


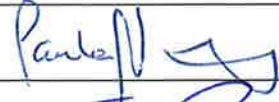

IFE/KR/F-2015/105



Eksponering av befolkning og miljø etter utslipp til vann av radioaktive stoffer fra TiZir Titanium & Iron AS sin virksomhet i Tyssedal



Institutt for energiteknikk

Rapportnummer IFE/KR/F-2015/105	Tilgjengelighet KONFIDENSIELL	Revisjonsnummer	Dato 29.06.2015
Klient/ Klient-referanse TiZir Titanium & Iron AS	Tilgjengelighet denne side KONFIDENSIELL	Antall eksemplarer 8 + elektronisk	Antall sider 22
Rapporttittel <b>Eksposering av befolkning og miljø etter utslipp til vann av radioaktive stoffer fra TiZir Titanium &amp; Iron AS sin virksomhet i Tyssedal</b>			
Sammendrag  Institutt for energiteknikk har på oppdrag fra TiZir gjennomført en miljørisikovurdering av utslipp av radioaktivitet til sjø, med fokus på konsekvenser for publikum og marint plante- og dyreliv. Miljørisikovurderingen har blitt utført med utgangspunkt i en enkel modellering av utslipp fra virksomheten i Tyssedal, med påfølgende eksponering av befolkning og biota.  I henhold til beregningene gjort i denne rapporten, kan det konkluderes med at utslipp til vann av radioaktive stoffer fra TiZir i Tyssedal i 2014 <ul style="list-style-type: none"> <li>ikke medfører noen ulempe for marint miljø,</li> <li>ikke medfører reell fare for økt kreftrisiko, herunder at det             <ul style="list-style-type: none"> <li>ikke medfører fare å bade ved strender i området.</li> <li>ikke medfører risiko for signifikante stråledoser til befolkningen selv etter inntak av fisk fra området, noe som i utgangspunktet er frarådet.</li> </ul> </li> </ul> Beregningene viser at doser til både biota og befolkningen er lave etter utslippene i 2014. Eksposering av befolkningen er godt under Strålevernforskriftens krav om at en enkelt virksomhet skal sørge for at enkeltindivider ikke eksponeres for mer enn 0,25 mSv per år. Eksposeringen av biota er under referanseverdier tilsvarende normal bakgrunn.		Distribusjon Elektronisk: TiZir IFE  Papir: TiZir (3 kopier)  Elisabeth Strålberg Paula Nunez Arkiv (2 kopier)  Bibliotek (1 kopi)	
	Navn	Signatur	
Utarbeidet av	Elisabeth Strålberg		
Kontrollert av	Paula Nunez		
Godkjent av	Tore Ramsøy		
Elektronisk arkivkode			

## Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>INNLEDNING</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>MODELLBESKRIVELSE</b> .....	<b>1</b>
2.1	KONSENTRASJON AV RADIONUKLIDER I VANN OG SEDIMENT.....	3
2.2	OPPTAK AV RADIONUKLIDER I BIOTA.....	5
<b>3</b>	<b>EKSPONERING AV BIOTA</b> .....	<b>7</b>
<b>4</b>	<b>EKSPONERING AV BEFOLKNINGEN</b> .....	<b>12</b>
4.1	REPRESENTATIVE PERSONER.....	12
4.2	DOSER FRA INNTAK AV SJØMAT.....	13
4.3	DOSER FRA OPPHOLD OVER KONTAMINERT SEDIMENT.....	14
4.4	RESULTATER AV DOSEBEREGNINGENE.....	15
<b>5</b>	<b>VURDERING AV RESULTATENE</b> .....	<b>16</b>
5.1	EKSPONERING AV BIOTA.....	16
5.2	EKSPONERING AV BEFOLKNING.....	16
<b>6</b>	<b>OPPSUMMERING</b> .....	<b>17</b>
<b>7</b>	<b>REFERANSER</b> .....	<b>18</b>

## 1 Innledning

TiZir Titanium & Iron AS driver et smelteverk i Tyssedal som produserer titandioksid-slagg og jern fra ilmenittmalm. I malmen som brukes som råvare finnes det naturlig radioaktivitet. Radioaktiviteten oppkonsentreres i noen av produktstrømmene gjennom den kjemiske separasjonen som skjer i prosessen. Drift av anlegget fører derfor til utslipp av radioaktive stoffer i større mengder enn unntaksgrensene gitt i *Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall* [1].

TiZir har søkt Statens strålevern om utslippstillatelse for radioaktive stoffer og har fått en utslippstillatelse [2] for utslipp av naturlig uran og thorium til Sørfjorden. I utslippstillatelsen tas det utgangspunkt i at uran og thorium er i radiologisk likevekt med alle sine datternuklider i alle utslippsstrømmene fra virksomheten. Tillatelsen krever likevel at TiZir undersøker alle utslipp for å kartlegge spesifikk og total aktivitet, og om det eventuelt er noen av datternuklidene som oppkonsentreres spesielt og i større mengder enn unntaksgrensene gitt i forskriften [1]. En slik kartlegging ble gjennomført av Institutt for energiteknikk (IFE) i 2014-2015 [3]. Gjennom denne kartleggingen har det blitt beregnet hvor store de reelle utslippene er av alle de ulike langlivede komponentene i uran- og thoriumseriene.

IFE har også blitt forespurt av TiZir om å gjennomføre miljørisikovurdering rundt utslipp av radioaktivitet til sjø, med fokus på hva virksomheten medfører av ulempe for publikum og marint plante- og dyreliv. Miljørisikovurderingen har blitt gjennomført med utgangspunkt i en enkel modellering av utslipp fra virksomheten i Tyssedal, med påfølgende eksponering av befolkning og biota.

## 2 Modellbeskrivelse

Modellberegningene har i dette arbeidet blitt basert på IAEAs anbefalinger i Safety Reports Series No. 19 *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment* [4]. Modellene her er beskrevet som et enkelt og konservativt verktøy for å kunne estimere konsekvenser ved utslipp av radioaktivitet fra en virksomhet. Beregningene er gjort med utgangspunkt i en utslippsrate på 1 Bq/år. Resultatet kan dermed enkelt multipliseres med faktisk utslipp for de enkelte nuklidene.

