

Eksempelsamling for veiledning om risikovurdering av forurenset grunn

Norges Geotekniske Institutt, NGI
Aquateam - norsk vannteknologisk senter A/S

10. mai 1999

Prosjektleder: Gijs Breedveld, NGI
Medarbeidere: Marianne Ness, NGI
Eilen Arctander Vik, Aquateam
Amy M.P. Oen, Aquateam

VEILEDNING 99:01b

Statens forurensningstilsyn



Postadresse: Pb. 8100 Dep, 0032 OSLO
Kontoradresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00 Telefax: 22 67 67 06
www.sft.no

Utførende institusjon Aquateam AS og Norges geotekniske institutt	Kontaktperson SFT Harald Solberg	ISBN-nummer 82-7655-169-6.
--	-------------------------------------	-------------------------------

	Avdeling i SFT Lokalmiljøavdelingen	TA-nummer 1648/99
--	--	----------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig	År	Sidetall	SFTs kontrakt nummer
Gijsbert Breedveld og Eilen A. Vik	1999	46	983000 og 990070

Utgiver	Prosjektet er finansiert av
Statens forurensningstilsyn	Statens forurensningstilsyn

Forfatter(e) Marianne Ness og Gijsbert Breedveld
Tittel - norsk og engelsk Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn – Eksempelsamling Guidelines on risk assessment of contaminated sites – Case studies
Sammendrag – summary Det er utviklet et system for hvordan risikoen ved en grunnforurensning bør vurderes i forhold til mulige konflikter med areal- og resipientbruk. Systemet er utviklet som et supplement og en videreutvikling av SFT-rapport 95:09 Håndtering av grunnforurensningssaker - en foreløpig saksbehandlingsveileder. Foreliggende dokument, del b av veiledningen om risikovurdering, gir eksempler på bruken av risikovurderingssystemet. A system has been developed for risk assessment of contaminated sites in relation to use of the land and recipient. The guidelines represent a further development and a supplement of the SFT-report 97:01 Management of contaminated land – Preliminary guidelines for executive procedures. The new risk assessment guidelines is presented in part a followed by this report, part b, that contains case studies as practice examples on how to conduct risk assessment.

4 emneord Grunnforurensning, risikovurdering, kvalitetskriterier, eksempler	4 subject words Contaminated sites, risk assessment, criteria for polluted soil, case studies
--	--

Sammendrag

Statens forurensningstilsyn (SFT) har utarbeidet en veiledning for gjennomføring av risikovurdering av forurenset grunn. Veiledningen beskriver detaljer og bakgrunnsmateriale og en gjennomføring av risikovurdering i følgende tre trinn:

- Trinn 1 - forenklet risikovurdering; basert på sammenligning med normverdier.
- Trinn 2 - utvidet risikovurdering; basert på beregninger av eksponering.
- Trinn 3 - utvidet risikovurdering; basert på målinger av eksponering.

Systematikken og bakgrunnsmateriale er detaljert beskrevet i henholdsvis Veiledningen til dette. Dette dokumentet inneholder en samling eksempler som illustrerer hvordan veiledningen kan brukes i praksis.

Det er valgt å benytte eksempler med forurensningssituasjoner som er typiske for norske forhold. De fem eksemplene er valgt for å illustrere ulik bruk av veiledningen. Enkelte av eksemplene er av en slik art at beslutning kan trekkes etter første trinn, mens andre må føres helt frem til trinn 3 – utvidet risikovurdering, med måling av eksponering før beslutning kan tas.

Det er lagt vekt på at eksemplene skal inkludere et spekter av problemstillinger, forurensninger, jordtyper, spredningsveier og resipienter.

