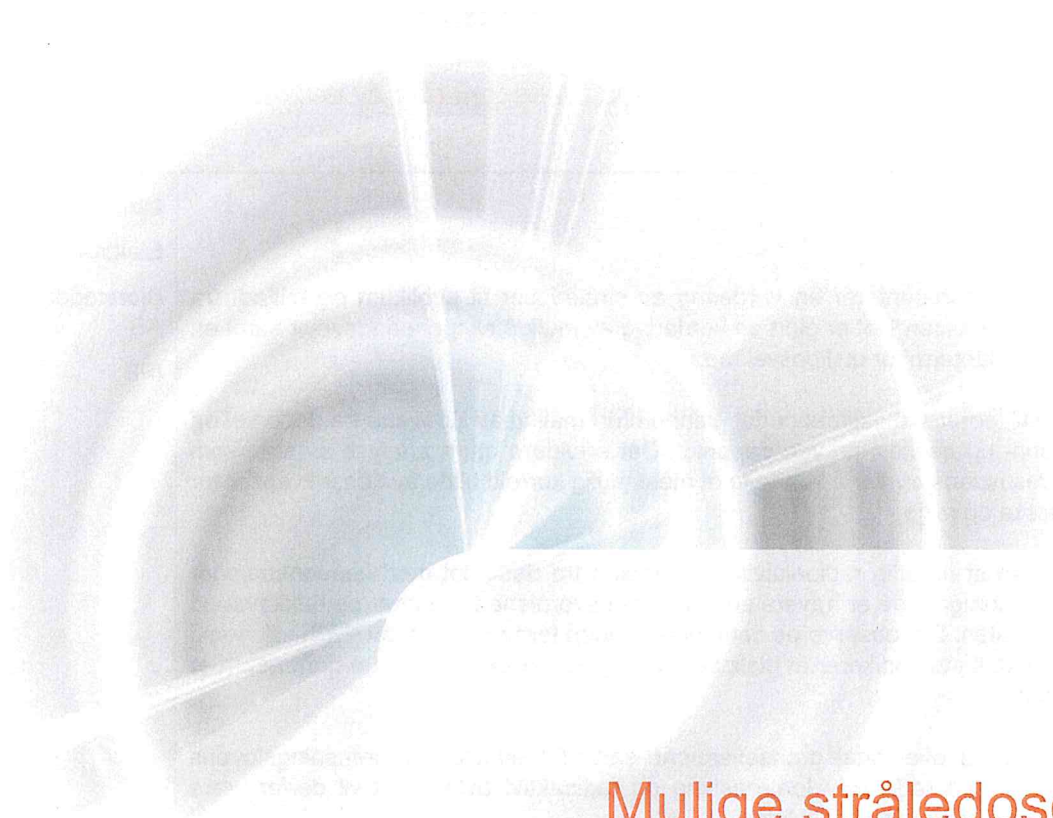


IFE/KR/F-2019/099



## Mulige stråledose og miljøkonsekvens fra deponering av lavradioaktivt materiale



Institutt for energiteknikk



Rapportnummer IFE/KR/F-2019/099	Tilgjengelighet KONFIDENSIELL	Revisjonsnummer 2	Dato 20.08.2019
Klient/ Klient-referanse Bjorstaddalen Næring AS v/Eva Boxaspen	Tilgjengelighet denne side ÅPEN	Antall eksemplarer elektronisk	Antall sider 12
Rapporttittel <b>Mulige stråledose og miljøkonsekvens fra deponering av lavradioaktivt materiale</b>			
Sammendrag <p>Rapporten representerer en vurdering av stråledoser til publikum og miljøet fra deponerte masser. Det er gjort en vurdering av mulige eksponeringsveier samt en teoretisk kildeterm for utslippsveiene.</p> <p>I tillegg til teoretiske estimat er det gjennomført måling av sigevann fra deponiet og fra grunn- og bekkevann ved deponiet. Det er videre utført analyse av støv som frigis, resuspensjon, for å kunne få et mest mulig korrekt bilde av konsekvenser for menneske og miljø.</p> <p>Det er påvist naturlig radioaktivitet i sigevann fra deponiet med konsentrasjoner som gjennomgående er høyere enn bakgrunnsverdiene fra grunn- og bekkevann i Bjorstaddalen. Det observeres derimot ikke noen forhøyet verdi av <sup>210</sup>Pb slik som i fosfatsand. Dette indikerer at utslippet i stor grad skyldes andre fraksjoner som er deponert.</p> <p>Utslipp per år overstiger grenseverdiene satt i Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall. Det vil derfor være behov for å søke utslippstillatelse.</p> <p>Beregninger indikerer at stråledoser til publikum og eksponering av biota fra deponert fosfatsand ved Bjorstaddalen deponi er neglisjerbare.</p>		Distribusjon Elektronisk: Bjorstaddalen Næring AS IFE	
	Navn	Signatur	
Utarbeidet av	Tore Ramsøy		
Kontrollert av	Paula Nuñez		
Godkjent av	Elisabeth Strålberg		
Elektronisk arkivkode			

## Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>INNLEDNING .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>BESKRIVELSE AV DEPONIET .....</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>KILDETERM OG EKSPONERINGSVEIER .....</b>	<b>2</b>
3.1	TEORETISK ESTIMAT AV KILDETERMER .....	3
3.2	KILDETERM FRA MÅLINGER .....	4
3.2.1	AKTIVITET I STØV FRA DEPONIET .....	4
3.2.2	VANNPRØVER .....	5
3.2.2.1	SIGEVANN .....	5
3.2.2.2	GRUNN- OG BEKKEVANN .....	7
<b>4</b>	<b>EKSPONERING AV BEFOLKNINGEN .....</b>	<b>7</b>
4.1	INNTAK AV SJØMAT FRA DRENSVANNETS UTSLIPPSPUNKT .....	8
4.2	EKSPONERING FOR STØV FRA DEPONI .....	9
<b>5</b>	<b>EKSPONERING AV BIOTA .....</b>	<b>10</b>
<b>6</b>	<b>OPPSUMMERING .....</b>	<b>11</b>
<b>7</b>	<b>REFERANSER .....</b>	<b>12</b>

## 1 Innledning

Institutt for energiteknikk (IFE) har blitt forespurt av Bjorstaddalen Næring AS om å beregne mulige stråledoser til befolkningen og eksponering av biota fra deponering av fosfatsand ved Bjorstaddalen avfallsdeponi.

Rapporten representerer en vurdering av stråledoser til publikum og miljøet fra deponerte masser. Det er gjort en vurdering av mulige eksponeringsveier samt en teoretisk kilde term for utslippsveiene.

I tillegg til teoretiske estimat er det gjennomført måling av sigevann fra deponiet og fra grunn- og bekkevann ved deponiet. Det er videre utført analyse av støv som frigis, resuspensjon, for å kunne få et mest mulig korrekt bilde av konsekvenser for menneske og miljø.

Fosfatsand er kjent å inneholde naturlig radioaktivitet. Naturlig radioaktivitet består primært av Th-232 og U-238 kjedene samt K-40. I berg vil det normalt være tilnærmet likevekt i de to kjedene. I produksjonsprosessen vil imidlertid datternukliden  $^{210}\text{Pb}$  bli vesentlig oppkonsentrert.

Produksjonsprosessen fører til oppkonsentrasjon av nukliden  $^{210}\text{Pb}$  hvor spesifikk aktivitet er opp mot 10 ganger spesifikk aktivitet av Ra-226. Det gjennomføres jevnlig gammaspektrometrisk analyse av materialet. Årsprøve for fosfatsand 2018 er gjengitt i tabell 1.

Tabell 1: Analyse av årsprøve 2018

Nuklide	Fosfatsand [Bq/g]
$^{40}\text{K}$	< 60
$^{210}\text{Pb}$	0,54
$^{210}\text{Po}$	1)
$^{226}\text{Ra}$	0,063
$^{228}\text{Ra}$	0,043
$^{228}\text{Th}$	0,038
$^{230}\text{Th}$	0,050
$^{232}\text{Th}$	0,036
$^{234}\text{U}$	0,0197
$^{235}\text{U}$	0,00067
$^{238}\text{U}$	0,0208

1) Isotopen  $^{210}\text{Po}$  er ikke analysert i prøven men tidligere målinger viser at denne er i likevekt med  $^{210}\text{Pb}$  i materialet.

## 2 Beskrivelse av deponiet

Deponiet er lokalisert til Kilebygdveien i Bjorstaddalen sør-vest i Skien kommune i Telemark. Anlegget ligger ca. 8 km vest for Herøya industriområde og ca. 10 km fra Porsgrunn sentrum. Avstand i luftlinje fra deponiet til nærmeste strand i Frierfjorden er om lag 2500 m.

