

## Radioaktive stoffer – tilførsler, konsentrasjoner og mulige effekter i Norskehavet

Grunnlagsrapport fra Statens strålevern til sektorutredningene til helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet



**Referanse:**

Liland A, Hosseini A, Iosjpe M, Nilsen K.A, Gäfvert T, Skjerdal H.  
Radioaktive stoffer – tilførsler, konsentrasjoner og mulige effekter i Norskehavet.  
StrålevernRapport 2012:6. Østerås: Statens strålevern, 2012.

**Emneord:**

Forvaltningsplan for Norskehavet. Radioaktive stoffer. Tilførsler. Effekter. Konsentrasjoner. Doser. Marine organismer. Uhell. Transport. Ubåter. Sellafield. Petroleumsindustrien.

**Resymé:**

Grunnlagsrapport for forvaltningsplan for Norskehavet. Ulike scenarier er modellert: en ulykke med transport av brukt brensel, forurensning fra en ubåt som synker utenfor kysten og et utslipp fra Sellafield, samt konsekvenser av utslipp fra petroleumsindustrien. Mulige effekter fra ioniserende stråling til marint miljø, doser til marine organismer og forurensning i sjømat er vurdert.

**Reference:**

Liland A, Hosseini A, Iosjpe M, Nilsen K.A, Gäfvert T, Skjerdal H.  
Radioactive substances - fluxes, concentrations and possible effects in the Norwegian Sea.  
StrålevernRapport 2012:6. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2012.  
Language: Norwegian.

**Key words:**

Management plan for the Norwegian Sea. Radioactive substances. Fluxes of contaminants. Effects. Concentrations. Doses. Marine organisms. Accidents. Transport. Submarines. Sellafield. Petroleum industry.

**Abstract:**

Report for the comprehensive management plan for the Norwegian Sea. Different scenarios are modeled: an accident occurring while spent nuclear fuel is being transported, pollution from a submarine that sinks off the coast, discharges from Sellafield, and the consequences of discharges from the petroleum industry. Possible effects of ionising radiation to the marine environment, doses to marine organisms and contaminants in seafood, are considered.

---

Prosjektleder: Astrid Liland.

*Godkjent:*



Per Strand, avdelingsdirektør, Avdeling beredskap og miljø

---

32 sider.

Utgitt 2012-10-26.

Form, omslag: 07 Oslo.

Statens strålevern, Postboks 55, No-1332 Østerås, Norge.

Telefon 67 16 25 00, faks 67 14 74 07.

E-post: nrpa@nrpa.no

www.nrpa.no

Forsidefoto: ScanstockPhoto/Tyler Olson og Jan Nielsen, Statens strålevern

ISSN 1891-5205 (online)

## Radioaktive stoffer – tilførsler, konsentrasjoner og mulige effekter i Norskehavet

Grunnlagsrapport fra Statens strålevern til sektorutredningene til helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet

Astrid Liland

Ali Hosseini

Mikhail Iosjpe

Kari-Anne Nilsen

Torbjørn Gäfvert

Hilde Skjerdal

**Statens strålevern**

Norwegian Radiation  
Protection Authority  
Østerås, 2012

# Innhold

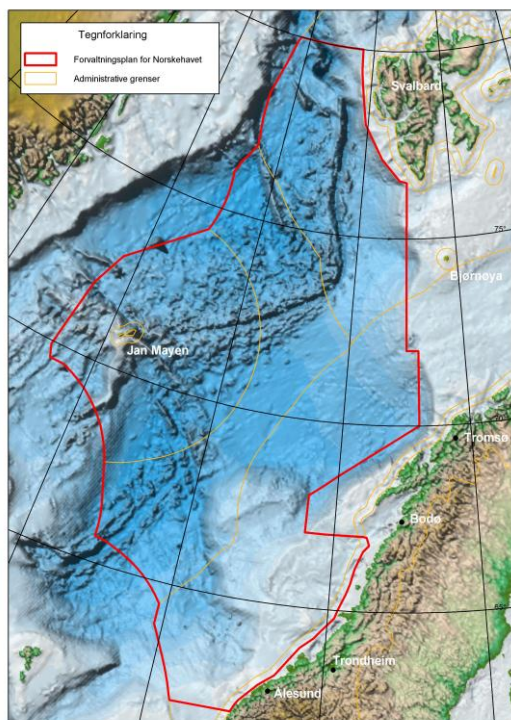
---

1. Innledning	5
1.1 Bakgrunn	5
1.2 Norskehavet i dag	5
1.2.1 <i>Generelt om miljøtilstanden</i>	5
1.2.2 <i>Kilder og tilførsler av radioaktiv forurensning</i>	6
1.2.3 <i>Menneskeskapte radionuklider i Norskehavet - nivåer og trender</i>	7
1.2.4 <i>Naturlige radioaktive stoffer</i>	11
1.3 Beskyttelse av miljøet mot ioniserende stråling	12
2. Metoder og modeller	12
2.1 Beskrivelse av den marine boksmodellen	12
2.2 Opptak i og doser til marine organismer	13
2.2.1 <i>Referanseorganismer</i>	14
2.2.2 <i>Beregning av aktivitetskonsentrasjoner</i>	14
2.2.3 <i>Doseberegninger</i>	15
3. Scenarier	16
3.1 Sannsynlige utslipp	16
3.2 Petroleumsvirksomhet	16
3.2.1 <i>Beskrivelse av virksomheten</i>	16
3.2.2 <i>Beskrivelse av scenariet</i>	16
3.2.3 <i>Resultater fra modelleringen</i>	17
3.3 Framtidsutsikter	17
3.3.1 <i>Effekter av klimaendringer</i>	17
3.3.2 <i>Tilførsel av radioaktiv forurensning fra eksterne marine områder</i>	18
3.3.3 <i>Transport av brukt kjernebrensel</i>	18
3.3.4 <i>Kjernerkeftverk</i>	18
3.4 Uhell ved Sellafield-anlegget	19
3.4.1 <i>Beskrivelse av virksomheten</i>	19
3.4.2 <i>Beskrivelse av uhellsscenarioet</i>	19
3.4.3 <i>Resultater fra modelleringen</i>	20
3.5 Ulykke under transport av brukt kjernebrensel	21
3.5.1 <i>Beskrivelse av virksomheten</i>	21
3.5.2 <i>Beskrivelse av uhellsscenarioet</i>	21
3.5.3 <i>Resultater fra modelleringen</i>	22
3.6 Ulykke med reaktor-drevet ubåt	25
3.6.1 <i>Beskrivelse av uhellsscenarioet</i>	25
3.6.2 <i>Resultater fra modelleringen</i>	25
4. Konklusjoner og identifiserte kunnskapsmangler	27
5. Referanser	29

# 1. Innledning

## 1.1 Bakgrunn

Denne rapporten utgjorde en del av grunnlaget for utarbeidelsen av Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (1). Rapporten gir bakgrunnsstoff for temaet radioaktiv forurensning i tre av sektorutredningene: «Ytre påvirkning», «Konsekvenser av skipstrafikk» og «Konsekvenser av petroleumsvirksomhet og andre energiformer til havs». Figur 1.1 viser kart over utredningsområdet.



**Figur 1.1** Kart over Norskehavet og området for forvaltningsplanen.

I delutredningene i forvaltningsplanarbeidet skal forskjellige påvirkninger på havområdet behandles i ulike scenarier. Scenarioene skal spenne over ulike nivåer av aktiviteter eller påvirkninger, og ta for seg aktivitetene fram til 2025.

Utredningene skal baseres på eksisterende kunnskap. I scenarioet kalt «sannsynlige utslipp», forutsettes det at internasjonale målsettinger om betydelige reduksjoner i

utslipp av radioaktive stoffer til sjø oppfylles, og at det ikke skjer alvorlige ulykker i perioden som scenarioet dekker. Som følge av menneskelige utslipp av klimagasser kan også havområdene dramatisk påvirkes av klimaendringer, med økt temperatur, forsurening av havet, økt havnivå og endringer i havstrømmer og blanding av vannsjikt. Dette kan komme til å påvirke transporttid og mengde og type radioaktive stoffer som blir tilført Norskehavet i fremtiden. Dette blir nærmere diskutert i kapittelet om framtidsutsikter og klimaendringer. Tre ulykkes-scenarier som ved hjelp av modellering viser tilførsler av radionuklider til utredningsområdet er vurdert: ett tar for seg uhell ved Sellafield-anlegget i Storbritannia, det andre et skip lastet med brukt kjernebrensel som synker langs norskekysten og et siste scenario en ulykke med en reaktordrevet ubåt. I tillegg vurderes ytre tilførsler som følge av petroleumsvirksomhet både i norsk og britisk sektor.

## 1.2 Norskehavet i dag

### 1.2.1 Generelt om miljøtilstanden

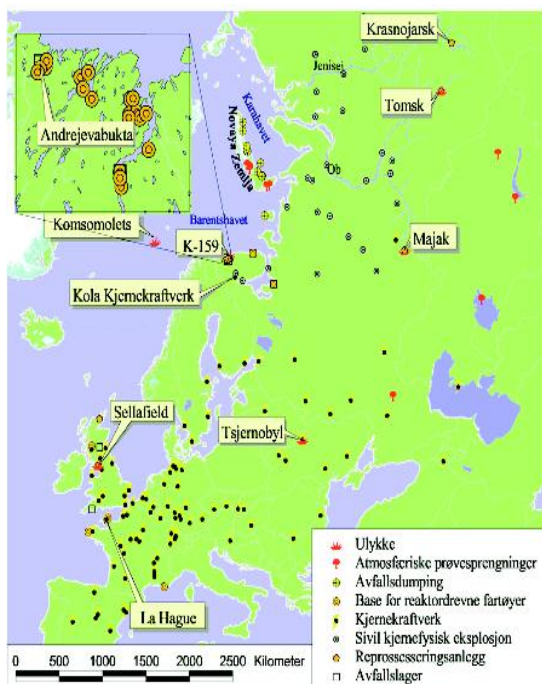
Norskehavet er et rikt og viktig område for fisk, sjøfugl og marine pattedyr (2). Høsting av ressurser fra Norskehavet har lange tradisjoner, og havbruk er i mange lokalsamfunn langs norskekysten nødvendig for bosetning. I moderne tid har det blitt utviklet oppdrettsanlegg for ulike typer sjømat, som flere fiskearter (blant annet laks, ørret, torsk) og skalldyr som blåskjell og kamskjell. Denne næringen er sårbar for radioaktiv forurensning, og eksport av disse matvarene er helt avhengig av kvalitet og renhet.

Den radioaktive forurensningen i Norskehavet er lav, og antas per i dag ikke å representere noen strålefare av betydning verken for mennesker eller miljø (3). Generelt er nivåene av radioaktiv forurensning i Arktis synkende (4), men et viktig unntak er økte nivåer av technetium-99 i både sjøvann og marine organismer de senere årene som følge av utslipp fra europeiske gjenvinningsanlegg. Utslippene av  $^{99}\text{Tc}$  fra Sellafield-anlegget i Storbritannia er imidlertid redusert med minst 90 % fra 2004, fordi en ny rensemetode for

$^{99}\text{Tc}$  ble tatt i bruk ved anlegget. Britene tok i bruk denne rensemetoden blant annet etter langvarig faglig og politisk press fra Irland og Norge. Overvåking er likevel nødvendig for å undersøke om nivåene av  $^{99}\text{Tc}$  i biota (særlig tang) reduseres i takt med reduserte utslipp.

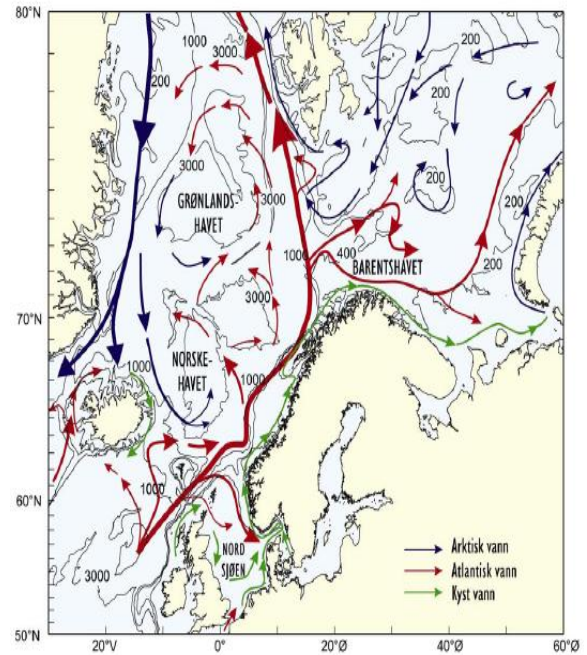
### 1.2.2 Kilder og tilførsler av radioaktiv forurensning

Det er flere eksisterende og potensielle kilder til radioaktiv forurensning i Norskehavet (figur 1.2). Hovedkildene til dagens forurensning er atomprøvesprengningene i atmosfæren mellom 1950- og 1970-tallet, utslipp fra europeiske gjenvinningsanlegg for brukt kjernebrensel og nedfall etter Tsjernobyl-ulykken i 1986. Videre bidrar petroleumsvirksomheten til utslipp av radioaktive stoffer gjennom produsert vann, som beskrevet i kapittel 3.2.



**Figur 1.2** Utvalgte nåværende og potensielle kilder til radioaktiv forurensning i Europa. (3).

De fleste av kildene ligger langt unna utredningsområdet, men de radioaktive stoffene kan føres nordover fra Vest- og Sentral-Europa med hav- og luftstrømmer (figur 1.3).



**Figur 1.3** Strømsystemet i Norskehavet og tilgrensende havområder (5).

### Atomprøvesprengningene

Fram til 1980 ble det totalt utført 520 atmosfæriske prøvesprengninger av atomvåpen. Mesteparten av disse foregikk på den nordlige halvkule. Det er beregnet at rundt 12 prosent av nedfallet fra sprengningene ble avsatt i nærområdene. Omtrent 10 prosent ble spredt i et belte rundt samme breddegrad som sprengningene, og de resterende 78 prosentene ble spredt over samme halvkule som testene foregikk (6). Atmosfæriske prøvesprengninger i Arktis foregikk på Novaja Zemlja. De siste sprengningene på Novaja Zemlja ble foretatt i 1962. Nivåene av radioaktiv forurensning fra atomprøvesprengninger er synkende, ettersom radionuklidene med tiden dør hen og sprengningene er stanset.

### Vesteuropeiske gjenvinningsanlegg for brukt kjernebrensel

Driften av gjenvinningsanlegg for brukt kjernebrensel gir regelmessige utslipp til sjø av blant annet plutonium-, strontium-, technetium- og cesiumisotoper. I Vest-Europa er det nå to anlegg i drift: Sellafield på nordvestkysten av England og La Hague ved kysten av Normandie i Frankrike. Aktiviteten

ved gjenvinningsanlegget i Dounreay i Skottland ble avsluttet i 1996.

Utslippene av technetium-99 fra Sellafield økte kraftig i 1994, fra om lag 4 – 6 TBq per år til et maksimumsnivå på 190 TBq i 1995. Bakgrunnen for denne økningen var at flytende avfall fra virksomheten fram til da (fra 1981) hadde blitt lagret i tanker på anlegget i påvente av at et nytt renseanlegg (EARP) skulle startes opp. Dette renseanlegget var ikke konstruert for å fjerne <sup>99</sup>Tc fra avfallet. Da rensingen av det lagrede avfallet startet opp i 1994, gikk <sup>99</sup>Tc fra avfallet urensset ut i havet. Fra midten av 1990-tallet gikk utslippene gradvis ned til 85 TBq i 2002 (7). I 2003 - 2004 prøvde operatøren ved Sellafield-anlegget en ny metode for rensing av technetium-99. Forsøkene var vellykkede, og utslippene ble redusert med minst 90 % fra 2004.

