-06	5.67E-04	3.6E-14	5.24E-10
<sup>108m</sup> Ag	2.30E-09	3.70E-08	1.74E-13	2.27E-11
<sup>241</sup> Am	2.00E-07	4.20E-05	7.16E-16	2.51E-13
<sup>242m</sup> Am	2.00E-07	4.13E-05	1.18E-15	1.48E-10
<sup>243</sup> Am	2.01E-07	4.10E-05	1.57E-14	2.63E-10
<sup>10</sup> Be	1.10E-09	3.50E-08	1.94E-17	1.94E-10
<sup>14</sup> C	5.80E-10	2.00E-09	2.12E-19	3.31E-11
<sup>41</sup> Ca	1.90E-10	9.50E-11	0.00E+00	0.00E+00
<sup>36</sup> Cl	9.30E-10	7.30E-09	4.79E-17	1.94E-10
<sup>244</sup> Cm	1.20E-07	2.70E-05	1.72E-18	0.00E+00
<sup>135</sup> Cs	2.00E-09	6.90E-10	6.19E-19	5.13E-11
<sup>137</sup> Cs	1.30E-08	4.60E-09	6.15E-14	1.82E-10
<sup>3</sup> H	4.20E-11	6.75E-11	0.00E+00	0.00E+00
<sup>129</sup> I	1.10E-07	3.60E-08	1.84E-16	2.17E-11
<sup>93</sup> Mo	3.10E-09	2.30E-09	8.03E-18	0.00E+00
<sup>93m</sup> Nb	1.20E-10	1.80E-09	1.42E-18	0.00E+00
<sup>94</sup> Nb	1.70E-09	4.90E-08	1.76E-13	1.60E-10
<sup>59</sup> Ni	6.30E-11	4.40E-10	0.00E+00	0.00E+00
<sup>63</sup> Ni	1.50E-10	1.30E-09	0.00E+00	0.00E+00
<sup>236</sup> Np	1.70E-08	3.20E-06	8.19E-15	0.00E+00
<sup>237</sup> Np	1.11E-07	2.30E-05	1.95E-14	1.90E-10
<sup>231</sup> Pa	7.10E-07	1.40E-04	3.4E-15	7.53E-12
<sup>210</sup> Pb	6.91E-07	9.93E-07	1.43E-16	2.17E-10
<sup>107</sup> Pd	3.70E-11	5.90E-10	0.00E+00	0.00E+00
<sup>210</sup> Po	1.20E-06	3.30E-06	9.5E-19	0.00E+00



RN	DF <sub>ing</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>inh</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>ext</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]	DF <sub>skin</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]
<sup>238</sup> Pu	8.70E-08	2.00E-05	3.49E-18	0.00E+00
<sup>238</sup> Pu	2.30E-07	4.60E-05	2.25E-18	0.00E+00
<sup>239</sup> Pu	2.50E-07	5.00E-05	5.08E-18	0.00E+00
<sup>240</sup> Pu	2.50E-07	5.00E-05	2.17E-18	0.00E+00
<sup>241</sup> Pu	4.80E-09	9.00E-07	3.31E-19	0.00E+00
<sup>242</sup> Pu	2.40E-07	4.80E-05	1.91E-18	0.00E+00
<sup>244</sup> Pu	2.41E-07	4.70E-05	1.4E-13	4.79E-10
<sup>228</sup> Ra	2.80E-07	3.51E-06	1.54E-13	4.84E-10
<sup>228</sup> Ra	6.90E-07	2.63E-06	1.09E-13	2.28E-10
<sup>222</sup> Rn	n.a.	9.0E-09 <sup>§</sup>	n.a.	4.34E-11
<sup>78</sup> Se	2.90E-09	1.10E-09	2.95E-19	3.14E-10
<sup>126</sup> Sn	5.07E-09	2.84E-08	2.14E-13	4.22E-10
<sup>90</sup> Sr	3.07E-08	3.75E-08	7.86E-16	9.81E-11
<sup>98</sup> Tc	6.40E-10	4.00E-09	2.09E-18	4.58E-10
<sup>228</sup> Th	1.43E-07	4.30E-05	1.86E-13	5.88E-10
<sup>228</sup> Th	6.13E-07	1.25E-04	2.85E-14	0.00E+00
<sup>230</sup> Th	2.10E-07	4.30E-05	2.06E-17	2.05E-13
<sup>232</sup> Th	2.30E-07	4.50E-05	8.78E-18	3.42E-13
<sup>232</sup> U	4.73E-07	5.08E-05	1.86E-13	7.76E-14
<sup>233</sup> U	5.10E-08	3.60E-06	2.44E-17	2.40E-13
<sup>234</sup> U	4.90E-08	3.50E-06	6.62E-18	1.06E-10
<sup>235</sup> U	4.73E-08	3.10E-06	1.33E-14	2.17E-13
<sup>236</sup> U	4.70E-08	3.20E-06	3.42E-18	2.76E-10
<sup>238</sup> U	4.84E-08	2.91E-06	2.63E-15	0.00E+00
<sup>93</sup> Zr	1.10E-09	1.00E-08	0.00E+00	5.24E-10

**Table 31 – Ingestion, inhalation, external and skin-contamination dose coefficients for children of all primary radionuclides (n.a. = not applicable). The value for <sup>14</sup>C is in red italics as it is not used in our model approach (<sup>14</sup>CO<sub>2</sub> inhalation is considered as indicated in section 5.3.1.2). \$Radon equilibrium equivalent dose coefficient [(Sv/h)/(Bq/m<sup>3</sup>)].**

RN	DF <sub>ing</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>inh</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>ext</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	DF <sub>skin</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]
<sup>227</sup> Ac	1.97E-06	7.44E-04	4.10E-14	5.24E-10
<sup>106m</sup> Ag	4.30E-09	4.40E-08	1.98E-13	2.27E-11
<sup>241</sup> Am	2.20E-07	4.00E-05	8.17E-16	2.51E-13
<sup>242m</sup> Am	2.21E-07	4.01E-05	1.35E-15	1.48E-10
<sup>243</sup> Am	2.22E-07	4.00E-05	1.79E-14	2.63E-10
<sup>10</sup> Be	2.40E-09	4.20E-08	2.21E-17	1.94E-10
<sup>14</sup> C	8.00E-10	<i>2.80E-09</i>	2.41E-19	3.31E-11
<sup>41</sup> Ca	4.80E-10	1.70E-10	0.00E+00	0.00E+00
<sup>36</sup> Cl	1.90E-09	1.00E-08	5.46E-17	1.94E-10
<sup>244</sup> Cm	1.40E-07	2.70E-05	1.97E-18	0.00E+00
<sup>135</sup> Cs	1.70E-09	6.10E-10	7.06E-19	5.13E-11
<sup>137</sup> Cs	1.00E-08	3.70E-09	7.01E-14	1.82E-10
<sup>3</sup> H	5.70E-11	1.23E-10	0.00E+00	0.00E+00
<sup>129</sup> I	1.90E-07	6.70E-08	2.10E-16	2.17E-11
<sup>93</sup> Mo	4.00E-09	2.80E-09	9.15E-18	0.00E+00
<sup>93m</sup> Nb	2.70E-10	2.50E-09	1.62E-18	0.00E+00
<sup>94</sup> Nb	3.40E-09	5.80E-08	2.00E-13	1.60E-10
<sup>59</sup> Ni	1.10E-10	5.90E-10	0.00E+00	0.00E+00
<sup>63</sup> Ni	2.80E-10	1.70E-09	0.00E+00	0.00E+00
<sup>236</sup> Np	1.80E-08	2.70E-06	9.34E-15	0.00E+00
<sup>237</sup> Np	1.12E-07	2.20E-05	2.22E-14	1.90E-10
<sup>231</sup> Pa	9.20E-07	1.50E-04	3.87E-15	7.53E-12
<sup>210</sup> Pb	1.90E-06	1.53E-06	1.63E-16	2.17E-10
<sup>107</sup> Pd	8.10E-11	7.80E-10	0.00E+00	0.00E+00
<sup>210</sup> Po	2.60E-06	4.60E-06	1.08E-18	0.00E+00
<sup>236</sup> Pu	1.00E-07	2.10E-05	3.98E-18	0.00E+00
<sup>238</sup> Pu	2.40E-07	4.40E-05	2.56E-18	0.00E+00

RN	DF <sub>ing</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>inh</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>ext</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]	DF <sub>skin</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]
<sup>239</sup> Pu	2.70E-07	4.80E-05	5.79E-18	0.00E+00
<sup>240</sup> Pu	2.70E-07	4.80E-05	2.47E-18	0.00E+00
<sup>241</sup> Pu	5.10E-09	8.30E-07	3.77E-19	0.00E+00
<sup>242</sup> Pu	2.60E-07	4.50E-05	2.18E-18	0.00E+00
<sup>244</sup> Pu	2.63E-07	4.50E-05	1.59E-13	4.79E-10
<sup>226</sup> Ra	8.01E-07	4.93E-06	2.33E-13	4.84E-10
<sup>228</sup> Ra	3.90E-06	4.66E-06	1.24E-13	2.28E-10
<sup>222</sup> Rn	n.a.	9.0E-09 <sup>8</sup>	n.a.	4.34E-11
<sup>79</sup> Se	1.40E-08	5.60E-09	3.36E-19	3.14E-10
<sup>128</sup> Sn	1.06E-08	4.17E-08	2.44E-13	4.22E-10
<sup>80</sup> Sr	6.59E-08	5.37E-08	8.97E-16	9.81E-11
<sup>98</sup> Tc	1.30E-09	5.70E-09	2.38E-18	4.58E-10
<sup>228</sup> Th	4.31E-07	5.90E-05	2.12E-13	5.88E-10
<sup>220</sup> Th	1.17E-06	1.39E-04	3.25E-14	0.00E+00
<sup>230</sup> Th	2.40E-07	4.30E-05	2.35E-17	2.05E-13
<sup>232</sup> Th	2.90E-07	5.00E-05	1.00E-17	3.42E-13
<sup>232</sup> U	5.70E-07	1.10E-05	1.74E-17	7.76E-14
<sup>233</sup> U	7.80E-08	4.90E-06	2.78E-17	2.40E-13
<sup>234</sup> U	7.40E-08	4.80E-06	7.55E-18	1.06E-10
<sup>235</sup> U	7.17E-08	4.30E-06	1.52E-14	2.17E-13
<sup>236</sup> U	7.00E-08	4.50E-06	3.90E-18	2.76E-10
<sup>238</sup> U	7.54E-08	4.01E-06	3.00E-15	0.00E+00
<sup>93</sup> Zr	5.80E-10	4.10E-09	0.00E+00	5.24E-10

**Table 32 – Ingestion, inhalation, external and skin-contamination dose coefficients for infants of all primary radionuclides (n.a. = not applicable). The value for <sup>14</sup>C is in red italics as it is not used in our model approach (<sup>14</sup>CO<sub>2</sub> inhalation is considered as indicated in section 5.3.1.2). \$Radon equilibrium equivalent dose coefficient [(Sv/h)/(Bq/m<sup>3</sup>)].**

RN	DF <sub>ing</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>inh</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>ext</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	DF <sub>skin</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]
<sup>227</sup> Ac	4.27E-06	1.65E-03	4.75E-14	5.24E-10
<sup>108m</sup> Ag	1.10E-08	8.70E-08	2.30E-13	2.27E-11
<sup>241</sup> Am	3.70E-07	6.90E-05	9.46E-16	2.51E-13
<sup>242m</sup> Am	3.65E-07	6.80E-05	1.56E-15	1.48E-10
<sup>243</sup> Am	3.76E-07	6.80E-05	2.07E-14	2.63E-10
<sup>10</sup> Be	8.00E-09	9.10E-08	2.56E-17	1.94E-10
<sup>14</sup> C	1.60E-09	<i>6.60E-09</i>	2.79E-19	3.31E-11
<sup>41</sup> Ca	5.20E-10	2.60E-10	0.00E+00	0.00E+00
<sup>35</sup> Cl	6.30E-09	2.60E-08	6.32E-17	1.94E-10
<sup>244</sup> Cm	2.90E-07	5.70E-05	2.28E-18	0.00E+00
<sup>135</sup> Cs	2.30E-09	9.90E-10	8.17E-19	5.13E-11
<sup>137</sup> Cs	1.20E-08	5.40E-09	8.12E-14	1.82E-10
<sup>3</sup> H	1.20E-10	4.05E-10	0.00E+00	0.00E+00
<sup>129</sup> I	2.20E-07	8.60E-08	2.43E-16	2.17E-11
<sup>93</sup> Mo	6.90E-09	5.80E-09	1.06E-17	0.00E+00
<sup>93m</sup> Nb	9.10E-10	6.50E-09	1.87E-18	0.00E+00
<sup>94</sup> Nb	9.70E-09	1.20E-07	2.32E-13	1.60E-10
<sup>59</sup> Ni	3.40E-10	1.50E-09	0.00E+00	0.00E+00
<sup>63</sup> Ni	8.40E-10	4.30E-09	0.00E+00	0.00E+00
<sup>236</sup> Np	2.40E-08	3.10E-06	1.08E-14	0.00E+00
<sup>237</sup> Np	2.16E-07	4.00E-05	2.57E-14	1.90E-10
<sup>231</sup> Pa	1.30E-06	2.30E-04	4.49E-15	7.53E-12

RN	DF <sub>ing</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>inh</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>ext</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	DF <sub>skin</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]
<sup>210</sup> Pb	3.61E-06	3.20E-06	1.89E-16	2.17E-10
<sup>107</sup> Pd	2.80E-10	2.00E-09	0.00E+00	0.00E+00
<sup>210</sup> Po	8.80E-06	1.10E-05	1.25E-18	0.00E+00
<sup>236</sup> Pu	2.20E-07	4.30E-05	4.61E-18	0.00E+00
<sup>238</sup> Pu	4.00E-07	7.40E-05	2.97E-18	0.00E+00
<sup>239</sup> Pu	4.20E-07	7.70E-05	6.70E-18	0.00E+00
<sup>240</sup> Pu	4.20E-07	7.70E-05	2.86E-18	0.00E+00
<sup>241</sup> Pu	5.70E-09	9.70E-07	4.37E-19	0.00E+00
<sup>242</sup> Pu	4.00E-07	7.30E-05	2.52E-18	0.00E+00
<sup>244</sup> Pu	4.19E-07	7.20E-05	1.85E-13	4.79E-10
<sup>226</sup> Ra	9.62E-07	1.11E-05	2.70E-13	4.84E-10
<sup>228</sup> Ra	5.70E-06	1.02E-05	1.44E-13	2.28E-10
<sup>222</sup> Rn	n.a.	9.0E-09 <sup>5</sup>	n.a.	4.34E-11
<sup>79</sup> Se	2.80E-08	1.30E-08	3.89E-19	3.14E-10
<sup>128</sup> Sn	3.22E-08	1.02E-07	2.82E-13	4.22E-10
<sup>90</sup> Sr	9.30E-08	1.19E-07	1.04E-15	9.81E-11
<sup>99</sup> Tc	4.80E-09	1.30E-08	2.76E-18	4.58E-10
<sup>228</sup> Th	1.09E-06	1.38E-04	2.46E-13	5.88E-10
<sup>229</sup> Th	2.38E-06	2.51E-04	3.77E-14	0.00E+00
<sup>230</sup> Th	4.10E-07	7.40E-05	2.72E-17	2.05E-13
<sup>232</sup> Th	4.50E-07	8.10E-05	1.16E-17	3.42E-13
<sup>232</sup> U	8.20E-07	2.40E-05	2.01E-17	7.76E-14
<sup>233</sup> U	1.40E-07	1.10E-05	3.22E-17	2.40E-13
<sup>234</sup> U	1.30E-07	1.10E-05	8.74E-18	1.06E-10
<sup>235</sup> U	1.33E-07	1.00E-05	1.76E-14	2.17E-13

RN	DF <sub>ing</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>inh</sub> [Sv/Bq]	DF <sub>ext</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	DF <sub>skin</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]
<sup>236</sup> U	1.30E-07	1.00E-05	4.52E-18	2.76E-10
<sup>238</sup> U	1.45E-07	9.43E-06	3.47E-15	0.00E+00
<sup>93</sup> Zr	7.60E-10	3.10E-09	0.00E+00	5.24E-10

## 1 HS14-049 – Respecteren dosislimieten ooglenzen en huid

Aan NIRAS wordt gevraagd om ook de impact op de ooglenzen en huid na te gaan en, conform artikel 20.1.4 van het ARBIS [lxiv], aan te tonen dat de equivalente-dosislimieten voor de personen van het publiek gerespecteerd worden in de verschillende lange termijnveiligheidsevaluatiescenario's.

## 2 Antwoord NIRAS

### 2.1 Context – wetgeving

Artikel 20.1.4 van het ARBIS [lxiv] bepaalt dat voor de personen van het publiek de volgende dosislimieten dienen te worden nageleefd:

- a) de effectieve-dosislimiet voor de personen van het publiek is vastgesteld op 1 millisievert per jaar;
- b) op voorwaarde dat de in a) vastgestelde limiet wordt gerespecteerd, is:
  - a.1. de equivalente-dosislimiet voor de ooglenzen 15 millisievert per jaar;
  - a.2. de equivalente-dosislimiet voor de huid 50 millisievert per jaar als gemiddelde waarde voor elke oppervlakte van 1 cm<sup>2</sup> huid, welke ook de blootgestelde oppervlakte moge wezen.

Deze vraag handelt over de equivalente-dosislimiet voor de huid en de ooglenzen.

### 2.2 Evaluatiemethode voor de equivalente huiddosis

#### 2.2.1 Scenario's van geleidelijke uitloging, uitgesteld-effectintrusie scenario's voor aantasting van de insluitingscapaciteit en penaliserend grondwaterscenario

##### 2.2.1.1 Context

Voor de scenario's van geleidelijke uitloging, de intrusiescenario's voor aantasting van de insluitingscapaciteit (zie HS14-024) en – conform vraag HS14-046 – het penaliserende grondwaterscenario verloopt de berekening van de (effectieve) dosis aan de hand van biosfeerconversiefactoren (BCFs) voor de voor de langetermijnveiligheid belangrijk geachte radionucliden en hun langlevende dochters (de zgn. *primaire radionucliden*).