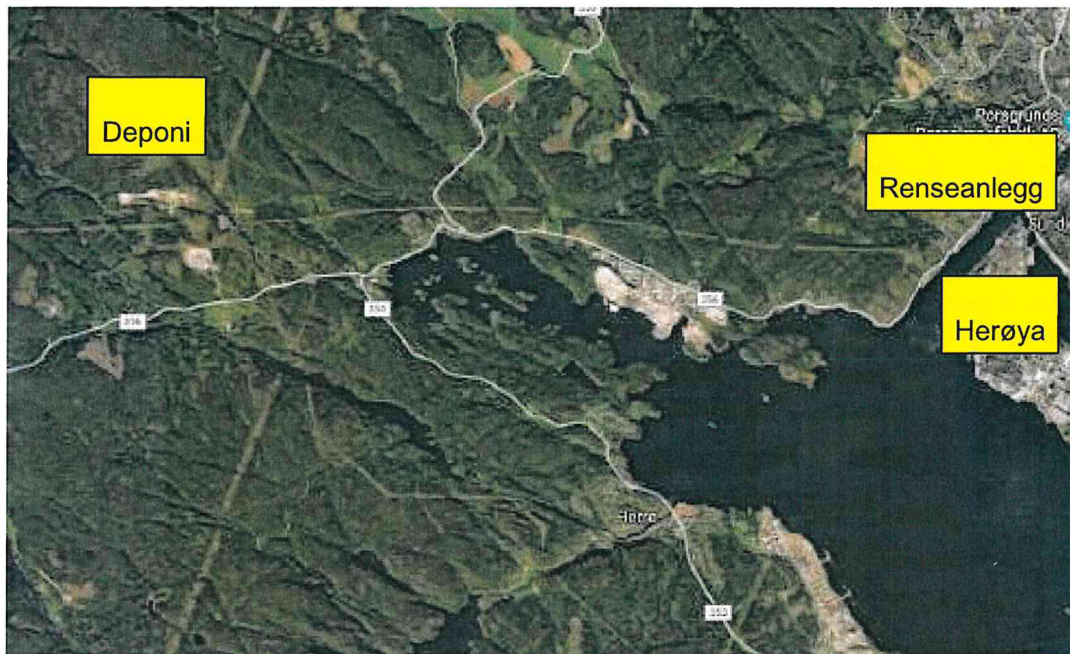


Fig. 1 Satellittbilde som viser deponiets beliggenhet i forhold til renseanlegg og Frierfjorden (Google maps)

Bjorstaddalen avfallsanlegg ble åpnet 1993. Anlegget ble driftet av Skien kommune frem til høsten 2014 da det ble skilt ut som aksjeselskap.

Deponiet mottar uorganisk avfall for deponering. Dette er ikke- eller tungt nedbrytbart avfall, med et totalt organisk innhold på under 10 %.

En av fraksjonene som tas imot er fosfatsand fra Yaras anlegg på Herøya. Avfallsmengden har vært om lag 7500 tonn per år. Avfallet dumpes på ulike områder innenfor deponiet. Andre masser vil dermed etter hvert dekke til fosfatsanden.

Deponeringen er i form av et overflatedeponi. Deponerte masser vil dermed eksponeres for nedbør som faller over området. Deponiet har etablert et system som samler opp sigevannet.

Sigevannet tilføres kommunalt ledningsnett og renses i anlegget ved Knardalsstrand sammen med annet avløpsvann fra området. Sigevannet fra deponiet har et, i denne sammenheng, begrenset volum. Det vil dermed oppstå en betydelig fortynning i renseanlegget før utslipp til Porsgrunnselva nær utløpet til frierfjorden.

## 3 Kildeterm og eksponeringsveier

Det er kjent at det er deponert fosfatsand i Bjorstaddalen deponi over flere år. Total aktivitetsmengde er vanskelig å anslå men på grunnlag av analyse av årsprøver 2014 til 2017 kan total deponert anslås (tabell 2).

Det er ikke kjent om andre massefraksjoner som er deponert også kan inneholde forhøyete aktivitetskonsentrasjon av naturlig radioaktivitet. Dette er ikke usannsynlig med tanke på at deponiet ligger i et område hvor det finnes bergarter med thorium- og uraninnhold godt over gjennomsnittsverdi.

Deponert fosfatsand oppgis å være svært stabil. Dette betyr at det med stor sannsynlighet vil frigis lite radioaktivitet gjennom avrenning. Det antas at noe partikkelbundet aktivitet kan føres med vannstrømmen gjennom massene men at det ikke oppstår kjemiske reaksjoner som vasker ut radioaktive isotoper.

Regnvann som faller over deponiet vil videre filtreres gjennom underliggende masser av annen type før de fanges opp i drens-systemet.

### 3.1 Teoretisk estimat av kildetermer

I det følgende er det utført et teoretisk estimat om hvor mye aktivitet som kan bringes ut fra deponiet. Estimaten er å betrakte som «worst case».

Det påpekes at dette må komplementeres med faktiske radiokjemiske analyser av oppsamlet drensvann. Det bør også gjennomføres måling av støv fra deponiet over et tilstrekkelig langt tidsrom til å fange opp nok støv til radiokjemisk analyse samt å være representativt for deponiet.