Kritiske faktorer i risikovurderingen er gjennomgått i kapittel 3. Disse er som følger:

- Inngangsdata: kjemisk innhold i prøvene, jordartssammensetning, forurensningsfordeling.
- Eksponeringsveier: direkte måling kontra beregning av eksponering kan gi ulikt resultat, der det er mulig å foreta direkte måling av eksponering bør denne benyttes. Der måling ikke kan foretas med en rimelig grad av sikkerhet, kan beregninger benyttes. Slike beregninger vil gi det mest konservative resultatet. Toksisitetsdata og sikkerhetsfaktorer; dette er utpekt som et felt i stadig utvikling og der det er behov for bedre og mer informasjon slik at de konservative sikkerhetsfaktorene som benyttes i dag kan reduseres.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	3
1 Innledning	5
1.1 SFTs veiledning for risikovurdering av forurenset grunn	5
1.2 Hensikten med eksempelsamlingen	5
2 Eksempellokaliteter	7
2.1 Suspekt	7
2.1.1 Problembeskrivelse	7
2.1.2 Undersøkelsesresultater	8
2.1.3 Trinn 1 risikovurdering	8
2.2 Oljalyn	9
2.2.1 Problembeskrivelse	9
2.2.2 Undersøkelsesresultater	9
2.2.3 Trinn 1 risikovurdering	10
2.2.4 Trinn 2 risikovurdering	10
2.3 Gran og Furu	16
2.3.1 Problembeskrivelse	16
2.3.2 Undersøkelsesresultater	17
2.3.3 Trinn 2 risikovurdering	17
2.4 Svart og Sville	22
2.4.1 Problembeskrivelse	22
2.4.2 Undersøkelsesresultater	23
2.4.3 Trinn 2 risikovurdering	24
2.4.4 Trinn 3 risikovurdering	31
2.5 Blanda drops	33
2.5.1 Problembeskrivelse	33
2.5.2 Undersøkelsesresultater	33
2.5.3 Trinn 2 risikovurdering	34
2.5.4 Trinn 3 risikovurdering	38
3 Kritiske faktorer i risikomodellen	41
3.1 Inngangsdata	41
3.2 Eksponeringsveier	41
3.3 Toksisitetsdata og sikkerhetsfaktorer	41
4 Referanser	43
Vedlegg 1. Standardverdiene	44

1 Innledning

1.1 SFTs veiledning for risikovurdering av forurensset grunn

SFT har utviklet en veiledning for risikovurdering av forurensset grunn. Veiledningen presenterer normverdier for mest følsom arealbruk og setter krav til innhold, omfang og kvalitet på gjennomføring av risikovurdering av forurensset grunn.

Risiko uttrykker sannsynligheten for at en mulig uønsket hendelse inntreffer og konsekvensen av at det skjer. I en grunnforurensningssak analyseres risikoen basert på eksisterende forurensning og mulige fremtidige aktiviteter i influensområdet. Risikovurderingen består i at resultatene fra risikoanalysen sammenholdes med akseptkriterier.

Forut for en risikovurdering skal det foreligge en god problembeskrivelse. Denne skal inneholde det nødvendige grunnlagsmaterialet. Risikovurderingen er bygget opp i følgende tre trinn med økende grad av kompleksitet og detaljering.

- Trinn 1 – Forenklet risikovurdering (bruk av normverdier).
- Trinn 2 – Utvidet risikovurdering (beregninger av eksponering).
- Trinn 3 – Utvidet risikovurdering (måling av eksponering).

Den trinnvise tilnærmingen vil sikre at enkle saker kan avklares relativt raskt og uten for stort ressursbruk, samtidig som større ressurser kan settes inn for å avklare risiko i mer kompliserte og potensielt alvorlige situasjoner. Datagrunnlaget kan gradvis utvides slik at man kan redusere usikkerheten og derved bedre beslutningsgrunnlaget. Graden av beskyttelse for mennesker og økosystem skal være like stor på alle trinn, men fordi man i trinn 1 har brukt lite ressurser på å skaffe nødvendig informasjon og derfor prøver å ta avgjørelser på basis av et begrenset datagrunnlag (for eksempel fordi et lavt forurensningsnivå er forventet eller problemstillingen synes åpenbar), vil graden av usikkerhet normalt være stor, og det må legges inn større sikkerhetsfaktorer for å unngå å underestimere mulige negative effekter. Med økende bruk av ressurser, reduseres usikkerheten i datagrunnlaget og sikkerhetsmarginene reduseres (trinn 2 og trinn 3). Det trenger ikke være store sprang når det gjelder arbeidsomfang eller ressursforbruk mellom de ulike trinn og det kan arbeides med de samme trinn flere ganger. Sannsynligvis vil risikovurderingen for mange lokaliteter bli gjennomført på trinn 2, hvor beregningene kan gjentas flere ganger ettersom bedre datagrunnlag foreligger.