In het geval van de *waterputreceptor*, die aanleiding geeft tot de hoogste impacts (zie Fiche 1), is de BCF het numerieke equivalent van de effectieve dosis [Sv/a] veroorzaakt door een eenheidsactiviteitsconcentratie [Bq/m<sup>3</sup>] in het putwater. Indien voor een hypothetische grondwaterput aan de voet van de tumulus als receptor wordt voldaan aan de equivalente-dosislimiet van 50 mSv/a, zal dat *a fortiori* het geval zijn voor de andere receptoren.

NIRAS stelt voor de methodologie van het gebruik van BCFs ook toe te passen bij de berekening van de equivalente huiddosis en dus een “biosfeerconversiefactor voor de equivalente huiddosis”  $BCF_{skin,i}$  te beschouwen, die het numerieke equivalent is van

de equivalente huiddosis [Sv/a] veroorzaakt door een eenheidsconcentratie in het putwater [Bq/m<sup>3</sup>]. Deze equivalente huiddosis bestaat uit drie componenten:

- Externe bestraling vanuit de ondergrond;
- Externe bestraling door submersie in de lucht;
- Huidbesmetting door stofdeeltjes.

Gelet op het feit dat de secundaire effecten van resuspensie van gecontamineerd materiaal (submersie en huidbesmetting) een verwaarloosbare bijdrage leveren tot de effectieve dosis (Annex 5.1.3.2 van OD-114 [lxv] – zij maken geen deel uit van de BCFs), kan men verwachten dat de dosis voor de huid ten gevolge van *externe bestraling* vanuit de ondergrond de belangrijkste bijdrage zal leveren tot  $BCF_{skin,i}$ . Merk op dat deze blootstellingsweg deel uitmaakt van de BCFs voor de effectieve dosis, daar de huid één van de beschouwde weefsels is in de (effectieve) externe dosiscoëfficiënten, met een weefselgewichtsfactor van 0,01 zoals bepaald in ICRP Publicatie 60 [lxvi] (zie ook §3.3 van OD-042 [lxvii]). Echter valt a priori niet uit te sluiten dat vooral huidbesmetting significant kan bijdragen tot  $BCF_{skin,i}$  voor radionucliden waarvoor de dosis door externe bestraling zeer laag is. Voor de volledigheid worden daarom de drie voornoemde componenten beschouwd bij de bepaling van de equivalente huiddosis.

In §2.2.1.2 worden de equivalente huiddosiscoëfficiënten nodig bij de berekening en hun herkomst besproken. In §2.2.1.3 worden dan de wiskundige vergelijkingen gegeven die aan de basis liggen van de berekening van de equivalente huiddosis. In §2.2.1.4 wordt een overzicht gegeven van de biosfeerconversiefactoren voor de equivalente huiddosis.

## 2.2.1.2 Equivalente huiddosiscoëfficiënten

### 2.2.1.2.1 Externe bestraling vanuit de ondergrond

De (effectieve) externe dosiscoëfficiënten zijn gebaseerd op de berekeningen uitgevoerd in het kader van EPA FGR 12 [lxviii] en werden ontleend aan de Radiological Toolbox van de Amerikaanse Nuclear Regulatory Commission (NRC) [lxix] (zie ook §3.2.2 en §3.3.2 van OD-042 [lxvii]). De waarden voor bodem gecontamineerd over de volledige diepte ('infinite depth') zijn van toepassing (Hypothese 10 in het biosfeermodel, zie §3.2.10 van OD-030 [lxx] en §7.1 van OD-042 [lxvii]).

De Radiological Toolbox [lxix] bevat ook de (equivalente) dosiscoëfficiënten voor beschouwde weefsels/organen. De equivalente dosiscoëfficiënten voor de huid ( $HF_{skin,ext,i}$  in eenheden van Sv/h per Bq/m<sup>3</sup> contaminatie in de ondergrond) worden gegeven in Tabel 33 en dit, naar analogie met de lijsten uit OD-042 [lxvii], voor alle radionucliden in de bronterm "2008 versie 1".

**Net als voor de effectieve externe dosiscoëfficiënten kunnen ook voor de equivalente externe huiddosiscoëfficiënten zogenaamde 'gecorrigeerde waarden' bepaald worden waarin de bijdrage van kortlevende dochternucliden wordt opgeteld bij hun moedernuclide, zoals beschreven in §14.4.4 van Hoofdstuk 14 van het veiligheidsrapport en §2.2 van OD-042 [lxvii]. De gecorrigeerde**



equivalente externe huid dosiscoëfficiënten voor de primaire radionucliden beschouwd in de biosfeermodellen worden gegeven in

Tabel 34.

**Tabel 33 – Equivalente externe dosiscoëfficiënten HF<sub>skin,ext,i</sub> [Sv/h per Bq/m<sup>3</sup>] voor de huid [lxviii, lxi] (n.v.t. = niet van toepassing).**

RN	HF <sub>skin,ext,i</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,ext,i</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,ext,i</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,ext,i</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,ext,i</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )
<sup>225</sup> Ac	1,40E-15	<sup>243</sup> Cm	1,29E-14	<sup>24</sup> Na	6,23E-13	<sup>239</sup> Pu	1,22E-17	<sup>182</sup> Ta	1,76E-13
<sup>227</sup> Ac	1,16E-17	<sup>244</sup> Cm	1,76E-17	<sup>83m</sup> Nb	1,89E-17	<sup>240</sup> Pu	1,75E-17	<sup>157</sup> Tb	8,14E-17
<sup>228</sup> Ac	1,39E-13	<sup>245</sup> Cm	7,42E-15	<sup>84</sup> Nb	2,16E-13	<sup>241</sup> Pu	1,36E-19	<sup>89</sup> Tc	3,27E-18
<sup>105</sup> Ag	6,48E-14	<sup>246</sup> Cm	1,58E-17	<sup>85</sup> Nb	1,05E-13	<sup>242</sup> Pu	1,47E-17	<sup>99m</sup> Tc	1,20E-14
<sup>106</sup> Ag	1,72E-14	<sup>247</sup> Cm	3,96E-14	<sup>85m</sup> Nb	7,09E-15	<sup>243</sup> Pu	1,79E-15	<sup>123</sup> Te	3,55E-16
<sup>108m</sup> Ag	2,15E-13	<sup>248</sup> Cm	1,21E-17	<sup>59</sup> Ni	0,00E+00	<sup>244</sup> Pu	1,18E-17	<sup>123m</sup> Te	1,38E-14
<sup>108m</sup> Ag	3,41E-16	<sup>56</sup> Co	5,15E-13	<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	<sup>223</sup> Ra	1,33E-14	<sup>125m</sup> Te	7,02E-16
<sup>110</sup> Ag	5,69E-14	<sup>57</sup> Co	1,08E-14	<sup>236</sup> Np	1,02E-14	<sup>224</sup> Ra	1,13E-15	<sup>227</sup> Th	1,16E-14
<sup>110m</sup> Ag	3,82E-13	<sup>58</sup> Co	1,33E-13	<sup>237</sup> Np	1,81E-15	<sup>225</sup> Ra	3,56E-16	<sup>228</sup> Th	1,83E-16
<sup>241</sup> Am	1,12E-15	<sup>60</sup> Co	3,58E-13	<sup>238</sup> Np	7,92E-14	<sup>226</sup> Ra	6,98E-16	<sup>228</sup> Th	7,09E-15
<sup>242</sup> Am	1,21E-15	<sup>51</sup> Cr	3,89E-15	<sup>239</sup> Np	1,66E-14	<sup>228</sup> Ra	0,00E+00	<sup>230</sup> Th	3,52E-17
<sup>242m</sup> Am	7,99E-17	<sup>134</sup> Cs	2,11E-13	<sup>240</sup> Np	1,74E-13	<sup>186</sup> Re	3,12E-14	<sup>231</sup> Th	9,22E-16
<sup>243</sup> Am	3,17E-15	<sup>135</sup> Cs	1,12E-18	<sup>32</sup> P	1,87E-14	<sup>103m</sup> Rh	2,24E-17	<sup>232</sup> Th	2,00E-17
<sup>39</sup> Ar	8,68E-17	<sup>137</sup> Cs	3,36E-16	<sup>33</sup> P	1,64E-18	<sup>106</sup> Rh	9,76E-14	<sup>234</sup> Th	5,40E-16
<sup>217</sup> At	3,96E-17	<sup>152</sup> Eu	1,56E-13	<sup>231</sup> Pa	4,32E-15	<sup>217</sup> Rn	n.v.t.	<sup>200</sup> Tl	1,75E-13
<sup>218</sup> At	1,60E-16	<sup>154</sup> Eu	1,73E-13	<sup>232</sup> Pa	1,27E-13	<sup>218</sup> Rn	1,02E-16	<sup>201</sup> Tl	6,08E-15
<sup>218</sup> At	n.v.t.	<sup>155</sup> Eu	4,03E-15	<sup>233</sup> Pa	2,26E-14	<sup>219</sup> Rn	6,84E-15	<sup>202</sup> Tl	5,58E-14
<sup>133</sup> Ba	4,43E-14	<sup>55</sup> Fe	0,00E+00	<sup>234</sup> Pa	2,58E-13	<sup>220</sup> Rn	5,11E-17	<sup>204</sup> Tl	7,06E-16
<sup>137m</sup> Ba	8,14E-14	<sup>59</sup> Fe	1,69E-13	<sup>234m</sup> Pa	2,98E-14	<sup>222</sup> Rn	5,22E-17	<sup>207</sup> Tl	9,11E-15
<sup>140</sup> Ba	2,47E-14	<sup>221</sup> Fr	3,39E-15	<sup>208</sup> Pb	1,41E-16	<sup>103</sup> Ru	6,12E-14	<sup>208</sup> Tl	5,08E-13
<sup>7</sup> Be	6,41E-15	<sup>223</sup> Fr	7,38E-15	<sup>210</sup> Pb	8,14E-17	<sup>106</sup> Ru	0,00E+00	<sup>209</sup> Tl	3,01E-13
<sup>10</sup> Be	1,14E-16	<sup>68</sup> Ga	1,49E-13	<sup>211</sup> Pb	1,41E-14	<sup>35</sup> S	4,90E-19	<sup>210</sup> Tl	n.v.t.
<sup>207</sup> Bi	2,11E-13	<sup>152</sup> Gd	0,00E+00	<sup>212</sup> Pb	1,56E-14	<sup>124</sup> Sb	2,66E-13	<sup>232</sup> U	3,52E-17
<sup>210</sup> Bi	4,32E-15	<sup>153</sup> Gd	5,69E-15	<sup>214</sup> Pb	3,02E-14	<sup>125</sup> Sb	5,47E-14	<sup>233</sup> U	3,89E-17
<sup>211</sup> Bi	5,69E-15	<sup>68</sup> Ge	1,65E-18	<sup>107</sup> Pd	0,00E+00	<sup>126</sup> Sb	3,85E-13	<sup>234</sup> U	2,16E-17
<sup>212</sup> Bi	4,07E-14	<sup>3</sup> H	0,00E+00	<sup>145</sup> Pm	8,96E-16	<sup>126m</sup> Sb	2,23E-13	<sup>235</sup> U	1,58E-14
<sup>213</sup> Bi	2,33E-14	<sup>166m</sup> Ho	2,30E-13	<sup>147</sup> Pm	1,35E-18	<sup>126n</sup> Sb	n.v.t.	<sup>235m</sup> U	n.v.t.

RN	HF <sub>skin,ext,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,ext,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,ext,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,ext,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,ext,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )
<sup>214</sup> Bi	2,34E-13	<sup>125</sup> I	8,06E-16	<sup>210</sup> Po	1,17E-18	<sup>45m</sup> Sc	n.v.t.	<sup>238</sup> U	1,66E-17
<sup>215</sup> Bi	n.v.t.	<sup>129</sup> I	5,33E-16	<sup>211</sup> Po	1,07E-15	<sup>46</sup> Sc	2,82E-13	<sup>237</sup> U	1,18E-14
<sup>14</sup> C	4,57E-19	<sup>131</sup> I	4,82E-14	<sup>212</sup> Po	0,00E+00	<sup>78</sup> Se	6,08E-19	<sup>238</sup> U	1,28E-17
<sup>41</sup> Ca	0,00E+00	<sup>192</sup> Ir	1,03E-13	<sup>213</sup> Po	0,00E+00	<sup>147</sup> Sm	0,00E+00	<sup>240</sup> U	9,61E-17
<sup>45</sup> Ca	1,72E-18	<sup>40</sup> K	3,36E-14	<sup>214</sup> Po	1,14E-17	<sup>151</sup> Sm	8,86E-20	<sup>48</sup> V	4,07E-13
<sup>109</sup> Cd	5,65E-16	<sup>85</sup> Kr	7,31E-16	<sup>215</sup> Po	2,26E-17	<sup>119m</sup> Sn	1,86E-16	<sup>188</sup> W	2,15E-16
<sup>139</sup> Ce	1,42E-14	<sup>140</sup> La	3,40E-13	<sup>216</sup> Po	2,33E-18	<sup>121</sup> Sn	4,93E-18	<sup>131m</sup> Xe	6,66E-16
<sup>141</sup> Ce	6,98E-15	<sup>54</sup> Mn	1,15E-13	<sup>218</sup> Po	1,26E-18	<sup>121m</sup> Sn	9,43E-17	<sup>88m</sup> Y	n.v.t.
<sup>144</sup> Ce	1,59E-15	<sup>56</sup> Mn	2,74E-13	<sup>144</sup> Pr	5,94E-14	<sup>125</sup> Sn	7,45E-14	<sup>90</sup> Y	3,57E-14
<sup>252</sup> Cf	1,48E-17	<sup>93</sup> Mo	1,08E-16	<sup>144m</sup> Pr	4,28E-16	<sup>126</sup> Sn	3,32E-15	<sup>169</sup> Yb	2,48E-14
<sup>36</sup> Cl	6,48E-16	<sup>99</sup> Mo	2,47E-14	<sup>238</sup> Pu	2,22E-17	<sup>85</sup> Sr	6,62E-14	<sup>65</sup> Zn	8,21E-14
<sup>242</sup> Cm	1,98E-17	<sup>22</sup> Na	3,03E-13	<sup>238</sup> Pu	1,83E-17	<sup>88</sup> Sr	1,33E-14	<sup>93</sup> Zr	0,00E+00
						<sup>90</sup> Sr	5,40E-17	<sup>95</sup> Zr	1,01E-13

**Tabel 34 – Gecorrigeerde equivalente externe huiddosiscoëfficiënten. Radionucliden zonder kortlevende dochternucliden hebben een grijze achtergrond.**

RN	$HF_{skin,ext,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	$HF_{skin,ext,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	$HF_{skin,ext,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]
<sup>227</sup> Ac	6,06E-14	<sup>94</sup> Nb	2,16E-13	<sup>244</sup> Pu	1,73E-13
<sup>108m</sup> Ag	2,17E-13	<sup>59</sup> Ni	0,00E+00	<sup>226</sup> Ra	1,99E-13
<sup>241</sup> Am	1,12E-15	<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	<sup>78</sup> Se	6,08E-19
<sup>242m</sup> Am	1,67E-15	<sup>236</sup> Np	1,04E-14	<sup>126</sup> Sn	2,80E-13
<sup>243</sup> Am	1,98E-14	<sup>237</sup> Np	2,44E-14	<sup>86</sup> Sr	3,57E-14
<sup>10</sup> Be	1,14E-16	<sup>231</sup> Pa	4,32E-15	<sup>98</sup> Tc	3,27E-18
<sup>14</sup> C	4,57E-19	<sup>210</sup> Pb	4,40E-15	<sup>228</sup> Th	4,22E-14
<sup>41</sup> Ca	0,00E+00	<sup>107</sup> Pd	0,00E+00	<sup>230</sup> Th	3,52E-17
<sup>36</sup> Cl	6,48E-16	<sup>210</sup> Po	1,17E-18	<sup>232</sup> Th	3,79E-13
<sup>244</sup> Cm	1,76E-17	<sup>238</sup> Pu	2,22E-17	<sup>232</sup> U	2,40E-13
<sup>135</sup> Cs	1,12E-18	<sup>238</sup> Pu	1,83E-17	<sup>233</sup> U	3,89E-17
<sup>137</sup> Cs	7,71E-14	<sup>239</sup> Pu	1,22E-17	<sup>234</sup> U	2,16E-17
<sup>3</sup> H	0,00E+00	<sup>240</sup> Pu	1,75E-17	<sup>235</sup> U	1,68E-14
<sup>129</sup> I	5,33E-16	<sup>241</sup> Pu	4,26E-19	<sup>236</sup> U	1,66E-17
<sup>93</sup> Mo	1,24E-16	<sup>242</sup> Pu	1,47E-17	<sup>238</sup> U	3,07E-14
				<sup>89</sup> Zr	1,85E-17

#### 2.2.1.2.2 Externe bestraling door submersie in de lucht

Net als de externe dosiscoëfficiënten voor bestraling vanuit de ondergrond zijn ook de submersiedosiscoëfficiënten gebaseerd op de berekeningen uitgevoerd in het kader van EPA FGR 12 [lxviii] en ontleend aan de Radiological Toolbox van de NRC [lxix], die ook de (equivalente) dosiscoëfficiënten bevat voor de beschouwde organen/weefsels.

De equivalente submersiedosiscoëfficiënten voor de huid ( $HF_{skin,sub,i}$  in eenheden van Sv/h per Bq/m<sup>3</sup> contaminatie in de lucht) worden gegeven in Tabel 35 en dit, naar analogie met de lijsten uit OD-042 [lxvii], voor alle radionucliden in de referentiebronterm “2008 versie 1”.

Net als voor de effectieve submersiedosiscoëfficiënten kunnen ook voor de equivalente submersiedosiscoëfficiënten voor de huid ‘gecorrigeerde waarden’ bepaald worden waarin de bijdrage van kortlevende dochternucliden wordt opgeteld bij hun moedernuclide, zoals beschreven in §14.4.4 van Hoofdstuk 14 van het veiligheidsrapport en §2.2 van OD-042



Tabel 36.