For å anslå en mulig kildeterm for ulike eksponeringsveier er det valgt å bruke en metode foreslått av Nuclear Regulatory Commission beskrevet i Nuclear Fuel Cycle Facility Accident Analysis Handbook Handbook [1]. Kildetermen estimeres ut fra:

$$Kildeterm = MAR \times DR \times ARF \times RF \times LPF$$

hvor

*MAR* er «material at risk». For utlekking vil dette være alt deponert materiale. For støvdannelse vil kun utildekket masse kunne bidra, verdien settes til 1/10 av årlig deponering.

*DR* er opprinnelig «damage ratio» men i dette tilfellet brukes andel som kan antas å lekke ut; 1/1000 av total mengde.

For støvdannelse settes faktoren til 1.

*ARF* er «airborn release fraction». For eksponeringsvei støv settes faktoren til  $10^{-4}$  med henvisning til at en liten del av massene vil kunne danne støv på grunn av fukt og overdekning.

For utlekking settes faktoren til 1.

*RF* er «respirable fraction». Støvpartikler fra et fast og lite løselig materiale vil hovedsakelig være for store til å være tilgjengelig for inhalasjon. Faktoren settes konservativt til 1/1000.

For utlekking settes faktoren til 1.

og *LPF* er «leak path factor». Ved utlekking av deponert fosfatsand vil partikler som mobiliseres av regnvann filtreres gjennom andre masser. Faktoren settes konservativt til 1/100.

Faktoren settes til 1 for støv da det ikke er noe som hindrer spredning av dette.

Følgende eksponeringsveier er vurdert:

- Suspendert støv fra deponioverflate (støv)
- Utlekking gjennom drenevrann som slippes ut i fjorden via kommunalt renseanlegg

Tabell 2 Anslåtte faktorer i de nevnte eksponeringsveier

<b>Eksponeringsvei</b>	<b>DR</b>	<b>ARF</b>	<b>RF</b>	<b>LPF</b>
Suspendert aktivitet	1	10 <sup>-4</sup>	10 <sup>-3</sup>	1
Utlekking drenevrann	10 <sup>-3</sup>	1	1	10 <sup>-2</sup>

I tabell 3 er tilgjengelig aktivitet (*MAR*) beregnet for eksponeringsveiene. I forenklet modell er det kun tatt hensyn til nuklidene <sup>226</sup>Ra og <sup>210</sup>Pb. Til utlekking antas det at alt deponert materiale fra 2014 til og med 2018 utgjør tilgjengelig aktivitetsmengde. For støvdannelse vil kun et øvre sjikt fra nylig deponert materiale kunne bidra. Dette er satt til 10% av årlig deponert mengde.

Tabell 3 Aktivitet tilgjengelig og estimert kildeterm i Bq per år

<b>Eksponeringsvei</b>	<b>MAR</b>	<b>MAR</b>	<b>Kildeterm</b>	<b>Kildeterm</b>
	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb	<sup>226</sup> Ra	<sup>210</sup> Pb
Suspendert aktivitet	8,3 · 10 <sup>7</sup>	5,7 · 10 <sup>8</sup>	<b>830</b>	<b>5700</b>
Utlekking drenevrann	3,9 · 10 <sup>9</sup>	1,1 · 10 <sup>10</sup>	<b>390</b>	<b>1140</b>

Eksponering for direkte stråling fra massene er ikke beregnet da det vil være ubetydelig fra slike aktivitetsmengder, og dermed ikke kunne medføre stråledoser for hverken befolkning eller biota.

For utlekking til drenevrann er doseberegning basert på måling av radioaktivitet i sigevann, ikke teoretisk kildeterm.

## 3.2 Kildeterm fra målinger

### 3.2.1 Aktivitet i støv fra deponiet

Det ble satt opp 6 filterstasjoner for å fange opp støv fra deponiet i 2018. Hensikten var å gjøre gammaspektrometriske målinger på støvet som var avsatt på filtrene. Filtrene med mest støv hadde en avsetning på mellom 0,14 og 0,24 mg per filter. Det ble vurdert at støvmengden var for liten til å utføre en analyse av radioaktivitet.

Det ble besluttet å gjøre et nytt forsøk med luftsugere som gikk over lengre tid. IFE mottok disse filtrene for analyse i juni 2019. For å få tilstrekkelig materiale ble filtrene samlet til én

prøve med totalt 0,16 g støv. Prøven ble målt i ett døgn men det kunne ikke påvises tilstedeværelse av hverken  $^{210}\text{Pb}$  eller  $^{226}\text{Ra}$ .