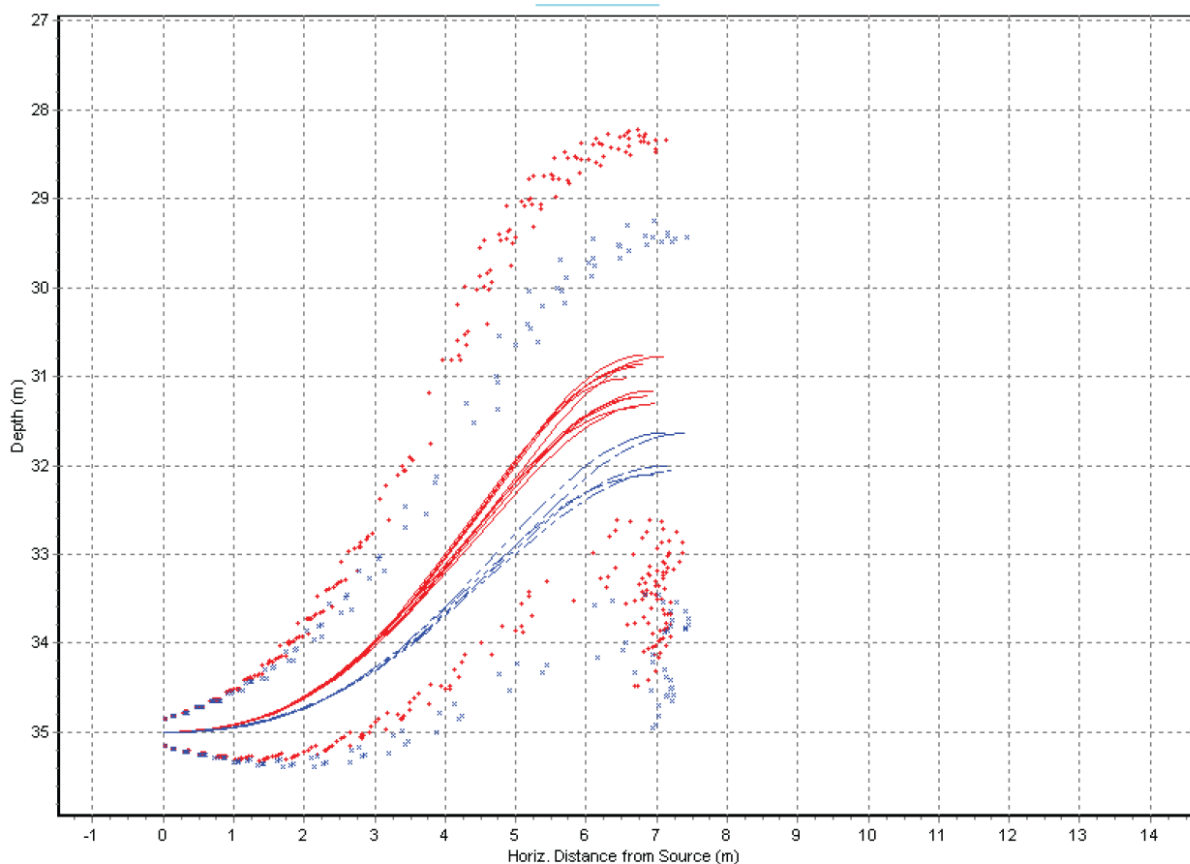
Eksponeringsveier som er vurdert er opphold på kontaminert sediment (strand) og inntak av sjømat (fisk) for den mest eksponerte delen av befolkningen (kritisk gruppe). Grunnet kostholdsråd for indre del av Sørfjorden er inntak av annen sjømat som blåskjell, krabbe eller hummer satt til null. Nærmeste offentlige badestrand ( $x_{strand}$ ) er ca. 3 km fra utslippspunktet. En typisk avstand til nærmeste fiskested har blitt opplyst fra TiZir å kunne settes til ca. 1 km ( $x_{fisk}$ ). Det er tatt utgangspunkt i at det her kun fanges fisk som lever i de øvre vannmassene da det er gitt kostholdsrestriksjoner for inntak av dypvannsfisk fanget i Sørfjorden. Fangststed for selvfanger dypvannsfisk er satt til 10 km fra utslippspunktet. Til tross for at dette egentlig er innenfor området for kostholdsrestriksjoner, observeres det lokale hobbyfiskere som fanger dypvannsfisk i denne avstanden fra virksomheten. Kostholdsrådene er oppsummert i [5].

Vanddybden ( $D$ ) ved utslippspunktet er 35 meter og korteste avstand fra utslippspunktet og inn til land er 89 meter ( $y_0$ ). I et notat fra NIVA til TiZir [6] oppgis 0,03 m/s som en typisk strømningshastighet ved utslippspunktet. I notatet refereres det til tidligere målinger gjort av

Molvær *et al.* [7]. Mengde suspendert sediment ( $S_s$ ) i vannet er i [8] og [9] gitt til å være i området 0,5-1 mg/L. I beregningene er det benyttet 0,5 mg/L.

Sørfjorden er påvirket av ferskvannstilførsel fra elvene i området, og det øverste vannlaget kan dermed ha lav salinitet, gjennomsnittlig ca. 10 ‰. Fra 10-15 m og dypere, er saliniteten høyere, som vanlig saltvann (> 30 ‰). Det er et tydelig skille mellom disse lagene det meste av året [10]. Utslippet fra TiZir skjer i det dypere sjiktet, og utslippet vil derfor i liten grad nå de øvre vannmasser. Molvær (2009) har gjennomført beregninger som tilsier at utslippsvannet i hovedsak vil være fanget mellom 24 og 34 meters dybde [6].

Modellen som benyttes i foreliggende rapport, beregner konsentrasjoner i vann kun basert på avstand fra utslippspunktet til det aktuelle stedet, strømningshastighet og utslippspunktets dybde. Uni Research har derfor foretatt modellberegninger av utslipp fra TiZir for å vurdere vertikalfordelingen [11]. Modellberegningene viser at utslippet aldri bryter overflaten, og at innlagringsdypet for utslippet ligger mellom 28 og 36 meter. Dette betyr at konsentrasjonen av utslippsvann i det øvre vannlaget vil være null (se figur 1). Imidlertid vil andre prosesser som ferskvannsavrenning, tidevann, vind og lufttrykk kunne medføre noe blanding av de ulike vannlagene, men modellen til Uni Research tar ikke hensyn til dette og graden av blanding er derfor ikke mulig å kvantifisere. Dersom den øvre delen av utslippet med tiden når brakkvannssjiktet, vil det først føres med den saktegående kompensasjonsstrømmen som går innover fjorden (mot sør), inntil det innblandes med den raskere utadgående strømmen (mot nord) og føres ut av fjorden [12].



**Figur 1** Simulert vertikal utslippsspredning fra utslippspunktet. Hver simulering er vist som et punkt (for utslippstemperaturene 30 °C og 40 °C, hhv. farget blått og rødt). Linjene er baserte på gjennomsnittet av simuleringene. Figuren er hentet fra [11], og flere detaljer om simuleringene finnes her.

For å ta høyde for at en mindre andel av utslippet når fram til et fiskested (overflate) og en strand henholdsvis 1 og 3 km unna, enn det avstand og strømningshastighet gir alene, er de modellberegnete konsentrasjonene i vannet ved disse avstandene multiplisert med en ekstra fortynningsfaktor.

- For et fiskested 1 km unna er fortynningsfaktoren satt til 1:1000, dvs. at konsentrasjonen av utslippsvann i de øvre 15 meterne vil være 1000 ganger lavere enn i de dypere lagene. Dette ansees å være tilstrekkelig konservativt, da modellberegninger viser at utslippet primært vil være innlagret mellom 28 og 36 meters dybde, men at noe miksing likevel kan forekomme grunnet de overnevnte prosesser.
- Den samme antakelsen er gjort for en strand 3 km unna; konsentrasjonen av utslippsvann i overflatevannet satt til en tusendel av konsentrasjonen i de dypere lagene.
- En tilsvarende reduksjon er ikke foretatt for fiske lenger unna, da det er antatt at det her fiskes fra det dypere vannlaget.

En oversikt over de benyttede parameterne er gitt i tabell 1.

Tabell 1 Parametere benyttet i beregningene.

Parameter	Betegnelse	Verdi
$D$	Dybde ved utslippspunkt	35 m
$y_0$	Avstand inn til land fra utslippspunkt	89 m
$x_{strand}$	Avstand til nærmeste strand	3 km
$x_{fiskm\ overflate}$	Avstand til nærmeste fiskested (overflatefiske)	1 km
$x_{fisk, dypvann}$	Avstand til nærmeste fiskested (dypvannsfiske)	10 km
$U$	Strømningshastighet	0,03 m/s
$F$	Fortynningsfaktor til øvre vannlag	1:1000
$S_s$	Suspendert sediment	0,0005 g/L
$\lambda_i$	Radioaktive decaykonstant for nuklide $i$ ( $s^{-1}$ )	Se tabell 2
$Q_i$	Gjennomsnittlig utslippsrate, satt til 1 Bq/år	$3,17 \times 10^{-8}$ Bq/s

## 2.1 Konsentrasjon av radionuklider i vann og sediment

Konsentrasjon av radionuklider i vannmassene ved et fiskested (dypvann) kan beregnes i henhold til følgende likning:

$$C_{w,tot} = \frac{962U^{0,17}Q_i}{Dx^{1,17}} \exp\left(-\frac{\lambda_i x_{fisk}}{U}\right) \quad (1)$$

For å beregne konsentrasjon av radionuklider i vannmassene langsmed kysten (strand), benyttes følgende formel:

$$C_{w,tot} = \frac{962U^{0,17}Q_i}{Dx^{1,17}} \exp\left(\frac{(-7,28 \times 10^5)U^{2,34}y_0^2}{x^{2,34}}\right) \exp\left(-\frac{\lambda_i x_{fisk}}{U}\right) \quad (2)$$

For å beregne konsentrasjonen i overflatevann, har konsentrasjonen på dypt vann blitt multiplisert med 0,001 for å ta høyde for liten utveksling mellom de to lagene.