*(The table content is extremely faint and illegible in the provided image. It appears to be a multi-column table with approximately 5-6 columns and many rows of data.)*

**Tabel 35 – Equivalente submersiedosiscoëfficiënten  $HF_{skin,sub,i}$  [Sv/h per  $Bq/m^3$ ] voor de huid [lxviii, lxix] (n.v.t. = niet van toepassing).**

RN	$HF_{skin,sub,i}$ (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	$HF_{skin,sub,i}$ (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	$HF_{skin,sub,i}$ (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	$HF_{skin,sub,i}$ (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	$HF_{skin,sub,i}$ (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )
<sup>225</sup> Ac	3,38E-12	<sup>243</sup> Cm	3,52E-11	<sup>24</sup> Na	9,90E-10	<sup>239</sup> Pu	6,70E-14	<sup>182</sup> Ta	2,83E-10
<sup>227</sup> Ac	3,96E-14	<sup>244</sup> Cm	1,41E-13	<sup>93m</sup> Nb	1,54E-13	<sup>240</sup> Pu	1,41E-13	<sup>157</sup> Tb	3,82E-13
<sup>228</sup> Ac	2,84E-10	<sup>245</sup> Cm	1,93E-11	<sup>94</sup> Nb	3,43E-10	<sup>241</sup> Pu	4,21E-16	<sup>98</sup> Tc	9,86E-12
<sup>105</sup> Ag	1,04E-10	<sup>246</sup> Cm	1,26E-13	<sup>95</sup> Nb	1,55E-10	<sup>242</sup> Pu	1,18E-13	<sup>98m</sup> Tc	2,57E-11
<sup>108</sup> Ag	1,44E-10	<sup>247</sup> Cm	6,44E-11	<sup>95m</sup> Nb	4,03E-11	<sup>243</sup> Pu	2,93E-11	<sup>123</sup> Te	2,28E-12
<sup>108m</sup> Ag	3,26E-10	<sup>248</sup> Cm	9,61E-14	<sup>58</sup> Ni	0,00E+00	<sup>244</sup> Pu	9,68E-14	<sup>123m</sup> Te	3,05E-11
<sup>109m</sup> Ag	2,01E-12	<sup>56</sup> Co	7,67E-10	<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	<sup>223</sup> Ra	3,19E-11	<sup>125m</sup> Te	6,98E-12
<sup>110</sup> Ag	2,96E-10	<sup>57</sup> Co	2,39E-11	<sup>236</sup> Np	3,30E-11	<sup>224</sup> Ra	2,29E-12	<sup>227</sup> Th	2,34E-11
<sup>110m</sup> Ag	5,65E-10	<sup>58</sup> Co	2,01E-10	<sup>237</sup> Np	5,54E-12	<sup>225</sup> Ra	1,08E-11	<sup>228</sup> Th	5,40E-13
<sup>241</sup> Am	4,61E-12	<sup>60</sup> Co	5,22E-10	<sup>238</sup> Np	1,55E-10	<sup>226</sup> Ra	1,72E-12	<sup>228</sup> Th	1,95E-11
<sup>242</sup> Am	2,95E-11	<sup>51</sup> Cr	6,30E-12	<sup>238</sup> Np	5,76E-11	<sup>228</sup> Ra	0,00E+00	<sup>230</sup> Th	1,62E-13
<sup>242m</sup> Am	4,90E-13	<sup>134</sup> Cs	3,40E-10	<sup>240</sup> Np	3,29E-10	<sup>188</sup> Re	1,93E-10	<sup>231</sup> Th	9,07E-12
<sup>243</sup> Am	9,90E-12	<sup>135</sup> Cs	3,26E-12	<sup>32</sup> P	1,62E-10	<sup>103m</sup> Rh	1,62E-13	<sup>232</sup> Th	1,24E-13
<sup>39</sup> Ar	3,85E-11	<sup>137</sup> Cs	3,11E-11	<sup>33</sup> P	4,97E-12	<sup>106</sup> Rh	3,92E-10	<sup>234</sup> Th	2,70E-12
<sup>217</sup> At	6,70E-14	<sup>152</sup> Eu	2,48E-10	<sup>231</sup> Pa	8,78E-12	<sup>217</sup> Rn	n.v.t.	<sup>200</sup> Tl	2,70E-10
<sup>218</sup> At	7,63E-13	<sup>154</sup> Eu	2,98E-10	<sup>232</sup> Pa	2,01E-10	<sup>218</sup> Rn	1,55E-13	<sup>201</sup> Tl	1,76E-11
<sup>219</sup> At	n.v.t.	<sup>155</sup> Eu	1,22E-11	<sup>233</sup> Pa	5,98E-11	<sup>219</sup> Rn	1,22E-11	<sup>202</sup> Tl	9,47E-11
<sup>133</sup> Ba	7,88E-11	<sup>55</sup> Fe	0,00E+00	<sup>234</sup> Pa	4,46E-10	<sup>220</sup> Rn	7,92E-14	<sup>204</sup> Tl	4,46E-11
<sup>137m</sup> Ba	1,34E-10	<sup>59</sup> Fe	2,57E-10	<sup>234m</sup> Pa	1,97E-10	<sup>222</sup> Rn	8,21E-14	<sup>207</sup> Tl	1,10E-10
<sup>140</sup> Ba	9,07E-11	<sup>221</sup> Fr	7,27E-12	<sup>209</sup> Pb	3,37E-11	<sup>103</sup> Ru	9,97E-11	<sup>208</sup> Tl	8,42E-10
<sup>7</sup> Be	9,86E-12	<sup>223</sup> Fr	8,28E-11	<sup>210</sup> Pb	4,61E-13	<sup>106</sup> Ru	0,00E+00	<sup>209</sup> Tl	5,72E-10
<sup>10</sup> Be	4,64E-11	<sup>68</sup> Ga	3,64E-10	<sup>211</sup> Pb	1,10E-10	<sup>35</sup> S	1,05E-12	<sup>210</sup> Tl	n.v.t.
<sup>207</sup> Bi	3,35E-10	<sup>152</sup> Gd	0,00E+00	<sup>212</sup> Pb	4,86E-11	<sup>124</sup> Sb	4,54E-10	<sup>232</sup> U	2,13E-13

RN	HF <sub>skin,sub,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,sub,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,sub,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,sub,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )	RN	HF <sub>skin,sub,l</sub> (Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )
<sup>210</sup> Bi	8,28E-11	<sup>153</sup> Gd	1,80E-11	<sup>214</sup> Pb	9,97E-11	<sup>125</sup> Sb	9,54E-11	<sup>233</sup> U	1,65E-13
<sup>211</sup> Bi	1,11E-11	<sup>68</sup> Ge	2,38E-14	<sup>107</sup> Pd	0,00E+00	<sup>126</sup> Sb	6,23E-10	<sup>234</sup> U	1,53E-13
<sup>212</sup> Bi	1,46E-10	<sup>3</sup> H	0,00E+00	<sup>145</sup> Pm	4,39E-12	<sup>126m</sup> Sb	4,46E-10	<sup>235</sup> U	3,11E-11
<sup>213</sup> Bi	1,22E-10	<sup>166m</sup> Ho	3,56E-10	<sup>147</sup> Pm	2,92E-12	<sup>126n</sup> Sb	4,21E-10	<sup>235m</sup> U	n.v.t.
<sup>214</sup> Bi	4,61E-10	<sup>125</sup> I	5,00E-12	<sup>210</sup> Po	1,73E-15	<sup>45m</sup> Sc	1,34E-12	<sup>236</sup> U	1,29E-13
<sup>215</sup> Bi	n.v.t.	<sup>129</sup> I	3,96E-12	<sup>211</sup> Po	1,61E-12	<sup>46</sup> Sc	0,00E+00	<sup>237</sup> U	3,59E-11
<sup>14</sup> C	8,75E-13	<sup>131</sup> I	1,07E-10	<sup>212</sup> Po	0,00E+00	<sup>78</sup> Se	6,84E-16	<sup>238</sup> U	1,05E-13
<sup>41</sup> Ca	0,00E+00	<sup>192</sup> Ir	1,99E-10	<sup>213</sup> Po	0,00E+00	<sup>147</sup> Sm	1,23E-12	<sup>240</sup> U	1,12E-11
<sup>45</sup> Ca	5,26E-12	<sup>40</sup> K	1,51E-10	<sup>214</sup> Po	1,70E-14	<sup>151</sup> Sm	1,34E-11	<sup>46</sup> V	6,19E-10
<sup>109</sup> Cd	3,58E-12	<sup>85</sup> Kr	4,75E-11	<sup>215</sup> Po	3,64E-14	<sup>119m</sup> Sn	3,85E-12	<sup>188</sup> W	1,05E-11
<sup>138</sup> Ce	3,22E-11	<sup>140</sup> La	5,98E-10	<sup>216</sup> Po	3,45E-15	<sup>121</sup> Sn	2,57E-10	<sup>131m</sup> Xe	1,74E-11
<sup>141</sup> Ce	3,67E-11	<sup>54</sup> Mn	1,68E-10	<sup>218</sup> Po	2,72E-15	<sup>121m</sup> Sn	2,39E-11	<sup>88m</sup> Y	n.v.t.
<sup>144</sup> Ce	1,05E-11	<sup>56</sup> Mn	5,44E-10	<sup>144</sup> Pr	3,03E-10	<sup>125</sup> Sn	1,02E-10	<sup>90</sup> Y	2,25E-10
<sup>252</sup> Cf	1,11E-13	<sup>93</sup> Mo	8,75E-13	<sup>144m</sup> Pr	1,83E-12	<sup>126</sup> Sn	1,33E-10	<sup>169</sup> Yb	6,23E-11
<sup>36</sup> Cl	5,29E-11	<sup>99</sup> Mo	1,13E-10	<sup>236</sup> Pu	1,74E-13	<sup>85</sup> Sr	3,31E-11	<sup>65</sup> Zn	1,18E-10
<sup>242</sup> Cm	1,54E-13	<sup>22</sup> Na	4,79E-10	<sup>238</sup> Pu	1,47E-13	<sup>89</sup> Sr	4,21E-10	<sup>93</sup> Zr	0,00E+00
						<sup>90</sup> Sr	1,34E-12	<sup>85</sup> Zr	1,62E-10



**Tabel 36 – Gecorrigeerde equivalente submersiedosiscoëfficiënten voor de huid. Radionucliden zonder kortlevende dochternucliden hebben een grijze achtergrond.**

RN	$HF_{skin,sub,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]	RN	$HF_{skin,sub,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]	RN	$HF_{skin,sub,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]
<sup>227</sup> Ac	2,99E-10	<sup>94</sup> Nb	3,43E-10	<sup>244</sup> Pu	3,40E-10
<sup>106m</sup> Ag	3,38E-10	<sup>59</sup> Ni	0,00E+00	<sup>226</sup> Ra	5,62E-10
<sup>241</sup> Am	4,61E-12	<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	<sup>79</sup> Se	1,34E-12
<sup>242m</sup> Am	3,07E-11	<sup>236</sup> Np	3,33E-11	<sup>126</sup> Sn	5,58E-10
<sup>243</sup> Am	6,75E-11	<sup>237</sup> Np	6,53E-11	<sup>90</sup> Sr	2,58E-10
<sup>10</sup> Be	4,64E-11	<sup>231</sup> Pa	8,78E-12	<sup>99</sup> Tc	9,86E-12
<sup>14</sup> C	8,75E-13	<sup>210</sup> Pb	8,33E-11	<sup>228</sup> Th	2,09E-10
<sup>41</sup> Ca	0,00E+00	<sup>107</sup> Pd	0,00E+00	<sup>230</sup> Th	1,62E-13
<sup>36</sup> Cl	5,29E-11	<sup>210</sup> Po	1,73E-15	<sup>232</sup> Th	7,84E-10
<sup>244</sup> Cm	1,41E-13	<sup>236</sup> Pu	1,74E-13	<sup>232</sup> U	5,00E-10
<sup>135</sup> Cs	3,26E-12	<sup>238</sup> Pu	1,47E-13	<sup>233</sup> U	1,65E-13
<sup>137</sup> Cs	1,58E-10	<sup>239</sup> Pu	6,70E-14	<sup>234</sup> U	1,53E-13
<sup>3</sup> H	0,00E+00	<sup>240</sup> Pu	1,41E-13	<sup>235</sup> U	4,02E-11
<sup>129</sup> I	3,96E-12	<sup>241</sup> Pu	1,30E-15	<sup>236</sup> U	1,29E-13
<sup>93</sup> Mo	1,01E-12	<sup>242</sup> Pu	1,18E-13	<sup>238</sup> U	2,01E-10
				<sup>93</sup> Zr	1,50E-13

### 2.2.1.2.3 Huidbesmetting

De dosiscoëfficiënten voor huidbesmetting werden ontleend aan een studie door Kocher en Eckerman [lxxi] – zie ook §3.2.3 van OD-042 [lxvii]. De (equivalente) dosiscoëfficiënten voor huidbesmetting ( $DF_{skin,i}$  in eenheden van Sv/h per Bq/m<sup>2</sup> contaminatie op het huidoppervlak) worden gegeven in Table 26 in §8.2 van OD-042 [lxvii] voor alle radionucliden in de referentiebronterm “2008 versie 1”.

Voor de dosiscoëfficiënten voor huidbesmetting kunnen ook weer ‘gecorrigeerde waarden’ bepaald worden waarin de bijdrage van kortlevende dochternucliden wordt opgeteld bij hun moedernuclide, zoals beschreven in §14.4.4 van Hoofdstuk 14 van het veiligheidsrapport en §2.2 van OD-042 [lxvii]. De gecorrigeerde (equivalente)



**Tabel 37 – Gecorrigeerde (equivalente) dosiscoëfficiënten voor huidbesmetting  $DF_{skin,i}$  [Sv/h per Bq/m<sup>2</sup>]. Radionucliden zonder kortlevende dochternucliden hebben een grijze achtergrond.**

RN	$DF_{skin,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]	RN	$DF_{skin,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]	RN	$DF_{skin,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>2</sup> )]
<sup>227</sup> Ac	5,24E-10	<sup>94</sup> Nb	1,60E-10	<sup>244</sup> Pu	4,79E-10
<sup>108m</sup> Ag	2,27E-11	<sup>58</sup> Ni	0,00E+00	<sup>226</sup> Ra	3,64E-10
<sup>241</sup> Am	2,51E-13	<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	<sup>78</sup> Se	4,34E-11
<sup>242m</sup> Am	1,48E-10	<sup>236</sup> Np	0,00E+00	<sup>126</sup> Sn	3,14E-10
<sup>243</sup> Am	2,63E-10	<sup>237</sup> Np	1,90E-10	<sup>90</sup> Sr	4,22E-10
<sup>10</sup> Be	1,94E-10	<sup>231</sup> Pa	7,53E-12	<sup>99</sup> Tc	9,81E-11
<sup>14</sup> C	3,31E-11	<sup>210</sup> Pb	2,17E-10	<sup>228</sup> Th	5,88E-10
<sup>41</sup> Ca	0,00E+00	<sup>107</sup> Pd	0,00E+00	<sup>230</sup> Th	0,00E+00
<sup>36</sup> Cl	1,94E-10	<sup>210</sup> Po	0,00E+00	<sup>232</sup> Th	6,87E-10
<sup>244</sup> Cm	0,00E+00	<sup>236</sup> Pu	0,00E+00	<sup>232</sup> U	4,59E-10
<sup>135</sup> Cs	5,13E-11	<sup>238</sup> Pu	0,00E+00	<sup>233</sup> U	7,76E-14
<sup>137</sup> Cs	1,82E-10	<sup>238</sup> Pu	0,00E+00	<sup>234</sup> U	2,40E-13
<sup>3</sup> H	0,00E+00	<sup>240</sup> Pu	0,00E+00	<sup>235</sup> U	1,06E-10
<sup>129</sup> I	2,17E-11	<sup>241</sup> Pu	0,00E+00	<sup>236</sup> U	2,17E-13
<sup>93</sup> Mo	0,00E+00	<sup>242</sup> Pu	0,00E+00	<sup>238</sup> U	2,76E-10
				<sup>93</sup> Zr	0,00E+00

### 2.2.1.3 Berekening van de equivalente huiddosis

#### 2.2.1.3.1 Externe bestraling vanuit de ondergrond

Naar analogie met de effectieve dosis door externe bestraling (§5.1.6.3 uit OD-030 [lxx]) kan de equivalente externe huiddosis toe te schrijven aan radionuclide  $i$  [Sv/a] uitgaande van de concentratie in de bodem uitgedrukt worden als:

$$H_{skin,ext,i} = C_{s,i} \cdot \rho_s \cdot T_a \cdot SF_s \cdot Corr \cdot HF_{skin,ext,i,corr}$$

waarin

- $C_{s,i}$  = de concentratie van radionuclide  $i$  in de bodem (wortelzone voedingsgewassen) [Bq/kg];
- $\rho_s$  = de bulkdichtheid van de bodem (1350 kg/m<sup>3</sup>);
- $T_a$  = de blootstellingsduur (1500 h/a);
- $SF_s$  = de afschermingsfactor van de bodem (0,7);
- $Corr$  = een correctiefactor voor de bulkdichtheid van de bodem (i.e. de verhouding tussen de in EPA FGR 12 [lxviii] gebruikte waarde van 1600 kg/m<sup>3</sup> en de hoger vermelde waarde gebruikt in de biosfeerberekeningen); en
- $HF_{skin,ext,i,corr}$  = de gecorrigeerde equivalente externe huddosiscoëfficiënt voor radionuclide  $i$  [Sv/h per Bq/m<sup>3</sup>] zoals vermeld in

- Tabel 34 in §2.2.1.2 van dit antwoord.

*De aldus berekende huiddosis is een 'gemiddelde' dosis over het lichaam. Daar de blootstelling gebeurt door externe bestraling vanuit de ondergrond zal deze vrij uniform zijn, waardoor deze aanpak gejustifieerd is. Iedere andere hypothese is louter speculatief.*

De waarden en herkomst van de parameters  $\rho_s$  [kg/m<sup>3</sup>],  $T_a$  [h/a] en  $SF_s$  [-] worden gedocumenteerd in OD-043 [<sup>lxiii</sup>] (respectievelijk §3.1.4, §5.4.1 en §5.3).