Resultat av analysen er vist i tabell 4. Som det framgår er det ikke mulig å detektere aktivitet for noen aktuelle nuklider.

Det er generelt svært lite støv i deponiet på grunn av at massene har en viss fuktighet. Fosfatsanden som deponeres vil også, etter kort tid, dekkes over av andre masser til deponering.

Ettersom det ikke har vært mulig å samle tilstrekkelig støv til å tallfeste spesifikk aktivitet i dette benyttes teoretisk kildeterm. Det anses ikke være hensiktsmessig å gå videre med prøvetaking av støv også basert på det vil bli for tilfeldig resultat avhengig av hvor fosfat deponeres, prøvested, vindretning og vindstyrke og om massene er fuktige eller tørre.

Tabell 4 Analyseresultat av støvfiltre i Bq/g

<b>Prøve</b>	<b>Nuklide</b>	<b>Bq/g</b>
C0-14	$^{210}\text{Pb}$	<
C0-14	$^{226}\text{Ra}$	<
C0-14	$^{228}\text{Ra}$	<
C0-15	$^{210}\text{Pb}$	<
C0-15	$^{226}\text{Ra}$	<
C0-15	$^{228}\text{Ra}$	<

< = under deteksjonsgrensen

### 3.2.2 Vannprøver

#### 3.2.2.1 Sigevann

Bjorstaddalen næring AS tok en prøve av sigevann fra deponiet, og sendte denne til IFE for analyse. Prøven ble analysert for  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  and  $^{238}\text{U}$ .

Isotopene  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  ble målt med gammaspektrometriske metoder mens uran- og thoriumisotopene ble analysert ved hjelp av alfaspektrometri. Resultatet av analysen er gitt i tabell 5. Usikkerheten er utvidet med en faktor 2 som gir 95% dekningsgrad.

Totalt utslipp per år er regnet ut fra et gjennomsnittlig volum av sigevann i perioden 2015-2018 på 290 000 m<sup>3</sup>.



Tabell 5 Analyseresultat i Bq/L og beregnet utslipp i MBq/år

<b>Nuklide</b>	<b>Sigevannsprøve</b>	<b>Utslipp per år [MBq]</b>
<sup>40</sup> K	0,10 ± 0,06	29,0
<sup>210</sup> Pb	0,16 ± 0,10	46,4
<sup>226</sup> Ra	0,38 ± 0,14	110,0
<sup>228</sup> Ra	0,83 ± 0,08	241,0
<sup>228</sup> Th	0,021 ± 0,0026	6,1
<sup>230</sup> Th	0,010 ± 0,0013	2,90
<sup>232</sup> Th	0,004 ± 0,0007	1,16
<sup>234</sup> U	0,028 ± 0,007	8,12
<sup>235</sup> U	0,0010 ± 0,0009	0,29
<sup>238</sup> U	0,025 ± 0,006	7,25

Analysen viser som forventet naturlig radioaktivitet fra Th-232 kjeden, U-238 kjeden samt K-40. Det er kjent at Telemarksregionen har bergarter med forholdsvis høye konsentrasjoner av spesielt thorium men også av uran. Målingene er i samsvar med dette ved at nuklider fra thoriumkjeden har størst aktivitetskonsentrasjon.

Det synes videre å være tilnærmet likevekt i kjedene med unntak av mor-isotopene av thorium og uran som er lite løselige og dermed vil ha lavere konsentrasjon i vannfasen.

Det observeres ingen forhøyet konsentrasjon av <sup>210</sup>Pb i forhold til <sup>226</sup>Ra slik man kunne forvente dersom fosfatsand var en betydelig bidragsyter til naturlig radioaktivitet i sigevannet.

I henhold til Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall [2] må en virksomhet som tilfører radioaktive stoffer til naturen med total aktivitet eller spesifikk aktivitet som er større eller lik verdiene angitt i vedlegg II, søke om utslippstillatelse etter forurensningsloven § 11. Utslipet anses alltid å medføre nevneverdige skader eller ulemper i relasjon til forurensningsloven § 8 siste ledd.

Sigevannet fra Bjorstaddalen inneholder naturlig radioaktivitet langt under grenseverdiene for spesifikk aktivitet. Utslipet vil imidlertid overskride grenseverdiene for total aktivitet per år på grunn av det relativt høye volumet, i snitt 290 000 m<sup>3</sup> de siste fire årene, og dermed være søknadspliktig.

### 3.2.2.2 Grunn- og bekkevann

Bjorstaddalen næring AS har videre tatt vannprøver fra brønn B som representerer grunnvann, og nedstrøms fra bekken. Prøvene er analysert for  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  og  $^{238}\text{U}$ .