Veiledningen om risikovurdering av forurensset grunn beskriver systematikken ved gjennomføring av risikovurdering av forurensset grunn og inneholder datagrunnlag og formelverk for beregninger.

Eksempelsamlingen, dette dokumentet, gir praktiske eksempler på gjennomføring av risikovurdering.

1.2 Hensikten med eksempelsamlingen

Eksempelsamlingen har til hensikt å bistå problemeiere, konsulenter og beslutningstakere samt andre brukere i arbeidet med risikovurdering av forurensset grunn. Den tar for seg forurensningssituasjoner som er typiske for norske forhold. Risikovurdering er bygget opp i tre trinn og de fem eksemplene er valgt med den hensikt å rette fokus mot denne trinnvise tilnærmingen. Enkelte av eksemplene er av en slik art at beslutning kan trekkes etter første

trinn, mens andre må føres helt frem til trinn 3 – utvidet risikovurdering, med måling av eksponering.

Det er lagt vekt på at eksemplene skal inkludere de vanligste problemstillingene, forurensningskomponentene, jordtypene (innhold av TOC), spredningsveiene og resipientene (elv, marine bukter og fjorder).

Det presiseres at de utførte risikovurderinger i dette dokumentet kun er ment å være eksempler på bruk av SFTs veiledning og muligheten for å gjøre ting annerledes er tilstede der dette er relevant. Veiledningen gir kun eksempler på hva som kan inngå i en trinn 3 risikovurdering og innholdet i en trinn 3 risikovurdering vil derfor være avhengig av konsulentens faglige vurdering samt lokalitetens beskaffenhet. I dette dokumentet er det gitt noen føringer på hva som kan inngå på dette trinnet.

2 Eksempellokaliteter

2.1 Suspekt

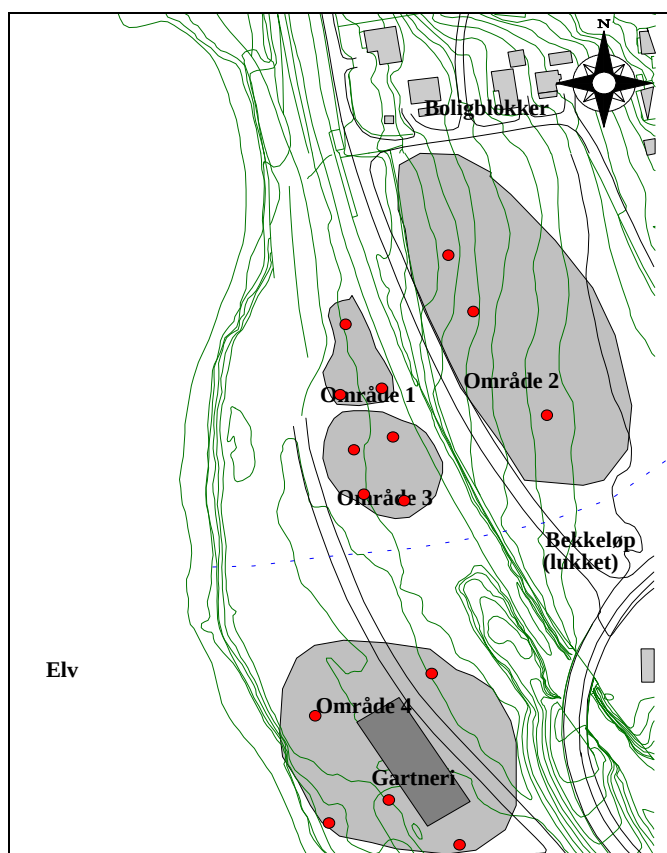
2.1.1 Problembeskrivelse

Eiendommen har i ca. 30 år vært benyttet til jordbruksformål, der det også blant annet har vært gartneri og lagring av utrangerte anleggsmaskiner. Spillolje er benyttet til oppvarming av drivhus, og i alt 5 oljetanker har vært installert på området i perioden 1957 til 1972. Hydraulikkolje og drivstoff har i tillegg vært lagret i fat på området. Området er nå omregulert til boligformål.