De concentratie in de bodem van akkers met voedingsgewassen  $C_{s,i}$  [Bq/kg] is een tussenresultaat bepaald in het biosfeermodel. De concentraties in de bodem per eenheidsactiviteit in het putwater [Bq/m<sup>3</sup>] worden gegeven in



Tabel 38 – Berekenende evenwichtsconcentratie [Bq/kg] in de bodem van akkers met voedingsgewassen per eenheidsactiviteit in het putwater [Bq/m<sup>3</sup>] onder het ‘hoge’ CCI-HYDR klimaatscenario (\$per eenheidsactiviteit aan 226Ra in het putwater, £per eenheidsactiviteit aan 231Pa in het putwater). % Voor 14C werd vervluchtiging (evasie) van 14CO<sub>2</sub> expliciet beschouwd wordt als verliesmechanisme voor de 14C-concentratie in de bodem.

RN	C <sub>s,i</sub> [(Bq/kg)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	C <sub>s,i</sub> [(Bq/kg)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	C <sub>s,i</sub> [(Bq/kg)/(Bq/m <sup>3</sup> )]
<sup>227</sup> Ac	2,40E-01 €	<sup>84</sup> Nb	3,62E-01	<sup>244</sup> Pu	2,03E-01
<sup>108m</sup> Ag	4,26E-02	<sup>59</sup> Ni	5,05E-02	<sup>226</sup> Ra	1,67E-01
<sup>241</sup> Am	1,19E-01	<sup>63</sup> Ni	2,06E-02	<sup>78</sup> Se	1,35E-02
<sup>242m</sup> Am	4,50E-02	<sup>236</sup> Np	2,47E-03	<sup>126</sup> Sn	6,95E-02
<sup>243</sup> Am	4,65E-01	<sup>237</sup> Np	2,47E-03	<sup>90</sup> Sr	3,21E-03
<sup>10</sup> Be	4,58E-01	<sup>231</sup> Pa	2,49E-01	<sup>98</sup> Tc	1,44E-04
<sup>14</sup> C %	2,01E-05	<sup>210</sup> Pb	1,12E-01 \$	<sup>228</sup> Th	2,89E-01
<sup>41</sup> Ca	1,50E-03	<sup>107</sup> Pd	8,34E-02	<sup>230</sup> Th	3,21E-01
<sup>36</sup> Cl	5,94E-04	<sup>210</sup> Po	1,11E-01 \$	<sup>232</sup> Th	3,25E-01
<sup>244</sup> Cm	6,16E-03	<sup>236</sup> Pu	9,86E-04	<sup>232</sup> U	2,32E-02
<sup>135</sup> Cs	1,30E-01	<sup>238</sup> Pu	2,64E-02	<sup>233</sup> U	5,85E-01
<sup>137</sup> Cs	9,63E-03	<sup>238</sup> Pu	1,98E-01	<sup>234</sup> U	5,88E-01
<sup>3</sup> H	1,20E-04	<sup>240</sup> Pu	1,86E-01	<sup>235</sup> U	5,92E-01
<sup>129</sup> I	8,52E-04	<sup>241</sup> Pu	4,84E-03	<sup>236</sup> U	5,92E-01
<sup>93</sup> Mo	1,75E-02	<sup>242</sup> Pu	2,03E-01	<sup>238</sup> U	5,92E-01
				<sup>93</sup> Zr	1,49E-02

### 2.2.1.3.2 Externe bestraling door submersie

Naar analogie met de effectieve dosis door submersie (§4.1.4 uit OD-114 [lxv]) kan de equivalente huiddosis door submersie uitgaande van de concentratie in de bodem uitgedrukt worden als:

$$H_{skin,sub,i} = C_{s,i} \cdot m_{sa} \cdot T_a \cdot HF_{skin,sub,i,corr}$$

waarin

- $C_{s,i}$  = de concentratie van radionuclide  $i$  in de bodem (wortelzone voedingsgewassen) [Bq/kg];
- $m_{sa}$  = de stofbelasting in de lucht ( $2,3 \times 10^{-7}$  kg/m<sup>3</sup>);
- $T_a$  = de blootstellingsduur (1500 h/a);
- $HF_{skin,sub,i,corr}$  = de gecorrigeerde equivalente submersiedosiscoëfficiënt voor de huid voor radionuclide  $i$  [Sv/h per Bq/m<sup>3</sup>] zoals vermeld in



- Tabel 36 in §2.2.1.2 van dit antwoord.

Ook in dit geval is de berekende huiddosis een 'gemiddelde' dosis over het lichaam. Daar de blootstelling gebeurt door externe bestraling vanuit de omringende lucht zal deze vrij uniform zijn, waardoor deze aanpak gejustificeerd is. Iedere andere hypothese is louter speculatief.

De waarden voor  $C_{s,i}$  [Bq/kg] per eenheidsactiviteit in het putwater worden gegeven in

Tabel 38. De waarden en herkomst van de parameters  $m_{sa}$  [kg/m<sup>3</sup>] en  $T_a$  [h/a] worden gedocumenteerd in OD-043 [lxxii] (respectievelijk §5.2.1 en §5.4.1).

### 2.2.1.3.3 Huidbesmetting

De equivalente huiddosis door huidbesmetting kan bepaald worden op basis van Equation 86 in Annex 3.3.1 van OD-030 [lxx]:

$$H_{skin,cont,i} = C_{skin,i} \cdot T_a \cdot SA_e \cdot DF_{skin,i,corr}$$

waarin

- $C_{skin,i}$  = de huidbesmetting met radionuclide  $i$  [Bq/m<sup>2</sup>];
- $T_a$  = de blootstellingsduur (1500 h/a);
- $SA_e$  = de blootgestelde fractie van het huidoppervlak [-];
- $DF_{skin,i,corr}$  = de gecorrigeerde dosiscoëfficiënt voor huidbesmetting met radionuclide  $i$  [Sv/h per Bq/m<sup>2</sup>] zoals vermeld in Tabel 37 in §2.2.1.2 van dit antwoord.

De huidbesmetting  $C_{skin,i}$  [Bq/m<sup>2</sup>] kan bepaald worden uit de concentratie in de lucht (Equation 87 in Annex 3.3.1 van OD-030 [lxx]), welke op haar beurt het product is van de concentratie in de bodem en de stofbelasting:

$$C_{skin,i} = C_{s,i} \cdot m_{sa} \cdot v_d \cdot T_{skin} \cdot 3600$$

waarin

- $C_{s,i}$  = de concentratie van radionuclide  $i$  in de bodem [Bq/kg];
- $m_{sa}$  = de stofbelasting in de lucht ( $2,3 \times 10^{-7}$  kg/m<sup>3</sup>);
- $v_d$  = de depositiesnelheid van stof uit de lucht op de huid (0,004 m/s);
- $T_{skin}$  = de tijd waarin de huidbesmetting zich opbouwt (8h); en
- 3600 = een conversiefactor [s/h].

De waarden voor  $C_{s,i}$  [Bq/kg] per eenheidsactiviteit in het putwater worden gegeven in

Tabel 38. De waarden en herkomst van de parameters  $m_{sa}$  [kg/m<sup>3</sup>] en  $v_d$  [m/a] en worden gedocumenteerd in OD-043 [lxxii] (respectievelijk §5.2.1 en §5.2.3.2. De waarde voor de parameter  $T_{skin}$  [h] wordt gegeven in Table 27 in Annex 3.3.2 van OD-030 [lxx] en is gebaseerd op de onderstelling van een werkdag van 8h waarna de contaminatie wordt afgespoeld (§4.1.5 van OD-114 [lxv]).

In §5.2.3.1 van OD-043 [lxxii] wordt beargumenteerd dat de blootgestelde fractie van het huidoppervlak  $SA_e$  seizoensafhankelijk is en typisch varieert tussen 10 en 25 %. In de berekening van  $H_{skin,cont,i}$  wordt een waarde van 17,5% ( $SA_e = 0,175$ ) gebruikt. In de zin van de dosislimiet voor de huid die zich toespitst op elke oppervlakte van 1 cm<sup>2</sup> huid wordt deze parameter buiten beschouwing gelaten teneinde de equivalente huiddosis niet te onderschatten. Iedere hypothese m.b.t. verdere concentratiepieken binnen de blootgestelde fractie van het huidoppervlak is louter speculatief.

#### 2.2.1.4 Biosfeerconversiefactoren voor de equivalente huiddosis

Op basis van de vergelijkingen in §2.2.1.3 kunnen, gebruik makend van de concentraties in de bodem  $C_{s,i}$  [Bq/kg] per eenheidsactiviteit in het putwater (

Tabel 38), de biosfeerconversiefactoren voor de equivalente huiddosis bepaald worden. De waarden worden gegeven in Tabel 39.

**Tabel 39 –  $BCF_{skin}$  [Sv/a per Bq/m<sup>3</sup>] voor de waterputreceptor. De  $BCF_{skin}$  voor <sup>231</sup>Pa houdt rekening met de bijdrage van <sup>227</sup>Ac terwijl de waarde voor <sup>226</sup>Ra rekening houdt met de bijdragen van <sup>210</sup>Pb en <sup>210</sup>Po, naar analogie met de BCFs.**

RN	$BCF_{skin,i}$ [(Sv/a)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	$BCF_{skin,i}$ [(Sv/a)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	$BCF_{skin,i}$ [(Sv/a)/(Bq/m <sup>3</sup> )]
<sup>108m</sup> Ag	1,55E-08	<sup>59</sup> Ni	0,00E+00	<sup>78</sup> Se	3,71E-14
<sup>241</sup> Am	2,22E-10	<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	<sup>126</sup> Sn	3,27E-08
<sup>242m</sup> Am	1,26E-10	<sup>236</sup> Np	4,30E-11	<sup>90</sup> Sr	1,93E-10
<sup>243</sup> Am	1,54E-08	<sup>237</sup> Np	1,01E-10	<sup>98</sup> Tc	1,35E-15
<sup>10</sup> Be	9,12E-11	<sup>231</sup> Pa	2,63E-08	<sup>228</sup> Th	2,05E-08
<sup>14</sup> C	4,19E-17	<sup>107</sup> Pd	0,00E+00	<sup>230</sup> Th	1,90E-11
<sup>41</sup> Ca	0,00E+00	<sup>236</sup> Pu	3,69E-14	<sup>232</sup> Th	2,07E-07
<sup>36</sup> Cl	6,51E-13	<sup>238</sup> Pu	8,13E-13	<sup>232</sup> U	9,36E-09
<sup>244</sup> Cm	1,82E-13	<sup>239</sup> Pu	4,05E-12	<sup>233</sup> U	3,82E-11
<sup>135</sup> Cs	5,09E-13	<sup>240</sup> Pu	5,48E-12	<sup>234</sup> U	2,13E-11
<sup>137</sup> Cs	1,25E-09	<sup>241</sup> Pu	3,46E-15	<sup>235</sup> U	1,67E-08
<sup>3</sup> H	0,00E+00	<sup>242</sup> Pu	5,00E-12	<sup>236</sup> U	1,65E-11
<sup>129</sup> I	7,64E-13	<sup>244</sup> Pu	5,91E-08	<sup>238</sup> U	3,05E-08
<sup>93</sup> Mo	3,65E-12	<sup>226</sup> Ra	5,68E-08	<sup>93</sup> Zr	4,63E-13
<sup>94</sup> Nb	1,31E-07				

Zoals a priori te verwachten viel, is voor de meeste radionucliden externe bestraling vanuit de ondergrond de belangrijkste blootstellingsweg. Externe bestraling door submersie levert nooit een significante bijdrage, terwijl huidbesmetting slechts significant (> 1%) bijdraagt tot  $BCF_{skin,i}$  voor <sup>14</sup>C (63,1%), <sup>79</sup>Se (62,8%), <sup>135</sup>Cs (52,0%), <sup>99</sup>Tc (41,5%) en <sup>10</sup>Be (3,9%).

De  $BCF_{skin,i}$  uit Tabel 39 zijn van toepassing voor volwassenen. Voor kinderen (10 jaar) en peuters (1 jaar) ligt de impact in ieder geval lager dan voor volwassenen: de correctiefactoren voor de externe dosis (respectievelijk 1,14 en 1,32 – zie §3.4.3 van OD-042 [lxvii]) geven weliswaar aanleiding tot een verhoging van de impact, maar

deze wordt ruimschoots gecompenseerd wordt door de zes keer kortere blootstellingsduur (250 h/a – zie §5.4.1 van OD-043 [lxxii]).

## **2.2.2 Direct-effectintrusiescenario's, uitgesteld-effectintrusiescenario's voor degradatie van de afzonderingscapaciteit en penaliserend grondscenario**

### **2.2.2.1 Context**

In de direct-effectintrusiescenario's en de uitgesteld-effectintrusiescenario's gebruikt in de impactevaluatie (zie HS14-022) en het penaliserende grondscenario (zie HS14-048) bestaat de huiddosis uit 2 of 3 componenten:

- Externe bestraling vanuit de ondergrond (niet onder het scenario “analyse van een boorkern”)
- Externe bestraling door submersie in de lucht (enkel onder scenario “constructie-uitgraving”)
- Externe bestraling in een puntbronconfiguratie (scenario “analyse van een boorkern”)
- Huidbesmetting

Hoewel de bijdrage van huidbesmetting tot de dosis zeer beperkt is behalve onder “analyse van een boorkern” waar ook huidbesmetting door *direct contact* wordt verondersteld (zie vraag HS14-029), zal voor de volledigheid rekening worden gehouden met huidbesmetting bij de bepaling van de equivalente huiddosis in alle scenario's. De dosis door externe bestraling door submersie in de lucht onder “constructie-uitgraving” is eveneens niet significant, maar ook deze blootstellingsweg zal voor de volledigheid worden beschouwd voor de huiddosis.

De modelbeschrijvingen voor de equivalente huiddoses worden in detail gegeven in annex 6 van NIROND-TR 2009-02E Versie 2 [lxxiii].

### **2.2.2.2 Externe bestraling vanuit de ondergrond**

Voor de equivalente externe huiddosiscoëfficiënten verwijzen we naar Tabel 33 in §2.2.1.2 van dit antwoord. Zoals uiteengezet in §2.2, blz. 20, van OD-043 [lxvii] zijn er enkele kleine verschillen tussen de intrusiemodellering en de biosfeermodellering m.b.t. de behandeling van impliciete dochternucliden. Tabel 40 bevat de gecorrigeerde equivalente externe huiddosiscoëfficiënten voor de intrusiemodellering.

**Tabel 40 – Gecorrigeerde equivalente externe huiddosiscoëfficiënten. Radionucliden zonder kortlevende dochternucliden hebben een grijze achtergrond.**

RN	$HF_{skin,ext,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	$HF_{skin,ext,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	$HF_{skin,ext,i,corr}$ [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]
<sup>227</sup> Ac	6,06E-14	<sup>94</sup> Nb	2,16E-13	<sup>226</sup> Ra	2,65E-13
<sup>108m</sup> Ag	2,17E-13	<sup>58</sup> Ni	0,00E+00	<sup>228</sup> Ra	1,39E-13
<sup>241</sup> Am	1,12E-15	<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	<sup>79</sup> Se	6,08E-19
<sup>242m</sup> Am	1,67E-15	<sup>236</sup> Np	1,04E-14	<sup>126</sup> Sn	2,80E-13
<sup>243</sup> Am	1,98E-14	<sup>237</sup> Np	2,44E-14	<sup>90</sup> Sr	3,57E-14
<sup>10</sup> Be	1,14E-16	<sup>231</sup> Pa	4,32E-15	<sup>88</sup> Tc	3,27E-18
<sup>14</sup> C	4,57E-19	<sup>210</sup> Pb	4,40E-15	<sup>228</sup> Th	2,40E-13
<sup>41</sup> Ca	0,00E+00	<sup>107</sup> Pd	0,00E+00	<sup>229</sup> Th	4,22E-14
<sup>36</sup> Cl	6,48E-16	<sup>210</sup> Po	1,17E-18	<sup>230</sup> Th	3,52E-17
<sup>244</sup> Cm	1,76E-17	<sup>236</sup> Pu	2,22E-17	<sup>232</sup> Th	2,00E-17
<sup>135</sup> Cs	1,12E-18	<sup>238</sup> Pu	1,83E-17	<sup>232</sup> U	3,52E-17
<sup>137</sup> Cs	7,71E-14	<sup>239</sup> Pu	1,22E-17	<sup>233</sup> U	3,89E-17
<sup>3</sup> H	0,00E+00	<sup>240</sup> Pu	1,75E-17	<sup>234</sup> U	2,16E-17
<sup>129</sup> I	5,33E-16	<sup>241</sup> Pu	4,26E-19	<sup>235</sup> U	1,68E-14
<sup>63</sup> Mo	1,08E-16	<sup>242</sup> Pu	1,47E-17	<sup>236</sup> U	1,66E-17
<sup>93m</sup> Nb	1,89E-17	<sup>244</sup> Pu	1,73E-13	<sup>238</sup> U	3,07E-14
				<sup>93</sup> Zr	0,00E+00

De impact op de huid [Sv/a] door externe bestraling vanuit de ondergrond kan dan gekwantificeerd worden door de gecorrigeerde equivalente huiddosiscoëfficiënten  $HF_{skin,ext,i,corr}$  uit Tabel 4 toe te passen in de vergelijking voor externe bestraling vanuit de ondergrond (annex 6.1.1 van [lxxiii] en §5.2.4.1 van [lxxiv]):

$$H_{skin,ext,i} = C_{ond,i} \cdot SF \cdot F_s \cdot T_a \cdot Corr \cdot HF_{skin,ext,i,corr}$$

waarin

- $C_{ond}$  = de gemiddelde concentratie van radionuclide  $i$  in de ondergrond<sup>32</sup> die aanleiding geeft tot de blootstelling [Bq/m<sup>3</sup>];

32

De ondergrond die aanleiding geeft tot de externe blootstelling is

- $SF$  = een afschermingsfactor [-];
- $F_s$  = een reductiefactor waarmee het beperkte oppervlak van de bron wordt verrekend [-];
- $T_a$  = de blootstellingsduur [h(/a)];
- $Corr$  = een correctiefactor voor de bulkdichtheid van de ondergrond [-] (i.e. de verhouding tussen de in EPA FGR 12 [lxviii] gebruikte waarde van 1600 kg/m<sup>3</sup> en de waarde van toepassing op de beschouwde ondergrond);
- $HF_{skin,ext,i,corr}$  = de gecorrigeerde equivalente externe huiddosiscoëfficiënt voor radionuclide  $i$  [Sv/h per Bq/m<sup>3</sup>] zoals vermeld in Tabel 40.

