



Milieu impact van de geplande lozing van verontreinigd water vanaf de kerncentrale Fukushima Dai-ichi

GOVERT DE WITH

Nuclear Research and consultancy Group, Utrechtseweg 310, B50-West, 6812 AR, Arnhem, Nederland

Samenvatting

Het Fukushima kernongeval ligt alweer tien jaar achter ons en de concentraties van vrijgekomen radionucliden in het milieu zijn sindsdien gestaag afgenomen. Maar, met het recente voornemen van de Japanse overheid om verontreinigd koelwater af te voeren naar zee staat de Fukushima Dai-ichi kerncentrale opnieuw volop in de aandacht. De aandacht betreft zowel zorgen over de effecten richting mens en milieu, als ook wetenschappelijke bijdrages en discussies in verschillende gremia om de gevolgen van deze lozingen te duiden. Dit artikel maakt een nauwgezette analyse van de geplande lozingen, en de radiologische impact hiervan op het aquatisch milieu. Hierbij wordt voortborduurd op de aquatische rekenmodellen die sinds het Fukushima ongeval in 2011 in Europees en internationaal verband zijn ontwikkeld.

Introductie

Begin dit jaar maakte de Japanse regering bekend om vanaf 2023 verontreinigd water uit de opslagtanks van de Fukushima Dai-ichi kerncentrale geleidelijk af te voeren naar zee. Het besluit om over te gaan tot afvoer van het water is in belangrijke mate ingegeven door de beperkt beschikbare ruimte voor wateropslag. Het afgevoerde water dient te voldoen aan de geldende limietwaarden vastgesteld door de Japanse nucleaire autoriteit (NRA). Desondanks, is er vanuit omliggende landen zorg uitgesproken over de voorgenomen lozingen. De primaire vraag hierbij is, wat zijn de radiologische consequenties voor mens en milieu?

Het koelwater, opgeslagen in meer dan 1000 tanks met een totaal volume van ongeveer 1,3 miljoen m³, is het resultaat van bijna tien jaar onafgebroken koelen van de beschadigde reactorkern. Het gebruik van extern koelwater is van belang geweest om verdere emissie van radioactiviteit naar het milieu te beperken. Daarnaast is het koelwater voor opslag in tanks gefilterd om de concentraties radioactiviteit zoveel

mogelijk te beperken. Echter, volledige filtering van de aanwezige activiteit is niet haalbaar en zodoende bevat de opgeslagen vloeistof substantiële hoeveelheden radioactiviteit van lang en midden-lang levende radionucliden. Volgens een inventarisatie betreft het een totale activiteit in de orde grootte van 0,2 tot 0,5 PBq (10¹⁵). Waarvan veruit de grootste bijdrage in activiteit afkomstig is van tritium.

Om de impact van de voorgenomen lozingen goed te duiden moeten we terug naar maart 2011 toen zich het nucleaire ongeval rond de kerncentrale Fukushima Dai-ichi voltrok. De schattingen hierover variëren, maar ongeveer 3,4 PBq ¹³⁷Cs is destijds vrijgekomen in de atmosfeer en nog eens 3,5 PBq is direct in de Fukushima baai terecht gekomen gevolgd door nog eens 80 TBq in de periode na april 2011 tot 2020. Ook voor andere nucliden zoals ⁹⁰Sr, ¹³⁴Cs, ¹³¹I en ³H, zijn substantiële hoeveelheden radioactiviteit in het milieu terechtgekomen, zoals weergegeven in **Tabel 1**. Gelijktijdig zijn er omvangrijke monitoringsprogramma's gestart om de activiteit in water,

sediment en biota nauwlettend te monitoren, zowel direct rondom het lozingspunt als ook tot duizenden km's uit de Japanse kust in de Stille Oceaan. De bevindingen hiervan zijn vastgelegd in meerdere vooraanstaande rapporten uitgebracht door o.a. UNSCEAR. Tevens zijn er omvangrijke modelstudies uitgevoerd om de risico's van deze ongevalselozingen in kaart te brengen. Ook Nederland heeft hieraan een bijdrage geleverd.

Vanaf de jaren '90 zijn er vanuit KEMA en later NRG in internationaal verband eerste rekenmodellen ontwikkeld voor de verspreiding en opname van radioactieve deeltjes in de aquatische voedselketen. Dit betreft o.a. het programma LAKECO en POSEIDON voor opname en verspreiding in respectievelijk binnenwater, estuaria en open water [Heloo]. Tevens is ook een eerste dynamisch voedselketenmodel ontwikkeld genaamd BURN [Heloo2] waarmee de opname in de voedselketen niet volgens een systeem van vaste concentratiefactoren wordt voorspeld, maar via een set van tijdsafhankelijke differentiaalvergelijkingen waarin het

Release	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³¹ I	⁹⁰ Sr	³ H
Acute ongevalsfase	3500	3675	11.000	160	50
Post ongevalsfase	80	60	-	80	80 – 165
Atmosferische depositie	3400	3570	17.000	-	-

Tabel 1: Directe lozing naar de kustzone en atmosferische depositie (TBq).