Utslippene fra Sellafield til Irskesjøen har pågått siden 1950-tallet. Radioaktive stoffer som har sedimentert ut i Irskesjøen kan senere frigjøres fra sedimentene og føres ut i Nordsjøen. Det er beregnet at det remobiliseres 86 TBq cesium-137 fra sedimentene per år (8). Dette er over ti ganger mer enn utslippet av denne nukliden fra gjenvinningsanlegget i dag. Det er et behov for studier av prosesser i forbindelse med remobilisering og mulig transport av remobiliserte nuklider nordover innen radioøkologisk forskning framover.

#### *Tsjernobyl-ulykken*

Ulykken ved Tsjernobyl atomkraftverk i 1986 brakte radioaktivt jod, cesium, strontium og andre nuklider opp i atmosfæren. Nedfallet forurenset områder i Øst-Europa og Skandinavia. Områder sør i Skandinavia fikk opptil 180 000 Bq/m<sup>2</sup> av cesiumisotoper (9). Konsekvensene av nedfallet fra Tsjernobyl-ulykken var betydelig større på land enn i marint miljø. Havmiljøet tilføres imidlertid fortsatt radioaktive stoffer fra Tsjernobyl-ulykken gjennom avrenning fra land. Tilførsel av cesium-137 til Nordsjøen fra Østersjøen som følge av Tsjernobyl-nedfall er beregnet til omtrent 40 TBq per år (10).

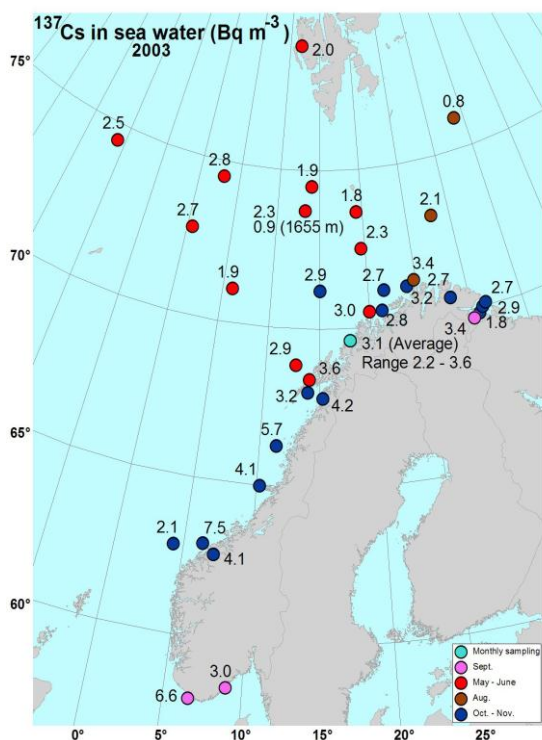
### *1.2.3 Menneskeskapte radionuklider i Norskehavet – nivåer og trender*

I det marine overvåkningsprogrammet for radioaktivitet (RAME) som koordineres av Statens strålevern, blir det gjennomført prøveinnsamling i Norskehavet hvert tredje år. Det blir hovedsakelig samlet inn prøver av sjøvann, sediment, fisk, tang og hummer. De fleste prøvene blir analysert for cesium-137 og technetium-99, og utvalgte prøver blir også analysert for plutoniumisotoper, americium-241, strontium-90 og naturlig forekommende radioaktive stoffer som radiumisotoper og polonium-210.

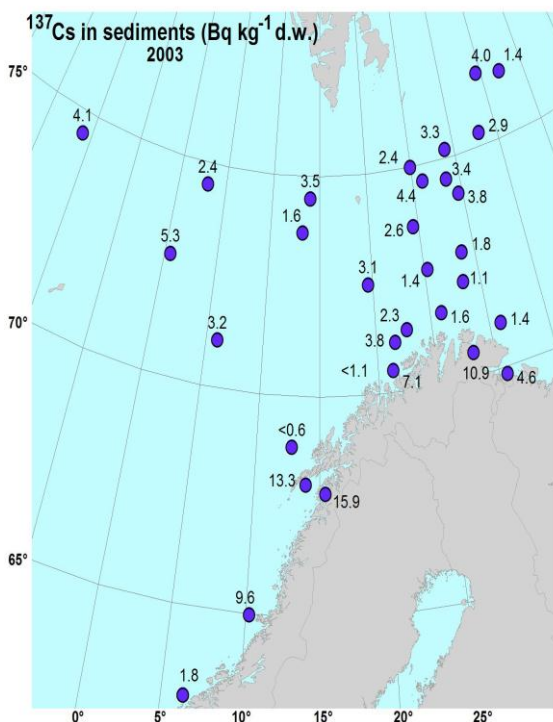
#### *Cesium-137*

Cesium-137 er et fisjonsprodukt med en halveringstid på 30 år. Konsentrasjonen av <sup>137</sup>Cs i overflatevann anslås nå å ligge mellom 0,8 til 7,5 Bq/m<sup>3</sup>, der de høyeste konsentrasjonene er funnet på vestkysten av Norge (figur 1.4). Disse høye konsentrasjonene antas å være <sup>137</sup>Cs transportert med den norske kyststrømmen fra Østersjøen, samt avrenning fra land. Generelt er nivået av radioaktive stoffer lavt i åpent hav.

Analyseresultater for <sup>137</sup>Cs fra det øverste laget av sedimenter er vist i figur 1.5. I områder med åpent hav er konsentrasjonen relativt lav, og ligger mellom 1,0 og 4,4 Bq/kg tørrvekt. I sedimentprøver langs kysten kan konsentrasjonen være noe høyere, opptil 15,9 Bq/kg tørrvekt. De høye konsentrasjonene langs land skyldes høyere sedimenteringshastighet, i tillegg til avrenning av radionuklider fra land.



**Figur 1.4** Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) i sjøvannsprøver samlet i nordlige marine områder i 2003.



**Figur 1.5** Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Bq}/\text{kg}$  tørrvekt.) i det øverste laget av sedimenter.

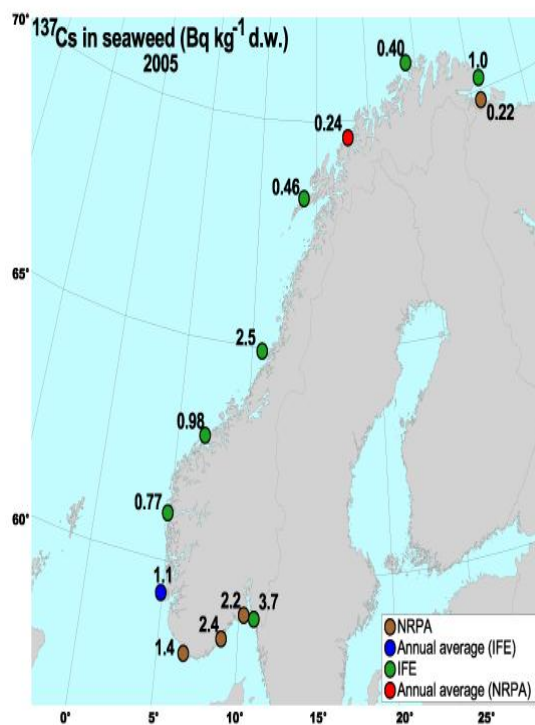
Konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  i fisk fra Norskehavet er veldig lav, med nivåer på 0,2

$\text{Bq}/\text{kg}$  i både torsk, sei og hyse. Det er langt under det som anses som skadelig for biota.

**Tabell 1.2** Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Bq}/\text{kg}$  våtvekt) for ulike fiskearter samlet i Norskehavet i 2005.

Art	$^{137}\text{Cs}$ ( $\text{Bq}/\text{kg}$ )
Torsk ( <i>Gadus Morhua</i> L.)	$0.23 \pm 0.10$
Sei ( <i>Pollachius virens</i> )	$0.22 \pm 0.10$
Hyse ( <i>Melanogrammus aeglefinus</i> )	$0.21 \pm 0.10$

Konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  i tang (*F. Vesiculosus*) samlet langs den norske kystlinjen varierte mellom 0,21 og 3,7  $\text{Bq}/\text{kg}$  (tørrvekt)(figur 1.6). De høyeste nivåene ble funnet utenfor området til forvaltningsplanen for Norskehavet, i Skagerrak. Nivået av  $^{137}\text{Cs}$  i tang har vært relativt konstant de siste årene.



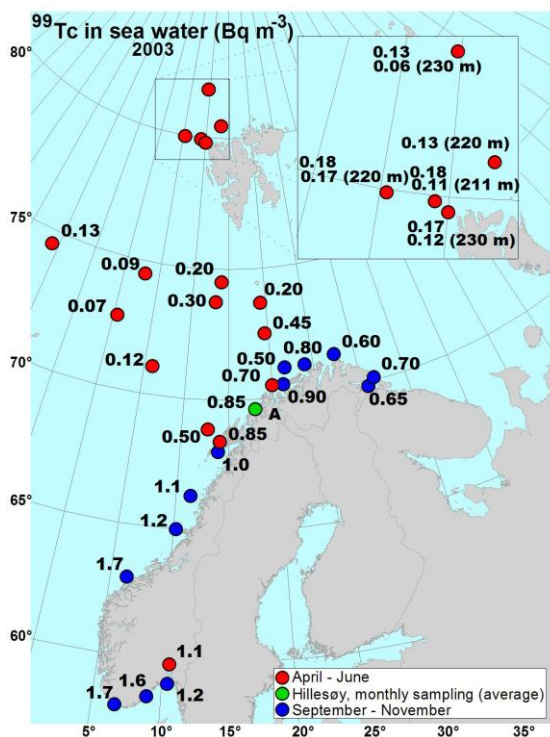
**Figur 1.6** Konsentrasjon av  $^{137}\text{Cs}$  ( $\text{Bq}/\text{kg}$  tørrvekt) i tang (*Fucus vesiculosus*) langs den norske kystlinjen i 2005.



## Technetium-99

$^{99}\text{Tc}$  har en halveringstid på 213 000 år. Hovedkilden til  $^{99}\text{Tc}$  i norske farvann er utslipp av flytende avfall fra Sellafield. De fysiske egenskapene til  $^{99}\text{Tc}$  gjør at stoffet kan transporteres langt fra utslippsstedet uten å bli nevneverdig sedimentert.  $^{99}\text{Tc}$  blir transportert fra Irskesjøen via Nordsjøen, kommer inn i den norske kyststrømmen, og blir videre transportert inn til Barentshavet. Transporttiden fra Irskesjøen til målestasjonen på Hillesøy i Troms, er estimert til å være 3,5 år (11).

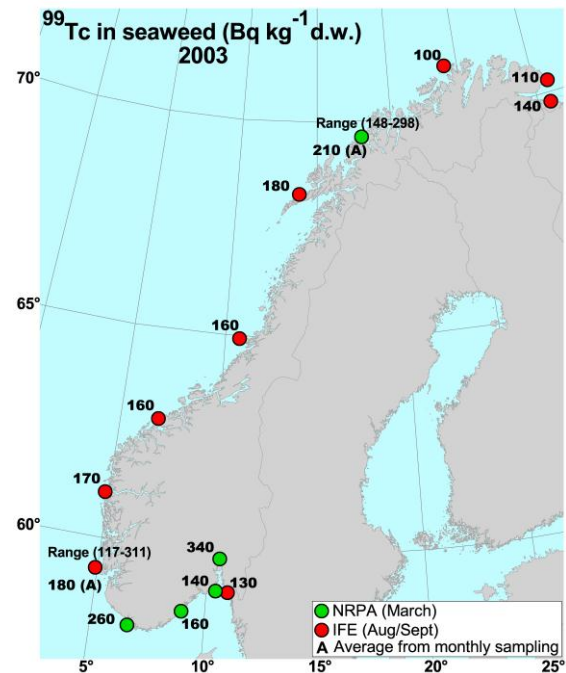
Resultater for  $^{99}\text{Tc}$  i havvann er vist i figur 1.7, og varierer mellom 0,07 og 1,7  $\text{Bq}/\text{m}^3$ , der de høyeste målingene ble gjort på sørkysten av Norge. I selve Norskehavet var konsentrasjonen for 2003 lavere enn det som ble målt i 2000 (12).



**Figur 1.7** Aktivitetskonsentrasjonen av  $^{99}\text{Tc}$  ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) i havvannprøver i Norskehavet og på utvalgte kystmålestasjoner i 2003.

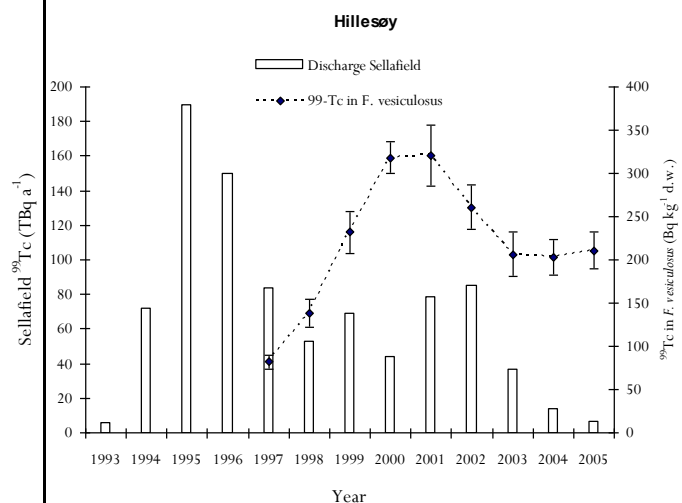
Brunalgen *Fucus vesiculosus* har blitt brukt som en indikatorart for forurensning av  $^{99}\text{Tc}$ , fordi den akkumulerer denne radionukliden. Nivåer av  $^{99}\text{Tc}$  på kystmålestasjoner langs hele kysten er vist i figur 1.8. Nivåene er relativt høye med for eksempel gjennomsnittlig

måleresultat på 210  $\text{Bq}/\text{kg}$  tørrvekt ved Hillesøy i 2003.



**Figur 1.8** Nivåer av  $^{99}\text{Tc}$  i *Fucus vesiculosus* samlet langs norskekysten i 2003.

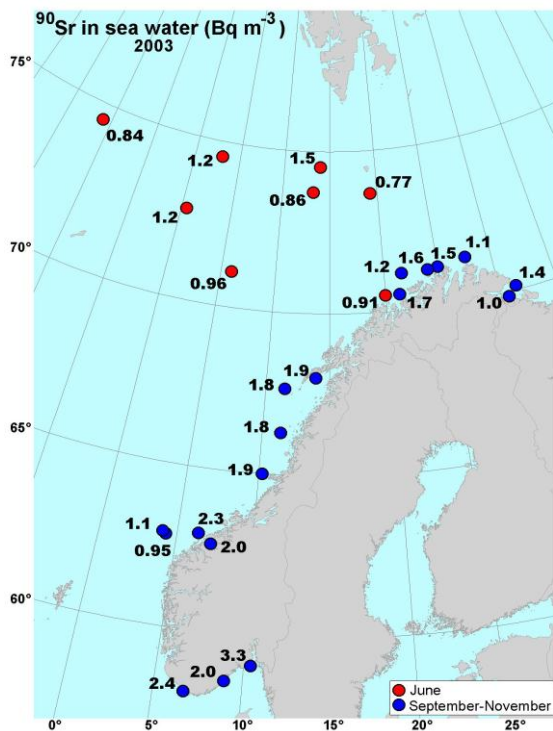
Figur 1.9 viser sammenhengen mellom utslipp av  $^{99}\text{Tc}$  og konsentrasjonen i tang ved Hillesøy i perioden 1997-2005.



**Figur 1.9** Årlige utslipp av  $^{99}\text{Tc}$  fra Sellafield i  $\text{TBq}/\text{år}$  (venstre akse) og gjennomsnittlig årlig konsentrasjon av  $^{99}\text{Tc}$  ( $\text{Bq}/\text{kg}$  tørrvekt) i brunalgen *Fucus vesiculosus* samlet inn på Hillesøy i perioden 1997-2005 (høyre akse).