Tvers over eiendommen går en bekk som har blitt lagt i kulvert. Kulverten drenerer til en elv vest av området. Elven er også resipient for grunnvannsavrenning fra området. Den nordlige delen av lokaliteten er tidligere (1900-1930) brukt som sandtak, og er senere fylt igjen med overskuddsmasser fra anleggsvirksomheten på eiendommen. I sørenden av eiendommen, ved drivhuset, er løsmassene leire.

I driftsperioden har det vært registrert to episoder med oljelekkasje. I 1985 ble olje observert i elven. Denne stammet høyst sannsynlig fra et 200 liter fat som veltet. I 1990 oppstod en lekkasje i en av fyringsoljetankene ved drivhuset. Synlig lekkasje ble samlet opp.

I kartet i figur 1 er de ulike delområdene uthevet samt prøvetakingspunktene inntegnet. Miljømål for lokaliteten er at fremtidige beboere ikke skal eksponeres for forurensningskomponenter i overflatejorden.



Figur 1. Kart over lokaliteten med plasseringen av prøvetakingspunkter og områdeinndeling.

2.1.2 Undersøkelseresultater

Som vist i kart i figur 1 er eiendommen delt inn i 4 delområder basert på arealbruk og masse-sammensetning. Hvert av områdene ble undersøkt ved sjakting i 3 til 4 prøvepunkter. Prøver ble hentet ved tre dybder; tatt fra overflaten (0-0,2 m), 1 og 1,5 m dybde. En blandprøve av overflateprøver for hvert delområde ble analysert for innhold av tungmetaller. Og basert på feltobservasjoner ble utvalgte prøver analysert for mineraloljeinnhold. Det er kun funnet mineralolje i den øverste meteren av jordprofilen på eiendommen.

Tabell 1. Analyseresultater av jordprøver (mg/kg ts).

Område	Tungmetaller (mg/kg ts)								Organisk (mg/kg ts)
	Cr	Cu	Zn	Hg	As	Pb	Ni	Cd	Alifater (>C ₁₂ -C ₃₅)
1	34,7	29,5	98,0	0,05	1,9	58,7	31,2	<1,0	<100 (3 av 3)
2	26,9	26,7	117	0,06	2,0	35,8	23,9	<1,0	340 (1 av 3)
3	32,3	32,5	117	0,04	1,9	57,3	25,7	<1,0	340 (2 av 6)*
4	25,4	33,0	152	0,09	2,1	48,9	24,4	<1,0	1000 (1 av 10)

* 340 (2 av 6) betyr at 2 prøver inneholder 340 mg/kg alifater >C₁₂-C₃₅.

2.1.3 Trinn 1 risikovurdering

Første trinn i en risikovurdering inkluderer en sammenligning med normverdiene for mest følsom arealbruk, normverdiene er gjengitt i tabell 1 i veiledningen. Til denne sammenligningen benyttes de høyeste påviste konsentrasjonene av forurensningen som utgangspunkt.

Normverdiene overskrides for krom (Cr, 25 mg/kg ts) i alle delområder og for sink (Zn, 100 mg/kg ts) i delområde 2, 3 og 4. I delområde 2 og 4 er de påviste verdiene av arsen (As, 2 mg/kg ts) like over normverdiene. Normverdien for fraksjon alifater (>C₁₂-C₃₅, 100 mg/kg ts) overskrides på delområde 2, 3 og 4.

Konsekvens og konklusjon.

En eller flere av de analyserte stoffene fra lokaliteten overstiger normverdiene for mest følsom arealbruk på alle delområdene. Det er sannsynlig at overskridelsen skyldes forurensningen og ikke er representativt for naturlig bakgrunnsnivå. Her kan det velges å fortsette med en utvidet risikovurdering, men det er lite sannsynlig at mer datainnsamling og/eller en utvidet risikovurdering (til for eksempel trinn 2) vil endre konklusjonen.

Planlagt arealbruk er boligformål, dvs. eneboliger med tilhørende hage, og derfor skal akseptkriteriene for mest følsom arealbruk brukes som beslutningsgrunnlag.

Det må gjennomføres tiltak på lokaliteten, og for å avgjøre hvilke tiltak som er aktuelle er det behov for mer data angående forurensnings omfang og om eventuell spredning til elven foregår.

Tiltakene som må gjennomføres skal redusere påvist risiko og følgende eksponeringsveier må avskjæres:

- Direkte kontakt mellom mennesker og forurenset jord.