Tabel 41 geeft de waarden van  $SF$ ,  $F_s$ ,  $T_a$  en  $\rho$  voor de verschillende intrusiescenario's. Ook hier kan worden uitgegaan van een vrij uniforme blootstelling. De waarden worden verder gejustifieerd in §4.1.5, §4.3.6, §5.1.8 en §5.2.8 van [lxxiii] en §3.2.3 van [lxxiv].

**Tabel 41 – Parameters voor de berekening van de externe equivalente huiddosis in de intrusiescenario's (n.v.t. = niet van toepassing).**

	$SF$	$F_s$	$T_a$	$\rho$	$C_{ond} / C_{wd}$
<b>Boring</b>	n.v.t.	0,55	40 h	1775 kg/m <sup>3</sup>	0,405
<b>Uitgraving</b>	n.v.t.	0,712	160 h	1860 kg/m <sup>3</sup>	1
<b>Residentie na boring</b>	1 buitenshuis				0,0038 %
<b>Residentie na uitgraving</b>	0,4	1	5256 h/a binnenshuis 1500 h/a buitenshuis	1640 kg/m <sup>3</sup>	0,0998 %
<b>Penaliserend</b>	binnenshuis				0,421 %

Tabel 41 geeft ook aan hoe de activiteitsconcentratie in de ondergrond  $C_{ond}$  [Bq/m<sup>3</sup>] zich verhoudt tot de activiteitsconcentratie in het inwendige volume van de modules  $C_{wd}$  [Bq/m<sup>3</sup>]. In de impactberekeningen worden 29 modules beschouwd (zie HS14-022 en HS14-033).

Zoals bij de scenario's van geleidelijke uitloging betreft de berekende equivalente huiddosis een 'gemiddelde' dosis over het lichaam. Daar de blootstelling gebeurt door externe bestraling vanuit de ondergrond zal deze vrij uniform zijn, waardoor deze aanpak gejustifieerd is. Iedere andere hypothese is louter speculatief.

- het aan de oppervlakte gebrachte materiaal onder het scenario "boring" (Equation 4 uit [lxxiii])
- de concentratie in het inwendige volume van de modules onder het scenario "constructie-uitgraving" (Equation 3 uit [lxxiii])
- de concentratie in de bodem onder de residentiescenario's en het penalisierende grondscenario (Equation 72 uit [lxxiii] voor residentie na boring, Equation 122 uit [lxxiii] voor residentie na uitgraving, Equation 2/Equation 5 uit [lxxiii] voor het penalisierende grondscenario)

### **2.2.2.3 Externe bestraling via submersie**

Voor de equivalente submersiedosiscoëfficiënten voor de huid verwijzen we naar Tabel 35 in §2.2.1.2 van dit antwoord. Zoals uiteengezet in §2.2, blz. 20, van OD-043 [lxvii] zijn er enkele kleine verschillen tussen de intrusiemodellering en de biosfeermodellering m.b.t. de behandeling van impliciete dochternucliden.



**Tabel 42** bevat de gecorrigeerde equivalente submersiedosiscoëfficiënten voor de huid voor de intrusiemodellering.

De impact op de huid [Sv(/a)] door submersie in de lucht kan dan gekwantificeerd worden door de gecorrigeerde equivalente huiddosiscoëfficiënten  $HF_{skin,sub,i,corr}$  uit

Tabel 42 toe te passen in de vergelijking voor submersie (annex 6.1.2 van [lxxiii]):

$$H_{skin,sub,i} = C_{air,i} \cdot T_a \cdot HF_{skin,sub,i,corr}$$

waarin

- $C_{air,i}$  = de concentratie van radionuclide  $i$  in de lucht door resuspensie [Bq/m<sup>3</sup>];
- $T_a$  = de blootstellingsduur (160h – zie Tabel 41);
- $HF_{skin,sub,i,corr}$  = de gecorrigeerde equivalente submersiedosiscoëfficiënt voor de huid radionuclide  $i$  [Sv/h per Bq/m<sup>3</sup>] zoals vermeld in

■ Tabel 42.

De activiteitsconcentratie in de lucht door resuspensie  $C_{air,i}$  [Bq/m<sup>3</sup>] verhoudt zich tot de activiteitsconcentratie in het inwendige volume van de modules  $C_{wd,i}$  [Bq/m<sup>3</sup>] volgens (§4.3.1.4 van [lxxiii])

$$C_{air,i} = \frac{C_{wd,i}}{\rho_{wd}} \cdot m_{sa}$$

waarin

- $\rho_{wd}$  = bulkdichtheid van het gecontamineerd materiaal (1860 kg/m<sup>3</sup>);
- $m_{sa}$  = stofbelasting in de lucht ( $1,3 \times 10^{-6}$  kg/m<sup>3</sup>).

De waarden voor de parameters  $\rho_{wd}$  [kg/m<sup>3</sup> gecontamineerd materiaal] en  $m_{sa}$  [kg/m<sup>3</sup> lucht] worden verder besproken in §4.3.1.3 en §4.3.1.4 van [lxxiii].

Tabel 42 – Gecorrigeerde equivalente submersiedosiscoëfficiënten voor de huid.

RN	HF <sub>skin,sub,i,corr</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	HF <sub>skin,sub,i,corr</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]	RN	HF <sub>skin,sub,i,corr</sub> [(Sv/h)/(Bq/m <sup>3</sup> )]
<sup>227</sup> Ac	2,99E-10	<sup>94</sup> Nb	3,43E-10	<sup>228</sup> Ra	5,62E-10
<sup>108m</sup> Ag	3,38E-10	<sup>59</sup> Ni	0,00E+00	<sup>228</sup> Ra	2,84E-10
<sup>241</sup> Am	4,61E-12	<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	<sup>79</sup> Se	1,34E-12
<sup>242m</sup> Am	3,07E-11	<sup>236</sup> Np	3,33E-11	<sup>126</sup> Sn	5,58E-10
<sup>243</sup> Am	6,75E-11	<sup>237</sup> Np	6,53E-11	<sup>90</sup> Sr	2,58E-10
<sup>10</sup> Be	4,64E-11	<sup>231</sup> Pa	8,78E-12	<sup>99</sup> Tc	9,86E-12
<sup>14</sup> C	8,75E-13	<sup>210</sup> Pb	8,33E-11	<sup>228</sup> Th	5,00E-10
<sup>41</sup> Ca	0,00E+00	<sup>107</sup> Pd	0,00E+00	<sup>228</sup> Th	2,09E-10
<sup>36</sup> Cl	5,29E-11	<sup>210</sup> Po	1,73E-15	<sup>230</sup> Th	1,62E-13
<sup>244</sup> Cm	1,41E-13	<sup>236</sup> Pu	1,74E-13	<sup>232</sup> Th	1,24E-13
<sup>135</sup> Cs	3,26E-12	<sup>238</sup> Pu	1,47E-13	<sup>232</sup> U	2,13E-13
<sup>137</sup> Cs	1,58E-10	<sup>238</sup> Pu	6,70E-14	<sup>233</sup> U	1,65E-13
<sup>3</sup> H	0,00E+00	<sup>240</sup> Pu	1,41E-13	<sup>234</sup> U	1,53E-13
<sup>129</sup> I	3,96E-12	<sup>241</sup> Pu	1,30E-15	<sup>235</sup> U	4,02E-11
<sup>93</sup> Mo	8,75E-13	<sup>242</sup> Pu	1,18E-13	<sup>236</sup> U	1,29E-13
<sup>93m</sup> Nb	1,54E-13	<sup>244</sup> Pu	3,40E-10	<sup>238</sup> U	2,01E-10
				<sup>93</sup> Zr	0,00E+00

Ook hier betreft de berekende huiddosis een ‘gemiddelde’ dosis over het lichaam. Daar de blootstelling gebeurt door externe bestraling vanuit de omringende lucht zal deze vrij uniform zijn, waardoor deze aanpak gejustifieerd is. Iedere andere hypothese is louter speculatief.

#### 2.2.2.4 Externe bestraling in een puntbronconfiguratie

Onder het scenario “analyse van een boorkern” wordt een puntbronconfiguratie beschouwd, waarin de externe dosis berekend wordt op basis van de gemiddelde  $\gamma$ -energie per disintegratie (§ 4.2.2 van OD-116 [lxxiii]). Het is niet mogelijk om op deze basis de equivalente huiddosis te bepalen.

Voor de bepaling van de equivalente huiddosis in deze configuratie stellen we voor om benaderend gebruik te maken van de verhouding  $HF_{skin,sub,i,corr}$  (zoals vermeld in

Tabel 42) tot  $DF_{sub,i,corr}$  (zoals vermeld in Table 20 in §6.3 van OD-042 [lxvii]). Deze verhoudingen worden gegeven in Tabel 43.

Tabel 43 –  $H_{rat,sub}$  (verhouding  $H_{F_{skin,sub,i,corr}}$  tot  $DF_{sub,i,corr}$ ) [-].

RN	$H_{rat,sub}$	RN	$H_{rat,sub}$	RN	$H_{rat,sub}$
<sup>227</sup> Ac	$4,77 \times 10^0$	<sup>94</sup> Nb	$1,32 \times 10^0$	<sup>226</sup> Ra	$1,87 \times 10^0$
<sup>108m</sup> Ag	$1,30 \times 10^0$	<sup>59</sup> Ni	-	<sup>228</sup> Ra	$1,76 \times 10^0$
<sup>241</sup> Am	$1,90 \times 10^0$	<sup>63</sup> Ni	-	<sup>78</sup> Se	$9,42 \times 10^1$
<sup>242m</sup> Am	$1,13 \times 10^1$	<sup>236</sup> Np	$1,93 \times 10^0$	<sup>126</sup> Sn	$1,72 \times 10^0$
<sup>243</sup> Am	$2,13 \times 10^0$	<sup>237</sup> Np	$1,92 \times 10^0$	<sup>80</sup> Sr	$8,04 \times 10^1$
<sup>10</sup> Be	$9,35 \times 10^1$	<sup>231</sup> Pa	$1,55 \times 10^0$	<sup>98</sup> Tc	$9,55 \times 10^1$
<sup>14</sup> C	$9,35 \times 10^1$	<sup>210</sup> Pb	$7,64 \times 10^1$	<sup>226</sup> Th	$1,82 \times 10^0$
<sup>41</sup> Ca	-	<sup>107</sup> Pd	-	<sup>229</sup> Th	$4,17 \times 10^0$
<sup>36</sup> Cl	$8,86 \times 10^1$	<sup>210</sup> Po	$1,24 \times 10^0$	<sup>230</sup> Th	$3,05 \times 10^0$
<sup>244</sup> Cm	$1,15 \times 10^1$	<sup>236</sup> Pu	$1,03 \times 10^1$	<sup>232</sup> Th	$4,75 \times 10^0$
<sup>135</sup> Cs	$9,54 \times 10^1$	<sup>238</sup> Pu	$1,17 \times 10^1$	<sup>232</sup> U	$5,06 \times 10^0$
<sup>137</sup> Cs	$1,72 \times 10^0$	<sup>239</sup> Pu	$5,34 \times 10^0$	<sup>233</sup> U	$3,22 \times 10^0$
<sup>3</sup> H	-	<sup>240</sup> Pu	$1,15 \times 10^1$	<sup>234</sup> U	$6,96 \times 10^0$
<sup>129</sup> I	$3,91 \times 10^0$	<sup>241</sup> Pu	$1,87 \times 10^0$	<sup>235</sup> U	$1,61 \times 10^0$
<sup>93</sup> Mo	$1,40 \times 10^1$	<sup>242</sup> Pu	$1,13 \times 10^1$	<sup>236</sup> U	$9,25 \times 10^0$
<sup>93m</sup> Nb	$1,40 \times 10^1$	<sup>244</sup> Pu	$1,61 \times 10^0$	<sup>238</sup> U	$3,41 \times 10^1$
				<sup>93</sup> Zr	-

De equivalente huiddosis  $H_{skin,ext,i}$  [Sv] tijdens analyse van de boorkern kan dan worden bepaald als:

$$H_{skin,ext,i} = E_{ext,i} \cdot H_{rat,sub,i}$$

waarin  $E_{ext,i}$  [Sv] de effectieve dosis uit externe bestraling is (§4.2.2.1 van [lxxiii]).

Analoog kan voor de blootstelling aan een achtergelaten kern gesteld worden dat

$$H_{skin,ext,lab,i} = E_{ext,lab,i} \cdot H_{rat,sub,i}$$

waarin  $E_{ext,lab,i}$  [Sv] de effectieve dosis uit externe bestraling door een achtergelaten kern is (§4.2.2.2 van [lxxiii]).

De berekende waarden voor  $E_{ext,i}$  en  $E_{ext,lab,i}$  per eenheidsactiviteitsconcentratie in het (geconditioneerde) afval worden gegeven in Tabel 44.

**Tabel 44 – Berekende waarden voor  $E_{ext,i}$  [Sv] en  $E_{ext,lab,i}$  [Sv] voor een eenheidsactiviteit  $C_{cw,i}$  in het geconditioneerde afval [Bq/m<sup>3</sup>].**

RN	$E_{ext,i}$	$E_{ext,lab,i}$	RN	$E_{ext,i}$	$E_{ext,lab,i}$
<sup>227</sup> Ac	1,93E-13	9,65E-13	<sup>210</sup> Po	4,38E-18	2,19E-17
<sup>108m</sup> Ag	7,35E-13	3,68E-12	<sup>236</sup> Pu	7,13E-16	3,56E-15
<sup>241</sup> Am	1,24E-14	6,19E-14	<sup>238</sup> Pu	6,97E-16	3,49E-15
<sup>242m</sup> Am	1,12E-14	5,61E-14	<sup>239</sup> Pu	3,28E-16	1,64E-15
<sup>243</sup> Am	1,08E-13	5,39E-13	<sup>240</sup> Pu	6,14E-16	3,07E-15
<sup>10</sup> Be	0,00E+00	0,00E+00	<sup>241</sup> Pu	2,36E-18	1,18E-17
<sup>14</sup> C	0,00E+00	0,00E+00	<sup>242</sup> Pu	5,81E-16	2,91E-15
<sup>41</sup> Ca	1,97E-16	9,84E-16	<sup>244</sup> Pu	5,69E-13	2,85E-12
<sup>36</sup> Cl	8,26E-18	4,13E-17	<sup>228</sup> Ra	8,04E-13	4,02E-12
<sup>244</sup> Cm	5,45E-16	2,73E-15	<sup>228</sup> Ra	4,35E-13	2,17E-12
<sup>135</sup> Cs	0,00E+00	0,00E+00	<sup>79</sup> Se	0,00E+00	0,00E+00
<sup>137</sup> Cs	2,54E-13	1,27E-12	<sup>126</sup> Sn	9,11E-13	4,55E-12
<sup>3</sup> H	0,00E+00	0,00E+00	<sup>90</sup> Sr	5,57E-19	2,79E-18
<sup>129</sup> I	1,10E-14	5,52E-14	<sup>98</sup> Tc	3,17E-19	1,59E-18
<sup>93</sup> Mo	4,83E-15	2,42E-14	<sup>228</sup> Th	6,67E-13	3,34E-12
<sup>93m</sup> Nb	8,80E-16	4,40E-15	<sup>228</sup> Th	1,47E-13	7,35E-13
<sup>94</sup> Nb	7,08E-13	3,54E-12	<sup>230</sup> Th	5,75E-16	2,88E-15
<sup>58</sup> Ni	1,15E-15	5,73E-15	<sup>232</sup> Th	5,60E-16	2,80E-15
<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	0,00E+00	<sup>232</sup> U	7,59E-16	3,79E-15
<sup>236</sup> Np	6,96E-14	3,48E-13	<sup>233</sup> U	5,52E-16	2,76E-15
<sup>237</sup> Np	1,14E-13	5,70E-13	<sup>234</sup> U	6,53E-16	3,27E-15
<sup>231</sup> Pa	1,74E-14	8,72E-14	<sup>235</sup> U	8,53E-14	4,27E-13
<sup>210</sup> Pb	2,48E-15	1,24E-14	<sup>236</sup> U	5,41E-16	2,71E-15

RN	$E_{ext,i}$	$E_{ext,lab,i}$	RN	$E_{ext,i}$	$E_{ext,lab,i}$
$^{107}\text{Pd}$	0,00E+00	0,00E+00	$^{238}\text{U}$	1,45E-14	7,25E-14
			$^{93}\text{Zr}$	0,00E+00	0,00E+00

In beide gevallen is het gejustificeerd een vrij uniforme blootstelling over het lichaam te onderstellen.

## 2.2.2.5 Huidbesmetting

### 2.2.2.5.1 Huidbesmetting door stofdeeltjes (alle scenario's)

Huidbesmetting wordt beschouwd in de dosisberekeningen voor de verschillende intrusiescenario's (§4.1.3, §4.2.5, §4.3.3, §5.1.9 en §5.2.9 van [lxxiii]) en het penaliserende grondscenario (§3.2.4 van [lxxiv]) en maakt deel uit van de berekende effectieve dosis.

De berekening van de equivalente huiddosis gebeurt op dezelfde wijze als de berekening van de bijdrage van huidbesmetting tot de effectieve dosis, echter zonder de wegingsfactor  $w_{skin}$  [-] en de blootgestelde fractie van het huidoppervlak  $SA_e$  [-] in de zin van de equivalente dosislimiet van de huid die zich toespitst op 'elke oppervlakte van 1 cm<sup>2</sup> huid, welke ook de blootgestelde oppervlakte moge wezen'. Iedere hypothese m.b.t. verdere concentratiepieken binnen de blootgestelde fractie van het huidoppervlak is louter speculatief.

Dus (annex 6.1.4.1 van [lxxiii] en §5.2.4.1 van [lxxiv]):

$$H_{skin,dust,i} = C_{skin,dust,i} \cdot T_a \cdot DF_{skin,i,corr}$$

waarin

- $C_{skin,dust,i}$  = de huidbesmetting met radionuclide  $i$  door depositie van stof [Bq/m<sup>2</sup>];
- $T_a$  = de blootstellingsduur;
- $DF_{skin,i,corr}$  = de gecorrigeerde dosiscoëfficiënt voor huidbesmetting met radionuclide  $i$  [Sv/h per Bq/m<sup>2</sup>] zoals vermeld in Table 27 van OD-042 [lxvii].