Aktiviteten av  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Ra}$  ble målt ved hjelp av høyoppløselig gammaspektrometri. Aktiviteten av  $^{210}\text{Po}$  ble bestemt ved beta-telling etter inngroing av  $^{210}\text{Bi}$ . Thorium- og uranisotoper ble analysert med alfaspektrometri.

Tabell 6 Analyseresultat i Bq/L

<b>Nuklide</b>	<b>Brønn B</b>	<b>Bekk nedstrøms anlegg</b>
$^{210}\text{Pb}$ (c)	$0,0483 \pm 0,0024$	<0,004
$^{210}\text{Pb}$ (a)	<0,10	<0,10
$^{226}\text{Ra}$ (a)	<0,20	<0,10
$^{226}\text{Ra}$ (b)	$0,024 \pm 0,009$	<0,016
$^{228}\text{Ra}$ (a)	$0,03 \pm 0,02$	<0,1
$^{228}\text{Ra}$ (a)	1)	1)
$^{228}\text{Th}$ (d)	< 0.0019	< 0.0017
$^{230}\text{Th}$ (d)	$0,0042 \pm 0,0007$	$0,0010 \pm 0,0003$
$^{232}\text{Th}$ (d)	$0,0016 \pm 0,0004$	$0,0009 \pm 0,0003$
$^{234}\text{U}$ (d)	$1,5 \pm 0,4$	$0,027 \pm 0,004$
$^{235}\text{U}$ (d)	$0,032 \pm 0,009$	$0,0008 \pm 0,0004$
$^{238}\text{U}$ (d)	$0,78 \pm 0,19$	$0,0203 \pm 0,0029$

1) Resultatene blir ferdigstilt i uke 38 på grunn av ca. 6 måneder inngroingstid.

Metode (a): Gammaspektrometri

Metode (b): Alfaspktrometri

Metode (c): Betatelling

Metode (d): Alfaspktrometri etter oppkonsentrasjon

Vannprøver fra brønn og bekkevann er å anse som stedlige bakgrunnsverdier.

## 4 Eksponering av befolkningen

Strålevernforskriften setter følgende begrensning når det gjelder eksponering av allmenheten:

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

Det er her beregnet doser fra to eksponeringsveier; konsum av sjømat ved utslippspunktet og eksponering fra støv som spres fra deponiet til nærmeste bebyggelse.

#### 4.1 Inntak av sjømat fra drenevatnets utslippspunkt

Sigevannet fra deponiet vil som tidligere nevnt, gå via kommunalt ledningsnett til renseanlegg ved Knardalsstrand. Etter rensing vil sigevannet som da er vesentlig fortynnet, slippes ut til utløpet av Porsgrunnselva som fører ut i Frierfjorden ved Herøya. Det anslås konservativt en fortynningsfaktor på 1:1000 før utslipp til elva.

Mattilsynet har utstedt advarsel om miljøgifter i Grenlandsfjordene på grunn av forurensing med klorerte organiske forbindelser, særlig dioksiner. Det advares mot å spise fisk og skalldyr fra Frierfjorden og sjørret fisket i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller Frierfjorden (se Fig. 2).