## Strontium-90

Konsentrasjonen av  $^{90}\text{Sr}$  i sjøvann i Norskehavet ligger mellom 0,8 og 1,9  $\text{Bq}/\text{m}^3$  (figur 1.10). Hovedkilden er utslipp av flytende avfall fra represseringsanlegg (i hovedsak Sellafield), nedfall fra atmosfæriske atomprøvesprengninger, samt utstrømninger fra Østersjøen. Utslippene av  $^{90}\text{Sr}$  fra Sellafield har vært i størrelsesorden 14 til 31  $\text{TBq}/\text{år}$  mellom 1998 og 2003.

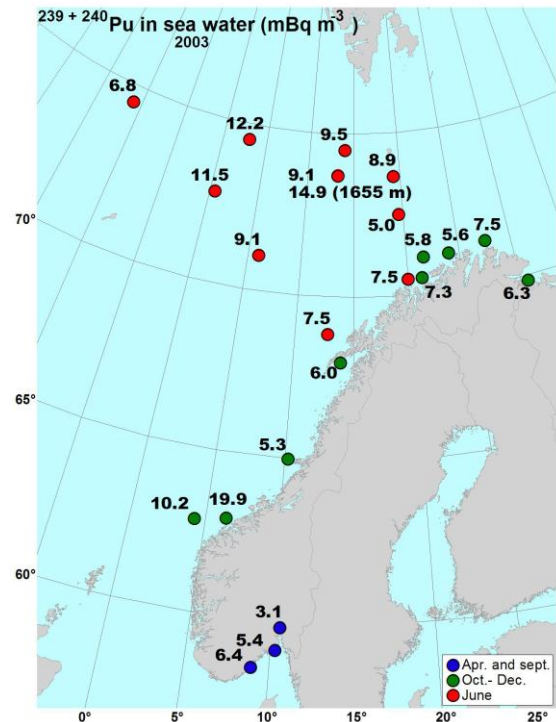


Figur 1.10 Nivåer av  $^{90}\text{Sr}$  ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) i overflatevann i prøver samlet i Norskehavet og langs kysten i 2003.

## Plutonium-238, -239 og -240

Plutonium er lite løselig i vann, og sedimenterer lett. Plutonium-238 har en halveringstid på 88 år, mens  $^{239}\text{Pu}$  og  $^{240}\text{Pu}$  har betraktelig lengre halveringstider på henholdsvis 24110 år og 6563 år. Ved å måle forholdet mellom  $^{238}\text{Pu}$  og  $^{239+240}\text{Pu}$  kan man anslå kilden til forurensningen. Hovedkilden til disse nuklidene er globalt nedfall fra atomprøvesprengninger, mens noe er remobilisert plutonium fra sedimenter i Irskesjøen. Observerte nivåer i prøver samlet inn i 2003 er presentert i figur 1.11, og varierer fra 3,1 til 19,9  $\text{mBq}/\text{m}^3$ . De høyeste verdiene ble målt langs den norske kyststrømmen. Her

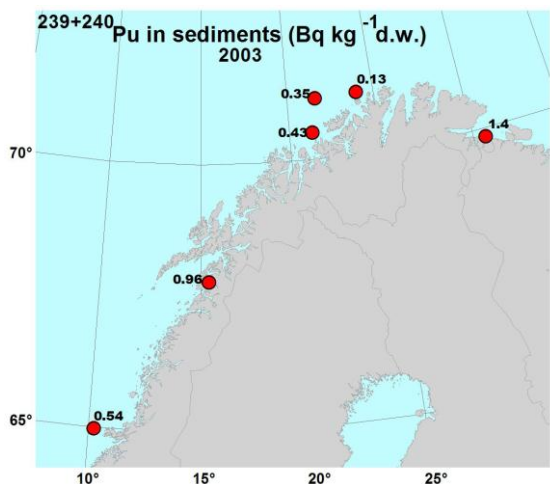
var forholdet mellom  $^{238}\text{Pu}$  og  $^{239+240}\text{Pu}$  litt høyere enn det som er funnet i nedfall fra atomprøvesprengningene. Dermed kan vi anta at også remobilisering fra sedimenter i Irskesjøen har bidratt til forurensningen.



Figur 1.11 Nivåer av  $^{239+240}\text{Pu}$  ( $\text{mBq}/\text{m}^3$ ) i overflatevann i prøver samlet i Norskehavet og langs kysten i 2003.

Det har også blitt målt nivåer over gjennomsnittet sørvest for Svalbard på 1655 m dyp, i nærheten av ubåten Komsomolets som sank i 1989. Det er likevel ikke trolig at dette skyldes en lekkasje fra ubåten, siden man ikke samtidig har funnet forhøyede nivåer av andre radionuklider, som  $^{137}\text{Cs}$  (13).

Sedimentprøver fra noen få utvalgte målestasjoner langs norskekysten har også blitt analysert med hensyn på  $^{239+240}\text{Pu}$ . Resultatene er presentert i figur 1.12, og varierer mellom 0,13 og 1,4  $\text{Bq}/\text{kg}$  (tørrvekt).

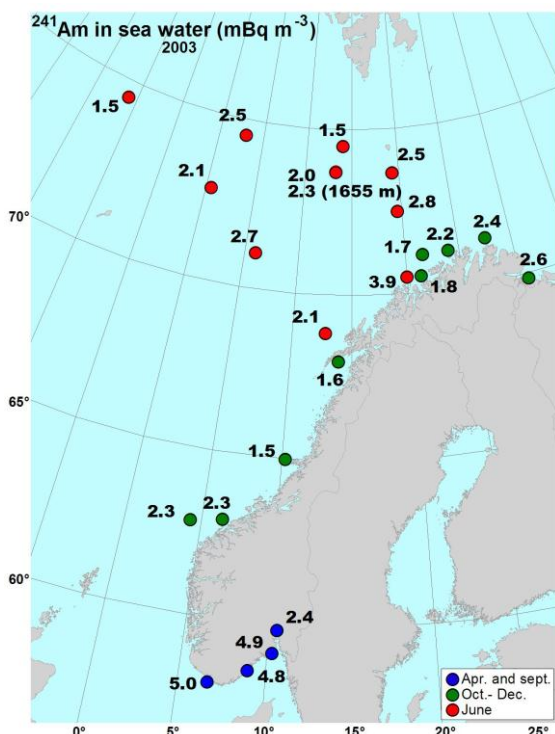


Figur 1.12 Nivåer av  $^{239+240}\text{Pu}$  (Bq/kg tørrvekt) i de to øverste centimeterne av sedimentene.

### Americium-241

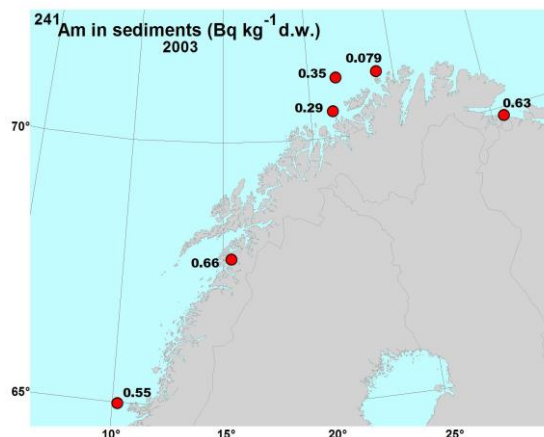
Americium-241 er et transuranelement med en halveringstid på 432 år. Hovedkildene til denne nukliden er nedfall fra atomprøvesprengningene og utslipp fra reprosesseringsanlegg.

Målte konsentrasjoner av  $^{241}\text{Am}$  i overflatevann er vist i figur 1.13, og varierer fra 1,5 til 5,0 mBq/m<sup>3</sup>. Dette er på linje med resultater fra prøver vest for Svalbard i 2001 og 2002 (12,14).



Figur 1.13 Aktivitetskonsentrasjonen av  $^{241}\text{Am}$  (mBq/m<sup>3</sup>) i overflatevann i 2003.

Sedimentprøver fra et lite utvalg stasjoner langs Norskekysten ble også analysert for  $^{241}\text{Am}$ . Resultatene er vist i figur 1.14, og varierer mellom 0,08 og 0,66 Bq/kg (tørrvekt).



Figur 1.14 Aktivitetskonsentrasjonen av  $^{241}\text{Am}$  (Bq/kg tørrvekt) i de to øverste centimeterne i sedimentene.

### 1.2.4 Naturlige radioaktive stoffer

Naturlige forekommende radioaktive stoffer omfatter blant annet radionuklider som tilhører uran- og thoriumseriene. Spesielt to isotoper i uranserien er viktige i forbindelse med utslipp av produsert vann fra olje- og gassproduksjon og er følgelig vektlagt her: radium-226 og radium-228. Nivåer av disse nuklidene er dårlig kartlagt i åpent hav i Norskehavet. Generelle nivåer av konsentrasjoner i havvann er vist i tabell 1.3.

Tabell 1.3 Nivåer av utvalgte naturlige radionuklider i sjøvann (Bq/m<sup>3</sup>).

Radionuklide	Nivå i sjøvann (Bq/m <sup>3</sup> )	Kilde
$^{226}\text{Ra}$	0,74 - 4,44	(15)
$^{228}\text{Ra}$	0,017 - 1,04	(15)

Også bly-210 og polonium-210, som begge er datterprodukter av  $^{226}\text{Ra}$ , er av betydning i forbindelse med utslipp av produsert vann. Utslipp av produsert vann fra oljeindustrien inneholder økte konsentrasjoner av de naturlige radioaktive stoffene, hvilket er

nærmere beskrevet i kapittel 3.2. Tabell 1.4 viser nivåer av disse nuklidene i ulike arter sjøfugler fra Svalbard.

**Tabell 1.4** Nivåer av  $^{210}\text{Po}$  og  $^{210}\text{Pb}$  (Bq/kg våtvekt) i ulike typer vev hos et utvalg av sjøfuglarter fra Svalbard.

Art	Ant.	$^{210}\text{Po}$ (Bq kg <sup>-1</sup> w.w.)			$^{210}\text{Pb}$ (Bq kg <sup>-1</sup> w.w.)	
		Muskel <sup>1</sup>	Nyrer <sup>2</sup>	Lever <sup>2</sup>	Nyrer <sup>2</sup>	Lever <sup>2</sup>
Krykkje ( <i>Rissa tridactyla</i> )	5	3.89 ±1.48	31.9 ±0.3	-	0.42 ±0.02	-
Polarlomvi ( <i>Uria lomvia</i> )	6	11.6 ±5.1	131.4 ±1.0	42.9 ±0.3	0.26 ±0.02	0.19 ±0.01
Polarmåke ( <i>Larus hyperboreus</i> )	2	1.10 ±0.48	22.9 ±0.3	7.18 ±0.1	0.39 ±0.02	0.016 ±0.002
Havhest ( <i>Fulmarus glacialis</i> )	3	6.48 ±3.32	47.0 ±0.6	-	5.75 ±0.20	-
Alkekonge ( <i>Alle alle</i> )	5	13.7 ±9.9	94.0 ±0.7	-	0.67 ±0.04	-

1 – Gjennomsnitt av individuelle prøver; 2 - Samleprøver.

### 1.3 Beskyttelse av miljøet mot ioniserende stråling

Lenge var internasjonale retningslinjer for strålevern basert på antagelsen om at så lenge menneskene er beskyttet mot skadevirkninger av stråling, så vil også alle andre deler av økosystemet være beskyttet (16). Etter hvert er det stilt spørsmål ved denne antagelsen. Det er også påpekt at dette ikke er i tråd med standarder for miljøvern for andre miljøgifter. Miljøets verdi i seg selv og dets krav på beskyttelse har fått økt fokus.

Det er nå omfattende internasjonal interesse for å utvikle et felles system for beskyttelse av miljøet fra stråling. Arbeidet med å utvikle dette systemet er godt i gang, blant annet innenfor IAEA<sup>1</sup> og IUR<sup>2</sup>. I den senere tid har

<sup>1</sup> International Atomic Energy Agency

også ICRP<sup>3</sup> begynt å formulere sine tanker om beskyttelse av miljøet (17). På europeisk nivå har EU-prosjektene FASSET<sup>4</sup>, EPIC<sup>5</sup> og ERICA<sup>6</sup>, gitt vesentlig bidrag til dette arbeidet. ERICA-prosjektet vurderer mange aspekter som bør inngå i konsekvens- og risikovurderinger for miljøforvaltning av radioaktive stoffer.

## 2. Metoder og modeller

I kapittel 3 er flere scenarier for fremtidig utvikling av forurensningssituasjonen beskrevet. For alle scenarioene er Strålevernets marine boksmodell blitt brukt til å modellere konsentrasjonen av radionuklider i vann og sedimenter (18). Forurensning i biota for beregning av stråledoser og evaluering av effekter er gjort med ERICA Assessment Tool (19).

### 2.1 Beskrivelse av den marine boksmodellen

Marine boksmodeller kan brukes for å beskrive transport av radionuklider i havområder over større avstander (>1000 km) og over lange tidsperioder (hundrevis av år). Modelleringen omfatter spredning av radionuklider i vann og distribusjon av radionuklider mellom vann og sediment. Opptak i og doser til dyr og mennesker kan også beregnes. EU-kommisjonen har anbefalt at boksmodellering brukes for konsekvensanalyser etter utslipp av radionuklider i havmiljø (20). Boksinndelingen i Strålevernets marine boksmodell (figur 2.1) er basert på kunnskap om blant annet strømningsforhold, ulike miljøfaktorer, samt betydning av de ulike havområdene for eksempel for fiskeri eller nærhet til potensielle

<sup>2</sup> International Union of Radioecology

<sup>3</sup> International Commission on Radiological Protection

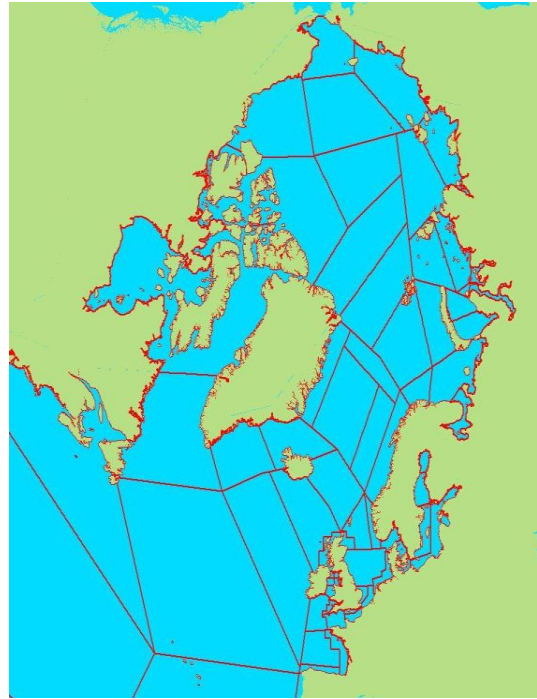
<sup>4</sup> Framework for ASSESSMENT of Environmental Impact (Contract FIGE-CT-2000-00102)

<sup>5</sup> Environmental Protection from Ionising Contaminants (Contract ICA2-CT-2000-10032)

<sup>6</sup> Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessments and Management (Contract FIGR-CT-2003-508847)

kilder. På grunnlag av informasjon om forhold som volum, dybde, strømningsforhold, suspenderte partikler, sedimenteringshastighet og interaksjoner, samt fordeling/dynamikk mellom vann og sedimenter, benyttes modellen til å vurdere spredning til boksene over gitte tidsperioder.