Likningene (1) og (2) gir total aktivitetskonsentrasjon, inkludert radionuklider adsorbent på sedimentpartikler. IAEA [4] anbefaler å benytte denne totalkonsentrasjonen i beregninger av opptak i fisk og skalldyr, da dette vil være en konservativ tilnærming. For konsentrasjon av radionuklider på sediment (strand) må man imidlertid ta hensyn til utvekslingen mellom radionuklider løst i vann og adsorbent på sedimenter. Denne kan beskrives ved hjelp av konsentrasjonsfaktorer,  $K_d$ , for de enkelte nuklidene. For en gitt radionuklide er  $K_d$  definert som

$$K_d = \frac{\text{konsentrasjon av nukliden i sediment [Bq/kg]}}{\text{konsentrasjon av nukliden løst i vann [Bq/L]}} \quad (3)$$

Verdier for  $K_d$  er avhengig av sedimenttype, vannkvalitet og andre forhold. Det anbefales derfor å benytte stedsspesifikke konsentrasjonsfaktorer dersom disse eksisterer. Slike er ikke kjent for Sørfjorden. Grunnet mangelfullt datagrunnlag for  $K_d$ -verdier i brakkevann, er det benyttet verdier for saltvann da dette gir de mest konservative doseanslagene. Benyttede  $K_d$ -verdier er gitt i tabell 2 og her hentet fra IAEA [13].

Tabell 2 Element- og nuklidespesifikke parametere benyttet ved beregning av vann- og sedimentkonsentrasjoner.

Nuklide	$K_d$ [13] [Bq·kg <sup>-1</sup> /Bq·L <sup>-1</sup> ]	Halveringstid, [14] $T_{1/2}$ [år]	$\lambda (= \ln 2 / T_{1/2})$ [s <sup>-1</sup> ]
<sup>210</sup> Po	2,0 x 10 <sup>7</sup>	0,379	5,80 x 10 <sup>-08</sup>
<sup>210</sup> Pb	1,0 x 10 <sup>5</sup>	22,23	9,88 x 10 <sup>-10</sup>
<sup>226</sup> Ra	2,0 x 10 <sup>3</sup>	1600	1,37 x 10 <sup>-11</sup>
<sup>228</sup> Ra	2,0 x 10 <sup>3</sup>	5,75	3,82 x 10 <sup>-09</sup>
<sup>228</sup> Th	3,0 x 10 <sup>6</sup>	1,91	1,15 x 10 <sup>-08</sup>
<sup>230</sup> Th	3,0 x 10 <sup>6</sup>	75380	2,91 x 10 <sup>-13</sup>
<sup>232</sup> Th	3,0 x 10 <sup>6</sup>	1,40 x 10 <sup>10</sup>	1,57 x 10 <sup>-18</sup>
<sup>234</sup> U	1,0 x 10 <sup>3</sup>	2,46 x 10 <sup>05</sup>	8,95 x 10 <sup>-14</sup>
<sup>235</sup> U	1,0 x 10 <sup>3</sup>	7,04 x 10 <sup>08</sup>	3,12 x 10 <sup>-17</sup>
<sup>238</sup> U	1,0 x 10 <sup>3</sup>	4,47 x 10 <sup>09</sup>	4,92 x 10 <sup>-18</sup>

Konsentrasjon av radionuklider i strandsediment er gitt ved følgende formel:

$$C_{s,s} = \frac{(0,1)(0,001)K_d \times 60 \times C_{w,tot}}{1 + 0,001S_s K_d} \times \frac{1 - e^{-\lambda_i T_e}}{\lambda_i T_e} \quad (4)$$

der  $T_e$  er effektiv akkumuleringstid, her satt til ett år (3,156 x 10<sup>7</sup> sekunder).

Resultatet av beregningene er gitt i tabell 3.

Tabell 3 Vann- og sedimentkonsentrasjoner ved en utslippsrate på 1 Bq/år.

Nuklide	Konsentrasjon i vann ( $C_{w,tot}$ )			Konsentrasjon i sediment ( $C_{s,s}$ ) 3 km På strand [Bq/m <sup>2</sup> ]
	1 km, overfl. Fiskested [Bq/m <sup>3</sup> ]	10 km, dypv. Fiskested [Bq/m <sup>3</sup> ]	3 km Ved strand [Bq/m <sup>3</sup> ]	
<sup>210</sup> Po	$1,5 \times 10^{-13}$	$9,8 \times 10^{-12}$	$4,0 \times 10^{-14}$	$2,0 \times 10^{-10}$
<sup>210</sup> Pb	$1,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$2,3 \times 10^{-11}$
<sup>226</sup> Ra	$1,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$4,9 \times 10^{-13}$
<sup>228</sup> Ra	$1,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$4,6 \times 10^{-13}$
<sup>228</sup> Th	$1,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,0 \times 10^{-14}$	$2,4 \times 10^{-10}$
<sup>230</sup> Th	$1,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$2,9 \times 10^{-10}$
<sup>232</sup> Th	$1,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$2,9 \times 10^{-10}$
<sup>234</sup> U	$1,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$2,4 \times 10^{-13}$
<sup>235</sup> U	$1,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$2,4 \times 10^{-13}$
<sup>238</sup> U	$1,5 \times 10^{-13}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$2,4 \times 10^{-13}$

## 2.2 Opptak av radionuklider i biota

Konsentrasjonen av radionuklide  $i$  i biota etter et utslipp til vann kan beregnes etter formelen

$$C_{biota,i} = \frac{C_{w,tot,i} \times B_{p,i}}{1000} \quad (5)$$

der

$C_{biota,i}$  er konsentrasjonen av radionuklide  $i$  i relevant biota (Bq/kg)

$C_{w,tot,i}$  er vannkonsentrasjonen av radionuklide  $i$  som beskrevet i kapittel 2.1 (Bq/m<sup>3</sup>)

$B_{p,i}$  er bioakkumuleringsfaktoren for radionuklide  $i$  til relevant biota (Bq·kg<sup>-1</sup> / Bq·L<sup>-1</sup> = L/kg)

1000 er konverteringsfaktor fra m<sup>3</sup> til liter

Bioakkumuleringsfaktoren,  $B_p$ , beskriver likevektsforholdet mellom konsentrasjonen av radionukliden i biota og vann (Bq·kg<sup>-1</sup> / Bq·L<sup>-1</sup> = L/kg). Publiserte verdier kan variere veldig, ofte flere størrelsesordener for samme radionuklide og organisme. For beregning av doser til befolkningen har anbefalte verdier fra IAEA [13] blitt benyttet. Verdiene baserer seg på opptak fra saltvann til spiselige deler av organismen. Verdier for saltvann er valgt da det ikke eksisterer datasett for brakkevann, og da dette gir det mest konservative anslag for opptak i fisk. For beregning av doser til biota, er det relevant å ta hensyn til konsentrasjonen i hele organismen, ikke bare de delene som konsumeres av mennesker. Slike verdier er publisert av ICRP [15].

Tabell 4 gir en oversikt over benyttede  $B_p$ -faktorer for fisk (spiselige deler og hel), krabbe (hel) og tang.



Tabell 4 Bioakkumuleringsfaktorer for ulike typer biota ([13], [15]).

Nuklide	Fisk (spiselig del) [L/kg]	Fisk (hel) [L/kg]	Krabbe (hel) [L/kg]	Tang [L/kg]
<sup>210</sup> Po	2000	12000	4200	710
<sup>210</sup> Pb	200	3300	3400	2000
<sup>226</sup> Ra	100	63	73	44
<sup>228</sup> Ra	100	63	73	44
<sup>228</sup> Th	600	1300	1000	2400
<sup>230</sup> Th	600	1300	1000	2400
<sup>232</sup> Th	600	1300	1000	2400
<sup>234</sup> U	1	4	6,2	29
<sup>235</sup> U	1	4	6,2	29
<sup>238</sup> U	1	4	6,2	29

### 3 Eksponering av biota

Eksponering av biota i resipienten kan skje både ved ekstern eksponering fra radioaktivitet i omkringliggende vannmasser, og ved intern eksponering etter inntak av radioaktive stoffer. Som referanseorganismer brukes fisk, skalldyr (krabbe) og brunalger (tang).