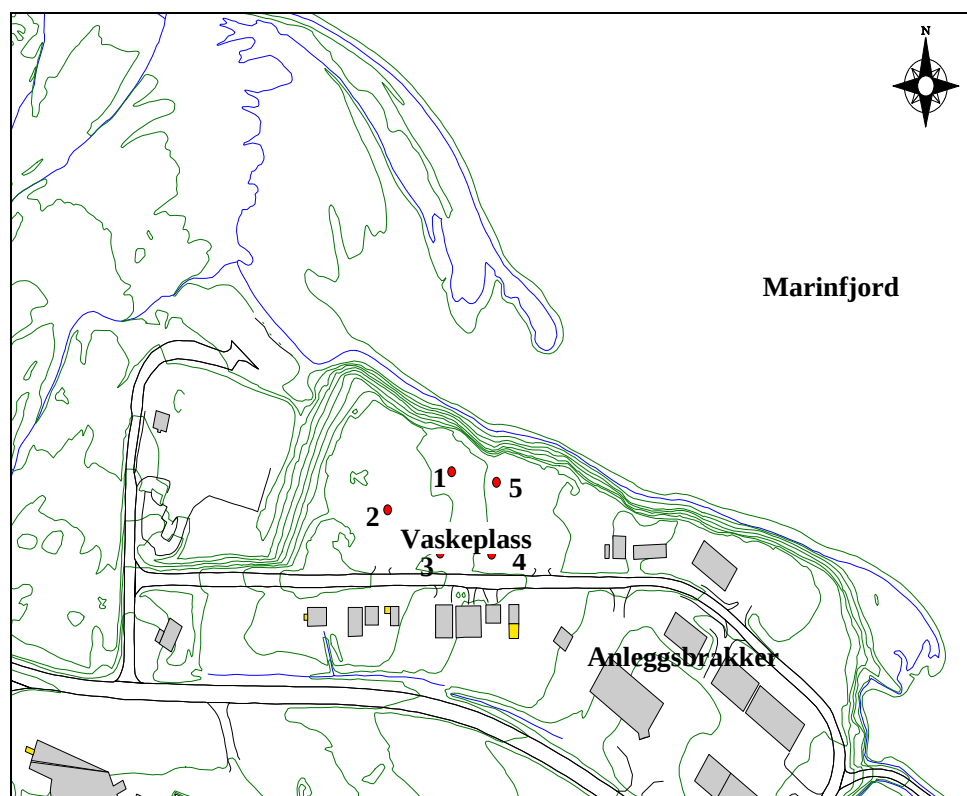
Der grunnvann på lokaliteten ikke benyttes til drikkevann kan en velge å gå videre med risikovurderingen til trinn 2, fremfor å gjennomføre tiltak. Utførelse av en trinn 2 risikovurdering er nærmere beskrevet i neste eksempel.

2.2 Oljalyn

2.2.1 Problembeskrivelse

"Oljalyn" er en eiendom som har vært benyttet til riggområde for mange entreprenører i lang tid. På eiendommen er det en vaskeplass for biler og annet entreprenørutstyr. I dag foregår vaskingen innendørs i egen vaskehall. Den gamle vaskeplassen er sannsynligvis forurensset av olje, og det foreligger planer om utnyttelse av området til industriområde, med bygninger og tilhørende parkområder. Kartet i figur 2 angir plasseringen av de ulike aktivitetene som har vært drevet på eiendommen. Eiendommen ligger på en moreneavsetning og antatt dybde til grunnvannet er 2 m.

Miljømål for området er at arealbruken ikke skal kunne gi helseskader og at det ikke skal forekomme spredning av forurensning til fjorden. Miljømål for fjorden/er at det ikke skal forekomme konsentrasjoner av forurensning i fjorden som overstiger tilstandsklasse II i SFTs veileder 97:03.



Figur 2. Kart over lokaliteten med plasseringen av prøvetakingspunkter og de ulike aktivitetene som er drevet der.

2.2.2 Undersøkelseresultater

Det er tatt prøver i 5 punkter fordelt på lokaliteten ved hjelp av sjakting til grunnvannsspeilet ved ca. 2 m, se figur 2. Prøvene er tatt fra den øverste meteren og på 2 punkter ved grunnvannsspeilet, og er analysert for både tungmetaller, mineralolje og BTEX. Innholdet BTEX var under deteksjonsgrensen for analysemetoden på 0,1 mg/kg i alle prøver.