I tradisjonell boksmodellering foretas to generelle antakelser ved spredning av radionuklider i havet: (1) uniform og (2) øyeblikkelig blanding i hver boks. En øyeblikkelig blanding medfører at man i praksis regner med øyeblikkelig blanding i hele havet. Dette representerer en ekstra kilde til systematisk usikkerhet i resultatene, noe som kan føre til feilaktige resultater for enkelte scenarier, spesielt ved vurderinger over korte tidsrom. Det er i løpet av de siste årene utviklet modelltilnæringer som reduserer usikkerheten i forbindelse med disse antakelsene. Ved modellberegningene antas det videre at radionuklider i vannsøylen fins i løst form (som fritt ion i vannfasen) og assosiert med suspenderte partikler. Den partikkelassosierte aktiviteten sedimenterer med suspendert materiale og blir således en del av bunnsedimentene. Utover dette inkluderer modellen diffusjon av radionuklider i porevann, resuspensjon, blanding som følge av bioturbiditet, samt transport av radionuklider til dypere sedimentlag. Det tas hensyn til radioaktivt henfall i alle bokser. En nærmere beskrivelse av modellen er gitt i Iosjpe et al, 2002 (18).

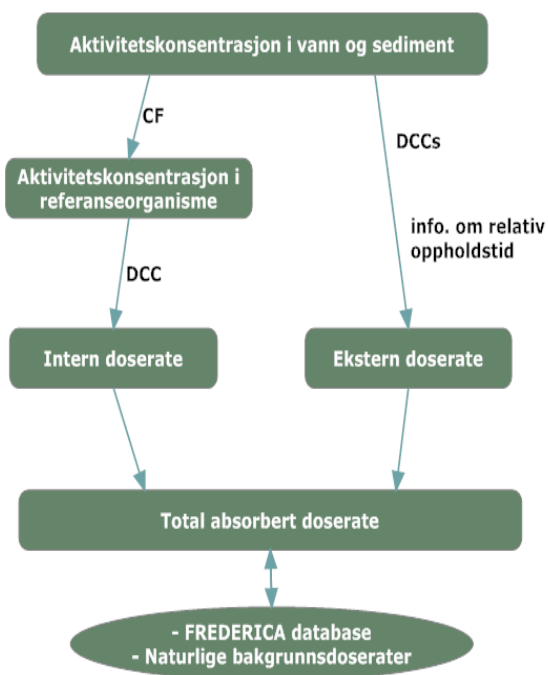


*Figur 2.1* Boksstrukturen i Strålevernets marine boksmodell.

## 2.2 Opptak i og doser til marine organismer

I det følgende er ERICA-metoden for evaluering av radioaktiv eksponering til marine organismer nærmere omtalt. Et nøkkelement i ERICA-metoden er å kvantifisere risikoen for miljøet som følge av et gitt radioaktivt utslipp. Dette skjer i to steg. Først kombineres data om overføring i miljøet og dosimetri for å estimere eksponeringen av planer og dyr. Deretter sammenliknes disse estimatene med eksponeringsnivåer som er kjent for å gi negative biologisk effekter. Metoden er basert på en trinnvis struktur hvor brukeren kan benytte en programvare, ERICA Assessment Tool, til å gjøre doseberegninger som kan variere fra en konservativ screening (nivå 1) til en mer reell detaljert vurdering (nivå 3).

De fire hoveddelene i ERICA-metoden er som følger: (1) Valg av referanseorganismer og representative arter, (2) estimert opptak i referanseorganismer og (3) beregninger av doser til referanseorganismer. Vurdering av mulige effekter av stråledosene på marine organismer utgjør siste del (4).



**Figur 2.2** Flytskjema som viser de viktigste elementene i miljøkonsekvensvurderingen. Fremgangsmåten har blitt utviklet under ERICA og tidligere prosjekter.

### 2.2.1 Referanseorganismer

På grunn av et stort antall ulike arter i miljøet, er det nødvendig å identifisere egnede representanter for hvert økosystem, såkalte referanseorganismer. ERICA sin definisjon av referanseorganisme er: «A series of entities that provide a basis for the estimation of radiation dose rate to a range of organisms which are typical, or representative, of a contaminated environment. These estimated, in turn, would provide a basis for assessing the likelihood and degree of radiation effects» (21). Med bakgrunn i denne definisjonen, samt bruk av kriterier som radioøkologisk sårbarhet, radiobiologisk sårbarhet og økologisk relevans, har ERICA identifisert følgende referanseorganismer for marint miljø:

- Fytoplankton
- Makroalge
- Krepsdyr
- Mangebørstemark
- Pelagisk fisk

- Bunnfisk
- Sjøfugl
- Sjøpattedyr
- Reptil
- Sjøanemone/korall
- Zooplankton
- Karplante
- Bunnbløtdyr

Av disse 13, har vi her valgt å fokusere på fem referanseorganismer (tabell 2.1). Referanseorganismene representerer relativt bredt definerte kategorier. For eksempel kan kategorien «sjøpattedyr» i utgangspunktet romme alt fra sel til hval. Ved innsamling av nødvendig økologisk informasjon i forbindelse med en eksponeringsvurdering, kan det således være en fordel å benytte en bestemt art som representant for den generiske referanseorganismen. Hva som er en passende representativ art vil selvfølgelig avhenge av utredningsområde og situasjon. For mer informasjon henvises det til Brown et al, 2003a (21). De fem artene i tabell 2.1 anses som relevante representanter for referanseorganismene.

**Tabell 2.1** Utvalgte referanseorganismer og representative arter

Referanseorganisme	Representativ art
Pelagisk fisk	Makrell ( <i>Scomber scombrus</i> )
Bunnfisk	Rødspette ( <i>Pleuronectes platessa</i> )
Bløtdyr	Blåskjell ( <i>Mytilus edulis</i> )
Sjøfugl	And (familie <i>Anatidae</i> )
Sjøpattedyr	Grønlandssel ( <i>Pagophilus groenlandicus</i> )

### 2.2.2 Beregning av aktivitetskonsentrasjoner

Basert på resultater fra boksmølleringene av konsentrasjoner i vann og sedimenter i utredningsområdet (kapittel 2.1) beregnes aktivitetskonsentrasjoner i de utvalgte referanseorganismene ut fra likningen:

$$C_{b,i} = CF_{b,i} * C_{aq}$$

Hvor:

$C_{b,i}$  = Aktivitetskonsentrasjon (hele organismen) av radionuklide  $i$  for referanseorganisme  $b$

(Bq/kg våtvekt);

$CF_{b,i}$  = Konsentrasjonsfaktor for referanseorganisme  $b$  og radionuklide  $i$ ;

$C_{aq}$  = Aktivitetskonsentrasjon av radionuklide  $i$ , i vannfase (Bq/kg filtrert sjøvann).

Konsentrasjonsfaktoren (CF) er et mål på opptaksgraden av en radionuklide i en gitt referanseorganisme. Relevante konsentrasjonsfaktorer for akvatisk miljø er oppsummert i Hosseini et al, 2008 (22). For de fleste tilfellene er det blitt brukt generelle empiriske data. For enkelte organismer og nuklider hvor empiriske data mangler, er det brukt enten data fra andre referanseorganismer eller modellering for å estimere konsentrasjonsfaktoren (22). Dette gjelder strontium og radium i sjøfugl, hvor resultater fra andre vertebrater, fortrinnsvis pattedyr, har blitt brukt, og for radium i pattedyr hvor biokinetiske allometriske modeller er blitt benyttet.

**Tabell 2.2** Antall datapunkter registrert i ERICAs overføringsdatabase for fisk, bløtdyr, sjøpattedyr og sjøfugl for Cs, Sr og Ra.

Element	Fisk	Bløtdyr	Sjøpattedyr	Sjøfugl
Cesium	1764	177	715	70
Strontium	103	12	23	0
Radium	47	20	0	0

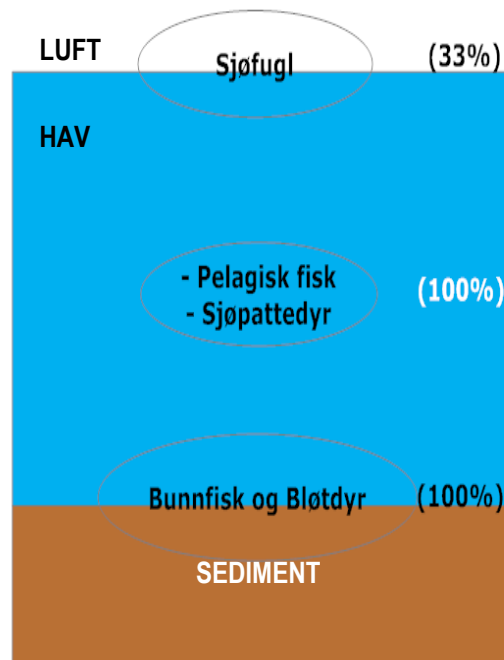
### 2.2.3 Doseberegninger

Total absorbert dose<sup>7</sup> angir absorbert energi per masseenhed og brukes som et mål på eksponering for ioniserende stråling. Dette uttrykkes i gray (Gy) per år, og er summen av intern og ekstern eksponering. For å beregne disse, er det nødvendig med spesifikk informasjon om:

<sup>7</sup> Det antas uniform fordeling av radionuklider i hele organismen

1. Aktivitetskonsentrasjoner i vann og sedimenter
2. Aktivitetskonsentrasjon i referanseorganisme
3. Dosekonverteringsfaktorer<sup>8</sup> (DCC)
4. Informasjon om relativ oppholdstid (andel tid en organisme befinner seg ulike steder)

2 og 3 er relevante ved beregning av intern eksponering, mens 1, 3 og 4 trengs ved estimering av eksterndose. I forbindelse med 4, er det nødvendig å definere et begrenset antall representative oppholdssteder for at oppgaven skal være overkommelig. Det er her antatt at pelagiske fisk og sjøpattedyr befinner seg hele livet i vannsøylen. Bentiske organismer (det vil si bunnfisk og bløtdyr) antas, for enkelthets skyld, å befinne seg utelukkende nede på bunnsedimentene (antakelsen vil medføre maksimal eksterndose til disse organismene). Det antas videre at sjøfugl oppholder seg 1/3 av tida henholdsvis på vannoverflata, i lufta og på land. Nærmere beskrivelse av metoden er gitt i Brown et al, 2003b (23).



**Figur 2.3** Antatte oppholdssteder samt relative oppholdstider (prosentvis) som er brukt ved doseberegningene i denne rapporten

<sup>8</sup> Konverterer aktivitetskonsentrasjoner, enten i en organisme eller i dens habitat, til doserater for organismen

## 3 Scenarier

### 3.1 Sannsynlige utslipp

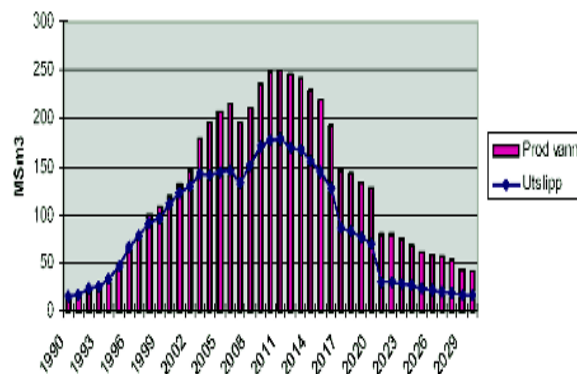
Medlemslandene i OSPAR<sup>9</sup> er forpliktet til årlig å rapportere utslipp til det marine miljø. De siste ti årene har utslippene av radioaktive stoffer samlet sett gått ned. For betaemitterende radioaktive stoffer (for eksempel <sup>99</sup>Tc) har nedgangen vært relativt beskjeden, mens nedgangen i utslipp av alfaemitterende radioaktive stoffer, som for eksempel plutonium, har vært merkbart større. I en ministererklæring fra 1998 (Sintra-deklarasjonen) er det i OSPAR-regi inngått forpliktende målsettinger om reduksjon i utslipp til det marine miljø. Utslippene skal reduseres «vesentlig og progressivt» fram til år 2020. I år 2020 skal konsentrasjonene i miljøet være «nær null» for menneskeskapte stoffer og nær bakgrunnsnivåer for naturlig forekommende radioaktive stoffer. HELCOM<sup>10</sup> har en tilsvarende målsetting. En sannsynlig utvikling vil være at disse målsettingene overholdes og at utslippene dermed reduseres. På lang sikt vil dette medføre at konsentrasjonene og forurensningen i miljøet også reduseres. En forutsetning for en slik antagelse er at det i mellomtida ikke forekommer alvorlige ulykker med påfølgende radioaktiv forurensning av det marine miljøet.

### 3.2 Petroleumsvirksomhet

#### 3.2.1 Beskrivelse av virksomheten

I forbindelse med utvinning av olje og gass slippes det ut store mengder produsert vann. Det produserte vannet kommer fra formasjonsvann i reservoaret og vann som sprøytes inn for å opprettholde trykket i reservoaret. Det inneholder forhøyde konsentrasjoner av naturlig forekommende radioaktive stoffer fra uran- og thoriumserien. Figur 3.1 viser at utslippene av produsert vann fra norsk sokkel har økt betydelig de siste 10 årene. Økningen vil trolig fortsette frem til

2015, for deretter å avta som følge av redusert produksjon og ny teknologi (24). Forskjellen mellom produsert vann og selve utslippene i figuren skyldes at noe av vannet blir injisert tilbake i reservoaret. Reinjeksjon er en av teknologiene som på sikt vil kunne redusere utslippene.



**Figur 3.1** Historiske og antatt framtidige utslipp av produsert vann på norsk sokkel oppgitt i millioner standard kubikkmeter.

Tidligere har det vært gjort få målinger av konsentrasjoner av radioaktive stoffer i produsert vann, men i de seinere årene er dette bedre kartlagt. Generelt har det vært anslått at konsentrasjonen av <sup>226</sup>Ra og <sup>228</sup>Ra i produsert vann ligger om lag 100 - 1000 ganger høyere enn bakgrunnsnivåene i havvann. Det er betydelig variasjon mellom ulike målinger, fordi berggrunnen der reservoarene ligger har en naturlig variasjon i nivåene av radioaktive stoffer. Rapporterte verdier for <sup>226</sup>Ra fra norsk sokkel varierer fra 0,1 til 14 Bq/l (100 – 14 000 Bq/m<sup>3</sup>) med et gjennomsnitt i 2002 på 2,5 Bq/l vektet på utslippsvolum (25, 26). Nye og mer omfattende data fra 2004 viser sammenlignbare resultater, men med et vektet gjennomsnitt for <sup>226</sup>Ra på 3,3 Bq/l (27).

#### 3.2.2 Beskrivelse av scenariet

Den marine boksmodellen (kapittel 2.1) ble brukt for å modellere tilførsler av radioaktiv forurensning fra oljeindustrien utenfor utredningsområdet til Norskehavet, mens ERICA Assessment Tool ble brukt til å beregne aktivitetskonsentrasjoner og doser til biota som følge av utslippene. Scenarioet dekker en 20-årsperiode fra 2006 med kontinuerlig utslipp av produsert vann fra norsk og britisk oljeindustri. Radionuklidene

<sup>9</sup> Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic

<sup>10</sup> Baltic Marine Environment Protection Commission (Helsinki Commission)



$^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  er vurdert. På britisk sektor slippes det årlig ut mer enn dobbelt så mye produsert vann som på norsk side (27, 28). Det er videre antatt at framtidige årlige utslipp fra begge landene vil følge mønsteret vist i figur 3.1. Danske og nederlandske bidrag tilsvarer til sammen omtrent en fjerdedel av de norske utslippene (28).