Radio-nuclide	Halfwaardetijd (jr)	Activiteit in tanks (Bq)	Lozingsactiviteit naar openwater (Bq)
^3H	12,3	$2 \cdot 10^{14} - 5 \cdot 10^{14}$	$2 \cdot 10^{14} - 5 \cdot 10^{14}$
^{14}C	5730	$2 \cdot 10^{10} - 1 \cdot 10^{11}$	$3 \cdot 10^{10} - 2 \cdot 10^{11}$
^{60}Co	5,27	$3 \cdot 10^8 - 1 \cdot 10^9$	$1 \cdot 10^8 - 7 \cdot 10^8$
^{90}Sr	28,8	$1 \cdot 10^9 - 3 \cdot 10^{11}$	$1 \cdot 10^9 - 3 \cdot 10^9$
^{99}Tc	$2,1 \cdot 10^4$	$6 \cdot 10^8 - 8 \cdot 10^9$	$8 \cdot 10^8 - 2 \cdot 10^{10}$
^{106}Ru	1,02	$6 \cdot 10^8 - 3 \cdot 10^9$	$5 \cdot 10^7 - 5 \cdot 10^8$
^{125}Sb	2,76	$1 \cdot 10^9 - 2 \cdot 10^9$	$2 \cdot 10^8 - 9 \cdot 10^8$
^{129}I	$15,7 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^9 - 8 \cdot 10^9$	$2 \cdot 10^9 - 2 \cdot 10^{10}$
^{134}Cs	2,06	$1 \cdot 10^8 - 3 \cdot 10^8$	$2 \cdot 10^7 - 1 \cdot 10^8$
^{137}Cs	30,2	$6 \cdot 10^8 - 1 \cdot 10^9$	$6 \cdot 10^8 - 1 \cdot 10^9$

Tabel 2: Radionucliden met halfwaardetijd, geschatte activiteit in tanks, en de verwachte lozingsactiviteit.

consumptiegedrag in de voedselketen wordt nagebootst. Deze modellen zijn destijds al geïntegreerd in het Europese nucleaire emergency preparedness platform J-RODOS. In het kielzog van het Fukushima ongeval is de software ingezet om te komen tot eerste risicoschattingen, van de dosis naar mens en milieu. Nu zijn deze modellen zodanig doorontwikkeld dat gedetailleerde berekeningen mogelijk zijn om een goed beeld te krijgen van de radiologische gevolgen van de voorgenomen waterafvoer.

Bronterm van de lozingen

Zoals reeds gezegd, de geraamde activiteit ligt in de orde grootte van 0,2 tot 0,5 PBq. Deze raming is gebaseerd op o.a. gegevens van Tokyo Electric Power Company Holdings (TEPCO). Volgens TEPCO lag er in augustus 2021 1,27 miljoen m³ verontreinigd water opgeslagen in tanks, en deze hoeveelheid groeit nog steeds. Het vervuilde water wordt standaard verwerkt met behulp van een *Advanced Liquid Processing System* (ALPS) om de activiteit te verminderen. Daarnaast heeft tien jaar opslag deels bijgedragen aan het verminderen van de

activiteit, waardoor de aanwezigheid van kortlevende radionucliden sterk is verminderd. De activiteit van radionucliden met een halfwaardetijd in de orde van enkele jaren, zoals ^{106}Ru , ^{125}Sb en ^{134}Cs , is al substantieel afgenomen. Desondanks bevatten de tanks radionucliden waarvan een tiental isotopen dominant zijn [Bue21]. De totale activiteit van de tien radionucliden (^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{129}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs) is geschat met behulp van TEPCO gegevens en is weergegeven in **Tabel 2**.

Belangrijk om te benadrukken is dat de lozing van deze nuclide inventaris zal plaatsvinden over meerdere jaren, hierbij worden periodes variërend van 10 tot 40 jaar genoemd. Daarmee zal de geloosde activiteit niet 1-op-1 corresponderen met de genoemde waarden in **Tabel 2** (kolom 3). Er zal natuurlijk verval plaatsvinden, maar ook aangroei als gevolg van het nog steeds toenemende afvalwater. Daarnaast dient de activiteitsconcentratie in elk van de individuele tanks onder de gestelde concentratie limieten te liggen zoals vastgelegd door de NRA. De consequentie hiervan is dat

de hoeveelheid activiteit die geloosd gaat worden afhankelijk zal zijn van het lozingsscenario en onzekerheden in de nuclide inventaris. Als gevolg daarvan kan de te lozen activiteit tot wel een factor 5 afwijken van de huidige activiteit in de tanks, waarbij het in veel gevallen een lagere activiteit betreft. Een *best-estimate* van de verwachte hoeveelheid activiteit die zal worden geloosd is weergegeven in **Tabel 2** (kolom 4).

Hoewel de lozing van tritium de meeste aandacht trekt bij het grote publiek is de opname hiervan in het milieu zeer beperkt en wordt het tritium daarnaast gekenmerkt door een lage dosisconversiecoëfficiënt. Andere radionucliden (bijv. ^{60}Co , ^{129}I , ^{90}Sr) zullen ondanks hun lagere activiteit juist meer impact kunnen hebben op mens en milieu. Experts verwachten dat de impact van de vrijgekomen radioactiviteit op het milieu en de menselijke gezondheid klein zal zijn [Nog21], maar de buurlanden zijn desondanks sterk gekant tegen deze lozing [Nor21].



Radio-ecologische modelberekeningen

Om de impact van de lozingen te voorspellen is een goede simulatie van de opname in het milieu onontbeerlijk. Het modelleren van het lange termijn gedrag van radionucliden in het aquatische milieu is echter complex. Niet alleen is er inzicht nodig in de verdunningsprocessen in de oceaan, maar ook in de biogeochemie van radionucliden, hun interactie met gesuspendeerde en bodemsedimenten en opname door aquatische organismen. Boxmodellen zoals POSEIDON hebben de afgelopen 50 jaar een brede toepassing gevonden in de aquatische radio-ecologie. In een dergelijke benadering wordt het mariene milieu gemodelleerd als een systeem van compartimenten die de waterkolom, bodemsediment en biota vertegenwoordigen, een voorbeeld hiervan is getoond in **Figuur 1**.

Aanvankelijk werden boxmodellen

gebruikt om de dosis voor de bevolking te schatten als gevolg van de routinematige uitstroom van radio-activiteit uit nucleaire installaties [Lepo4]. In deze modellen werden de activiteitsconcentraties in mariene organismen geschat met behulp van een *steady-state* biologische concentratiefactor (BCF) benadering op basis van de berekende activiteitsconcentraties in water. De bevindingen van tien jaar radio-ecologisch onderzoek naar de impact van een ongevalslozing hebben aangetoond dat een dergelijke *steady-state* benadering niet geschikt is. In plaats daarvan dient een dynamisch voedselketenmodel te worden ingezet.