Norsk lovgivning gir ingen begrensninger for eksponering av biota. Imidlertid har den internasjonale strålevernkommisjonen, ICRP, nylig gitt ut anbefalinger om beskyttelse av miljøet under ulike eksponeringssituasjoner [16]. Det skilles mellom eksisterende eksponering og planlagt eksponering. Utslippene fra TiZir vil i denne sammenheng være å anse som planlagte.

Begrepet *Derived Consideration Reference Levels (DCRL)* innføres for ulike arter i form av et doserateområde hvor skadelige effekter kan oppstå. I en planlagt eksponering skal nedre grense for dette området brukes som referansepunkt. I tabell 5 er *DCRL* vist for tre aktuelle arter.

Tabell 5 Doserate og *DCRL* for tre aktuelle organismer [16].

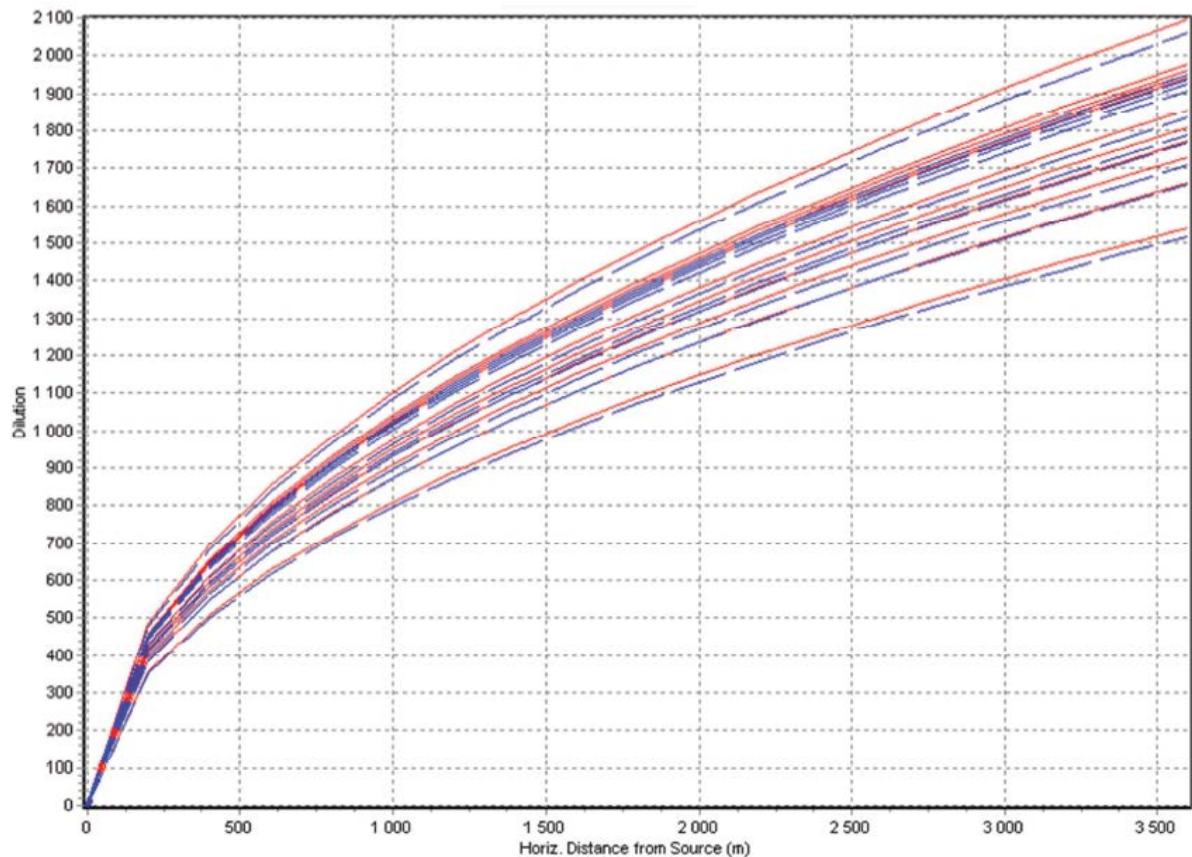
Doserate [mGy/døgn]	Flatfisk	Krabbe	Brunalge (tang)
>1000	Mortalitet: Voksen: LD <sub>50/50</sub> 30 Gy, Egg: LD <sub>50</sub> 1 Gy	Mortalitet voksen: LD <sub>50/40</sub> 420 Gy	Skadelige effekter forventet ved særlig høye doserater. Ingen LD <sub>50</sub> -data
100-1000	Noe mortalitet i yngel	Sannsynlig reduksjon i vekst og reproduksjonsevne	Effekt på vekstrate
10-100	Redusert reproduksjonsevne	Ingen informasjon	Mulig effekt på vekstrate og reproduksjonsevne
1-10	Redusert fertilitet hos hanner	Ingen informasjon	Mulig effekt på vekstrate
0,1-1	Ingen informasjon	Ingen informasjon	Ingen informasjon
0,01-0,1	Ingen informasjon	Ingen informasjon	Ingen informasjon
<0,01	Naturlig bakgrunn	Naturlig bakgrunn	Naturlig bakgrunn

LD<sub>50</sub>: 50 % av populasjonen vil dø.

LD<sub>50/50</sub>: 50 % av populasjonen vil dø i løpet av 50 dager.

LD<sub>50/40</sub>: 50 % av populasjonen vil dø i løpet av 40 dager.

For å velge en konservativ tilnærming har beregning av doser blitt utført for biota som permanent oppholder seg i en avstand på ca 50 meter fra utslippspunktet, her er senterfortynningen beregnet av UniResearch til å være ca 100 X (se figur 2, [11]). Det er i beregningene tatt utgangspunkt i reelle konsentrasjoner i utslippsvannet fra 2014. Der det er målt på flere utslippsprøver, er høyeste måleresultat benyttet. Der nukliden ikke er detektert, er høyeste deteksjonsgrense benyttet. Dersom deteksjonsgrensen for én prøve er høyere enn måletallet for en annen prøve (samme nuklide) er deteksjonsgrensen benyttet. Det er kun beregnet doser etter utslipp fra SO<sub>2</sub>-vasker, da det er høyere aktivitetskonsentrasjoner samt større vannvolum her enn i utslippet fra slamreanseanlegget (se tabell 6).



Figur 2 Simulerte fortynninger av utslippet fra TiZir. Simuleringene er vist for utslippstemperaturene 30 °C og 40 °C, hhv. farget blått og rødt. Figuren er hentet fra [11], og flere detaljer om simuleringene finnes her.

Tabell 6 Utgangspunkt for beregning av doser til biota, data gitt i [17]. Tall i kursiv representerer deteksjonsgrenser og ikke målte konsentrasjoner.

Nuklide	Konsentrasjon i utslippsvann fra slamreanseanlegg [Bq/l]	Konsentrasjon i utslippsvann fra SO <sub>2</sub> -vasker [Bq/l]
<sup>210</sup> Po	0,0054	0,24
<sup>210</sup> Pb	0,0074	0,0110
<sup>226</sup> Ra	0,018	0,013
<sup>228</sup> Ra	*)	*)
<sup>228</sup> Th	0,0020	0,0028
<sup>230</sup> Th	0,00017	0,00053
<sup>232</sup> Th	0,00012	0,00022
<sup>234</sup> U	0,00030	0,049
<sup>235</sup> U	0,00023	0,0020
<sup>238</sup> U	0,00030	0,044

\*) Resultater foreligger ikke på nåværende tidspunkt

Da det er valgt en konservativ tilnærming ved beregningene, vil de reelle dosene til biota åpenbart ligge godt under de oppgitte resultatene. Til opplysning vil fortynningen 500 meter unna være 550-800 X, og 1400-1900 X 3 km unna utslippspunktet (se figur 2, [11]).