De huidbesmetting  $C_{skin,i}$  [Bq/m<sup>2</sup>] kan bepaald worden uit de concentratie in de lucht (§4.1.1.4 §4.2.1.4, §4.3.1.5, §5.1.4.4 en §5.2.4.7 in [lxxiii], §3.1.3 in [lxxiv]), welke op haar beurt gelinkt is aan de concentratie in het materiaal dat aanleiding geeft tot de blootstelling (§4.1.1.3, §4.2.1.3, §4.3.1.4, §5.1.4.3 en §5.2.4.6 van OD-116 [lxxiii], §3.1.2 van [lxxiv]):

$$C_{skin,dust,i} = \frac{C_{mat,i}}{\rho} \cdot m_{sa} \cdot v_d \cdot T_{skin} \cdot 3600$$

waarin

- $C_{mat,i}$  = de gemiddelde concentratie van radionuclide  $i$  in het materiaal dat aanleiding geeft tot de blootstelling [Bq/m<sup>3</sup>];



- $\rho$  = de bulkdichtheid van het materiaal dat aanleiding geeft tot de blootstelling [kg/m<sup>3</sup>];
- $m_{sa}$  = de stofbelasting in de lucht [kg/m<sup>3</sup>];
- $v_d$  = de depositiesnelheid van stof uit de lucht op de huid [m/s];
- $T_{skin}$  = de tijd gedurende dewelke de huidbesmetting zich opbouwt [h];  
en
- 3600 = een conversiefactor [s/h].

Het materiaal dat aanleiding geeft tot de blootstelling wordt verduidelijkt in voetnoot 32 voor de scenario's waarbij meerdere colli onderschept worden. In het geval van het scenario "analyse van een boorkern" gaat het om geconditioneerd afval. De waarden voor de verschillende parameters worden gedocumenteerd in de paragrafen van [lxxiii] waarnaar hierboven wordt verwezen en samengevat in Tabel 45.

**Tabel 45 – Parameters voor de berekening van de equivalente huiddosis door huidbesmetting voor volwassenen (n.v.t. = niet van toepassing). Conform het antwoord op vraag HS14-027 worden voor de scenario's "boring" en "analyse van een boorkern" enkel de waarden voor gemakkelijk verspreidbaar afval gegeven.**

	$\rho$	$m_{sa}$	$v_d$	$T_{skin}$	$T_a$
<b>Boring</b>	1775 kg/m <sup>3</sup>	1,0E-05 kg/m <sup>3</sup>	0,0004 m/s	3 h	3 h
<b>Analyse van een boorkern</b>	2000 kg/m <sup>3</sup>	1,0E-05 kg/m <sup>3</sup>	0,0004 m/s	2,05 h	40 h
<b>Constructie-uitgraving</b>	1860 kg/m <sup>3</sup>	1,3E-06 kg/m <sup>3</sup>	0,004 m/s	8 h	160 h
<b>Residentie na boring</b>					300 h
<b>Residentie na uitgraving</b>	1640 kg/m <sup>3</sup>	2,3E-07 kg/m <sup>3</sup>	0,004 m/s	8 h	600 h
<b>Penaliserend</b>					

#### 2.2.2.5.2 Huidbesmetting door direct contact (scenario "analyse van een boorkern")

Huidbesmetting door direct contact wordt beschouwd voor het scenario "analyse van een boorkern" (zie HS14-029). Analoog aan de beschouwingen voor huidbesmetting door stofdeeltjes kan de equivalente huiddosis berekend worden als (annex 6.1.4.2 van [lxxiii])

$$H_{skin,cont,i} = C_{skin,cont,i} \cdot T_a \cdot DF_{skin,i,corr}$$

waarin

- $C_{skin,cont,i}$  = de huidbesmetting met radionuclide  $i$  door contact met de boorkern [Bq/m<sup>2</sup>];
- $T_a$  = de blootstellingsduur (40h, zie Tabel 45);

- $DF_{skin,i,corr}$  = de gecorrigeerde dosiscoëfficiënt voor huidbesmetting met radionuclide  $i$  [Sv/h per Bq/m<sup>2</sup>] zoals vermeld in Table 27 van OD-042 [lxvii].

De huidbesmetting door contact met de boorkern wordt bepaald als (§4.2.1.6 van OD-116 [lxxiii]):

$$C_{skin,cont,i} = \frac{C_{opp,i}}{\rho_{opp}} \cdot CF \cdot AF \cdot ABS_d$$

waarin

- $C_{opp,i}$  = de oppervlaktecontaminatie van radionuclide  $i$  op de boorkern;
- $\rho_{opp}$  = de oppervlaktedichtheid van de boorkern;
- $CF$  = een eenheidsconversiefactor ( $10^{-6}$  kg/mg  $\times$   $10^4$  cm<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>);
- $AF$  = de klevingsfactor [mg/cm<sup>2</sup>]; en
- $ABS_d$  = de door de huid geabsorbeerde fractie [-].

De oppervlaktebesmetting wordt conservatief benaderd door te onderstellen dat de totale activiteit van de boorkern zich op het oppervlak bevindt (§4.2.1.5 van [lxxiii]). Rekening houdend met de afmetingen van de boorkern, is de oppervlaktebesmetting  $C_{opp,i}$  gelijk aan  $3,7 \times 10^{-2}$  Bq/m<sup>2</sup> per eenheidsactiviteitsconcentratie  $C_{cw,i}$  [Bq/m<sup>3</sup>] in het afval waaruit de boorkern werd genomen.

Voor de berekening van de oppervlaktedichtheid wordt een laag van 1mm dikte ondersteld, leidend tot een oppervlaktedichtheid van 2kg/m<sup>2</sup> bij een bulkdichtheid van 2000 kg/m<sup>3</sup> (zie Tabel 45).

Voor de klevingsfactor wordt een waarde van 0,889 mg/cm<sup>2</sup> aangenomen voor het handoppervlak en de door de huid geabsorbeerde fractie wordt conservatief gelijkgesteld aan 1.

### 2.2.2.6 Conversiefactoren voor de equivalente huiddosis

Op basis van de vergelijkingen in §2.2.2.2 t.e.m. 2.2.2.5 van dit antwoord kunnen conversiefactoren voor de huiddosis worden berekend per eenheidsconcentratie [Bq/m<sup>3</sup>] in het materiaal waaraan het betrokken individu wordt blootgesteld (zie voetnoot 32 voor de scenario's waarbij meerdere colli onderschept worden, onder het scenario "analyse van een boorkern" gaat het om het geconditioneerde afval). De waarden hiervan zijn opgenomen in Tabel 46.

**Tabel 46 – Conversiefactoren voor de equivalente hiddosis per eenheidsconcentratie in het materiaal waaraan het betrokken individu wordt blootgesteld [Sv/(a) per Bq/m<sup>3</sup>].**

RN	Boring [Sv/(Bq/m <sup>3</sup> )]	Analyse van een boorkern [Sv/(Bq/m <sup>3</sup> )]	Constructie – Uitgraving [Sv/(Bq/m <sup>3</sup> )]	Residentie na boring [Sv/a per Bq/m <sup>3</sup> ]	Residentie na uitgraving [Sv/a per Bq/m <sup>3</sup> ]	Penaliserend [Sv/a per Bq/m <sup>3</sup> ]
<sup>227</sup> Ac	1,20E-12	8,98E-12	5,94E-12	2,13E-10	2,13E-10	2,13E-10
<sup>108m</sup> Ag	4,30E-12	5,88E-12	2,13E-11	7,63E-10	7,63E-10	7,63E-10
<sup>241</sup> Am	2,22E-14	1,43E-13	1,10E-13	3,94E-12	3,94E-12	3,94E-12
<sup>242m</sup> Am	3,31E-14	1,74E-12	1,65E-13	5,87E-12	5,87E-12	5,87E-12
<sup>243</sup> Am	3,93E-13	3,11E-12	1,94E-12	6,96E-11	6,96E-11	6,96E-11
<sup>10</sup> Be	2,27E-15	1,28E-12	1,37E-14	4,02E-13	4,03E-13	4,03E-13
<sup>14</sup> C	1,15E-17	2,18E-13	4,71E-16	1,77E-15	1,93E-15	1,93E-15
<sup>41</sup> Ca	0,00E+00	1,18E-15	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
<sup>36</sup> Cl	1,29E-14	1,28E-12	6,60E-14	2,28E-12	2,28E-12	2,28E-12
<sup>244</sup> Cm	3,49E-16	3,76E-14	1,72E-15	6,19E-14	6,19E-14	6,19E-14
<sup>135</sup> Cs	2,60E-17	3,38E-13	7,71E-16	4,19E-15	4,43E-15	4,43E-15
<sup>137</sup> Cs	1,53E-12	3,83E-12	7,55E-12	2,71E-10	2,71E-10	2,71E-10
<sup>3</sup> H	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
<sup>129</sup> I	1,06E-14	4,02E-13	5,25E-14	1,87E-12	1,87E-12	1,87E-12
<sup>93</sup> Mo	2,14E-15	4,06E-13	1,06E-14	3,80E-13	3,80E-13	3,80E-13
<sup>93m</sup> Nb	3,75E-16	7,40E-14	1,85E-15	6,64E-14	6,64E-14	6,664-14
<sup>94</sup> Nb	4,28E-12	6,66E-12	2,12E-11	7,59E-10	7,59E-10	7,59E-10
<sup>59</sup> Ni	0,00E+00	6,87E-15	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
<sup>63</sup> Ni	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
<sup>236</sup> Np	2,06E-13	8,06E-13	1,02E-12	3,66E-11	3,66E-11	3,66E-11
<sup>237</sup> Np	4,84E-13	2,57E-12	2,39E-12	8,58E-11	8,58E-11	8,58E-11
<sup>231</sup> Pa	8,57E-14	2,12E-13	4,23E-13	1,52E-11	1,52E-11	1,52E-11

RN	Boring [Sv/(Bq/m <sup>3</sup> )]	Analyse van een boorkern [Sv/(Bq/m <sup>3</sup> )]	Constructie – Uitgraving [Sv/(Bq/m <sup>3</sup> )]	Residentie na boring [Sv/a per Bq/m <sup>3</sup> ]	Residentie na uitgraving [Sv/a per Bq/m <sup>3</sup> ]	Penaliserend [Sv/a per Bq/m <sup>3</sup> ]
<sup>210</sup> Pb	8,73E-14	2,56E-12	4,34E-13	1,55E-11	1,55E-11	1,55E-11
<sup>107</sup> Pd	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
<sup>210</sup> Po	2,32E-17	3,26E-17	1,15E-16	4,11E-15	4,11E-15	4,11E-15
<sup>236</sup> Pu	4,40E-16	4,41E-14	2,17E-15	7,80E-14	7,80E-14	7,80E-14
<sup>238</sup> Pu	3,63E-16	4,89E-14	1,79E-15	6,43E-14	6,43E-14	6,43E-14
<sup>238</sup> Pu	2,42E-16	1,05E-14	1,20E-15	4,29E-14	4,29E-14	4,29E-14
<sup>240</sup> Pu	3,47E-16	4,24E-14	1,71E-15	6,15E-14	6,15E-14	6,15E-14
<sup>241</sup> Pu	8,45E-18	2,65E-17	4,17E-17	1,50E-15	1,50E-15	1,50E-15
<sup>242</sup> Pu	2,92E-16	3,94E-14	1,44E-15	5,17E-14	5,17E-14	5,17E-14
<sup>244</sup> Pu	3,43E-12	8,65E-12	1,70E-11	6,08E-10	6,08E-10	6,08E-10
<sup>226</sup> Ra	5,26E-12	1,22E-11	2,60E-11	9,31E-10	9,31E-10	9,31E-10
<sup>228</sup> Ra	2,76E-12	6,09E-12	1,36E-11	4,89E-10	4,89E-10	4,89E-10
<sup>78</sup> Se	1,52E-17	2,86E-13	6,18E-16	2,35E-15	2,56E-15	2,56E-15
<sup>126</sup> Sn	5,55E-12	1,15E-11	2,74E-11	9,84E-10	9,84E-10	9,84E-10
<sup>90</sup> Sr	7,08E-13	2,78E-12	3,50E-12	1,25E-10	1,25E-10	1,25E-10
<sup>99</sup> Tc	7,20E-17	6,46E-13	1,59E-15	1,20E-14	1,24E-14	1,24E-14
<sup>228</sup> Th	4,76E-12	1,03E-11	2,35E-11	8,43E-10	8,43E-10	8,43E-10
<sup>228</sup> Th	8,37E-13	7,55E-12	4,14E-12	1,48E-10	1,48E-10	1,48E-10
<sup>230</sup> Th	6,98E-16	1,05E-14	3,45E-15	1,24E-13	1,24E-13	1,24E-13
<sup>232</sup> Th	3,97E-16	1,73E-14	1,96E-15	7,03E-14	7,03E-14	7,03E-14
<sup>232</sup> U	6,98E-16	2,53E-14	3,45E-15	1,24E-13	1,24E-13	1,24E-13
<sup>233</sup> U	7,71E-16	1,12E-14	3,81E-15	1,37E-13	1,37E-13	1,37E-13
<sup>234</sup> U	4,28E-16	2,88E-14	2,12E-15	7,59E-14	7,59E-14	7,59E-14
<sup>235</sup> U	3,33E-13	1,52E-12	1,65E-12	5,90E-11	5,90E-11	5,90E-11

RN	Boring [Sv/(Bq/m <sup>3</sup> )]	Analyse van een boorkern [Sv/(Bq/m <sup>3</sup> )]	Constructie – Uitgraving [Sv/(Bq/m <sup>3</sup> )]	Residentie na boring [Sv/a per Bq/m <sup>3</sup> ]	Residentie na uitgraving [Sv/a per Bq/m <sup>3</sup> ]	Penaliserend [Sv/a per Bq/m <sup>3</sup> ]
<sup>238</sup> U	3,29E-16	3,15E-14	1,63E-15	5,83E-14	5,83E-14	5,83E-14
<sup>235</sup> U	6,09E-13	4,78E-12	3,01E-12	1,08E-10	1,08E-10	1,08E-10
<sup>95</sup> Zr	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

Merk op dat de waarden voor beide residentiescenario's en het penaliserende grondscenario voor de meeste radionucliden dezelfde zijn: dit heeft te maken met de dominante bijdrage van externe bestraling vanuit de ondergrond welke voor alle drie scenario's op dezelfde wijze wordt berekend (§2.2.2.2). De uiteindelijke equivalente huiddosis zal verschillen door het verschil in / de tijdsevolutie van de concentratie in de ondergrond<sup>33</sup>. Voor de radionucliden waar huidbesmetting relatief significant is, is de waarde voor residentie na boring verschillend van die voor residentie na uitgraving en het penaliserende scenario, door de verschillende blootstellingsduur voor huidbesmetting (300 h/a vs. 600 h/a).

### 2.2.2.7 Implementatie in HIAM

De manier waarop de rekencode HIAM is opgebouwd (i.e. de impacts van alle dochternucliden worden bij de moedernuclide geteld en tussenresultaten zijn enkel voorhanden voor het eindtijdstip van de evaluatie) legt beperkingen op aan de mogelijkheden om de huiddosis te evalueren via post-processing van resultaten. Daarom werd een, in termen van invoerdata, aangepaste versie van HIAM gecreëerd (**HIAM\_skin**) die specifiek tot doel heeft de equivalente huiddosis te evalueren, zoals uitgelegd in annex 6.3 van [lxxiii].

## 2.3 Evaluatiemethode voor de equivalente dosis voor de ooglenzen

In Annex F van ICRP Publicatie 116 [lxxv] worden conversiefactoren bepaald waarmee de verhouding tussen geabsorbeerde dosis door de ooglenzen en de fluentie [pGy/cm<sup>2</sup>] wordt bepaald. Binnen de langetermijnveiligheidsevaluatie laten deze evenwel niet toe de equivalente dosis voor de ooglenzen rechtstreeks te berekenen, daar de fluentie niet gekend is (en evenmin ondubbelzinnig te bepalen).

Gelet op

- 1) de complexiteit van de fluentieberekeningen; en

<sup>33</sup>

Omwille van het beschouwen van uitloging, radioactief verval en evasie (<sup>14</sup>CO<sub>2</sub>) voor radionucliden in de ondergrond is het niet mogelijk eenduidige conversiefactoren te bepalen die al rekening houden met dit verschil in (initiële) concentratie.

- 2) het feit dat de dosis voor de ooglenzen enkel van belang is voor bepaalde categorieën beroepshalve blootgestelde personen (zie bv. IAEA TECDOC-1731 [lxxxvi]);

wordt een benaderende aanpak voorgesteld die zich methodologisch baseert op richtlijnen van de Nuclear Regulatory Commission (NRC) in het kader van opslag van spent fuel (p.9-14 van NUREG-1567 [lxxvii]), waar voor beroepshalve blootgestelde personen gesteld wordt dat:

*“Compliance with the lens dose equivalent limit is achieved if the sum of the SDE<sup>34</sup> and the TEDE<sup>35</sup> do not exceed 0.15 Sv”*

0.15 Sv (of 150 mSv) is de equivalente dosislimiet voor de ooglenzen voor beroepshalve blootgestelde personen.

Naar analogie hiermee kan voor leden van de bevolking gesteld worden dat de equivalente dosislimiet voor de ooglenzen van 15 mSv/a gerespecteerd zal worden indien de som<sup>36</sup> van de equivalente huiddosis (zie §2.2 van dit antwoord) en de effectieve dosis minder is dan 15 mSv/a.

## 2.4 Berekende equivalente doses voor de huid en de ooglenzen

### 2.4.1 Scenario's van geleidelijke uitlozing

De equivalente doses voor de huid en de ooglenzen werden volgens de methode beschreven in respectievelijk §2.2.1 en §2.3 geëvalueerd voor het referentiescenario en de alternatieve evolutiescenario's, die de basis vormen van de radiologische impactberekeningen bij het aantonen dat de relevante dosis- en risicobeperkingen worden nageleefd. Een overzicht van de piekdoses wordt gegeven in Tabel 47; de globale impactcurves van de equivalente huiddosis worden getoond in Figuur 43. Onder alle scenario's wordt de equivalente huiddosislimiet ruimschoots nageleefd en zal ook de equivalente dosis voor de ooglenzen gerespecteerd worden.