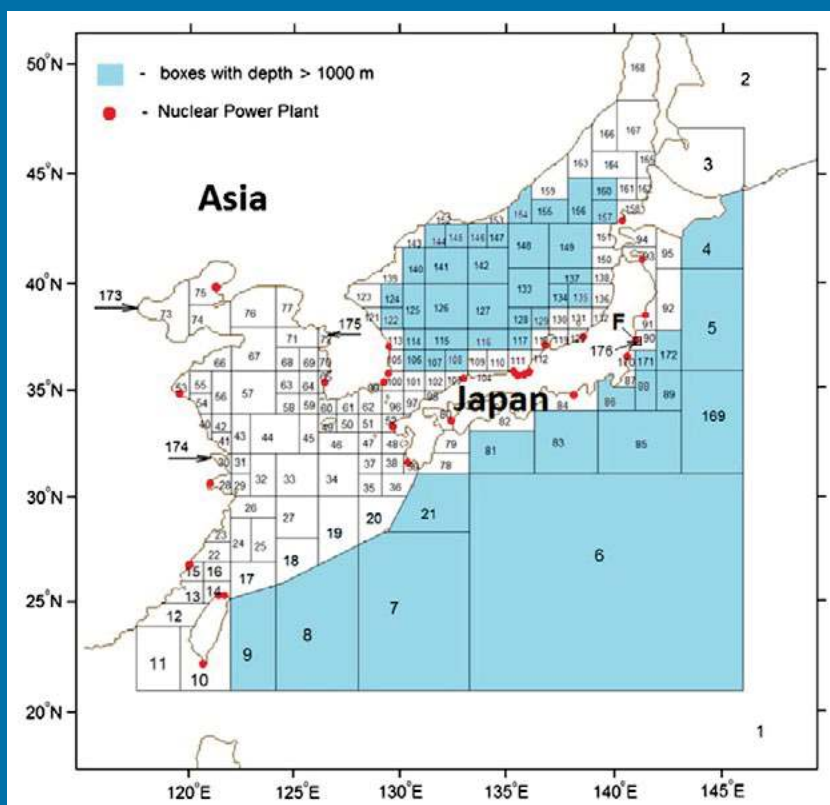
Een dergelijk model beschrijft de meest relevante diersoorten en hun relatie tot elkaar in de voedselketen. Deze interacties zijn weergegeven in **Figuur 2** waarin zowel de organismes uit de pelagische (open water) en bentische (zeebodem) regio zijn vertegenwoordigd. De concentratie in

vissoorten wordt vervolgens beschreven met een tijdsafhankelijke differentiaalvergelijking:

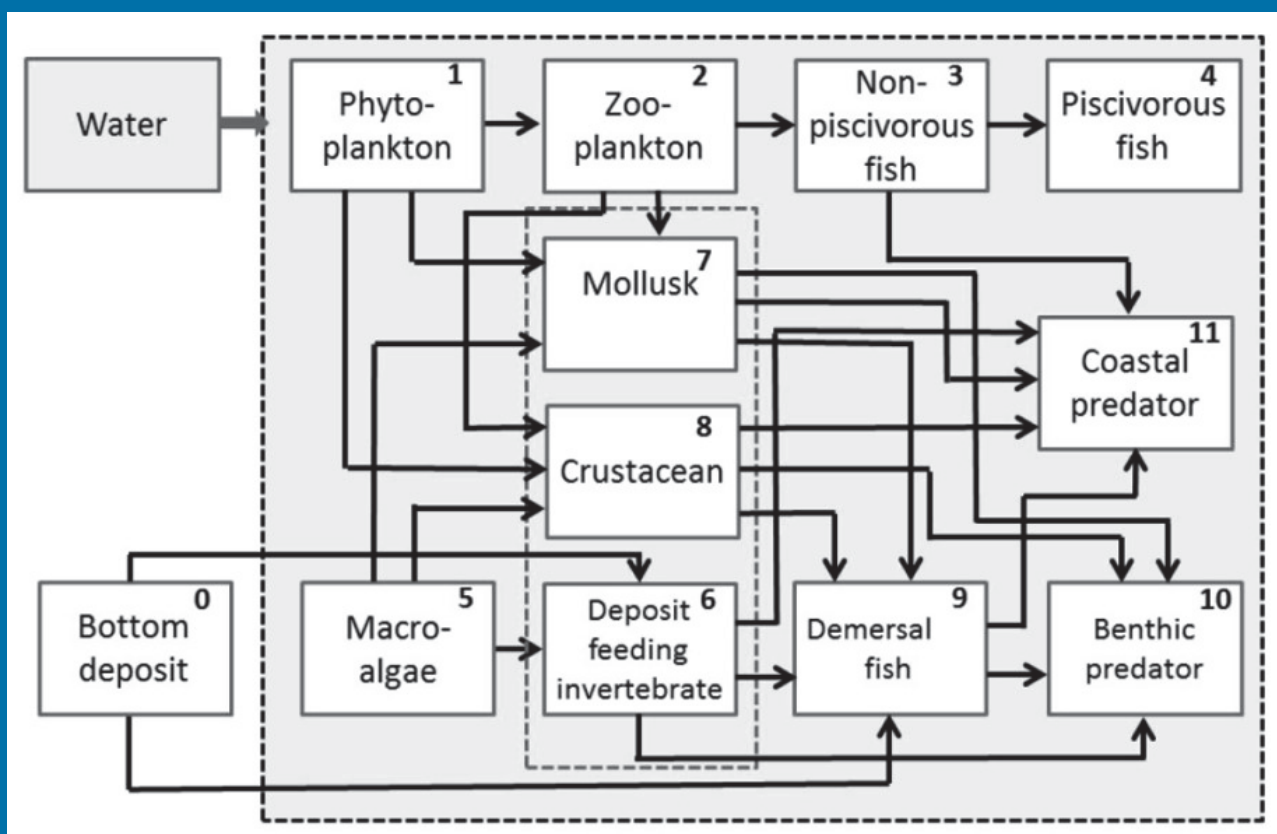
$$\frac{\partial C}{\partial t} = aK_f C_f + bK_w C_w - \lambda_{bio} C, \quad (1)$$