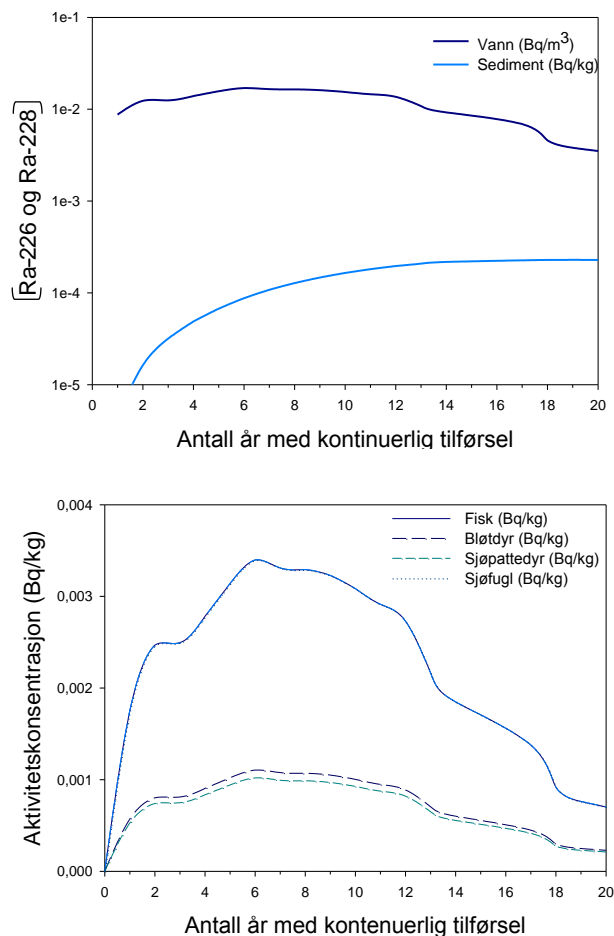
### 3.2.3 Resultater fra modelleringen

Figur 3.2 viser at en modelleringstid på 20 år ikke er lang nok til at det oppnås likevekt mellom utslipp og aktivitetskonsentrasjoner i vann, sedimenter og marine organismer. Spesielt gjenspeiles dette i sedimentkonsentrasjonene, som stiger hurtig sammenliknet med nivåene i vann og biota. Aktivitetskonsentrasjoner av  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  i vann, som følge av kontinuerlige utslipp fra norsk og britisk sokkel etter 20 års utslipp, vil føre til et tilleggsbidrag fra petroleumsvirksomheten som er på om lag  $0,25 \text{ mBq/m}^3$ . Dette er betydelig lavere enn dagens konsentrasjoner av  $^{226}\text{Ra}$  i sjøvann.

I marine organismer er det estimert at sjøfugl og fisk får de høyeste aktivitetskonsentrasjonene.

Total dose til biota som en følge av dette scenarioet i et 20-års perspektiv, er beregnet til å være  $0,28\text{-}0,43 \text{ mGy}$ . Dette er summen av alle bidragene fra  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$ , i tillegg til datterproduktene av  $^{226}\text{Ra}$  ( $^{210}\text{Pb}$  og  $^{210}\text{Po}$ ). Av disse bidrar  $^{210}\text{Po}$  mest til totaldosen (10-30 ganger mer enn  $^{226}\text{Ra}$ ), fordi  $^{210}\text{Po}$  akkumuleres i betydelig grad i alle organismer som har blitt betraktet her. Det er viktig å merke seg at eksterne bidrag til totaldosen vil være ubetydelige sammenlignet med bidragene fra intern eksponering. Totalt sett antas disse dosene å være så lave at det ikke representerer noen fare for marine organismer i Norskehavet.

Det er likevel usikkerhet knyttet til sedimenteringen av radium i havområder, spesielt i dype områder som for eksempel Norskerenna.



**Figur 3.2** Modellerte tilleggsbidrag til aktivitetskonsentrasjoner av  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  i vann, sedimenter og biota i Norskehavet i en 20-årsperiode som følge av estimert tilførsel fra norsk og britisk petroleumsvirksomhet. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt (logaritmisk skala), konsentrasjoner i marine organismer er gitt i ferskvækt.

## 3.3 Framtidsutsikter

### 3.3.1 Effekter av klimaendringer

Klimaendringer vil trolig føre til mer ekstremvær og vil i tillegg trolig kunne endre havstrømmene. Dette gjør at man i fremtiden vil kunne se en endret transport av radioaktiv forurensing til Norskehavet og videre til Barentshavet. Klimaendringer, inkludert havforsuring, vil kunne endre grunnleggende radioøkologiske prosesser. Både tilførsel og transport av radioaktive stoffer vil kunne endres hvis polisen og permafrosten smelter,

og havstrømmer endrer retning og styrke. Havforsuring og økte vanntemperaturer vil kunne endre opptaks- og utskillingshastigheter for radioaktive stoffer i marine organismer. Det er fortsatt store usikkerheter knyttet til effekten av klimaendringer for marin radioøkologi. Utvidet overvåkning, forskning og modellering er et viktig verktøy for å anslå hvor mye radioaktiv forurensning som kommer inn i våre farvann og hvilke nivåer og effekter vi kan forvente oss i marine organismer i framtiden.

### 3.3.2 Tilførsel av radioaktiv forurensning fra eksterne marine områder

Østersjøen inneholder blant de mest forurensede vannmassene på jorden når det gjelder radioaktivitet, og er det mest påvirkede marine området etter Tsjernobyl-ulykken i 1986. Estimer viser at det ble kontaminert med omtrent 5 PBq av  $^{137}\text{Cs}$  (29). Det er et havområde med lav vannutveksling, og i tillegg tilfører elvesystemet kontinuerlig forurensning fra omkringliggende landområder. Østersjøen er dermed en betydelig kilde til radioaktiv forurensning til Norskehavet. Mengden  $^{137}\text{Cs}$  tilført til Norskehavet er avhengig av prosesser som sedimentering og avrenning fra forurensede landområder (30). Et viktig aspekt er at elvesystemene i nordområdene er identifisert som klimasårbare, og hvilke konsekvenser klimaendringer får for transport av radioaktiv forurensning fra land til sjø er uklart. Siden Østersjøen fortsatt vil være en signifikant kilde til radioaktiv forurensning for Norskehavet i årene framover, er det nødvendig å legge ekstra vekt på effektiv overvåkning av radioaktive nivåer, i tilfelle endringer i klima gjør at påvirkningen blir større enn det vi anslår i dag.

Deler av Irskesjøen inneholder store mengder forurensede sedimenter etter utslipp fra Sellafield mellom 1970- og 1990- tallet. Remobilisering av radionuklider fra disse sedimentene har vært en viktig kilde til en rekke isotoper i Norskehavet. Det forventes ikke at mengden radioaktivitet ført til Norskehavet fra sedimenter i Irskehavet reduseres. Et scenario kan være at det vil øke på grunn av endringer i klima. Dette kan skje fordi klimaendringer kan komme til å påvirke transporttiden fra Irskesjøen til Norskehavet. I

tillegg vil en eventuell temperaturøkning i sedimentene kunne påvirke den biologiske aktiviteten, som igjen er med på å frigi radionuklider. Her er usikkerhetsmomentene store, og overvåkning er helt nødvendig for å fange opp eventuelle endringer.

### 3.3.3 Transport av brukt kjernebrensel

Russland har startet kommersiell gjenvinning av brukt kjernebrensel i Majak-anlegget, noe som har ført til transport av radioaktivt materiale med skip langs norskekysten. Den globale oppvarmingen har ført til en reduksjon av arktisk sjøis, og Nordøstpassasjen er nå åpen for skipstransport deler av året. Dette gir en kortere rute mellom atomanlegg i Asia og Vest-Europa. En transport av kjernebrensel mellom disse to verdensdelene, eller til gjenvinningsanlegg i Russland, vil kunne foregå med skip forbi norskekysten. Statens strålevern utredet i 2007 hvilke konsekvenser en ulykke med skip som transporterer brukt kjernebrensel kan skape i Norskehavet (31), der konsentrasjon av radionuklider i sjømat, dose til kritiske befolkningsgrupper og eventuelle radioøkologiske konsekvenser ble estimert ved hjelp av modelleringer (se kapittel 3.5).

### 3.3.4 Kjernekraftverk

Klimaprognoser i kombinasjon med en vesentlig økning i globalt energibehov, har skapt en ny interesse for kjernekraft som en mulig CO<sub>2</sub>-fri energiløsning for mange land. Flere aspekter av denne opptrappingen i bruk av kjernekraft kan ha konsekvenser for Norskehavet. Både Russland og Storbritannia har vedtatt å ekspandere kjernekraftvirksomheten sin, og land som Hviterusland og Estland har vedtatt å starte opp kjernekraftindustri. Storbritannia sin aktivitet har muligens størst betydning for Norskehavet, gjennom lagring og repressesering på Sellafield-anlegget i et lengre tidsperspektiv enn det som opprinnelig var forventet. Russland satser på kjernekræftekspansjon for sin egen strømforsyning og for å posisjonere seg som en leverandør av tjenester i det internasjonale kjernekraftmarkedet. Dette oppnås ved å forlenge levetiden til allerede eksisterende anlegg, og i tillegg ta i bruk ny teknologi som for eksempel konstruksjon av flytende

kjernerkraftverk (32). Siden slutten av 1990-tallet har Russland markedsført konseptet om flytende kjernerkraft som en mulig energiløsning til å produsere ferskvann, som strømforsyning i fjerntliggende områder og til energikrevende olje- og gassvirksomhet, som for eksempel på Sjtokmanfeltet i Barentshavet. Mange land er interesserte i denne teknologien, og land i Sør- Amerika og Midtøsten, i tillegg til Kina, følger med på byggingen av det første flytende atomkraftverket. Alt tyder på at nordområdene i Russland vil være sentrale i bygging, transport, brenselbyttning og vedlikehold av slike kjernerkraftverk. Levering av flytende kjernerkraftverk fra Russland og retur av brukt kjernerbrensel vil etter all sannsynlighet gå gjennom havområder som er relevante med tanke på mulig forurensning av Norskehavet.

### 3.4 Uhell ved Sellafield-anlegget

#### 3.4.1 Beskrivelse av virksomheten

Sellafield-anlegget på nordvestkysten av England driver nå hovedsakelig med gjenvinning (reprosessering) av plutonium og uran fra brukt kjernerbrensel, produksjon av nytt kjernerbrensel fra gjenvunnet materiale, avfallshåndtering og nedbygging (dekommisjonering) av tidligere virksomhet. I forbindelse med gjenvinningsaktiviteten dannes det såkalt høyaktivt, flytende avfall (HAL - Highly Active Liquor) som lagres i egne tanker ved anlegget for at kortlivede nuklider skal dø hen, før det støpes inn i glass og deponeres. Det var totalt 21 tanker for høyaktivt, flytende avfall på anlegget med et samlet totalvolum på nærmere 1088 m<sup>3</sup> i 2007. Tankene hadde en maksimumsbeholdning på 1500 m<sup>3</sup> i 1990. Beholdning i de 20 tankene ble i år 2000 anslått til om lag 6,7·10<sup>18</sup> Bq og 4,8·10<sup>18</sup> Bq av henholdsvis <sup>137</sup>Cs og <sup>90</sup>Sr (33). For <sup>137</sup>Cs tilsvarte dette en aktivitet som var nærmere 100 ganger høyere enn det som ble frigjort ved Tsjernobyl-ulykken. Rundt 95 % av aktiviteten i en typisk tank skyldes <sup>137</sup>Cs og <sup>90</sup>Sr.

I de seinere årene er det satt fokus på den potensielle faren som er forbundet med store lagre av radioaktivt avfall på anlegget. De britiske tilsynsmyndighetene for sikkerhet ved nukleære anlegg har pålagt Sellafields eier å sørge for at HAL-avfallet er redusert til et

buffervolum på 200 m<sup>3</sup> innen 2015 (34), men det er lite sannsynlig at dette oppnås. En oppsummering av tilgjengelige vurderinger av risiko forbundet med lagringen av høyaktivt avfall på anlegget og mulige konsekvenser av uhell er gitt i StrålevernRapport 2003:2 (35).



Figur 3.3 Sellafield-anlegget (foto: BNFL).

#### 3.4.2 Beskrivelse av uhellsscenarioet

Scenariet innebærer et utslipp fra fire av de 21 HAL-tankene ved anlegget. Det er anslått at henholdsvis 5 og 3,7 % av tankenes innhold av <sup>137</sup>Cs og <sup>90</sup>Sr slippes ut til omgivelsene i forbindelse med dette scenariet (tabell 3.1). Et lignende scenario er brukt av det irske strålevernet (RPII) i forbindelse med deres beredskapsplanlegging. Siden denne undersøkelsen gjelder mulige konsekvenser for Norskehavet, antas det her som en forenkling at alt materiale avsettes i sjøen like ved anlegget og at det transporteres videre med havstrømmene nordover.

Tabell 3.1 Innhold av <sup>137</sup>Cs og <sup>90</sup>Sr i en typisk nyfylt tank for høyaktivt avfall, totalbeholdning i alle 21 tankene i år 2000 (34) og utslippsscenario som innebærer 5 % utslipp av <sup>137</sup>Cs og 3,7 % utslipp av <sup>90</sup>Sr fra fire tanker.

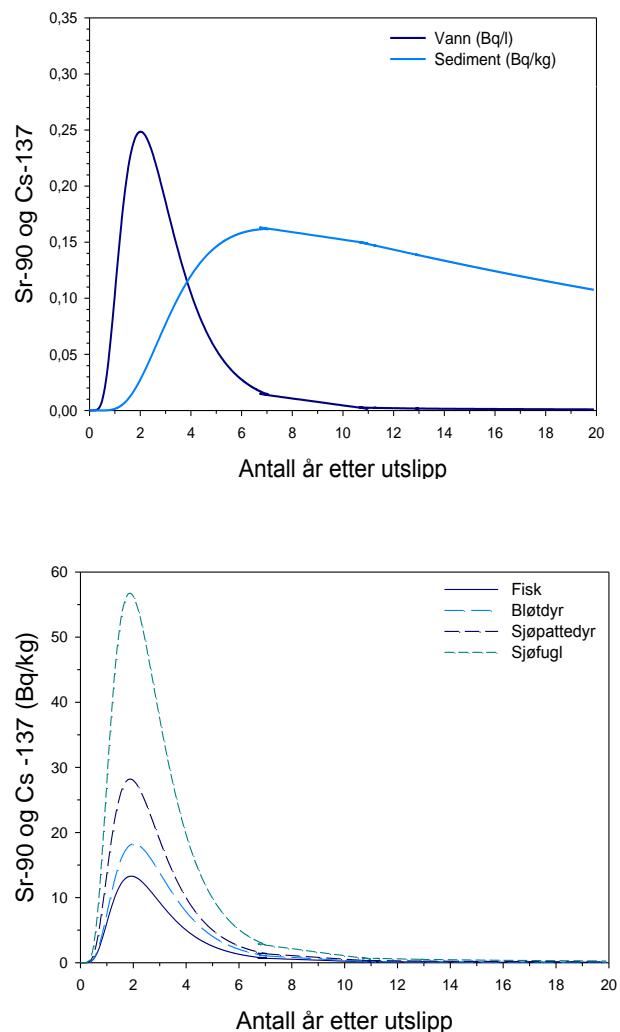
Radio-aktivt stoff	Halverings-tid (år)	Typisk aktivitet i en tank (PBq)	Total aktivitet i alle tanker (PBq)	Utslippsscenario (PBq)
<sup>137</sup> Cs	30,2	526	6720	105
<sup>90</sup> Sr	28,5	360	4770	53

Strålevernets marine boksmodell er brukt til å modellere konsentrasjonen av radionuklider i vann, sedimenter og biota. Konvertering av konsentrasjonsdata til stråledoser og effekter, er gjort med ERICA Assessment Tool.

### 3.4.3 Resultater fra modelleringen

Modelleringen viser at et akutt utslipp fra Sellafield vil kunne føre til betydelige tilførsler av radioaktive stoffer til Norskehavet. Aktivitetskonsentrasjonene av  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{90}\text{Sr}$  vil allerede et år etter ulykken vise en økning i vannkonsentrasjonen (figur 3.4). Konsentrasjonen vil deretter stige raskt og nå en topp 2-3 år etter utslippet, for deretter å avta helt i løpet av 10 år. Etter 5 år vil fortsatt konsentrasjonen av disse nuklidene være godt over dagens nivå i Norskehavet. I sedimentene vil konsentrasjonen som følge av uhellet begynne å stige cirka 2 år etter utslippet. Den gradvise økningen skyldes en langsom sedimenteringsprosess av  $^{137}\text{Cs}$  fra sjøvann mens  $^{90}\text{Sr}$  ikke vil sedimenteres i særlig grad. Aktivitetskonsentrasjonen i sedimentene ser ikke ut til å stabilisere seg i løpet av en 20-årsperiode etter utslippet.