Merk op dat de piek van de effectieve dosis (voor verdere details verwijzen we naar Fiche 13) niet altijd samenvalt met de piek van de equivalente huiddosis – de maximale waarde beschouwd in de vergelijking voor de equivalente dosis voor de ooglenzen is daarom niet altijd gelijk aan de som van de effectieve piekdosis en de piek

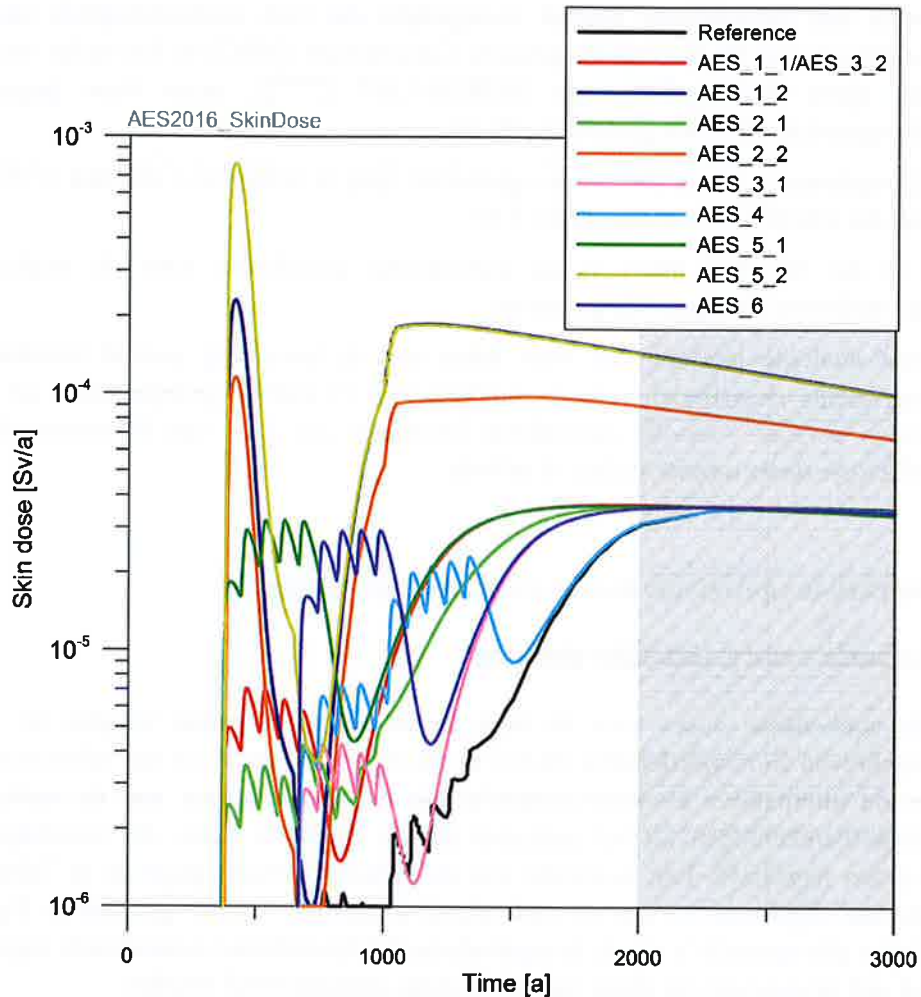
---

<sup>34</sup> Skin dose equivalent, equivalente huiddosis – zie §2.2 van dit antwoord

<sup>35</sup> Total effective dose equivalent, of de som van de effectieve volgdosis (intern) en de effectieve externe dosis – in de wetgeving in de VS werd deze term behouden om te verwijzen naar een grootheid die overeenstemt met de effectieve dosis van de ICRP.

<sup>36</sup> Strikt genomen wordt in deze somming de huiddosis dubbel geteld – zijn bijdrage tot de effectieve dosis is (door de wegingsfactor van 0,01 voor de huid) echter zeer beperkt waardoor de benadering aanvaardbaar is.

van de equivalente huiddosis. Dit effect is merkbaar bij de AES waarbij een fractie complexanten betrokken is (AES-4, AES5-1 en AES-6), maar niet bij AES5-2.



**Figuur 43 – Equivalente huiddosis [Sv/a] onder de verschillende scenario's van geleidelijke uitloging.**

**Tabel 47 – Piekwaarden van de equivalente huiddosis [mSv/a] en de equivalente dosis voor de ooglenz [mSv/a] onder de verschillende scenario's van geleidelijke uitloging voor de relevante evaluatieperiode tot 2000 jaar. Ook de piekwaarde van de effectieve dosis wordt voor de volledigheid / traceerbaarheid gegeven.**

Uitlogingsscenario	$E_{tot}$ [mSv/a]	$H_{skin}$ [mSv/a]	$H_{lens}$ [mSv/a] < ...
RS	0,094	0,031	0,125
AES1-1	0,116	0,037	0,153
AES1-2	2,11	0,231	2,34
AES2-1	0,113	0,037	0,149
AES2-2	1,05	0,115	1,17

AES3-1	0,111	0,036	0,147
AES3-2	0,116	0,037	0,153
AES-4	0,111	0,031	0,134
AES5-1	0,188	0,037	0,219
AES5-2	6,10	0,786	6,88
AES-6	0,153	0,036	0,183

## 2.4.2 Intrusiescenario's

De equivalente doses voor de huid en de ooglenzen werden volgens de methode beschreven in respectievelijk §2.2.2 en §2.3 geëvalueerd voor de direct-effectintrusiescenario's en uitgesteld-effectintrusiescenario's voor de afzonderingscapaciteit beschouwd in de impactberekeningen. Bij de uitgesteld-effectintrusiescenario's voor de insluitingscapaciteit werd de aanpak van §2.2.1 gevolgd voor de huiddosis. Een overzicht van de piekimpacts wordt gegeven in Tabel 48.

**Tabel 48 – Piekwaarden van de equivalente huiddosis [mSv/a] en de equivalente dosis voor de ooglenzen [mSv/a] onder de verschillende intrusiescenario's voor de relevante evaluatieperiode tot 2000 jaar. Ook de piekwaarde van de effectieve dosis wordt voor de volledigheid / traceerbaarheid gegeven.**

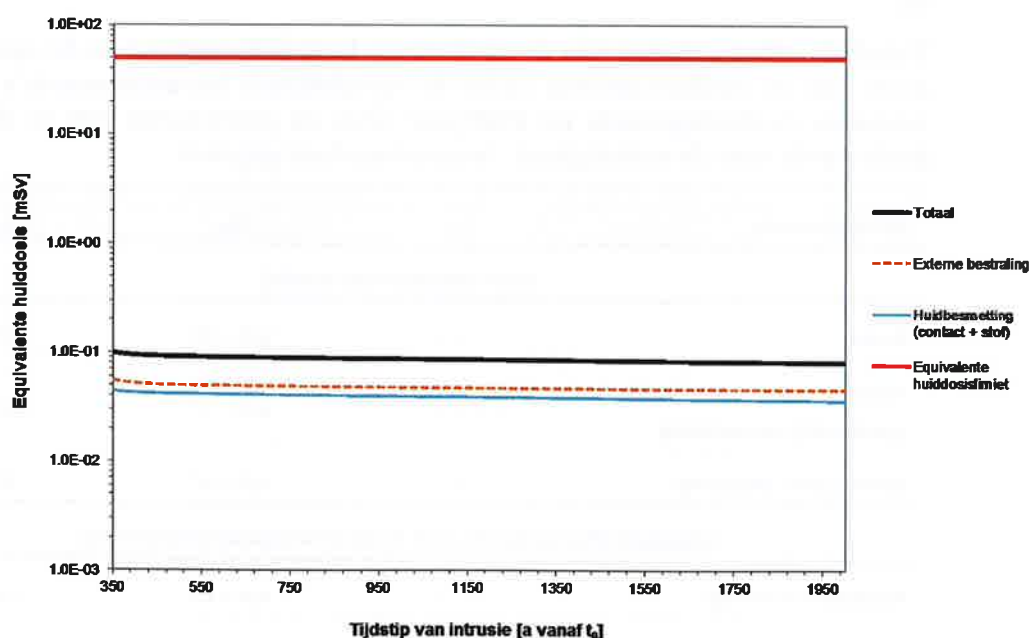
Intrusiescenario	$E_{tot}$	$H_{skin}$	$H_{lens} < \dots$
<b>Direct-effectscenario's [mSv]</b>			
Boring	$7,14 \times 10^{-3}$	$5,29 \times 10^{-3}$	0,0124
Analyse van een boorkern (gemiddelde concentratie)	$6,64 \times 10^{-2}$	$9,88 \times 10^{-2}$	0,165
Constructie – uitgraving	0,105	$6,45 \times 10^{-2}$	0,170
<b>Uitgesteld-effectscenario's voor de afzonderingscapaciteit [mSv/a]</b>			
Residentie na boring	$7,71 \times 10^{-3}$	$8,82 \times 10^{-3}$	0,0165
Residentie na uitgraving	0,44	0,23	0,67
<b>Uitgesteld-effectscenario's voor de insluitingscapaciteit [mSv/a]</b>			
Residentie op de bergingsinstallatie	0,163	$5,24 \times 10^{-2}$	0,215
Grootschalige aantasting insluitingscapaciteit	2,11	0,231	2,34



Voor de direct-effectscenario's treedt de hoogste waarde van zowel de effectieve dosis als van de equivalente huiddosis op voor een intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle. De equivalente huiddosis blijft gedurende de volledige evaluatieperiode op een vergelijkbaar niveau (dominante bijdrage van  $^{94}\text{Nb}$ ). Verdere details worden gegeven in hoofdstuk 5 van [lxxviii].

Onder het scenario 'analyse van een boorkern' leveren de dosis door externe bestraling en huidbesmetting (voornamelijk door contact, zie ook HS14-029) vergelijkbare bijdragen tot de impact (Figuur 44) en vormen  $^{94}\text{Nb}$  en  $^{14}\text{C}$  de dominante radionucliden.

Bij dit scenario worden de radiologische impact en de daartoe meest bijdragende radionucliden echter sterk bepaald door het bij de intrusie betrokken afvalcollo. Daarom wordt de equivalente huiddosis ook per afvalfamilie geëvalueerd, voor een hypothetisch collo van deze familie met een gemiddelde samenstelling. Naar analogie met de gemiddelde boorkern worden de hoogste equivalente huiddoses bekomen onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle. Uit Tabel 49, waarin de totale effectieve dosis van de 20 meest bijdragende afvalfamilies wordt getoond, blijkt dat de equivalente dosislimiet van 50 mSv voor alle afvalfamilies ook met marge wordt nageleefd.



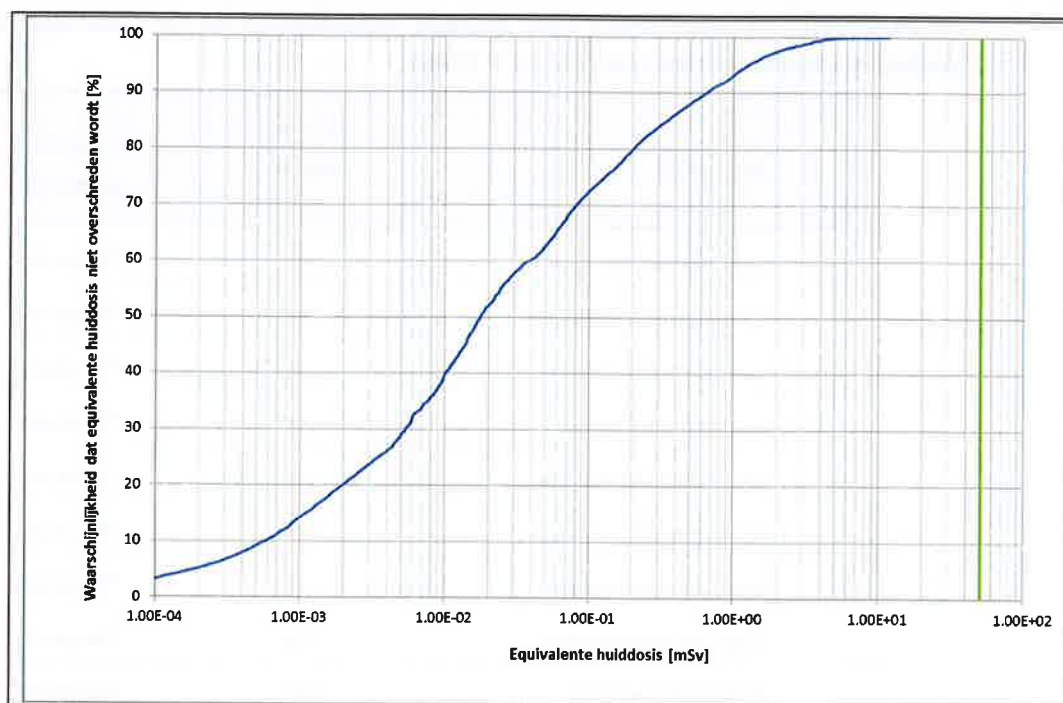
**Figuur 44 – Totale equivalente huiddosis [mSv] uit de verschillende blootstellingswegen onder het scenario 'analyse van een gemiddelde boorkern'.**

**Tabel 49 – Equivalente huiddosis [mSv] voor een gedetailleerde inspectie van een boorkern uit één afvalfamilie voor intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ( $t_0 + 350a$ ).**

Afvalfamilie	Effectieve dosis [mSv]	Belangrijkste radionuclide
FILTR-KCD-MEDIUM-400-A	2,69	<sup>94</sup> Nb (51,7%)
RESIN-KCD-LOW-1000-A	2,54	<sup>94</sup> Nb (77,7%)
VARIA-CNT-LOW-1600-A	2,28	<sup>94</sup> Nb (92,2%)
FILTR-CNT-LOW-1600-A	1,93	<sup>94</sup> Nb (93,0%)
DECOM-KCD-MELTING-CT1	1,87	<sup>14</sup> C (92,3%)
RESIN-KCD-MEDIUM-C400-A	1,56	<sup>94</sup> Nb (46,2%)
MIXED-KCD-MEDIUM-400V	1,50	<sup>94</sup> Nb (81,8%)
VARIA-CNT-MEDIUM-400-A	1,42	<sup>94</sup> Nb (89,5%)
RESIN-CNT-LOW-R1600	1,39	<sup>94</sup> Nb (90,8%)
SOLID-MEDIUM-400-A	1,33	<sup>14</sup> C (47,4%)
VARIA-KCD-MEDIUM-400	1,30	<sup>94</sup> Nb (58,1%)
FILTR-CNT-MEDIUM-400-A	1,21	<sup>94</sup> Nb (85,0%)
RESIN-CNT-LOW-R1500	1,15	<sup>94</sup> Nb (90,9%)
MIXED-KCD-MEDIUM-400	1,14	<sup>14</sup> C (70,1%)
RESIN-CNT-MEDIUM-R400	0,828	<sup>94</sup> Nb (69,9%)
FILTR-CNT-LOW-1500	0,769	<sup>94</sup> Nb (92,0%)
CONCT-KCD-LOW-220	0,665	<sup>94</sup> Nb (92,7%)
DECOM-CNT-PELLETSHIGH-CT3	0,563	<sup>94</sup> Nb (54,6%)
RESIN-CNT-MEDIUM-C400	0,555	<sup>94</sup> Nb (77,0%)
FILTR-KCD-LOW-400	0,496	<sup>94</sup> Nb (56,2%)

Op het niveau van individuele colli zijn slechts voor de ongeveer 24 000 bestaande en gekarakteriseerde colli radiologische spectra beschikbaar. Ook hier worden, ondanks de ingroei van bepaalde radionucliden, de hoogste equivalente huiddoses gegenereerd onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ( $t_0 + 350$  jaar).

Figuur 45 toont de verdeling van equivalente huiddoses voor de bestaande en gekarakteriseerde colli voor een intrusie op  $t_0 + 350$  jaar. De equivalente huiddosislimiet van 50 mSv wordt gerespecteerd voor alle individuele colli. Voor ongeveer 88% van de colli ligt de impact zelfs meer dan twee grootteordes lager dan de equivalente huiddosislimiet.



**Figuur 45 – Verdeling van equivalente huiddoses [mSv] onder het scenario ‘analyse van een boorkern’ voor de bestaande en gekarakteriseerde colli uit de bronterm 2013 V2, voor een intrusie op  $t_0 + 350$  jaar. De blauwe curve toont het percentage colli dat zou resulteren in lagere equivalente huiddoses dan de aangegeven waarden; de groene lijn stelt de equivalente huiddosislimiet van 50 mSv voor.**

Het individuele collo met de hoogste equivalente huiddosis is afkomstig uit de familie FILTR-KCD-MEDIUM-400-A en levert een berekende equivalente huiddosis van 11,7 mSv bij intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle ( $t_0 + 350$  jaar).

Op basis van deze analyse kunnen we concluderen dat de equivalente dosislimiet van 15 mSv voor de ooglen ook te allen tijde gerespecteerd zal worden: de effectieve dosis gemiddeld over iedere familie en voor ieder individueel collo is lager dan 3 mSv en de hoogste berekende equivalente huiddosis is lager dan 12 mSv.

Voor het collo met een equivalente huiddosis van 11,7 mSv bedraagt de effectieve dosis 1,61 mSv; de som van beide (13,3 mSv) respecteert de equivalente dosislimiet voor de ooglen.

Voor de uitgesteld-effectscenario's voor de afzonderingscapaciteit treedt de piek op in het jaar volgend op een intrusie onmiddellijk na de opheffing van de nucleaire reglementaire controle. Verdere details worden gegeven in hoofdstuk 5 van [lxxviii].

Onder het scenario ‘residentie op de bergingsinstallatie’ treedt de hoogste waarde van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis over de relevante tijdschalen op op 2000 jaar. Daarna nemen beide nog licht toe, maar ze blijven van dezelfde grootteorde. De piekimpact van de effectieve dosis en de equivalente huiddosis onder

het scenario ‘grootschalige aantasting van de insluitingscapaciteit’ treedt ongeveer 10 jaar na de intrusie op (zie ook § 2.5.2 van HS14-022).