waarbij C en C_f respectievelijk de concentraties in het mariene organisme en hun voedsel beschrijven en C_w de concentratie in water. De concentratie in het desbetreffende organisme als verandering in de tijd is beschreven in de term aan de linkerzijde. Deze wordt bepaald door de opname van activiteit uit voedsel zoals beschreven in de eerste term aan de rechterzijde, gevolgd door de opname uit water in de tweede term. De laatste term beschrijft de uitscheiding op basis van de biologische halfwaardetijd van het nuclide. Er bestaan verschillende versies van dergelijke dynamische voedselketen modellen, waarbij de specifieke opname en uitscheidingsprocessen met verschillende niveaus van detail zijn uitgewerkt. Verder wordt voor de grotere zeedieren soms ook nog een eigen biokinetisch model toegepast om de opname in de afzonderlijke organen en weefsels te bepalen. Het voert echter te ver om hier uitgebreid bij stil te staan, desgewenst kan in de publicatie van Vives i Batlle et al. [Viv16] meer details worden gevonden van de aquatische radio-ecologische modellen die in omloop zijn.

Met een dergelijk model worden de nuclidenconcentraties in het water, sediment en de zeeorganismen berekend. Daarna volgt een dosisschatting voor de mens ten gevolge van visconsumptie en dieren (non-human biota). Hierbij kan gebruik gemaakt worden van bijvoorbeeld de aanbevelingen uit ICRP 119 en 136, maar ook meer gedetailleerde methodieken worden ingezet voor



Figuur 1: Het POSEIDON compartimentensysteem voor de noordoostelijke Stille Oceaan en de aangrenzende zeeën.



Figuur 2: Biologische compartimenten en radionuclideoverdracht (pijlen) in het dynamische voedselketenmodel.

het maken van een vertaalslag naar dosis. Belangrijk aandachtspunt hierin is dat de dosis beoordeling voor de mens ten gevolge van visconsumptie gebeurt op basis van een dosisconversie naar effectieve dosis,

daarentegen is het beschermingskader voor *non-human* biota gebaseerd op de geabsorbeerde dosis en levert de ICRP 136 nuclide specifieke dosisconversiecoëfficiënten voor een aantal referentiedieren. Voor het

aquatisch milieu is dit beperkt tot zeewier, krab, forel en platvis. Met de Europese assessment tool ERICA¹ kunnen ook dosisconversiecoëfficiënten worden bepaald voor zeedieren met afwijkende geometrie.

Fukushima en de radiologische impact in de afgelopen 10 jaar

Een vrij omvangrijk pakket aan berekeningen met de radioecologische software POSEIDON is sinds 2011 uitgevoerd om de impact van de lozingen vanaf de Fukushima Dai-ichi kerncentrale in kaart te brengen. Hiervoor is de compartimenten structuur zoals weergegeven in **Figuur 1** gebruikt. Daarbij zijn de meest relevante nucliden gesimuleerd (¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ⁹⁰Sr, ¹³¹I, ³H). De brontermen voor de verschillende radionucliden zijn in de loop der jaren waar nodig bijgewerkt en gebaseerd op de meest toonaangevende ramingen die in de literatuur zijn gerapporteerd. Een overzicht hiervan is te vinden in **Tabel 1**.

De uitkomsten van deze berekeningen zijn intensief gevalideerd met beschikbare data uit de meetprogramma's rondom Fukushima. Een voorbeeld van deze validatie voor ¹³⁷Cs is te zien in **Figuur 3**. Dit omvat gemeten nuclideconcentraties in water, sediment en visetende (piscivore) vis. De gegevens zijn verkregen uit de MARiS website van het IAEA¹ waarin alle informatie uit monitoring van het aquatisch milieu overzichtelijk is samengebracht.

De rekenresultaten zijn verder verwerkt voor het maken van dosisschattingen voor de belangrijkste mariene organismen en voor twee zones. Dit zijn de 4 km x 4 km zone (kustzone) en de 15

km x 15 km zone (regionale zone). De dosistampi zijn uitgedrukt in $\mu\text{Gy}\cdot\text{d}^{-1}$ en bevatten zowel interne als externe blootstelling. Het maximale 7-daagse gemiddelde dosistempo voor de belangrijkste nucliden tezamen is gevonden in de niet-piscivore vissen met een waarde van ongeveer $6.000 \mu\text{Gy}\cdot\text{d}^{-1}$ voor de kustzone en ongeveer $50 \mu\text{Gy}\cdot\text{d}^{-1}$ voor de regionale zone. Dosistampi voor andere vissoorten zijn lager, maar vaak langduriger vanwege de positie in de voedselketen of hun nabijheid tot het sediment. Bovendien wordt het maximale dosistempo gedomineerd door de bijdrage van ¹³¹I, terwijl het dosistempo op lange termijn wordt bepaald door ¹³⁷Cs en ¹³⁴Cs. Genoemde

¹ ERICA Integrated Approach to assessing the radiological risk to terrestrial, freshwater and marine biota. <http://erica-tool.com/erica/>