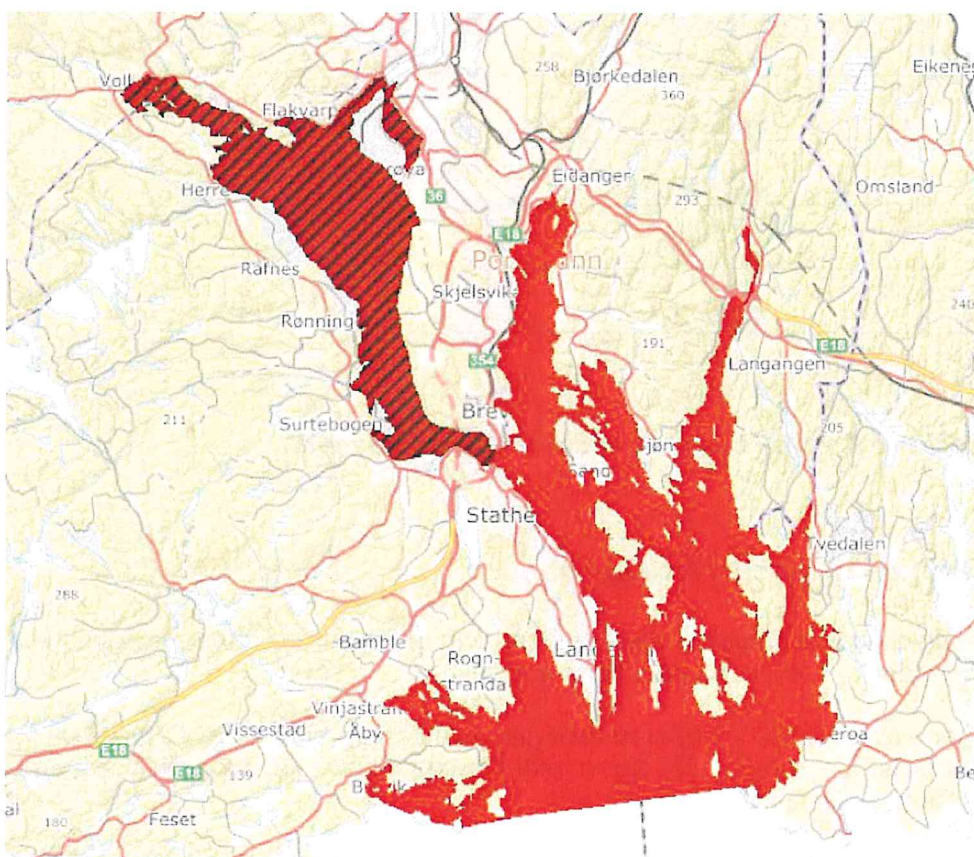


Fig.2 Området hvor det er utstedt advarsel. Skravert område, advarsel mot sjømat-mer omfattende. Rødt område, advarsel mot sjømat (Miljøstatus)

Nærmeste sted hvor det kan være naturlig å fange fisk for konsum ligger dermed ca. 20 km sør-sørvest for utslippspunktet. Utslipet anslås å være fortynnet minst  $10^6$  ganger på dette punktet.

Det er utført en beregning av doser til befolkningen etter inntak av sjømat fra dette området. Beregningen er basert på en generisk modell fra IAEA [3]. Total dose per år fra utslippet fra Bjørstaddalen, beregnet fra sigevannsprøve, er gitt i tabell 7.

Tabell 7 Stråledoser til befolkningen fra konsum av fisk fra Frierfjorden

<b>Nuklide</b>	<b>Effektiv dose per år [<math>\mu\text{Sv}</math>]</b>
$^{210}\text{Pb}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$
$^{210}\text{Po}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$
$^{226}\text{Ra}$	$2,1 \cdot 10^{-5}$
$^{228}\text{Ra}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$
$^{228}\text{Th}$	$4,4 \cdot 10^{-8}$
$^{230}\text{Th}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$
$^{232}\text{Th}$	$2,2 \cdot 10^{-9}$
$^{234}\text{U}$	$3,9 \cdot 10^{-11}$
$^{235}\text{U}$	$7,9 \cdot 10^{-13}$
$^{238}\text{U}$	$2,7 \cdot 10^{-11}$
<b>TOTALT</b>	<b><math>3,3 \cdot 10^{-4}</math></b>

Stråledose til befolkningen fra inntak av fisk anses som svært lav.

#### 4.2 Eksponering for støv fra deponi.

Som mest utsatt individ velges et barn på 10 år som er bosatt i nærmeste bolighus ved Bolvik gård beliggende ca. 1500 m fra deponerte masser.

Beregningene av utslipp til luft utføres ved hjelp av dataprogrammet PC-CREAM 08 [4] som benytter modellene beskrevet i [5]. Det er utført beregning av total dose per becquerel per år for de nevnte nuklider til utsatt individ.

I beregning av kontinuerlig utslipp til atmosfæren brukes følgende modell; PLUME [5] som er en atmosfærisk dispersjonsmodell.

Beregnet total effektiv dose per år er vist i tabell 8.

Tabell 8 Total effektiv dose per år fra støv

Total effektiv dose per år [ $\mu\text{Sv}$ ]				
Inhalasjon	Gamma sky	Beta sky	Beta grunn	Totalt
$1,2 \cdot 10^{-6}$	$4,9 \cdot 10^{-14}$	$1,2 \cdot 10^{-15}$	$3,2 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$

Stråledose til befolkningen fra inhalasjon av støv anses som svært lav.

## 5 Eksponering av biota

Beregning av stråledoser til biota for aktuelle eksponeringsveier utføres med hjelp av dataverktøyet ERICA [6].

ERICA er en integrert tilnærming for å sikre at beslutningen gir et korrekt bilde av eksponering til miljøet, effekter og risiki fra ioniserende stråling. Verktøyet er beregnet for eksisterende eksponeringssituasjoner. ERICA benytter en omfattende metode for å estimere økologiske effekter fra ioniserende stråling på biota og økosystem.

Den integrerte tilnærmingen bruker målte eller beregnede aktivitetskonsentrasjoner i miljøet som input til ERICA. Avhengig av resultatet vil vurdering gjøres gjennom opptil tre nivåer.