Doserate fra ekstern eksponering av biota beregnes etter følgende formel:

$$DR_{ekstern,i} = C_{50\ meter,i} \times DCC_{ekstern,i} \quad (6)$$

Opptak i biota beregnes etter følgende formel:

$$C_{biota-hele\ org.,i} = C_{50\ meter,i} \times B_{p-hele\ org.,i} \quad (7)$$

Videre beregnes intern eksponering:

$$DR_{intern,i} = C_{biota-hele\ org.,i} \times DCC_{intern,i} \quad (8)$$

der

$DR_{ekstern,i}$	er doseraten til relevant biota fra ekstern eksponering ( $\mu\text{Gy/h}$ )
$DR_{intern,i}$	er doseraten til relevant biota fra intern eksponering ( $\mu\text{Gy/h}$ )
$C_{50\ meter,i}$	er konsentrasjonen av radionuklide $i$ i vann 50 meter unna utslippspunktet (Bq/liter $\approx$ Bq/kg), dvs 1/100 av verdiene i tabell 6
$C_{biota-hele\ org.,i}$	er konsentrasjonen av radionuklide $i$ i relevant biota (Bq/kg)
$B_{p-hele\ org.,i}$	er bioakkumuleringsfaktoren for radionuklide $i$ til relevant biota ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1} / \text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$ ), se tabell 4
$DCC_{ekstern,i}$	er dosefaktoren for ekstern eksponering av relevant biota ( $\mu\text{Gy h}^{-1} / \text{Bq kg}^{-1}$ ), se tabell 7
$DCC_{intern,i}$	er dosefaktoren for intern eksponering av relevant biota ( $\mu\text{Gy h}^{-1} / \text{Bq kg}^{-1}$ ), se tabell 7

Dosefaktorer for referanseorganismene er hentet fra Ulanovsky og Pröhl (2008) [17]. Disse er oppsummert i tabell 7. Det er tatt hensyn til bidrag fra relevante datternuklider.

Resultatene fra beregningene er gitt i tabellene 8-10, og viser at selv ved permanent opphold 50 meter fra utslippsledningen, vil eksponeringen av referanseorganismene, ved utslippskonsentrasjoner tilsvarende de i 2014, være godt under referanseverdiene (DCRL) for naturlig bakgrunn gitt i [16].

Tabell 7 Dosefaktorer (DCC = Dose Conversion Coefficients) for referanseorganismer i  $\mu\text{Gy h}^{-1} / \text{Bq kg}^{-1}$ , intern og ekstern eksponering [17].

Nuklide	Fisk		Krabbe		Brunalge (tang)	
	Ekstern	Intern	Ekstern	Intern	Ekstern	Intern
$^{210}\text{Po}$	$4,4 \times 10^{-9}$	$3,1 \times 10^{-3}$	$4,3 \times 10^{-9}$	$3,1 \times 10^{-3}$	$4,9 \times 10^{-9}$	$3,1 \times 10^{-3}$
$^{210}\text{Pb}$ <sup>1)</sup>	$4,9 \times 10^{-6}$	$2,4 \times 10^{-4}$	$4,5 \times 10^{-6}$	$2,4 \times 10^{-4}$	$4,7 \times 10^{-5}$	$2,0 \times 10^{-4}$
$^{226}\text{Ra}$ <sup>2)</sup>	$9,4 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-2}$	$9,2 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-2}$
$^{228}\text{Ra}$ <sup>3)</sup>	$5,1 \times 10^{-4}$	$3,4 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-4}$	$3,5 \times 10^{-4}$	$6,0 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-4}$
$^{228}\text{Th}$ <sup>4)</sup>	$8,4 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-2}$	$8,3 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,9 \times 10^{-2}$
$^{230}\text{Th}$	$2,8 \times 10^{-7}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$2,6 \times 10^{-7}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$6,3 \times 10^{-7}$	$2,7 \times 10^{-3}$
$^{232}\text{Th}$	$1,7 \times 10^{-7}$	$2,3 \times 10^{-3}$	$1,6 \times 10^{-7}$	$2,3 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-7}$	$2,3 \times 10^{-3}$
$^{234}\text{U}$	$2,0 \times 10^{-7}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-7}$	$2,8 \times 10^{-3}$	$6,6 \times 10^{-7}$	$2,8 \times 10^{-3}$
$^{235}\text{U}$ <sup>5)</sup>	$8,6 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$8,4 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-4}$	$2,7 \times 10^{-3}$
$^{238}\text{U}$ <sup>6)</sup>	$3,4 \times 10^{-5}$	$2,9 \times 10^{-3}$	$3,1 \times 10^{-5}$	$2,9 \times 10^{-3}$	$1,7 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-3}$

- 1) Inkluderer også bidrag fra  $^{210}\text{Bi}$ .  
 2) Inkluderer også bidrag fra  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  og  $^{214}\text{Po}$ .  
 3) Inkluderer også bidrag fra  $^{228}\text{Ac}$ .  
 4) Inkluderer også bidrag fra  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{216}\text{Po}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$ ,  $^{212}\text{Po}$  og  $^{208}\text{Tl}$ .  
 5) Inkluderer også bidrag fra  $^{231}\text{Th}$ .  
 6) Inkluderer også bidrag fra  $^{234}\text{Th}$ ,  $^{234\text{m}}\text{Pa}$  og  $^{234}\text{Pa}$ .

Tabell 8 Dose til fisk som lever permanent i en avstand på ca. 50 meter fra utslippsledningen ( $\text{SO}_2$ -vasker).

Nuklide	Konsentrasjon i fisk [Bq/kg]	Eksponering [ $\mu\text{Gy/h}$ ]		Totalt [ $\mu\text{Gy/h}$ ]
		Ekstern	Intern	
$^{210}\text{Po}$	29	$1,1 \times 10^{-11}$	$8,9 \times 10^{-2}$	$8,9 \times 10^{-2}$
$^{210}\text{Pb}$	0,36	$5,4 \times 10^{-10}$	$8,7 \times 10^{-5}$	$8,7 \times 10^{-5}$
$^{226}\text{Ra}$	0,0082	$1,2 \times 10^{-7}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-4}$
$^{228}\text{Ra}$	*)	*)	*)	*)
$^{228}\text{Th}$	0,036	$2,4 \times 10^{-8}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$6,9 \times 10^{-4}$
$^{230}\text{Th}$	0,0069	$1,5 \times 10^{-12}$	$1,9 \times 10^{-5}$	$1,9 \times 10^{-5}$
$^{232}\text{Th}$	0,0029	$3,7 \times 10^{-13}$	$6,6 \times 10^{-6}$	$6,6 \times 10^{-6}$
$^{234}\text{U}$	0,0020	$9,8 \times 10^{-11}$	$5,5 \times 10^{-6}$	$5,5 \times 10^{-6}$
$^{235}\text{U}$	0,00008	$1,7 \times 10^{-9}$	$2,2 \times 10^{-7}$	$2,2 \times 10^{-7}$
$^{238}\text{U}$	0,0018	$1,5 \times 10^{-8}$	$5,1 \times 10^{-6}$	$5,1 \times 10^{-6}$
<b>Sum per time</b>				<b>0,090 <math>\mu\text{Gy/h}</math></b>
<b>Sum per døgn</b>				<b>0,0022 mGy/døgn</b>
<b>DCRL, flatfisk: Naturlig bakgrunn under</b>				<b>0,01 mGy/døgn</b>

\*) Resultater for denne nukliden i utslippsvannet foreligger ikke på nåværende tidspunkt

Tabell 9 Dose til krabbe som lever permanent i en avstand på ca. 50 meter fra utslippsledningen (SO<sub>2</sub>-vasker).