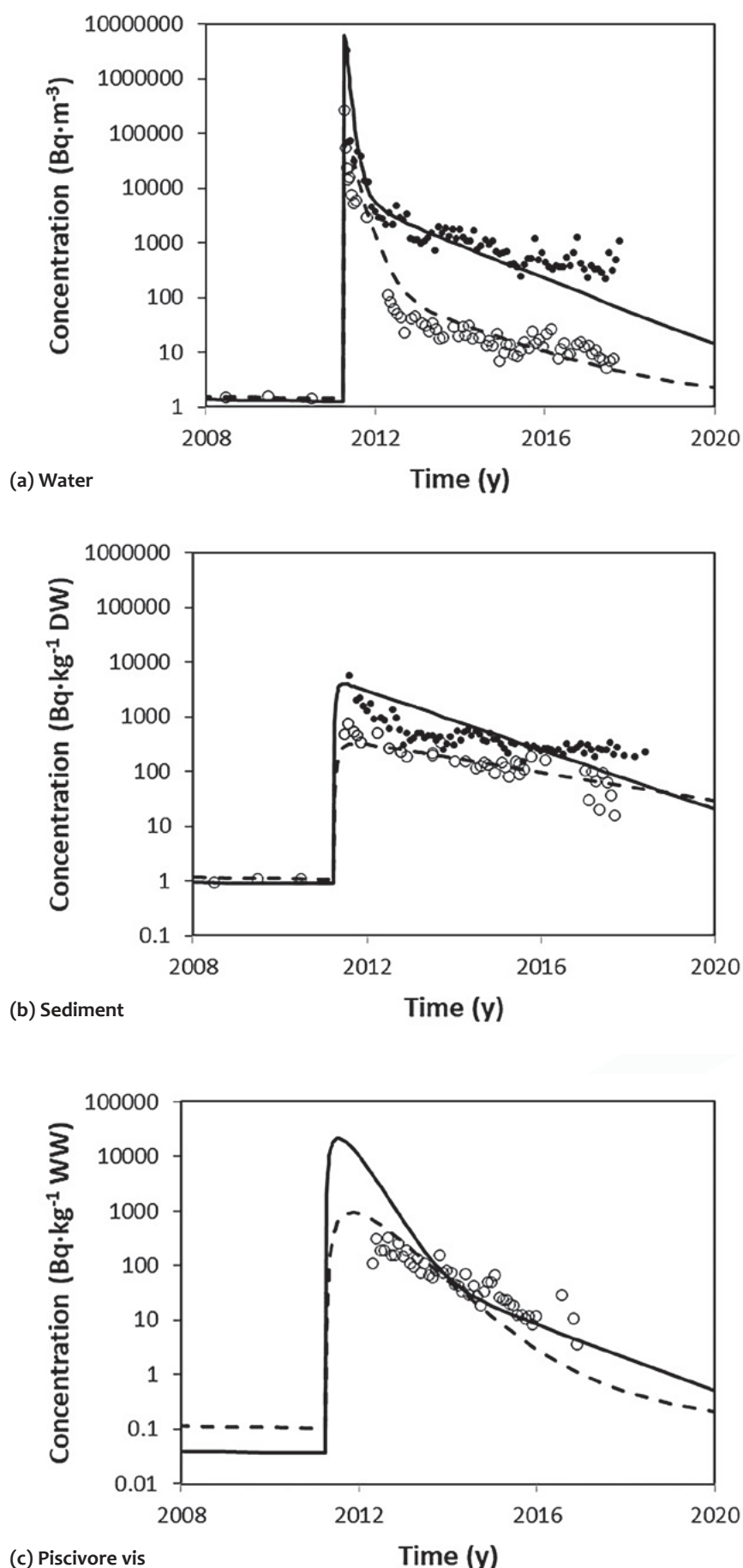


piekwaarde voor de niet-piscivore vis in de kustzone overschrijdt het generieke benchmarkniveau voor screening van $0,24 \text{ mGy} \cdot \text{d}^{-1}$ geschat door Garnier-Laplace et al. [Gar08], en de *Derived Consideration Reference Levels* (DCRL) voor milieubescherming dat begint bij $1 \text{ mGy} \cdot \text{d}^{-1}$ voor aquatische referentiedieren [ICR14]. Studies van Vives i Batlle et al. [Viv14] en Johanson et al. [Joh15] hebben vergelijkbare dosistemporen gerapporteerd voor verschillende vissoorten in de buurt van de afvoerkanalen. De algemene conclusie is daarmee dat ten tijde van het kernongeval (gedurende de 1ste maand) er sprake is geweest van schadelijke effecten van ioniserende straling op individuele vissen in de directe nabijheid van het lozingspunt (4 km x 4 km, kustzone). Tevens hebben deze studies laten zien dat er met de ontwikkeling van de rekenmodellen in het laatste decennium een stevig fundament is gebouwd voor het maken van een solide beoordeling van de nu voorgestelde waterafvoer.

Impact van de toekomstige lozingen

Om de impact van de lozing op de Stille Oceaan en de aangrenzende zeeën zichtbaar te maken zijn er naast radioecologische berekeningen ook verschillende studies met hydrologische rekenmodellen uitgevoerd en gerapporteerd in de literatuur. De modellen laten zien dat over een periode van meer dan tien jaar een deel van de nuclideninventaris de buitengrenzen van het noordelijk deel van de Stille Oceaan zal bereiken, waaronder ook de westkust van Noord-Amerika. Daarbij dient wel te worden aangemerkt dat er dusdanige opmenging zal plaatsvinden dat de activiteitsconcentraties tegen die tijd niet meer zijn te onderscheiden van de reeds aanwezige achtergrond.

Een voorbeeld hiervan is weergegeven in **Figuur 4**, waarin de verspreiding van tritium is gevisualiseerd gedurende een periode van tien jaar. Na een jaar bedraagt de maximale activiteitsconcentratie nog slechts een aantal Becquerelen per kubieke meter. Uitgaande van een typische tritium-



Figuur 3: Vergelijking tussen berekende en waargenomen concentraties voor ^{137}Cs in zeewater, bodemsediment en vissen in de kustzone (—, ●) en de regionale zone (- -, ○) [Wit21].



concentratie in de Noordelijke Stille Oceaan van 50 Bq/m^3 is een dergelijke verhoging nagenoeg niet meer aantoonbaar.