Nivå 1 er en konservativ vurdering som krever lite inngangsdata. Det gjøres en sammenlikning av mediakonsentrasjoner med grenseverdier for den mest utsatte referanseorganismen. Dersom resultatet av beregningen viser neglisjerbare radiologiske effekter anses videre beregninger ikke å være nødvendige.

Nivå 2 er en mindre konservativ screening hvor media- og biotakonsentrasjoner kan angis eller baseres på anbefalte verdier. Estimert absorbert dose rate sammenliknes med screening-dose rate. Resultat angis som:

- Neglisjerbar (videre evaluering ikke nødvendig)
- Potensiell bekymring (anbefalt å revidere eller endre evaluering)
- Bekymringsverdig (evaluering bør utvides til neste steg)

Nivå 3 tilbyr ingen screening eller enkle svar men gir brukeren råd og verktøy for å gjennomføre en mer detaljert vurderingen.

Beregningen utføres som et «worst case» hvor all tilgjengelig aktivitet (kildeterm) tilføres resipienten i løpet av 1 time. Som kildeterm brukes data fra tabell 9. Avstand mellom utslippssted og reseptor er satt til 300 m.

Tabell 9 Risikokoeffisient for eksponering av biota fra avrenning

<b>Radionuklide</b>	<b>Risikokoeffisient</b>	<b>Begrensende organisme</b>
<sup>210</sup> Pb	$1,71 \cdot 10^{-6}$	Phytoplankton
<sup>210</sup> Po	$4,63 \cdot 10^{-4}$	Polychaete worm
<sup>226</sup> Ra	$2,22 \cdot 10^{-5}$	Phytoplankton
<sup>228</sup> Ra	$1,03 \cdot 10^{-6}$	Polychaete worm
<sup>228</sup> Th	$8,84 \cdot 10^{-6}$	Phytoplankton
<sup>230</sup> Th	$6,02 \cdot 10^{-5}$	Phytoplankton
<sup>222</sup> Th	$2,05 \cdot 10^{-5}$	Phytoplankton
<sup>234</sup> U	$1,54 \cdot 10^{-7}$	Polychaete worm
<sup>235</sup> U	$5,13 \cdot 10^{-9}$	Polychaete worm
<sup>238</sup> U	$1,21 \cdot 10^{-7}$	Polychaete worm
<b>Summert risikokoeffisient</b>		<b><math>1,45 \cdot 10^{-3}</math></b>

Beregnete verdier ligger under ERICA screening doserate som er  $10 \mu\text{Gy/t}$ . Radiologisk risiko er dermed neglisjerbar og det er ikke behov for videre evaluering i nivå 2.

## 6 Oppsummering

Rapporten representerer en vurdering av stråledoser til publikum og miljøet fra deponerte masser. Det er videre gjort en vurdering av mulige eksponeringsveier.

Det er påvist naturlig radioaktivitet i sigevann fra deponiet med konsentrasjoner som gjennomgående er høyere enn bakgrunnsverdiene fra grunn- og bekkevann i Bjorstaddalen. Det observeres derimot ikke noen forhøyet verdi av <sup>210</sup>Pb slik som i fosfatsand. Dette indikerer at utslippet i stor grad skyldes andre fraksjoner som er deponert.

Utslipp per år overstiger grenseverdiene satt i Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall. Det vil derfor være behov for å søke utslippstillatelse.

Beregninger viser at stråledoser til publikum og eksponering av biota fra deponert fosfatsand ved Bjorstaddalen deponi er neglisjerbare.

## 7 Referanser

- [1] NRC, Nuclear Fuel Cycle Facility Accident Analysis Handbook, Science Applications International Corporation, U. S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG/CR-6410, (1998).
- [2] Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall, FOR-2010-11-01-1394
- [3] [4] IAEA 2001. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Report Series No. 19.
- [4] PC-CREAM. National Radiological Protection Board. EUR 17791 EN (NRPB-SR296), United Kingdom (1997)
- [5] Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment. Radiation Protection 7. Report EUR 15760 EN, Luxembourg (1995)
- [6] The ERICA tool  
J. E. Brown et al., Journal of Environmental Radioactivity, 99 (2008)



Institutt for energiteknikk

Institutt for energiteknikk  
Postboks 40  
NO-2027 Kjeller, Norge  
Telefon: (+47) 63 80 60 00  
Telefax: (+47) 63 81 63 56  
[www.ife.no](http://www.ife.no)





**Tittel: Mulige stråledoser og miljøkonsekvenser fra deponering av lavradioaktivt materiale**

**Dokumentklasse:**

**Signaturer:**

Content Approval:

Elisabeth Strålberg  
ife.no\Elisabeth.Stralberg

2019-11-04 09:36:11 (UTC+00:00)

Approved