Nuklide	Konsentrasjon i krabbe [Bq/kg]	Eksposering [μGy/h]		Totalt [μGy/h]
		Ekstern	Intern	
<sup>210</sup> Po	10	1,0 x 10 <sup>-11</sup>	3,1 x 10 <sup>-2</sup>	3,1 x 10 <sup>-2</sup>
<sup>210</sup> Pb	0,37	5,0 x 10 <sup>-10</sup>	9,0 x 10 <sup>-5</sup>	9,0 x 10 <sup>-5</sup>
<sup>226</sup> Ra	0,0095	1,2 x 10 <sup>-7</sup>	1,3 x 10 <sup>-4</sup>	1,3 x 10 <sup>-4</sup>
<sup>228</sup> Ra	*)	*)	*)	*)
<sup>228</sup> Th	0,028	2,3 x 10 <sup>-8</sup>	5,3 x 10 <sup>-4</sup>	5,3 x 10 <sup>-4</sup>
<sup>230</sup> Th	0,0053	1,4 x 10 <sup>-12</sup>	1,4 x 10 <sup>-5</sup>	1,4 x 10 <sup>-5</sup>
<sup>232</sup> Th	0,0022	3,5 x 10 <sup>-13</sup>	5,1 x 10 <sup>-6</sup>	5,1 x 10 <sup>-6</sup>
<sup>234</sup> U	0,0030	8,8 x 10 <sup>-11</sup>	8,5 x 10 <sup>-6</sup>	8,5 x 10 <sup>-6</sup>
<sup>235</sup> U	0,00012	1,7 x 10 <sup>-9</sup>	3,3 x 10 <sup>-7</sup>	3,4 x 10 <sup>-7</sup>
<sup>238</sup> U	0,0027	1,4 x 10 <sup>-8</sup>	7,9 x 10 <sup>-6</sup>	7,9 x 10 <sup>-6</sup>
<b>Sum per time</b>				<b>0,032 μGy/h</b>
<b>Sum per døgn</b>				<b>0,00077 mGy/døgn</b>
<b>DCRL, krabbe: Naturlig bakgrunn under</b>				<b>0,01 mGy/døgn</b>

\*) Resultater for denne nukliden i utslippsvannet foreligger ikke på nåværende tidspunkt

Tabell 10 Dose til brunalge (tang) som lever permanent i en avstand på ca. 50 meter fra utslippsledningen (SO<sub>2</sub>-vasker).

Nuklide	Konsentrasjon i brunalge [Bq/kg]	Eksposering [μGy/h]		Totalt [μGy/h]
		Ekstern	Intern	
<sup>210</sup> Po	1,7	1,2 x 10 <sup>-11</sup>	5,3 x 10 <sup>-3</sup>	5,3 x 10 <sup>-3</sup>
<sup>210</sup> Pb	0,22	5,2 x 10 <sup>-9</sup>	4,4 x 10 <sup>-5</sup>	4,4 x 10 <sup>-5</sup>
<sup>226</sup> Ra	0,0057	1,4 x 10 <sup>-7</sup>	8,0 x 10 <sup>-5</sup>	8,0 x 10 <sup>-5</sup>
<sup>228</sup> Ra	*)	*)	*)	*)
<sup>228</sup> Th	0,067	2,8 x 10 <sup>-8</sup>	1,3 x 10 <sup>-3</sup>	1,3 x 10 <sup>-3</sup>
<sup>230</sup> Th	0,013	3,3 x 10 <sup>-12</sup>	3,4 x 10 <sup>-5</sup>	3,4 x 10 <sup>-5</sup>
<sup>232</sup> Th	0,0053	1,1 x 10 <sup>-12</sup>	1,2 x 10 <sup>-5</sup>	1,2 x 10 <sup>-5</sup>
<sup>234</sup> U	0,014	3,2 x 10 <sup>-10</sup>	4,0 x 10 <sup>-5</sup>	4,0 x 10 <sup>-5</sup>
<sup>235</sup> U	0,00058	2,0 x 10 <sup>-9</sup>	1,6 x 10 <sup>-6</sup>	1,6 x 10 <sup>-6</sup>
<sup>238</sup> U	0,013	7,5 x 10 <sup>-8</sup>	3,5 x 10 <sup>-5</sup>	3,5 x 10 <sup>-5</sup>
<b>Sum per time</b>				<b>0,0068 μGy/h</b>
<b>Sum per døgn</b>				<b>0,00016 mGy/døgn</b>
<b>DCRL, brunalge: Naturlig bakgrunn under</b>				<b>0,01 mGy/døgn</b>

\*) Resultater for denne nukliden i utslippsvannet foreligger ikke på nåværende tidspunkt

## 4 Eksponering av befolkningen

Strålevernforskriften [18], paragraf 6, setter følgende begrensning når det gjelder eksponering av allmenheten:

*«En virksomhet skal planlegge strålingen og sine skjermingstiltak, slik at det ikke skjer eksponering til allmennheten fra virksomheten som kan innebære at individ blir eksponert for mer enn 0,25 mSv/år.»*

Det beregnes doser fra to eksponeringsveier, konsum av fisk og opphold over kontaminerte sedimenter. Konsum av annen sjømat er ikke inkludert i beregningen grunnet gjeldende kostholdsråd for Sjøfjorden (oppsummert i [5]). Bading og opphold i båt antas å gi neglisjerbare doser i forhold til konsum av fisk og opphold over kontaminerte sedimenter [4]. Vannet i Sjøfjorden benyttes heller ikke som drikkevannskilde, og denne eksponeringsveien har derfor heller ikke blitt inkludert.

### 4.1 Representative personer

Identifisering av representative personer (kritisk gruppe) og deres vaner og kosthold har stor betydning for beregningen av stråledoser. For å gjøre et overslag over inntak av fisk hos storforbrukere, har data fra en fisk- og viltundersøkelse fra år 2000 blitt benyttet. Resultater fra denne er referert i en rapport fra Vitenskapskomiteén for mattrygghet (VKM) i 2006 [19]. 5000 personer fra 14 kyst- og 13 innlandskommuner besvarte i denne undersøkelsen et semikvantitativt matvarefrekvensskjema. Data for median konsum for kystbefolkningen har blitt benyttet som et estimat for inntak av selvfanger fisk fra ytre deler av Sjøfjorden hos storkonsumenter. 95-persentilen er bevisst ikke benyttet grunnet kostholdsrådene for Sjøfjorden [5]. Blant kystbefolkningen oppgav ca. 60 % at de anskaffet mer enn halvdelen av all konsumert fisk selv, som selvfiske eller gave. En oversikt over dataene er gitt i tabell 11. Til tross for kostholdsrådene for indre del av Sjøfjorden, observeres det likevel en del som fisker i området. I beregningene er det derfor inkludert inntak av overflatefisk fanget i en avstand på 1 km fra utslippspunktet på 2 kg per år. Dette må ansees å være konservativt da inntak av fisk fanget i området frarådes.

Tabell 11 Inntak av sjømat hos kystbefolkningen [19].

Sjømat	Konsum			
	Median		95-persentil	
Fisk	60 g per dag	22 kg per år	154 g per dag	56 kg per år
Menn	67 g per dag		174 g per dag	
Kvinner	53 g per dag		134 g per dag	

Opphold på kontaminerte sedimenter vil i hovedsak dreie seg om opphold på strand i sommerhalvåret. Ved å anta at ivrige strandbrukere benytter fem timer hver dag på stranden i løpet av åtte ukers sommerferie (skoleungdom), samt en del timer utover dette i helger utenom sommerferien, kan oppholdstid for representative personer anslås å være 300 timer i løpet av et år.

Ut fra betraktninger i teksten over samt dataene i tabell 11 er følgende parametere lagt til grunn for beregningene av dose til representative personer:

- Inntak av selvfanget dypvannsfisk, 10 km fra utslippspunkt (antar ca. 60 % selvfanget): 15 kg per år
- Inntak av selvfanget overflatefisk, 1 km fra utslippspunkt: 2 kg per år
- Opphold på strand (kontaminert sediment): 300 timer per år

## 4.2 Doser fra inntak av sjømat

Doser fra inntak av sjømat beregnes etter formelen:

$$E_{ing,biota,i} = C_{biota,i} H_p DF_{ing,i} \quad (9)$$

der

- $E_{ing,biota,i}$  er årlig dose fra konsum av relevant biota (Sv/år)
- $C_{biota,i}$  er konsentrasjonen av radionuklide  $i$  i spiselige deler av relevant biota (Bq/kg), se tabell 12
- $H_p$  er årlig inntak av relevant biota (kg/år), se kapittel 4.1
- $DF_{ing,i}$  er dosefaktoren for oralt inntak av radionuklide  $i$  (Sv/ Bq), se tabell 13

Resultat av beregninger av opptak i fisk er gitt i tabell 12. Det benyttes anbefalte dosefaktorer for voksne for oralt inntak fra ICRP [20]. Disse er oppsummert i tabell 13. Resultat fra doseberegningene er gitt i tabell 15.