Zoals uit deze berekeningen blijkt en ook uit voorgaand onderzoek beperken de radiologische risico's van de toekomstige lozingen zich tot de directe omgeving van de lozingskanalen en het omliggende water. Daarvoor zijn op basis van de eerder beschreven scenario's onder hoofdstuk 3 berekeningen uitgevoerd voor de tien radionucliden met de brontermen zoals genoemd in Tabel 2 (kolom 4).

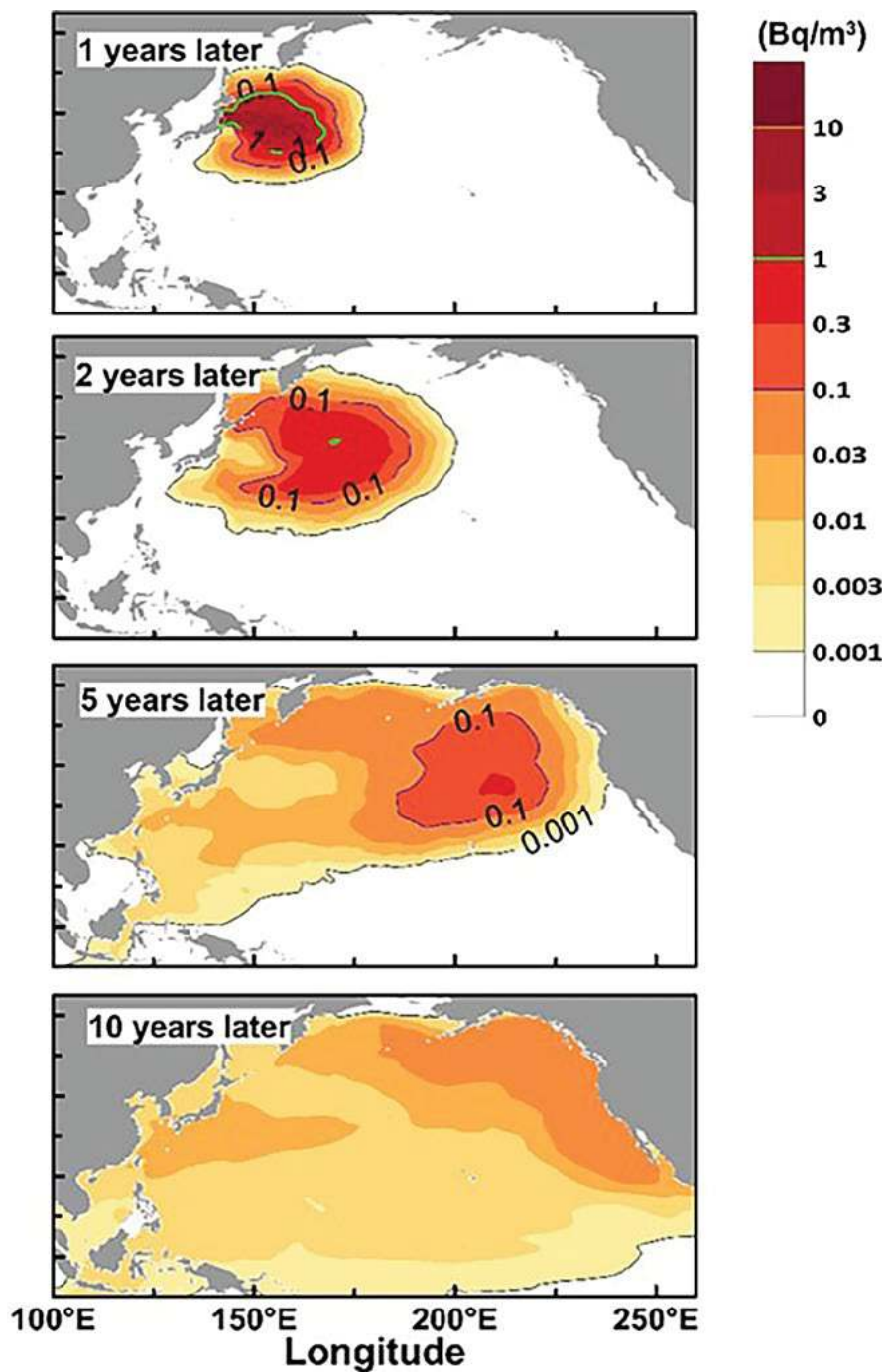
Dosis voor mensen ten gevolge van consumptie van zeeproducten

De simulaties tonen aan dat in de zone van $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$ rondom de centrale de hoogste activiteitenconcentraties worden aangetroffen. De bijdrage van elke radionuclide aan de cumulatieve dosis ten gevolge van visconsumptie wordt getoond in Figuur 5. De individuele dosis voor de mens van alle radionucliden gezamenlijk gedurende een periode van 50 jaar en een consumptie van $37,5 \text{ kg}$ zeeproducten per jaar wordt geschat op $3 \mu\text{Sv}$ tot $5 \mu\text{Sv}$ afhankelijk van het afvoer scenario. De maximale jaardosis vindt naar verwachting plaats in het derde jaar na aanvang van de lozing en bedraagt tussen de $0,1$ en $0,3 \mu\text{Sv}$. De verwachte doses gebaseerd op visconsumptie afkomstig uit de regionale zone ligt bij benadering een factor 1000 lager.

De belangrijkste bijdrage aan de effectieve dosis is afkomstig van ^{129}I en ^{14}C , en bedraagt respectievelijk 82% en 16%. De andere acht radionucliden dragen slechts voor 2% bij aan de dosis, waarvan de helft afkomstig van tritium. In het geval van ^{129}I vormen zeevieren de dominante fractie van de dosis voor de mens. Voor ^{14}C en ^3H heeft vis een grote bijdrage aan de dosis. In tegenstelling tot ^{129}I hebben deze radionucliden echter geen dominante biotaklasse die verantwoordelijk is voor het merendeel van de dosis.