For marine organismer forventer man å finne de høyeste aktivitetskonsentrasjonene i sjøfugl, og at nivåene vil ha stabilisert seg i biota 10 år etter ulykken.  $^{90}\text{Sr}$  bidrar mindre til aktivitetskonsentrasjonen enn  $^{137}\text{Cs}$ , fordi  $^{90}\text{Sr}$ -konsentrasjonen i vann er lavere enn konsentrasjonen av  $^{137}\text{Cs}$  og fordi  $^{90}\text{Sr}$  i mindre grad tas opp i spiselige deler av organismene. Radioaktivitetsnivåene i sjømat vil ikke overskride anbefalte grenseverdier for matvarer, og stråledosen til befolkningen fra forurenset sjømat vil være minimal. En ulykke ved Sellafield vil imidlertid også kunne gi utslipp til luft, noe som kan gi alvorlig forurensning av norsk landbruksjord (36).

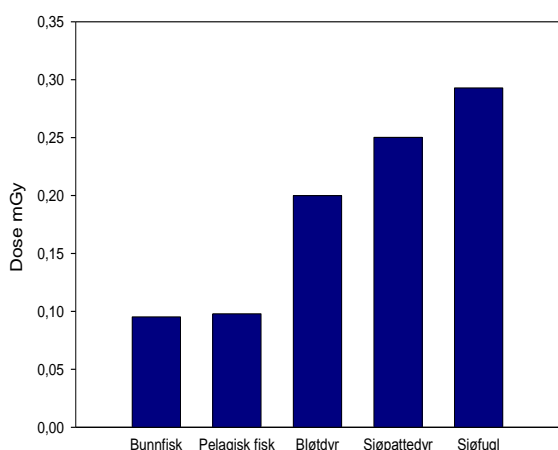


**Figur 3.4** Modellerte tilleggskonsentrasjoner av  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{90}\text{Sr}$  sammenlagt i vann, sedimenter og marine organismer i Norskehavet i en 20-årsperiode, som følge av en hypotetisk ulykke ved tankene for høyaktivt avfall på Sellafield. Sedimentkonsentrasjoner er gitt i tørrvekt, konsentrasjoner i marine organismer er gitt i våtvekt.

Totalt dose til marine organismer som følge av dette ulykkesscenariot er i størrelsen 0,1 - 0,3 mGy i løpet av 20-årsperioden. Sjøfugl får den høyeste dosen, dernest sjøpattedyr, og så bløtdyr, mens fisk får de laveste dosene (figur 3.5). Dette er lave doser, og det er lite sannsynlig at disse dosene vil gi skadelige effekter på det marine økosystemet.

Det er likevel verdt å merke seg at sjømatnæringen er veldig sensitiv for radioaktiv forurensning, og en ulykke med

påfølgende utslipp fra Sellafield vil kunne hemme norsk sjømateksport. I slike tilfeller er det svært viktig med gode overvåkningsprogrammer som kan dokumentere nivåer i norsk sjømat. Man kan heller ikke utelukke et større utslipp enn det vi her har lagt til grunn, med påfølgende høyere forurensning av norsk sjømat.



**Figur 3.5** Total dose til ulike referanseorganismer som følge av en ulykke på Sellafield i en 20-årsperiode etter ulykken.

### 3.5 Ulykke under transport av brukt kjernebrensel

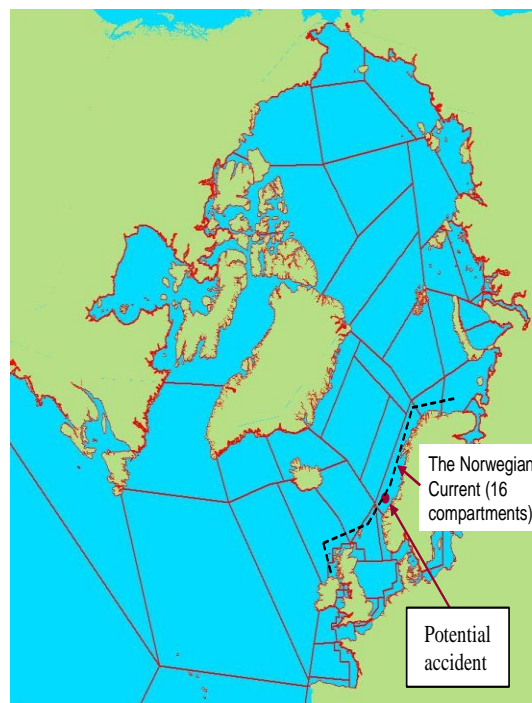
Dette ulykkes scenariet ble modellert som del av sektorutredningen Skipstrafikk i Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. En egen strålevernrapport som omhandler dette scenariet er utgitt (32) og bare et sammendrag av de viktigste resultatene er gitt her.

#### 3.5.1 Beskrivelse av virksomheten

I 2002 gjorde russiske myndigheter et tilleggsvedtak i loven om bruk av atomenergi fra 1995, som åpnet for muligheten til å importere brukt kjernebrensel til Russland (37). En slik import fører til økt transport av brukt kjernebrensel med skip langs norskekysten. Også Japan har anlegg for mottak av radioaktivt avfall, og klimaendringer som fører til mindre is i Arktis kan åpne for en ny transportrute av brukt kjernebrensel mellom Europa og Asia.

#### 3.5.2 Beskrivelse av uhellsscenarioet

Ulykkeslokaliteten ble lagt til de sørlige delene av Norskestrømmen, fordi forurensning av miljøet her antas å gi de største konsekvensene (figur 3.6).



**Figur 3.6** En potensiell transportrute og et potensielt ulykkespunkt der skadevirkningene på marint miljø antas å bli størst.

Et svært alvorlig scenario ble brukt i modellsimuleringene: 100 brenselspakker mistes fra et sunket transportskip ved den sørlige norske kystlinjen. Det totale radioaktive utslippspotensialet på tidspunktet skipet sank, var antatt å være på 30,1 PBq. Radioaktiv forurensning fra et slikt ulykkeskip skjer i to stadier: et øyeblikkelig utslipp av radionuklider, ofte referert til som akutt utslippsfraksjon, og et langsiktig utslipp grunnet oppløsning av uranoksidert materiale. Modelleringen i denne rapporten tar høyde for at den akutte fasen slipper ut 10 % av den totale mengden av radionuklider umiddelbart etter skipsforliset, etterfulgt av en 0,09 % årlig utslippsrate over de neste 1000 år.

Omkring 800 radionuklider (fisjonsprodukter og actinider) ble vurdert i dette prosjektet. De fleste radionuklidene ga neglisjerbare konsekvenser av den potensielle ulykken på grunn av kort halveringstid og/eller lav

aktivitet. 25-30 radionuklider ble vurdert til å potensielt kunne påvirke omgivelsene, og ble inkludert i modellarbeidet.

### 3.5.3 Resultater fra modelleringen

Evaluering av radioøkologiske konsekvenser av denne ulykken er basert på kalkulerte doser til kritiske grupper av mennesker, konsentrasjon av radionuklider i biota med hensyn på sjømat og doser til marine organismer.

I en undersøkelse av konsummønster i Norge (38), ble maksimalt konsum av marin mat rapportert til å være 200g fisk, 40g skalldyr og 4g bløtdyr om dagen. Personer som spiser så mye sjømat vurderes som den kritiske gruppen for inntak av radioaktive stoffer fra sjømatkonsum. Beregninger fra modellen viser at maksimalt bidrag til total dose for den kritiske gruppen er 0,6 mSv per år. Den nasjonale anbefalingen for befolkningen generelt ligger på maksimalt 1 mSv per år fra radioaktiv forurensning. Forurenset sjømat alene vil ikke gi en overskridelse av den anbefalte årsdosen.

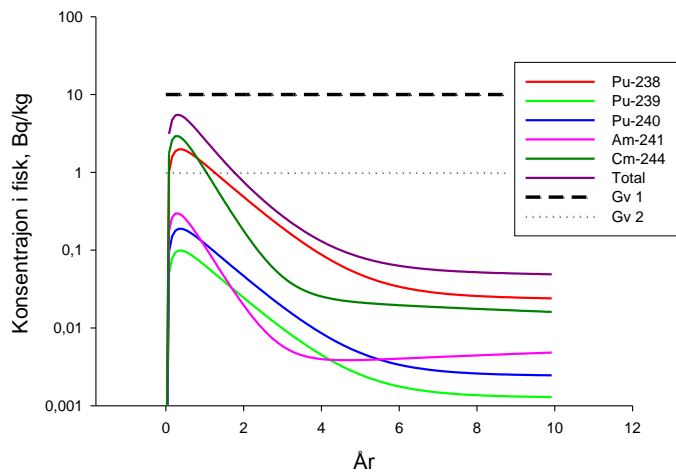
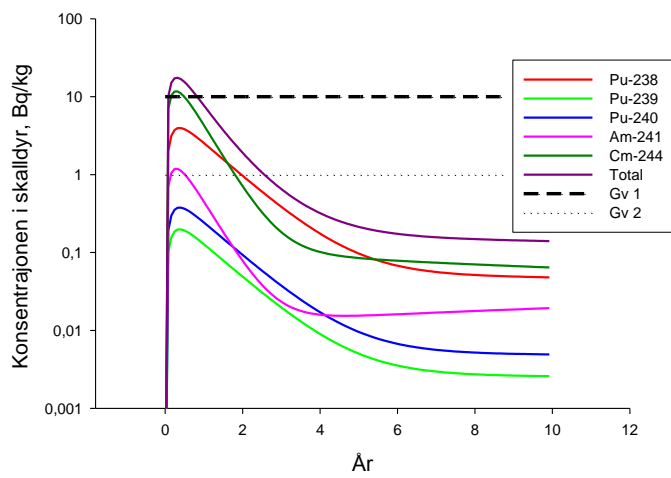
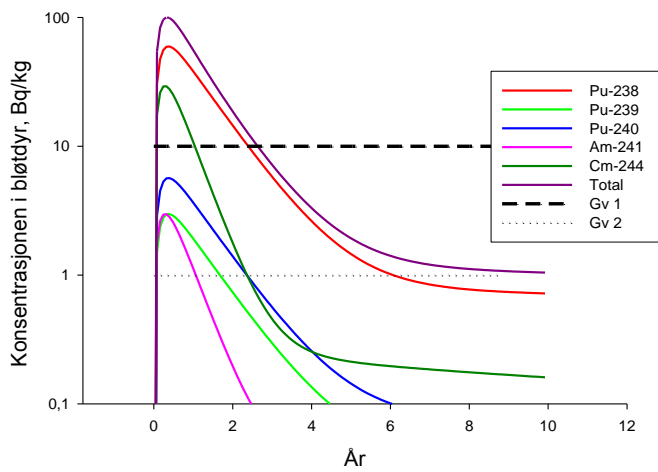
Kalkulerte konsentrasjoner av radionuklider i marine organismer (fisk, skalldyr og bløtdyr) er vurdert opp mot internasjonalt anbefalte grenseverdier for radioaktive stoffer i mat fra Codex Alimentarius Commission (CAC)(39). I følge CAC kan radionuklider grovt sorteres inn i fire grupper, der gruppene 1 og 2 inneholder primært alfaemitterende nuklider som har lavere grenseverdier enn gruppene 3 og 4 som inneholder mindre skadelige beta- og gammaemittere. For gruppe 1 og 4 er det en strengere grense for barnemat (tabell 3.2).

Radionuklider i mat		Anbefalte grenseverdier (Bq/kg)	
		Barnemat	Annen mat
Gruppe 1	<sup>238</sup> Pu	1	10
	<sup>239</sup> Pu		
	<sup>241</sup> Am		
Gruppe 2	<sup>90</sup> Sr	100	100
	<sup>106</sup> Ru		
	<sup>129</sup> I		
Gruppe 3	<sup>60</sup> Co	1000	1000
	<sup>134</sup> Cs		
	<sup>137</sup> Cs		
Gruppe 4	<sup>3</sup> H	1000	10000
	<sup>14</sup> C		
	<sup>99</sup> Tc		

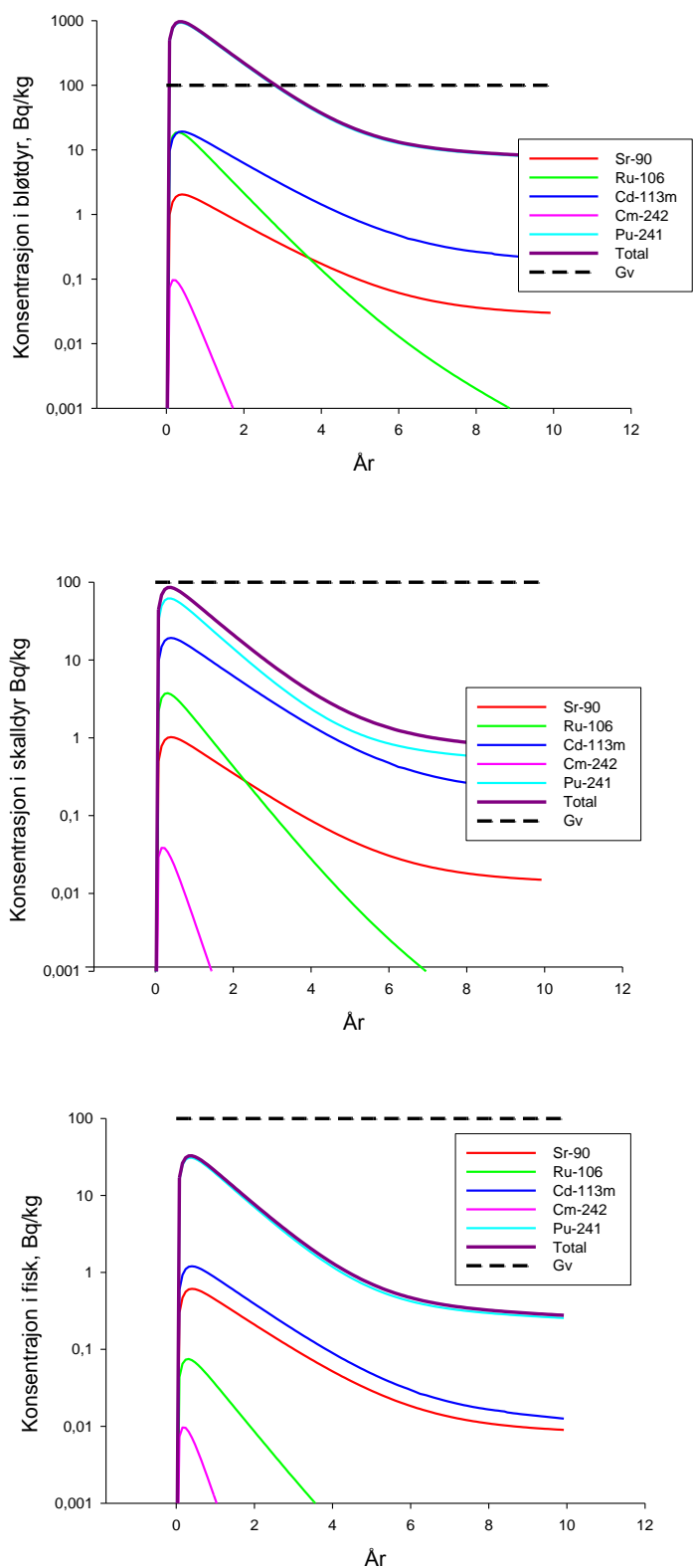
**Tabell 3.2** Internasjonalt anbefalte grenseverdier for innhold av radioaktiv forurensning i mat og barnemat.