Tabell 12 Konsentrasjon av radionuklider i fisk (spiselige deler) etter utslipp av 1 Bq/år.

Nuklide	Fisk, overflate, 1 km [Bq/kg]	Fisk, dypvann, 10 km [Bq/kg]
<sup>210</sup> Po	$3,0 \times 10^{-13}$	$2,0 \times 10^{-11}$
<sup>210</sup> Pb	$3,0 \times 10^{-14}$	$2,0 \times 10^{-12}$
<sup>226</sup> Ra	$1,5 \times 10^{-14}$	$1,0 \times 10^{-12}$
<sup>228</sup> Ra	$1,5 \times 10^{-14}$	$1,0 \times 10^{-12}$
<sup>228</sup> Th	$8,9 \times 10^{-14}$	$6,0 \times 10^{-12}$
<sup>230</sup> Th	$8,9 \times 10^{-14}$	$6,0 \times 10^{-12}$
<sup>232</sup> Th	$8,9 \times 10^{-14}$	$6,0 \times 10^{-12}$
<sup>234</sup> U	$1,5 \times 10^{-16}$	$1,0 \times 10^{-14}$
<sup>235</sup> U	$1,5 \times 10^{-16}$	$1,0 \times 10^{-14}$
<sup>238</sup> U	$1,5 \times 10^{-16}$	$1,0 \times 10^{-14}$



Tabell 13 Benyttede dosefaktorer fra ICRP for oralt inntak hos voksne [20].

Nuklide	Dosefaktor $DF_{ing}$ [Sv/Bq]	Inkluderer bidrag fra følgende datternuklider
$^{210}\text{Po}$	$1,2 \times 10^{-6}$	-
$^{210}\text{Pb}$	$6,9 \times 10^{-7}$	$^{210}\text{Bi}$
$^{226}\text{Ra}$	$2,8 \times 10^{-7}$	$^{222}\text{Rn}$ , $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Pb}$ , $^{214}\text{Bi}$ , $^{214}\text{Po}$
$^{228}\text{Ra}$	$6,9 \times 10^{-7}$	$^{228}\text{Ac}$
$^{228}\text{Th}$	$1,4 \times 10^{-7}$	$^{224}\text{Ra}$ , $^{220}\text{Rn}$ , $^{216}\text{Po}$ , $^{212}\text{Pb}$ , $^{212}\text{Bi}$ , $^{212}\text{Po}$ , $^{208}\text{Tl}$
$^{230}\text{Th}$	$2,1 \times 10^{-7}$	-
$^{232}\text{Th}$	$2,3 \times 10^{-7}$	-
$^{234}\text{U}$	$4,9 \times 10^{-8}$	-
$^{235}\text{U}$	$4,7 \times 10^{-8}$	$^{231}\text{Th}$
$^{238}\text{U}$	$4,9 \times 10^{-8}$	$^{234}\text{Th}$ , $^{234\text{m}}\text{Pa}$

### 4.3 Doser fra opphold over kontaminert sediment

Doser fra opphold på kontaminert sediment beregnes etter formelen:

$$E_{m,i} = C_{s,s} DF_{gr,i} O_f \quad (10)$$

der

$E_{m,i}$  er årlig dose fra årlig dose fra opphold på kontaminert sediment (Sv/år)

$C_{s,s}$  er beregnet overflatekonsentrasjon i sediment, gitt i tabell 3 (Bq/m<sup>2</sup>)

$DF_{gr,i}$  er dosekoeffisienten for eksponering fra bakken fra radionuklide  $i$  (Sv år<sup>-1</sup> / Bq m<sup>-2</sup>), se tabell 14

$O_f$  er andelen av året med opphold på kontaminert sediment (år<sup>-1</sup>), se kapittel 4.1

Tabell 14 Benyttede dosekoeffisienter fra IAEA [4].

Nuklide	Doserate fra strand $DF_{gr}$ [Sv år <sup>-1</sup> / Bq m <sup>-2</sup> ]	Inkluderer bidrag fra følgende datternuklider
$^{210}\text{Po}$	$2,6 \times 10^{-13}$	-
$^{210}\text{Pb}$	$1,2 \times 10^{-9}$	$^{210}\text{Bi}$
$^{226}\text{Ra}$	$5,6 \times 10^{-8}$	$^{222}\text{Rn}$ , $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Pb}$ , $^{214}\text{Bi}$ , $^{214}\text{Po}$
$^{228}\text{Ra}$	$3,1 \times 10^{-8}$	$^{228}\text{Ac}$
$^{228}\text{Th}$	$4,7 \times 10^{-8}$	$^{224}\text{Ra}$ , $^{220}\text{Rn}$ , $^{216}\text{Po}$ , $^{212}\text{Pb}$ , $^{212}\text{Bi}$ , $^{212}\text{Po}$ , $^{208}\text{Tl}$
$^{230}\text{Th}$	0	-
$^{232}\text{Th}$	0	-
$^{234}\text{U}$	0	-
$^{235}\text{U}$	$5,3 \times 10^{-9}$	$^{231}\text{Th}$
$^{238}\text{U}$	$3,0 \times 10^{-9}$	$^{234}\text{Th}$ , $^{234\text{m}}\text{Pa}$

Verdier for  $DF_{gr,i}$  er hentet fra [4], og er oppsummert i tabell 14. Resultat fra doseberegningene er gitt i tabell 15.

#### 4.4 Resultater av doseberegningene

Resultatene av doseberegningene er gitt i tabell 15. Samlet dose etter utslipp til vann i 2014 [3] er gitt i tabell 16.

Tabell 15 Dose ( $\mu\text{Sv}/\text{år}$ ) til representative personer (kritisk gruppe) etter utslipp av 1 Bq/år av oppgitte nuklider.

Nuklide	Inntak av fisk Overflate, 1 km	Inntak av fisk Dypvann, 10 km	Opphold på strand	Total dose
$^{210}\text{Po}$	$7,1 \times 10^{-13}$	$3,5 \times 10^{-10}$	$1,8 \times 10^{-18}$	$3,5 \times 10^{-10}$
$^{210}\text{Pb}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$2,1 \times 10^{-11}$	$9,4 \times 10^{-16}$	$2,1 \times 10^{-11}$
$^{226}\text{Ra}$	$8,3 \times 10^{-15}$	$4,2 \times 10^{-12}$	$9,3 \times 10^{-16}$	$4,2 \times 10^{-12}$
$^{228}\text{Ra}$	$2,0 \times 10^{-14}$	$1,0 \times 10^{-11}$	$4,9 \times 10^{-16}$	$1,0 \times 10^{-11}$
$^{228}\text{Th}$	$2,5 \times 10^{-14}$	$1,3 \times 10^{-11}$	$3,9 \times 10^{-13}$	$1,3 \times 10^{-11}$
$^{230}\text{Th}$	$3,7 \times 10^{-14}$	$1,9 \times 10^{-11}$	0	$1,9 \times 10^{-11}$
$^{232}\text{Th}$	$4,1 \times 10^{-14}$	$2,1 \times 10^{-11}$	0	$2,1 \times 10^{-11}$
$^{234}\text{U}$	$1,5 \times 10^{-17}$	$7,4 \times 10^{-15}$	0	$7,4 \times 10^{-15}$
$^{235}\text{U}$	$1,4 \times 10^{-17}$	$7,1 \times 10^{-15}$	$4,4 \times 10^{-17}$	$7,2 \times 10^{-15}$
$^{238}\text{U}$	$1,5 \times 10^{-17}$	$7,4 \times 10^{-15}$	$2,5 \times 10^{-17}$	$7,4 \times 10^{-15}$

Tabell 16 Dose ( $\mu\text{Sv}$ ) til representative personer (kritisk gruppe) etter rapportert utslipp til vann i 2014.