### 2.4.3 Penaliserende scenario's

De equivalente doses voor de huid en de ooglenzen werden volgens de methode beschreven in respectievelijk §2.2.1 en §2.3 geëvalueerd voor het penaliserende grondwaterscenario en volgens de methode beschreven in respectievelijk §2.2.2 en §2.3 voor het penaliserende grondscenario. Een overzicht van de piekimpacts voor penaliserende omstandigheden vanaf 2000 jaar wordt gegeven in Tabel 48. Onder beide penaliserende scenario's wordt de equivalente huiddosislimiet nageleefd en zal ook de equivalente dosislimiet voor de ooglenzen gerespecteerd worden.

Onder het penaliserende grondwaterscenario vallen de hoogste berekende waarde voor de effectieve dosis (uitgesmeerd) en de equivalente huiddosis niet samen.

**Tabel 50 – Piekwaarden van de equivalente huiddosis [mSv/a] en de equivalente dosis voor de ooglenzen [mSv/a] onder de penaliserende scenario's. Ook de piekwaarde van de effectieve dosis wordt voor de volledigheid / traceerbaarheid gegeven. Voor het penaliserende grondwaterscenario werd hierbij rekening gehouden met een uniforme uitspreiding over 30 jaar van de onmogelijk scherpe berekende eerste piek.**

Penaliserend scenario	$E_{tot}$	$H_{skin}$	$H_{lens} < \dots$
Grondwaterscenario	2,80	0,35	3,14
Grondscenario	2,10	0,828	2,83

## 3 Aanpassingen aan het veiligheidsrapport

In het veiligheidsrapport zal de equivalente dosis voor de huid beschouwd worden voor de scenario's gebruikt in de impactevaluatie (referentiescenario, alternatieve referentiescenario's, penaliserend grondwaterscenario) volgens de methodologie beschreven in het antwoord in §2.2 en §2.3 van dit antwoord.

De onderliggende berekeningen en dosiscoëfficiënten zullen gedocumenteerd worden in de herziene documentatie van de biosfeermodellen en –parameters en de intrusiemodellen. Concreet zal §2.2.1.2 geïntegreerd worden in OD-042 [lxvii] en §2.2.1.3 in OD-030 [lxx]. De wiskundige modellen uit §2.2.2 werden opgenomen in [lxxiii].

In Hoofdstuk 14 van het veiligheidsrapport zal een samenvatting van de berekeningsmethode voor de equivalente doses worden gegeven, samen met de resultaten zoals beschreven in §2.4 van dit antwoord.

## 4 Referenties

- 
- [<sup>i</sup>] P. Baguis, V. Ntegeka, P. Willems & E. Roulin, *Extension of CCI-HYDR climate change scenarios for INBO*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) & Belgian Science Policy – SSD Research Programme, Technical Report by K.U. Leuven – Hydraulics Section & Royal Meteorological Institute of Belgium, 31 pp., January 2009
- [<sup>ii</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Hydrogeological modelling of the Dessel site: Overview report*, NIROND-TR 2008-15E Version 2, 2 November 2011
- [<sup>iii</sup>] P. Baguis, V. Ntegeka, P. Willems & E. Roulin, *Extension of CCI-HYDR climate change scenarios for INBO*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) & Belgian Science Policy – SSD Research Programme, Technical Report by K.U. Leuven – Hydraulics Section & Royal Meteorological Institute of Belgium, 31 pp., January 2009
- [<sup>iv</sup>] B. Leterme & D. Mallants, *Climate and land use change impacts on groundwater recharge*, ModelCARE 2011. Models – Repositories of knowledge UFZ, Leipzig, 18 – 22 September 2011
- [<sup>v</sup>] K. Beerten & D. Mallants, *Geomorphology and hydrology of a sediment-soil sequence in Dessel; studying natural analogues for engineered earth cover*, SCK•CEN-ER-180, 2011
- [<sup>vi</sup>] Nationaal Geografisch Instituut, *Ferraris Digitaal bestand*, kaartbladen Kasterlee (125), Geel (126), Postel (145) en Mol (146), NGI, Brussel
- [<sup>vii</sup>] Vlaamse Gemeenschap, *Decreet betreffende het integraal waterbeleid van 18 juli 2003*, Belgisch Staatsblad blz. 55038-55077, 14 november 2003
- [<sup>viii</sup>] M. Gedeon & D. Mallants, *Hydrogeological model for the safety evaluation – Groundwater flow and transport calculations for the nuclear zone Mol-Dessel*, SCK•CEN-R-3797, 2004
- [<sup>ix</sup>] AEOLUS, *Milieu-effectrapport kwartszandontginning Dessel SCR Sibelco NV*, 409 pp., 2001
- [<sup>x</sup>] S.C. Seetharam, D. Jacques, J. Perk, B. Leterme & J. Govaerts, *Penalising groundwater scenario – Detailed calculation report*, SCK•CEN ER-0373, (in preparation)
- [<sup>xi</sup>] P. Baguis, V. Ntegeka, P. Willems & E. Roulin, *Extension of CCI-HYDR climate change scenarios for INBO*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) & Belgian Science Policy – SSD Research Programme, Technical Report by K.U. Leuven – Hydraulics Section & Royal Meteorological Institute of Belgium, 31 pp., January 2009
- [<sup>xii</sup>] Agence Fédérale de Contrôle Nucléaire, *Guide technique « Critères de radioprotection pour l'évaluation de la sûreté post-opérationnelle des dépôts de déchets radioactifs*, note 2011-06-28-CAD-5-4-3-FR, 24 février 2012
- [<sup>xiii</sup>] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Leidraad « Veiligheidsevaluatie : biosfeer*”, nota 008-217-N rev. 3, 19 augustus 2010

- 
- [<sup>xiv</sup>] S.C. Seetharam, D. Jacques, J. Perk, B. Leterme & J. Govaerts, *Penalising groundwater scenario – Detailed calculation report*, SCK\12865310 Version 2.1, 4 October 2016
- [<sup>xv</sup>] Agence Fédérale de Contrôle Nucléaire, *Guide technique « Critères de radioprotection pour l'évaluation de la sûreté post-opérationnelle des dépôts de déchets radioactifs*, note 2011-06-28-CAD-5-4-3-FR, 24 février 2012
- [<sup>xvi</sup>] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Leidraad « Veiligheidsevaluatie : biosfeer »*, nota 008-217-N rev. 3, 19 augustus 2010
- [<sup>xvii</sup>] International Commission on Radiological Protection, *Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public*, ICRP Publication 101a, Annals of the ICRP 36(3), 2006
- [<sup>xviii</sup>] E. Vermariën, *The penalising soil scenario for the Dessel near surface repository*, ONDRAF/NIRAS note 2017-0689, (in preparation)
- [<sup>xix</sup>] S.C. Seetharam, D. Jacques, J. Perko, B. Leterme & J. Govaerts, *Penalising groundwater scenario – Detailed calculation report*, SCK•CEN ER-0373, (in preparation)
- [<sup>xx</sup>] Agence Fédérale de Contrôle Nucléaire, *Guide technique « Critères de radioprotection pour l'évaluation de la sûreté post-opérationnelle des dépôts de déchets radioactifs*, note 2011-06-28-CAD-5-4-3-FR, 24 février 2012
- [<sup>xxi</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Assessment of penalising scenarios for the Dessel near surface repository*, NIROND-TR 2011-44 E Version 1, 21 June 2012
- [<sup>xxii</sup>] Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle, *Leidraad « Veiligheidsevaluatie : biosfeer »*, nota 008-217-N rev. 3, 19 augustus 2010
- [<sup>xxiii</sup>] W. Wacquier, *Determination of the Version 2 of the 2008 source term*, ONDRAF/NIRAS note 2011-1684, 28 September 2011
- [<sup>xxiv</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Element independent biosphere parameters*, NIROND-TR 2008-28E Version 2, 4 July 2012
- [<sup>xxv</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Biosphere model report*, NIROND-TR 2008-19E Version 2, 3 October 2011
- [<sup>xxvi</sup>] S. Mobbs, K. Smith, M. Thorne & G. Smith, *Modelling approaches to C-14 in soil-plant systems and in aquatic environments*, SSM research report 2014:30, Swedish Radiation Safety Authority, January 2014
- [<sup>xxvii</sup>] M.C. Thorne, M. Kelly & B. Lambers, *LLWR Lifetime Project – Consolidation and documentation of biosphere models*, SERCO/TAS/E003796/005 Issue 1, 15 March 2010
- [<sup>xxviii</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Inadvertent human intrusion into the Dessel near surface repository*, NIROND-TR 2009-02E Version 1, 3 July 2012
- [<sup>xxix</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Radionuclide screening*, NIROND-TR 2009-11E Version 1, 4 October 2011

- 
- [<sup>xxx</sup>] Federal Agency for Nuclear Control, *Guide technique « Critères de radioprotection pour l'évaluation de la sûreté post-fermeture des dépôts de déchets radioactifs »*, AFCN note 2011-06-28-CAD-5-4-3-FR, 24 April 2012
- [<sup>xxx1</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Development of the safety concept and status mid-2011 of the disposal facility design*, NIROND-TR 2007-03E Version 3, 30 October 2011
- [<sup>xxxii</sup>] C. Yu, A. J. Zielen, J.-J. Cheng, D. J. LePoire, E. Gnanapragasam, S. Kamboj, J. Arnish, A. Wallo III, W. A. Williams, & H.T. Peterson Jr., *User's manual for RESRAD Version 6*, ANL/EAD-4, Environmental Assessment Division, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois, July 2001
- [<sup>xxxiii</sup>] M.I. Sheppard, S.C. Sheppard & B.D. Amiro, *Mobility and plant uptake of inorganic <sup>14</sup>C and <sup>14</sup>C-labelled PCB in soils of high and low retention*, Health Physics 61(4), pp. 481-492, 1991
- [<sup>xxxiv</sup>] B.D. Amiro, Y. Zhuang & S.C. Sheppard, *Relative importance of atmospheric and root uptake pathways for <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> transfer from contaminated soil to plants*, Health Physics 61(6), pp. 821-829, December 1991
- [<sup>xxxv</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Long-term climate change and effects on disposal facility, geosphere and biosphere*, NIROND-TR 2009-07E Version 1, November 2011
- [<sup>xxxvi</sup>] J.W. Raich & C.S. Potter, *Global patterns of carbon dioxide emissions from soils*, Global Biogeochemical cycles 9(1), pp. 23-36, March 1995
- [<sup>xxxvii</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Element dependent environmental input parameters for the biosphere model*, NIROND-TR 2008-26E Version 2, 3 December 2010
- [<sup>xxxviii</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Element independent biosphere parameters*, NIROND-TR 2008-28E Version 2, 4 July 2012
- [<sup>xxxix</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Selection of parameter values for the cementitious near field and multi-layer cover of the Dessel near surface repository*, NIROND-TR 2010-07E Version 1, December 2011
- [<sup>xl</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Geological, hydrogeological and hydrological data for the Dessel disposal site*, NIROND-TR 2009-05E Version 1, September 2010
- [<sup>xli</sup>] M. De Lurdes Dinis & A. Fiuza, *Simulation of the radon flux attenuation in uranium tailings piles*, Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Methods and Techniques for cleaning up contaminated sites, NATO Science for Peace and Security Series, Springer, 2008
- [<sup>xlii</sup>] Food and Agriculture Organization, *Soil loss Accelerating Worldwide*, FAO, Rome, Italy, 1993 (cited in [ii])
- [<sup>xliii</sup>] N. Myers, *The next green revolution: its environmental underpinnings*, Current Science 76(4), 25 February 1999
- [<sup>xliv</sup>] (REF TO BE ADDED – Biosphere model modification)

- 
- [<sup>xlv</sup>] M.A. Kellett, O. Bersillon & R.W. Mills, *The JEFF-3.1/3.1.1 radioactive decay data and fission yields sub-libraries*, JEFF report 20, NEA No. 6287, OECD/NEA, Paris, France, 2009
- [<sup>xlvi</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Biosphere model report*, NIROND-TR 2008-19E Version 2, 3 October 2011
- [<sup>xlvii</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Compendium of dose coefficients and related quantities for assessing human exposure*, NIROND-TR 2008-19E Version 2, 2 November 2010
- [<sup>xlviii</sup>] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, *UNSCEAR 2000 Report vol. I: Sources and effects of ionizing radiation – Appendix B: Exposures from natural radiation sources*, 2000 Report to the General Assembly, UNSCEAR, 2000
- [<sup>xliv</sup>] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, *Annex A – Exposures from natural sources of radiation*, 1988 Report to the General Assembly, 1988
- [<sup>l</sup>] International Atomic Energy Agency, *Measurement and calculation of radon releases from uranium mill tailings*, IAEA Technical Reports Series No. 333, IAEA, Vienna, May 1992
- [<sup>li</sup>] C. Yu, J.-J. Cheng, L. G. Jones, Y. Y. Wang, Y. P. Chia & E. Faillace, *Data collection handbook to support modelling impacts of radioactive material in soil*, ANL/EAIS-8, Environmental Assessment and Information Sciences Division, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois, April 1993
- [<sup>lii</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Reference biosphere approach*, NIROND-TR 2008-21E Version 1, 11 August 2010
- [<sup>liii</sup>] S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller, *Contribution of working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC, 2007
- [<sup>liv</sup>] T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M.M.B. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex & P.M. Midgley, *Working group I contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC, 2013
- [<sup>lv</sup>] International Atomic Energy Agency, *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments*, IAEA Technical Reports Series No. 472, IAEA, Vienna, January 2010
- [<sup>lvi</sup>] L.M.C. Limer, K. Smith, A. Albrecht, L. Marang, S. Norris, G.M. Smith, M.C. Thorne & S. Xu, *C-14 long-term dose assessment: data review, scenario development and model comparison*, SSM report 2014:47, Swedish Radiation Safety Authority, August 2012
- [<sup>lvii</sup>] K. G. Andersson, J. Road, M. A.. Byrne & H. Hession, *Deposition of contaminant aerosol on human skin*, Journal of Environmental Radioactivity 85, pp. 182-195, 2006
- [<sup>lviii</sup>] International Commission on Radiological Protection, *Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: Reference values*, ICRP Publication 89, Annals of the ICRP 32(3-4), 2002



- 
- [<sup>lix</sup>] Koninkrijk België, *Koninklijk besluit van 20 juli 2001 houdende algemeen reglement op de bescherming van de bevolking, van de werknemers en het leefmilieu tegen het gevaar van ioniserende stralingen*, Belgisch Staatsblad, 30 August 2001
- [<sup>lx</sup>] K. F. Eckerman & J. C. Ryman, *Federal Guidance Report No. 12 – External exposure to radionuclides in air, water, and soil*, EPA-402-R-93-081, U.S. Environmental Protection Agency, September 1993
- [<sup>lxi</sup>] Bechtel Saic Company LLC, Characteristics of the receptor for the biosphere model, anl-mgr-md-000005 rev 04, BSC, Las Vegas, Nevada, April 2005
- [<sup>lxii</sup>] U.S. Environmental Protection Agency, *Exposure factors handbook – Volume 1 – General factors*, EPA/600/P-95,002Fa, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, EPA, Washington, DC, August 1997
- [<sup>lxiii</sup>] International Commission on Radiological Protection, *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 60, Annals of the ICRP 21(1-3), 1991
- [<sup>lxiv</sup>] Koninkrijk België, *Koninklijk besluit van 20 juli 2001 houdende algemeen reglement op de bescherming van de bevolking, van de werknemers en het leefmilieu tegen het gevaar van ioniserende stralingen*, Belgisch Staatsblad, 30 augustus 2001
- [<sup>lxv</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Radionuclide screening*, NIROND-TR 2009-11 E Version 1, 4 October 2011
- [<sup>lxvi</sup>] International Commission on Radiological Protection, *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 60, Annals of the ICRP 21(1-3), 1991
- [<sup>lxvii</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Compendium of dose coefficients and related quantities for assessing human exposure*, NIROND-TR 2008-27 E Version 2, 2 November 2010
- [<sup>lxviii</sup>] K.F. Eckerman & J.C. Ryman, *Federal guidance report No. 12 – External exposure to radionuclides in air, water and soil*, EPA-402-R-93-081, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, September 1993
- [<sup>lxix</sup>] K.F. Eckerman & A. L. Sjoreen, *Radiological Toolbox user's manual*, ORNL/TM-2004/27, Oak Ridge National Laboratory, 31 December 2003
- [<sup>lxx</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Biosphere model report*, NIROND-TR 2008-19E Version 2, 3 October 2011
- [<sup>lxxi</sup>] K.F. Eckerman & A. L. Sjoreen, *Radiological Toolbox user's manual*, ORNL/TM-2004/27, Oak Ridge National Laboratory, 31 December 2003
- [<sup>lxxii</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Element independent biosphere parameters*, NIROND-TR 2008-28E Version 2, 4 July 2012
- [<sup>lxxiii</sup>] ONDRAF/NIRAS, *Model assumptions for assessing inadvertent human intrusion into the Dessel near surface repository from an isolation perspective*, NIROND-TR 2009-02 E Version 2, (in preparation)

- [<sup>lxxiv</sup>] ONDRAF/NIRAS, *The penalising soil scenario for the Dessel near surface repository*, NIRAS nota 2017-0689, 24 March 2017
- [<sup>lxxv</sup>] International Commission on Radiological Protection, *Conversion coefficients for radiological protection quantities for external radiation exposures*, ICRP Publication 116, Annals of the ICRP40(2-5), 2010
- [<sup>lxxvi</sup>] International Atomic Energy Agency, *Implications for occupational radiation protection of the new dose limit for the lens of the eye*, IAEA TECDOC-1731, December 2013
- [<sup>lxxvii</sup>] U.S. Nuclear Regulatory Commission, *Standard review plan for spent fuel dry storage facilities*, Final Report, NUREG-1567, March 2000
- [<sup>lxxviii</sup>] R.D. Wilmot & E.M. Taylor, *Human Intrusion Assessment Model (HIAM): Radiological impact calculations*, Galson Sciences Report 0818s-1 Version 1, 9 May 2017