Den modellerte konsentrasjonen av radionuklider i gruppe 1 blir høyere enn anbefalt grenseverdi for både fisk, skalldyr og bløtdyr. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet i bløtdyr (figur 3.7) der konsentrasjonen var høyere enn anbefalt grenseverdi de fire første årene etter ulykken. I forhold til anbefalt grenseverdi i barnemat, vil konsentrasjonen av radionuklider i bløtdyr være for høy i mer enn ti år etter en slik ulykke.

Modellerte konsentrasjoner av gruppe 2 radionuklider i fisk og skalldyr overskred ikke anbefalte grenseverdier (figur 3.8), men konsentrasjonen i bløtdyr ble beregnet til å være høyere enn anbefalt grenseverdi de tre første årene etter ulykken.

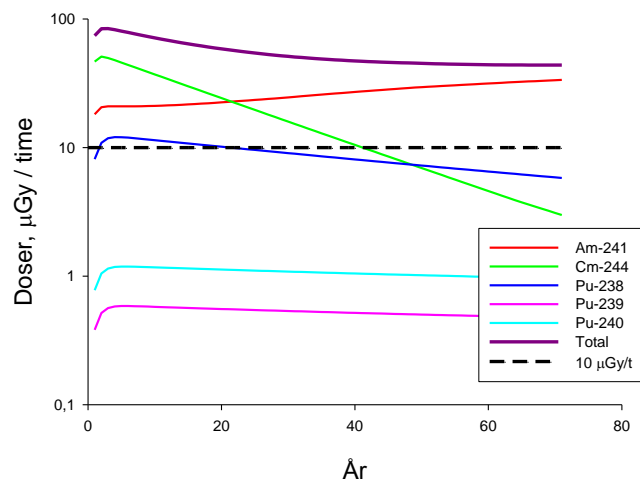


**Figur 3.7** Konsentrasjoner av ulike radionuklider i bløtdyr (øverst), skalldyr (midten) og fisk (nederst) sammenliknet med internasjonale grenseverdier (stiplede linjer) for mat på 10 Bq/kg og barnemat på 1 Bq/kg for gruppe 1 nuklider.



**Figur 3.8** Konsentrasjoner av ulike radionuklider i bløtdyr (øverst), skalldyr (midten) og fisk (nederst) sammenliknet med internasjonale grenseverdier (stiplet linje) for mat på 100 Bq/kg for gruppe 2 nuklider.

For å undersøke eventuelle økologiske effekter av en slik ulykke på marint miljø, ble det kalkulert doser for utvalgte organismer som fisk, skalldyr og bløtdyr. Det eksisterer en foreløpig enighet om at et dosenivå på 10 mikrogray ( $\mu\text{Gy}$ ) per time ikke er farlig for dyre- og planteliv (40). Resultatene fra modellkalkulasjonene indikerer at maksimal dose til marine organismer generelt er lavere enn  $10 \mu\text{Gy}$  per time for både fisk, skalldyr og bløtdyr. Det er likevel et eksempel på at dosen overskrider anbefalt nivå, nemlig for havbørstemark *Polychaete ssp.* Den overskrider anbefalt terskelverdi på  $10 \mu\text{Gy}$  i timen med så mye som en størrelsesorden, og det over en lang tidsperiode (figur 3.9). Resultatet kan forklares med habitatet til denne organismen. Den lever i sedimenter som generelt har høyere nivåer av radionuklider enn sjøvann, i tillegg til at den får dosebidrag fra både sedimenter og havvann. Det høye dosebidraget gjør at en ikke kan se bort fra negative konsekvenser av en ulykke hos disse artene (41).



**Figur 3.9** Modellerte doser til havbørstemark (*Polychaete ssp.*) som følge av ulykkescenariet med skipsforlis. Terskelverdien på  $10 \mu\text{Gy}/\text{time}$  er vist. Doser over dette anses som potensielt skadelig for organismer.

Til tross for det konservative scenariet, vil stråledosen til kritisk gruppe fra inntak av sjømat ikke overstige 1 mSv per år på grunn av ulykken. Resultatene indikerte likevel at konsentrasjoner av radionuklider i noen marine



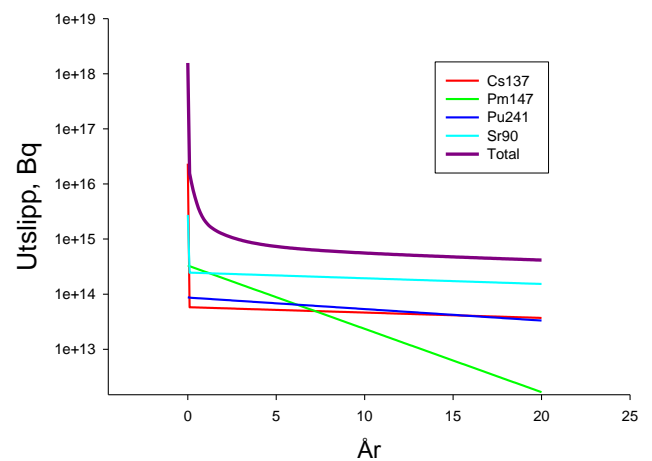
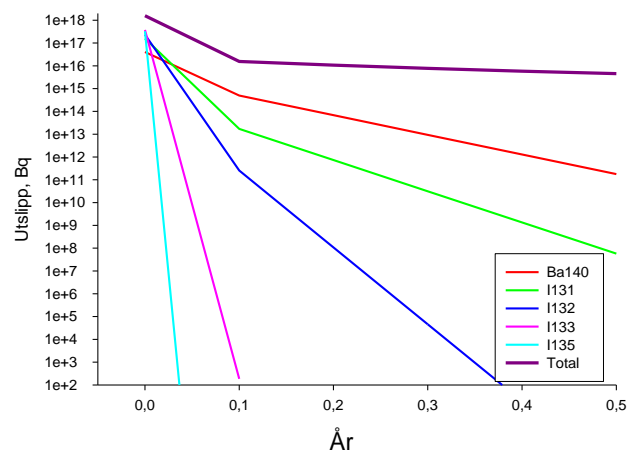
organismer kan overskride anbefalte grenseverdier for radioaktive stoffer i mat. Forhøyde verdier av radionuklider i marine matprodukter kan føre til økonomiske konsekvenser i et marked som er veldig sensitivt for forurensing. Ved å sammenligne doseberegninger for marine organismer med terskelverdien på 10  $\mu\text{Gy}$  i timen, er det klart at majoriteten av marine organismer mottar stråledoser under nivået hvor uheldige effekter er forventet. Dersom et skip lastet med brukt kjernebrensel skulle synke langs norskekysten, må vi forvente at tiltak som omfattende overvåkning av forurensing i miljø og sjømat, samt overvåkning av doser til mennesker og marine organismer blir nødvendig.

### 3.6 Ulykke med reaktordrevet ubåt

Statens strålevern har modellert en ulykke med en reaktordrevet ubåt for å kartlegge hvilke eventuelle konsekvenser en slik ulykke kan ha for organismer i havet ved utslipp til sjø (42). Metoden og verktøyene som er benyttet er de samme som beskrevet i scenariet med utslipp ved ulykke med transport av brukt kjernebrensel.

#### 3.6.1 Beskrivelse av uhellsscenarioet

Den mest sannsynlige konfigurasjonen av atomreaktorer i tredje generasjon av russiske ubåter er lagt til grunn. Beregninger av mengden radionuklider er basert på konservative antagelser av gjennomsnittlig årlig bruk av brensel i disse atomubåtene i løpet av deres operative periode. Utslippsscenarioet er også her todelt: momentant utslipp av en andel av nuklidene i reaktorkjernen (utslippsfraksjon for forskjellige radionuklider fra 0,01 til 0,8) og langsiktig utslipp av materialer fra korrosjon av brensel med en korrosjonskoeffisient på 0,01 % av brenselmaterialet. Utslippet er vist i figur 3.10. Det er viktig å merke seg at på grunn av mange kortlivede radionuklider i utslippsscenarioet, vil forskjellige radionuklider dominere som kilde til forurensning i forskjellige tidsperioder.

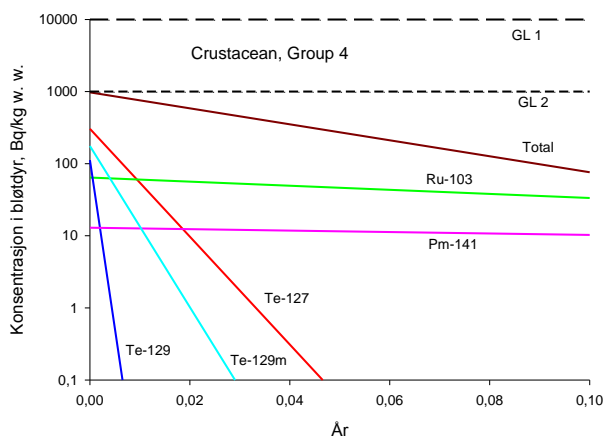


Figur 3.10 Tidsutvikling av utslipp for forskjellige radionuklider over 0,5 og 20 år.

#### 3.6.2 Resultater fra modelleringen

##### Konsentrasjon av radionuklider i sjømat

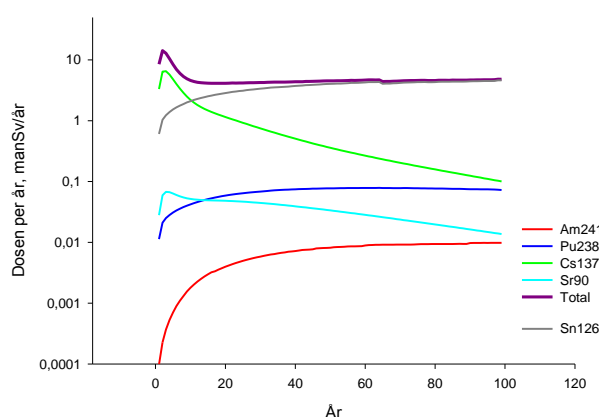
Den beregnede konsentrasjonen av radionuklider i marine organismer (fisk, skaldyr og bløtdyr) er sammenliknet med internasjonalt anbefalte grenseverdier. Beregningene indikerer at konsentrasjonen av radionuklider i marine organismer forblir under anbefalt grenseverdi for radionuklidene i alle fire grupper, med unntak for bløtdyr i gruppe 4 hvor konsentrasjonen overstiger anbefalt grenseverdi for barnemat i den første tiden etter utslippet. Konsentrasjonen av radionuklider i bløtdyr i gruppe 4 er vist i figur 3.11.



**Figur 3.11** Nivåer av radionuklider i bløtdyr (Bq/kg våtvekt) sammenliknet med internasjonalt anbefalte grenseverdier (GL2 Barnemat, GL1 Annen mat) i gruppe 4.

### Kollektivdoser til mennesker

For å beregne dose til mennesker, ble den spiselige andelen marin sjømat estimert til å være 50 % for fisk, 35 % for skalldyr og 15 % for bløtdyr. Mer en 100 radionuklider ble vurdert. Figur 3.12 viser de fem radionuklidene som bidrar mest til stråledoser til mennesker under det akutte utslippet. Resultatene av beregningene viser at den høyeste dosen vil komme det andre året etter utslippet. Den maksimale kollektive dosen er estimert til ca. 14 manSv per år.  $^{137}\text{Cs}$  og  $^{126}\text{Sn}$  hadde størst påvirkning på total dose i ulykkesscenarioet.



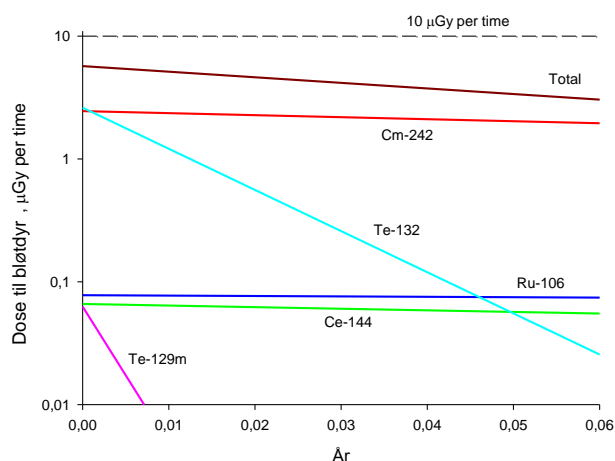
**Figur 3.12** Kollektivdoser for ubåtscenario i manSv/år.

Beregninger fra modellen viser at maksimal individdose til personer i kritisk gruppe er 0,1 mSv per år. Stråledoser fra inntak av forurenset

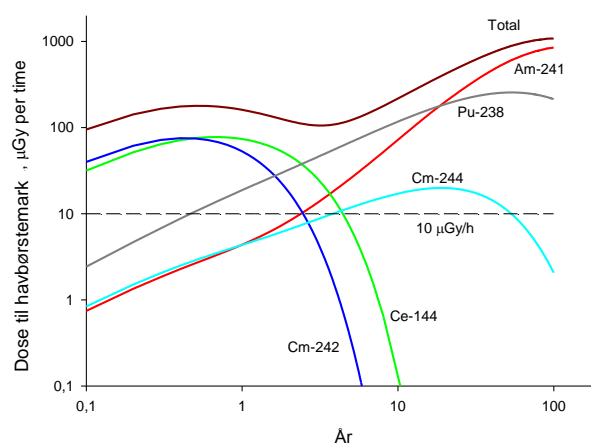
sjømat alene vil således ikke overstige anbefalt strålebelastning fra radioaktiv forurensning.

### Doser til marine organismer

Doser til utvalgte organismer som fisk, skalldyr og bløtdyr er også beregnet. Resultatene fra modellberegningene indikerer at maksimal doserate til marine organismer generelt er lavere enn terskelverdien på  $10 \mu\text{Gy}$  per time. Dosen til bløtdyr er vist i figur 3.13. For enkelte organismer overstiger imidlertid doseratene terskelverdien, for eksempel er dosen til havbørstemark (*Polychaete ssp*) mer enn 80 ganger høyere enn terskelverdien på  $10 \mu\text{Gy/h}$  (figur 3.14). Man kan dermed ikke se bort fra at ulykken vil gi negative konsekvenser for marine organismer, for eksempel kolonier av havbørstemark.



**Figur 3.13** Dose til bløtdyr sammenliknet med terskelverdien på  $10 \mu\text{Gy}/\text{time}$



**Figur 3.14** Modellerte doser til havbørstemark (*Polychaete ssp*) sammenliknet med terskelverdien på  $10 \mu\text{Gy}/\text{time}$

## 4. Konklusjoner og identifiserte kunnskapsmangler

Valg av scenario er den viktigste faktoren for evaluering av radioøkologiske konsekvenser etter utslipp av radionuklider til det marine miljø. De to viktigste parameterne i modellen er distribusjonskoeffisienten mellom sediment og sjøvann, og konsentrasjonsfaktoren i miljø. Usikkerheten til disse parameterne er nå definert til én størrelsesorden (43).

Flere kunnskapsmangler er identifisert. Det er særlig viktig å forbedre kunnskap om sedimenterings- og remobiliseringsprosesser for radionuklider, og da særlig for radionuklidene i gruppe 1 og 2. For noen radionuklider var det ikke mulig å gjøre beregninger fordi nøkkeldata som distribusjons-koeffisienten mellom sediment og sjøvann og konsentrasjonsfaktoren i miljø er ukjent for disse. Det er mulig å forbedre resultatene, det vil si redusere usikkerheten, ved:

- Verifikasjon og validering av modellparametere med utvidet prøvetaking og analyse av vann og sediment
- Forbedret beskrivelse av interaksjon mellom vann og sediment. Dette er spesielt viktig for beskrivelse av remobilisering av radionuklider fra sediment.