Nuklide	Utslipp 2014 [3] [MBq]	Dose [ $\mu\text{Sv}$ ]
$^{210}\text{Po}$	3072	$1,1 \times 10^0$
$^{210}\text{Pb}$	55	$1,1 \times 10^{-3}$
$^{226}\text{Ra}$	-	-
$^{228}\text{Ra}$	-	-
$^{228}\text{Th}$	-	-
$^{230}\text{Th}$	1,3	$2,5 \times 10^{-5}$
$^{232}\text{Th}$	-	-
$^{234}\text{U}$	-	-
$^{235}\text{U}$	-	-
$^{238}\text{U}$	-	-
<b>Sum</b>		<b>1,1 <math>\mu\text{Sv}</math></b>

## 5 Vurdering av resultatene

### 5.1 Eksponering av biota

Beregningene viser at utslipp av radioaktivitet fra TiZir sitt anlegg i Tyssedal ikke vil ha signifikant påvirkning på det marine miljøet. Selv ved konstant opphold ca. 50 meter fra utslippspunktet (tilsvarende utslippsvann fra 2014, fortynnet 1:100), vil organismene bli eksponert for lavere doser enn referanseverdiene tilsvarende normal bakgrunn gitt av ICRP [16].

### 5.2 Eksponering av befolkning

I henhold til LNT-modellen («*linear no threshold*») vil enhver økning i stråledose gi opphav til en økt risiko for at en senskade (kreft) kan inntreffe. Som et mål på denne sannsynligheten anbefaler den internasjonale strålevernskommisjonen (ICRP) [21] bruk av en risikokoeffisient på  $5,5 \times 10^{-2}$  per Sv (dvs. 5,5 % økt risiko for å få kreft per Sv) i strålevernsammenheng.

Benyttet modell for beregning av doser til allmenheten gir et konservativt estimat på stråledoser fra utslippene fra TiZir i Tyssedal. Reelle stråledoser vil med stor sannsynlighet være lavere enn resultatene av beregningene gjort i denne rapporten.

Strålevernforskriften [18], paragraf 6, setter som nevnt en begrensning på 0,25 mSv/år når det gjelder eksponering av allmenheten. Dagens utslipp, se tabell 16 for utslipp i 2014, gir doser langt under dette nivået. Til sammenlikning får en nordmann en årlig dose på ca. 4,5 mSv bare ved å bo og oppholde seg i landet (CT-undersøkelser inkludert).

I en EU-rapport fra 2003 (*Radiation Protection 135, Effluent and dose control from European Union NORM industries. Assessment of current situation and proposal for a harmonised Community approach* [22]) gjennomgås praksis i ulike europeiske land når det gjelder regulering av utslipp fra NORM-industrier (NORM = *Naturally Occurring Radioactive Materials*). De færreste land hadde i 2003 etablert et system for å sette utslippsgrenser for slike virksomheter, men ønsket å basere grensene på doser til de mest eksponerte individer i befolkningen. Finland vurderte en dosegrense på 0,1 mSv/år.

Rapporten benytter følgende begreper om doser til individer i en befolkning etter utslipp fra virksomhet:

- «*dose criterion*», definert som effektiv dose som er så lav at utslipp fra virksomheten ikke trenger å reguleres av myndighetene.
- «*dose constraints*», definert som en begrensning i potensiell dose fra virksomheten, til bruk under planlegging for optimalisering.

Valg av «*dose criterion*» diskuteres i rapporten, og en verdi mellom 10 og 100  $\mu$ Sv/år anbefales. Modellberegninger kan benyttes til å beregne hvilke aktivitetsmengder i utslippene som tilsvarer valgt «*dose criterion*».

## 6 Oppsummering

Utslipp til vann i 2014 fra TiZir i Tyssedal (se tabell 16) resulterte i en estimert økt risiko for senskade (kreft) på  $6,0 \times 10^{-8}$ . Denne økningen er så forsvinnende liten at det i praksis ikke foreligger noen reell sannsynlighet for økt kreftrisiko etter dagens utslipp av radioaktive stoffer fra virksomheten.

I henhold til beregningene gjort i denne rapporten, kan det konkluderes med at dagens utslipp til vann av radioaktive stoffer fra TiZir i Tyssedal

- ikke medfører noen ulempe for marint miljø,
- ikke medfører reell fare for økt kreftrisiko, herunder at det
  - ikke medfører fare å bade ved strender i området.
  - ikke medfører risiko for signifikante stråledoser til befolkningen selv etter inntak av fisk fra området, noe som i utgangspunktet er frarådet.

## 7 Referanser

- [1] FOR 2010-11-01 nr. 1394: *Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall.*
- [2] Tillatelse TU13-28 etter forurensningsloven til utslipp av radioaktive stoffer fra TiZir Titanium & Iron AS. Gjeldende fra 7. november 2013. Statens strålevern.
- [3] Nunez, P. 2015. *Utslipp av radionuklider og resultater fra miljøovervåkingen for TiZir Titanium & Iron AS – Tyssedal 2014.* IFE/KR/F-2015/32.
- [4] IAEA 2001. *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*, Safety Report Series No. 19.
- [5] Norconsult 2013. *Vurdering av utslipp til sjø ved ilmenittsmelteverket I Tyssedal ved oppgradering av ovn 1.* Norconsult oppdragsnummer 5124575.
- [6] Molvær, J. 2009. *Note on dilution of the TTI scrubber seawater.* NIVA-notat.
- [7] Molvær, J., Helland, A. og Schøyen, M. 2002. *Monitoring of environmental quality in the Sjørfjord. Metals, oxygen, nitrogen and water replacement in 2001.* NIVA-report no. 4562-2002.
- [8] Skei, J. 1991. *Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sjørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 1. Vannkjemi og sedimentundersøkelser.* Rapport fra NIVA til SFT. Overvåkingsrapport nr. 500/92. TA-nr. 888/1992.
- [9] Skei, J. og Schøyen M. 2007. *Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåking av miljøforholdene i Sjørfjorden 2006. Delrapport 1. Metaller i vannmassene.* Rapport fra NIVA til SFT. Rapport 984/2007. TA-nr. 2259/2007.
- [10] Golmen, L. 2012. *Utslepp til sjø frå slamreanseanlegget ved ETI-Tyssedal. Beregninger av spreiding og fortynning.* Notat fra NIVA til Eramet Titanium & Iron AS. NIVA-oppdrag nr. 11393.
- [11] Johansen, P-O. og Haave, M. 2015. *Simulert spredning av utslipp til sjø ved Tyssedal, Hardanger.* SAM notat nr: 14-2015. Uni Research, Miljø SAM-Marin.
- [12] Johansen P-O. Uni Research 2015. Personlig kommunikasjon.
- [13] IAEA 2004. *Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment*, Technical Report Series No. 422.
- [14] LNHB (Laboratoire National Henri Becquerel). *Nucléide Gamma and Alpha Library*, Nettbasert database tilgjengelig på <http://laraweb.free.fr/>.
- [15] ICRP 2009. *Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants.* ICRP Publication 114.
- [16] ICRP 2014. *Protection of the Environment under Different Exposure Situations.* ICRP Publication 124.

- [17] Ulanovsky, A. and Pröhl, G., 2008. *Tables of dose conversion coefficients for estimating internal and external radiation exposures to terrestrial and aquatic biota*, Radiation and Environmental Biophysics 47, 195-203
- [18] FOR 2010-10-29 nr. 1380: *Forskrift om strålevern og bruk av stråling (strålevernforskriften)*.
- [19] VKM 2006. *Et helhetssyn på fisk og annen sjømat i norsk kosthold*. Vitenskapskomiteén for mattrygghet.
- [20] ICRP 1995. *Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides – Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients*, ICRP Publication 72.
- [21] ICRP 2007. *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 103.
- [22] European Commission 2003. *Effluent and dose control from European Union NORM industries. Assessment of current situation and proposal for a harmonized Community approach*, Radiation Protection 135.