Dosis voor zeedieren

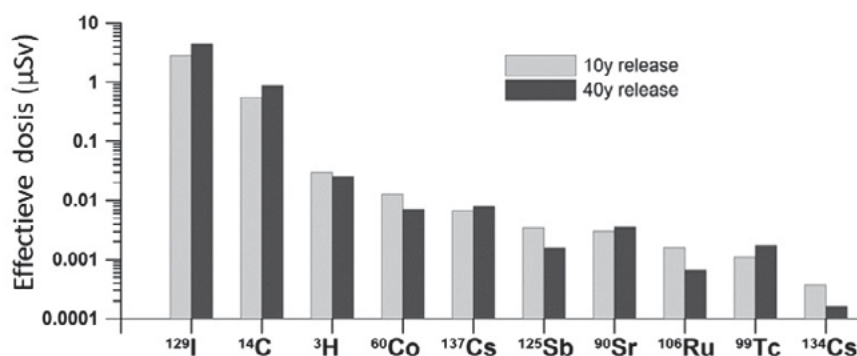
De berekende jaardosis voor



Figuur 4: Gesimuleerde tritiumconcentraties in zee-oppervlaktewater [Zhaz1].

zeeorganismen in de $4 \text{ km} \times 4 \text{ km}$ zone zijn weergegeven in Figuur 6. Voor algen en weekdieren liggen de doses het hoogst, terwijl voor piscivore en demersale vissen de laagste doses worden gevonden met piekwaarden vier tot vijf jaar na aanvang van de lozing. Hoewel de piekwaarden iets lager zijn, gaat het gepaard met een langere blootstelling, met name voor demersale vissen als gevolg van sediment-accumulatie van de radionucliden. Belangrijk verschil tussen de pelagische

en bentische organismen is de blootstelling aan externe straling. Voor de pelagische organismen is er een snelle afname van zowel de externe als de interne dosis nadat de lozingen zijn gestopt. Daarentegen vertonen organismen die zich dicht bij de zeebodem begeven een langere blootstelling na voltooiing van de lozingen. In deze omstandigheden wordt de externe blootstelling dominant vanwege sedimentaffiniteit. In tegenstelling tot de bevindingen voor



Figuur 5: Effectieve dosis voor de verschillende radionucliden t.g.v. visconsumptie (Bezhenar et al., 2021). Er wordt uitgegaan van een consumptie van 37,5 kg aan zeevoedsel per jaar gedurende 50 jaar.

visconsumptie, zijn de dominante nucliden voor zeedieren ^{14}C en ^{60}Co . De hoogste gemiddelde dosis voor ^{14}C bedraagt 4 μGy per jaar, gevolgd door ^{60}Co (0,4 μGy per jaar) en ^{106}Ru (0,2 μGy per jaar). De jaarlijkse doses van andere radionucliden zijn lager dan 0,1 μGy .

In alle gevallen zijn de jaarlijkse doses meerdere ordes van grootte verwijderd van de Derived Consideration Reference Levels (DCRL's) die zijn vastgelegd in ICRP-publicatie 136 [ICR17]. Deze zijn voor de hier bestudeerde water-organismen vastgesteld op 1 tot 10 $\text{mGy}\cdot\text{d}^{-1}$, met uitzondering van de schaaldieren waarvoor een DCRL van 10 tot 100 $\text{mGy}\cdot\text{d}^{-1}$ geldt. Voor dosistemporen onder de DCRL's worden geen schadelijke effecten van ioniserende straling op organismen verwacht. De doses liggen ook ruim onder het generieke benchmarkniveau

voor screening zonder effecten van 0,24 $\text{mGy}\cdot\text{d}^{-1}$. Ter vergelijking de doses voor meerdere zeeorganismen bereikten tijdens het ongeval in 2011 maar liefst 6 $\text{mGy}\cdot\text{d}^{-1}$ [Wit21] in dezelfde zone.

Conclusie

Alles tezamen moet worden geconcludeerd dat de verwachte dosis voor mens en milieu zeer beperkt is. Dat hierover toch de nodige onrust ontstaat zal in ieder geval deels een sociaal maatschappelijke oorsprong hebben. Daar ligt dan ook een taak voor de Japanse overheid, waarbij oog moet zijn voor het gegeven dat de zorgen deels grensoverschrijdend zijn. Tegelijkertijd, is het van belang de bevindingen uit deze studie niet te generaliseren en direct door te vertalen naar mogelijke lozingsscenario's in Nederland en West-Europa. De ligging van Nederland aan de monding van de

zee, de complexe hydrologie in het Nederlandse deltagebied, en het gegeven dat er in de ons omringende landen meerdere nucleaire installaties staan aan rivieren en wateren die uitkomen op het Nederlandse watersysteem maakt dat bij vergelijkbare lozingshoeveelheden de risico's van een andere magnitude zullen zijn. Neem daarin mee de economische activiteiten op de Noordzee en in de Nederlandse waternatuurgebieden, en het is evident dat aandacht voor het aquatisch milieu in ieders belang is.

Acknowledgement

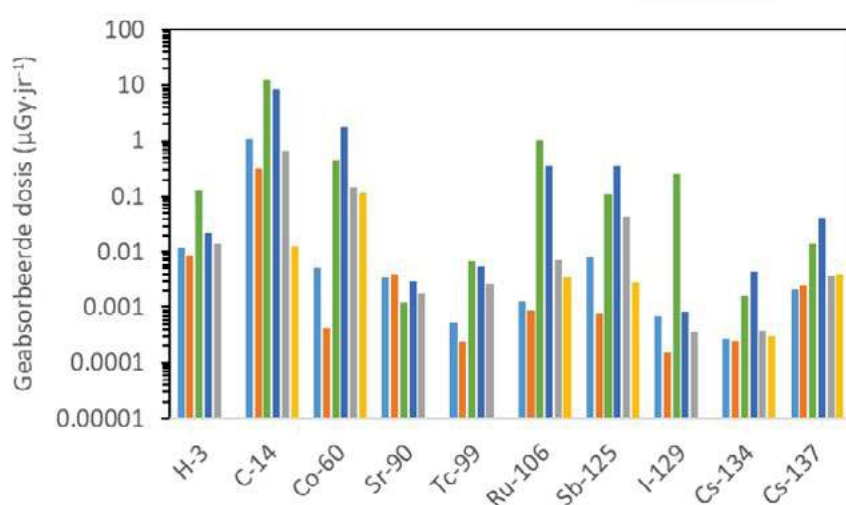
De auteur wil graag dr. Roman Bezhenar en prof. Vladimir Maderich van de Nationale Academie voor Wetenschappen in Kiev bedanken voor hun bijdragen aan de publicatie. Dit artikel was verder niet mogelijk geweest zonder de steun vanuit NRG's nucleaire onderzoeksprogramma PIONIER welke wordt uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat.