For enkelte organismer og nuklider er det brukt enten data fra andre referanseorganismer eller modellering for å estimere konsentrasjonsfaktoren. Slike antakelser fører til større usikkerhet i resultatene. Økt forskning for å bestemme disse parameterne vil kunne redusere usikkerheten.

Effekten av klimaendringer vil kunne endre grunnleggende radioøkologiske prosesser, som kan påvirke transporttid, mengde og type nuklider som blir tilført Norskehavet i fremtiden. Det er fortsatt store usikkerheter knyttet til effekten av klimaendringer for marin radioøkologi. Effekten av klimaendringene kan være økt temperatur, forsuring av havet, økt havnivå og endringer i havstrømmer, tilførsel

og transport av radioaktive stoffer, opptaks- og utskillingshastigheter i marine organismer og blanding av vannsjikt. Klimaendringer kan føre til at tilførsler av radioaktivt materiale fra Østersjøen og Irskesjøen øker, og overvåking er helt nødvendig for å fange opp eventuelle endringer.

Transport av radioaktivt materiale gjennom norske farvann, en renessanse for kjernekraften og bygging av flytende kjernekraftverk er også elementer som er viktige ved risikovurderinger for forurensning av havområdene.

Sellafield-anlegget er en eksisterende kilde til forurensning og også en potensiell fare på grunn av store lagre av radioaktivt avfall på anlegget. Scenariet omtalt her viser at totale doser til biota i løpet av en 20-årsperiode etter et akutt utslipp er lave og det er lite sannsynlig at dosene kan ha skadelige effekter på det marine økosystemet. En ulykke vil likevel kunne hemme norsk sjømateksport.

Modelleringen av en ulykke med transport av brukt brensel, ga for høye verdier av enkelte radionuklider i sjømat. Konsentrasjonen av radionuklider i gruppe 1 er over anbefalt grenseverdi for sjømat for gruppe 1, og for barnemat vil konsentrasjonen av radionuklider være for høy i bløtdyr i flere år etter ulykken.

For en ulykke med reaktordrevet ubåt indikerer beregningene at konsentrasjonen av radionuklider i marine organismer forblir under anbefalt grenseverdi for radionuklidene i alle fire grupper, med unntak for bløtdyr i gruppe 4 hvor konsentrasjonen overstiger anbefalt grenseverdi for barnemat i den første tiden etter utslippet.

Forurenset sjømat alene vil ikke kunne gi doser på over 1 mSv per år til norske forbrukere. Dette gjelder både for ulykke med transport av radioaktivt materiale og ulykke med reaktordrevet ubåt.

Resultatene fra modellkalkulasjonene indikerer at maksimal dose til marine organismer

generelt er lavere enn 10  $\mu\text{Gy}$  per time for alle scenariene. For enkelte organismer og scenarier overstiger imidlertid doseratene terskelverdien, for eksempel for havbørstemark, og man kan ikke utelukke negative konsekvenser av en ulykke hos disse artene.

Dersom det skjer en ulykke med radioaktive utslipp, må vi forvente at tiltak som omfattende overvåkning av forurensing i miljø og sjømat, samt overvåkning av doser til mennesker og marine organismer, blir nødvendig.

Utslippene av produsert vann fra norsk sokkel nådde sin foreløpige topp rundt 2007, og vannproduksjon og utslipp forventes å øke fram mot 2015 (44). Modelleringsperioden på 20 år er ikke lang nok til at det oppnås likevekt mellom utslipp og aktivitetskonsentrasjoner i vann, sedimenter og marine organismer. Spesielt gjenspeiles dette i sedimentkonsentrasjonene, som stiger hurtig sammenliknet med nivåene i vann og biota. Aktivitetskonsentrasjoner av  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  i vann, som følge av kontinuerlige utslipp fra norsk og britisk sokkel etter 20 års utslipp, vil føre til et tilleggsbidrag fra petroleumsvirksomheten som er på om lag  $0,25 \text{ mBq/m}^3$ . Dette er betydelig lavere enn dagens konsentrasjoner av  $^{226}\text{Ra}$  i sjøvann. I marine organismer er det sjøfugl og fisk som ser ut til å kunne oppnå de høyeste aktivitetskonsentrasjonene. Totalt sett antas disse dosene å være så lave at det ikke representerer noen fare for marine organismer i Norskehavet.

Det er likevel usikkerhet knyttet til sedimenteringen av radium i dype havområder som for eksempel Norskerenna. Mer forskning er nødvendig for å fastslå mulige konsekvenser fra utslipp fra petroleumsindustrien.

Det er i OSPAR-regi inngått forpliktende målsettinger om reduksjon i utslipp til det marine miljø. Utslippene skal reduseres «vesentlig og progressivt» fram til år 2020, og konsentrasjonene i miljøet skal være «nær null» for menneskeskapt stoffer og nær bakgrunnsnivåer for naturlig forekommende

radioaktive stoffer. HELCOM har en tilsvarende målsetting. En sannsynlig utvikling vil være at disse målsettingene overholdes og at utslippene dermed reduseres. På lang sikt vil dette medføre at konsentrasjonene og forurensningen i miljøet også reduseres.

## 5. Referanser

- (1) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet (forvaltningsplan). Stortingsmelding 37 (2008-2009). Oslo: Miljøverndepartementet, 2009.  
<http://www.regjeringen.no/pages/2188395/PDFS/STM200820090037000DDDPDFS.pdf> 2
- (2) Føyn L, von Quillfeldt CH, Olsen E (red). Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten-Barentshavet. Fisken og havet, 2002:6. Bergen/Tromsø: Havforskningsinstituttet/Norsk Polarinstitutt, 2002. (15.05.2012)
- (3) Forurensning i Arktis: Tilstandsrapport om det arktiske miljøet. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP, 1998.
- (4) AMAP. Arctic Pollution 2002. ISBN 82-7971-015-9. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), 2002.
- (5) Havforskningsinstituttet 2005. Havets ressurser og miljø 2005. Fisken og havet, særnummer 1 – 2005. Bergen: Havforskningsinstituttet, 2005.  
[http://www.imr.no/publikasjoner/andre\\_publicasjoner/havets\\_ressurser\\_og\\_miljo/2005/nb-no](http://www.imr.no/publikasjoner/andre_publicasjoner/havets_ressurser_og_miljo/2005/nb-no) (14.05.2012)
- (6) UNSCEAR. Sources Effects and Risks of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York: 1993; pp. 922
- (7) OSPAR Commission. Liquid discharges from nuclear installations in 2002. London: OSPAR, 2012.  
[http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00206\\_liquid%20discharges%20from%20nuclear%20installations.%202003.pdf](http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00206_liquid%20discharges%20from%20nuclear%20installations.%202003.pdf) (15.05.2012)
- (8) Cook GT, Mac Kenzie AB, Mc Donald P and Jones SR (1997). Remobilization of Sellafield derived radionuclides and transport from the North-East Irish Sea. *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 35(3), pp 227-241.
- (9) AMAP. Forurensning i Arktis: Tilstandsrapport om det Arktiske miljøet. ISBN 82-7655-077-0. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), 1997.
- (10) Dahlgaard H. (2002). Baltic 137Cs outflow through the Danish Straits indicates remobilisation. In proceedings from the International Conference on Radioactivity in the Environment, held in Monaco, 1-5 September 2002.
- (11) Brown Justin, Iospje M., Kolstad A.K., Lind B., Rudjord A.L. and Strand P. Temporal trends for <sup>99</sup>Tc in Norwegian coastal environments and spatial distribution in the Barents Sea. *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol. 60 (1-2) (2002) pp. 49-60
- (12) Gäfvert T., Føyn L., Brungot A. L., Kolstad A. K., Lind B., Christensen G. C., Strållberg E., Drefvelin J., Rudjord A. L.. Radioactivity in the Marine Environment 2000 and 2001. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). StrålevernRapport 2003:8, Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2003
- (13) IAEA-TECDOC-1429 Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS) Radionuclide levels in oceans and seas Final report of a coordinated research project January 2005
- (14) Radioactivity in the Marine Environment 2003. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). StrålevernRapport 2005:20. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2005.
- (15) IAEA. The environmental behaviour of radium. Technical report Series No. 310, vol.1 & 2. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1990.
- (16) ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 26, Annals of the ICRP 1977;1 (3), Pergamon Press, Oxford.
- (17) ICRP, 2003. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-

human Species. ICRP Publication 91. Ann. ICRP 33 (3).

(18) Iosjpe M, Brown J, Strand P. Modified approach for box modelling of radiological consequences from releases into marine environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 2002; 60, 91-103.

(19) Erica 2011. ERICA assessment tool. Østerås: Statens strålevern, 2011. <http://www.ERICA-tool.com/> (15.05.2011)

(20) Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the marine environment. EUR 15760 EN. Luxembourg: European commission, 1995.

(21) Brown J, Strand P, Hosseini A et al (red.). Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment. Deliverable report for the EC project FASSET (Contact No. FIGE-CT-2000-00102). Østerås: Statens strålevern, 2003a. [https://wiki.ceh.ac.uk/download/attachments/115802176/fasset\\_d5.pdf?version=1&modificationDate=1263905014000](https://wiki.ceh.ac.uk/download/attachments/115802176/fasset_d5.pdf?version=1&modificationDate=1263905014000) (1.6.2012)

(22) Hosseini A, Thørring H, Brown J.E, Saxén R., Ilus E. Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems – Default concentration ratios for aquatic biota in the Erica Tool. *Journal of Environmental Radioactivity* 99 (2008) 1408-1429 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X08000155> (25.5.2012)

(23) Brown JE, Thørring H, Hosseini A (eds.). The «EPIC» impact assessment framework: Towards the protection of the Arctic environment from the effects of ionising radiation. A deliverable report for EPIC (Environmental Protection from Ionising Contaminants in the Arctic). Contract No: ICA2-CT- 20000-10032. European Commission's Inco-Copernicus Programme. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2003b.

(24) Nullutslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten: Status og anbefalinger 2003. TA-1962. Oslo: Statens forurensningstilsyn, 2003.

<http://www.klif.no/publikasjoner/vann/1962/ta1962.pdf> (15.05.2012)

(25) Radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon. StrålevernRapport 1997:1. Østerås: Statens strålevern, 1997. <http://www.nrpa.no/dav/e56796e660.pdf> (14.05.2012)

(26) Strålberg E., Smith Varskog A. Th., Raaum A., Varskog P.. (2003). Naturlige radionuklider i det marine miljø – en oversikt over eksisterende kunnskap med vekt på Nordsjøområdet. Report by Norse Decom. ND/E-17-03. ISBN 82-92538-00-3

(27) Gäfvert T, Færevik I. Natural radioactivity in produced water from the Norwegian oil and gas industry in 2003. StrålevernRapport 2005:2. Østerås: Statens strålevern, 2005. <http://www.nrpa.no/dav/e7f4016993.pdf> (14.05.2012)

(28) Draft OSPAR Report on Discharges, Waste Handling and Air Emissions from Offshore Oil and Gas Installations in 2000-2001, London: OSPAR Commission, 2003

(29) Evans S. 1991. Impacts of the Chernobyl fallout in the Baltic Sea ecosystem. In: The Chernobyl fallout in Sweden. Edited by L Moberg, SSI, Sweden. ISBN 91-630-0721-5.

(30) Saxen R, Ilus E. Discharge of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr by Finnish rivers to the Baltic Sea, *Journal of Environmental Radioactivity* 2001; 54(2): 275-291.

(31) Iosjpe M. Reistad O, Amundsen I. Radioecological consequences of a potential accident during transport of radioactive materials along the Norwegian coastline StrålevernRapport 2007:3. Østerås: Statens strålevern, 2007. <http://www.nrpa.no/dav/ead131d0e4.pdf> (14.05.2012)

(32) Dowdall M, Standring WJF. Floating nuclear power plants and associated technologies in the northern areas. StrålevernRapport 2008:15. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority, 2008. <http://www.nrpa.no/dav/0e1f312fc9.pdf> (14.05.2012)

(33) Turvey FJ, Hone C. Storage of Liquid High-Level Radioactive Waste at Sellafield. RPII – 00/3. Dublin, Radiation Protection Institute of Ireland, 2000.

(34) The storage of liquid high level waste at BNFL, Sellafield. Merseyside, UK; Health and Safety Executive, Nuclear Safety Division, 2000.

(35) Amundsen I, Brekken A, Liland A. Utslipp av radioaktive stoffer fra Sellafieldanleggene. En gjennomgang av britiske myndigheters regulering av utslippstillatelser. StrålevernRapport 2003:2. Østerås: Statens strålevern, 2003.  
<http://www.nrpa.no/dav/774a64327b.pdf> (14.05.2012)

(36) Thørring H, Ytre-Eide MA, Liland A. Consequences in Norway after a hypothetical accident at Sellafield - Predicted impacts on the environment. StrålevernRapport 2010:13. Østerås: Statens strålevern, 2010.  
<http://www.nrpa.no/dav/9d9004bb5b.pdf> (14.05.2012)

(37) Russian Federation. The Russian Federal Law concerning bringing of the supplement into Federal Law «Use of Atomic Energy», 2002 (in Russian).

(38) Bergsten C. Fish- and game study, part B. The consumption of foods that may be important when assessing the dietary intake of mercury, cadmium and PCB/dioxins, with a focus on population groups living on the coast and in the inland of Norway. Oslo: Norwegian Food Safety Authority, 2003.  
[http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00016/Fisk\\_og\\_vilt\\_Fish\\_a\\_16664a.pdf](http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00016/Fisk_og_vilt_Fish_a_16664a.pdf) (14.05.2012)

(39) Joint FAO/WHO Food Standards Programme. Codex Alimentarius Commission, CAC. Appendix XXXI. Proposed draft revised Guideline Levels for Radionuclides in Foods Contaminated following a Nuclear or Radiological Emergency for Use in International Trade. I: Report of the 38<sup>th</sup> session of the Codex Committee on Food additives and contaminants, The Hague, Netherlands 24 – 28 April 2006. Roma: FAO/WHO, 2006:237-240.

[www.codexalimentarius.net/download/report/657/al29\\_12e.pdf](http://www.codexalimentarius.net/download/report/657/al29_12e.pdf) (14.05.2012)

(40) Brown JE, Hosseini A, Børretzen P, Thørring H. Development of a methodology for assessing the environmental impact of radioactivity in Northern Marine environments. Marine Pollution Bulletin 2006; 52(10): 1127–1137.

(41) Real A, Sundell-Bergman S, Knowles JF, Woodhead DS, Zinger I. Effects of ionising radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection. Journal of Radiological Protection 2004; 24: A123-A137.

(42) Iospe M., Reistad O., Liland A. Radioecological consequences after a hypothetical accident with release into the marine environment involving a Russian nuclear submarine in the Barents Sea StrålevernRapport 2011:3. Østerås: Statens strålevern, 2011.

(43) Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. IAEA, Technical reports series no. 422. Wien: International Atomic Energy Agency, IAEA, 2004. [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TRS422\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TRS422_web.pdf) (14.05.2012)

(44) Langtidseffekter av utslipp fra petroleumsvirksomheten (PROOFNY) <http://www.npd.no/Publikasjoner/Rapporter/Havet-og-kysten/Havet-og-kysten/Langtidseffekter-av-utslipp-fra-petroleumsvirksomheten-PROOFNY/>



Statens strålevern  
Norwegian Radiation Protection Authority

**StrålevernRapport 2012:1**

Strategisk plan 2012–2014

**StrålevernRapport 2012:2**

Virksomhetsplan 2012

**StrålevernRapport 2012:3**

Polonium-210 and other radionuclides in terrestrial, freshwater and brackish environments

**StrålevernRapport 2012:4**

Potential consequences in Norway after a hypothetical accident at Leningrad nuclear power plant

**StrålevernRapport 2012:5**

Roller, ansvar, krisehåndtering og utfordringer i norsk atomberedskap

**StrålevernRapport 2012:6**

Radioaktive stoffer – tilførsler, konsentrasjoner og mulige effekter i Norskehavet