Nederlands Tijdschrift voor Stralingsbescherming **12(3)**:11-18 ; 2021

Trefwoorden: Fukushima, milieu impact, lozing

Referenties

- [Bue20]
Buesseler, K.O., 2020. Opening the floodgates at Fukushima. Tritium is not the only radioisotope of concern for stored contaminated water. *Science* **369** (6504), 621-622. <https://doi.org/10.1126/science.abc1507>.
- [Bez21]
Bezhenar, R., Takata, H., de With, G., V. Maderich, V., 2021. Planned release of contaminated water from the Fukushima storage tanks into the ocean: Simulation scenarios of radiological impact for aquatic biota and human from seafood consumption. *Marine Pollution Bulletin*, **173**, 112969.
- [Gar08]
Garnier-Laplace, J., Copplestone, D., Gilbin, R., Alonzo, F., Ciffroy, P., Gilek, M., Agüero, A., Björk, M., Oughton, D. H., Jaworska, A., Larsson, C. M.,



Figuur 6: Jaarlijkse geabsorbeerde dosis gebaseerd op het jaar van hoogste blootstelling van de individuele radionucliden, voor de zes biotaklassen: ■ niet-piscivore vissen, ■ piscivore vissen, ■ algen, ■ weekdieren, ■ schaaldieren en ■ demersale vissen. [Bez21]



Hingston, J. L., 2008. Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA Integrated Approach. *J. Environ. Radioactivity* **99**(9), 1474-1483. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.04.012>.

[ICR17]

ICRP, 2017. Dose coefficients for nonhuman biota environmentally exposed to radiation. ICRP Publication 136. *Ann. ICRP* **46**(2).

[Joh15]

Johansen MP, Ruedig E, Tagami K, Uchida S, Higley K, Beresford NA. 2015. Radiological dose rates to marine fish from the Fukushima Daiichi accident: the first three years across the North Pacific. *Environ. Sci. Technol.* **49**:1277-85.

[Hel00]

Heling R. 2000. LAKECO-B: model for radionuclide transfer in lakes and biota. (RODOS Report WG4-TN(99)17, Forschungszentrum Karlsruhe.

[Hel02]

Heling, R., Koziy, L., Bulgakov, V., 2002. A dynamical approach for the uptake of radionuclides in marine organisms for the POSEIDON model system. *Radioprotection*

37(C1), 833-838.

[Lep04]

Lepicard, S., Heling, R., Maderich, V., 2004. POSEIDON-R/RODOS models for radiological assessment of marine environment after accidental releases: application to coastal areas of the Baltic, Black and North Seas. *J. Environ. Radioactivity* **72**, 153-161. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(03\)00197-8](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(03)00197-8).

[Nog21]

Nogradi, B., 2021. Scientists OK plan to release one million tonnes of wastewater from Fukushima. *Nature. News*. <https://doi.org/10.1038/d41586-021-01225-2> (accessed 03 July 2021).

[Nor21]

Normile, D., 2021. Japan plans to release Fukushima's wastewater into the ocean. *Science. News*. <https://doi.org/10.1126/science.abi9880> (accessed 03 July 2021).

[Viv16]

Vives i Batlle, J., Beresford, N.A., Beaugelin-Seiller, K., Bezhenar, R., Brown, J., Cheng, J.-J., Ćujić, M., Dragović, S., Duffa, C., Fiévet, B., Hosseini, A., Jung, K.T., Kamboj, S., Keum, D.-K., Kobayashi, T.,

Kryshev, A., LePoire, D., Maderich, V., Min, B.-I., Periañez, R., Sazykina, T., Suh, K.-S., Yu, C., Wang, C., Heling, R., 2016. Inter-comparison of dynamic models for radionuclide transfer to marine biota in a Fukushima accident scenario. *J. Environ. Radioactivity* **153**, 31-50. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.12.006>.

[Wit21]

De With, G., Bezhenar, R., Maderich, V., Yevdin, Y., Iosjpe, M., Jung, K.T., Qiao, F., Perianez, R., 2021. Development of a dynamic food chain model for assessment of the radiological impact from radioactive releases to the aquatic environment. *J. Environ. Radioactivity* **233**, 106615. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106615>.

[Zha21]

Zhao, C., Wang, G., Zhang, M., Wang, G., de With, G., Bezhenar, R., Maderich, V., Xia, C., Zhao, B., Jung, K.T., Periañez, R., Akhira, M.F., Sangmanee, C., Qiao, F., 2021. Transport and dispersion scenarios of tritium from the radioactive water of the Fukushima Daiichi nuclear plant. *Marine Pollution Bulletin* **169**, 112515. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112515>.



Erkende autoriteit



Opleidingen op maat



Inspirerende docenten

Onze Academy verzorgt een groot scala aan opleidingen stralingsbescherming en nucleaire technologie en is hiervoor door de Nederlandse overheid (ANVS) erkend.

Wij hebben jarenlange ervaring in verschillende sectoren.

Onze opleidingen worden verzorgd door en voor professionals.

Neem contact met ons op voor een opleiding op maat of schrijf je in voor een van onze reguliere opleidingen.



ACADEMY

www.ensuring nuclear performance.com/academy