Tabell 2. Analyseresultater av jordprøver (mg/kg ts).

Sjakt	Dybde (m)	Tungmetaller (mg/kg ts)								Organisk (mg/kg ts)
		Cr	Cu	Zn	Hg	As	Pb	Ni	Cd	Alifater (>C ₁₀ -C ₄₀)
1	0-1	34	29	98	0,05	1,9	58	31	<1,0	<100
2	0-1									<100
3	0-1	32	36	117	0,04	1,9	57	25	<1,0	1400
	2									270
4	0-1	27	39	152	0,09	2,1	48	24	<1,0	1800
	2									150
5	0-1	20	50	170	0,11	2,5	62	59	<1,0	<100

2.2.3 Trinn 1 risikovurdering

Analyseresultatene sammenlignes med normverdiene for mest følsom arealbruk fra tabell 1 i veiledningen. De høyeste konsentrasjonene av forurensningen benyttes som utgangspunkt for denne sammenligningen.

Det er påvist en overskridelse av normverdien i sjaktene 3 ,4 og 5 for sink (Zn, 100 mg/kg ts) og sjakt 4 og 5 for arsen (As, 2 mg/kg ts). I tillegg er det funnet at løsmassene i sjakt 5 overskrider normverdien for bly (Pb, 60 mg/kg ts) og nikkel (Ni, 50 mg/kg ts). Normverdien for fraksjon alifater >C₁₀-C₁₂ er 30 mg/kg ts og >C₁₂-C₃₅ er 100 mg/kg ts. Deteksjonsgrense for analyse metoden er ikke godt nok for den laveste normverdien. Alle de andre analyseresultater for alifatiske hydrokarboner overskrider normverdien.

Konsekvens og konklusjon.

I alle sjaktene overstiger en eller flere av prøvene normverdiene for mest følsom arealbruk, og det er sannsynlig at overskridelsen skyldes tilført forurensning, og ikke er representativ for naturlig bakgrunnsnivå i området.

Fremtidig arealbruk på lokaliteten er industri, og det er dermed ikke relevant å foreta en beslutning med bakgrunn i de beregnede normverdiene basert på mest følsom arealbruk, som forutsetter eksponering gjennom alle definerte eksponeringsveier som er beskrevet i veiledningen.

Risikovurderingen utvides til trinn 2, da det vurderes å være sannsynlig at mer data kan endre konklusjonen med hensyn på risikobildet til lokaliteten.

2.2.4 Trinn 2 risikovurdering

Identifisering av uønskede hendelser på lokaliteten.

Uønskede hendelser som kan inntreffe på lokaliteten er:

- fremtidige arbeidere skal eksponeres for forurensningen.
- utlekking av forurensede komponenter til grunnvannet og transport med grunnvannet til fjorden.

Identifisering av uønskede hendelser utføres delvis ved å benytte eksponeringsskjemaet som vist nedenunder.

Primære kilder	Sekundære kilder	Transport Mekanismer	Sprednings-media	Eksponering	Påvirkede organismer
Lagrings-tanker ☒	Overflate forurensning (0,0,1m) ☒	Vannerosjon ☒	Overflate-vann ☒	Direkte kontakt vann ☒	Mennesker ☒ Miljø ☒
Rørledning ☐	Dypereleggende forurensning (>1,0m) ☐	Utlekking ☒	Sigevann (grunnvann) ☒	Direkte kontakt, jord ☒	Beboere på stedet ☐ Følsomt miljø ☒
Drift anlegg ☒	Frifase forurensning ☐	Mekanisk erosjon ☒	Jord ☒	Inntak jord ☒	Naboer (beboere) ☐ Økosystem
Avfallsenhet ☐		Avgassing ☒	Støv ☒	Innånding av støvpartikler ☒	Rekreasjon ☐ Marinefjord
Annet ☐		Transport ☐	Luft ☒	Innånding av gass (ute) ☒	Andre ☐ Marinefjord
				Innånding av gass (inne) ☒	Andre ☐ Dyr ☐
					Arbeidere på Lokalteten ☒ Planter ☐
					Grunnvanns-brukere ☐
					Fugler ☐
					Annet ☐

Figur 3. Eksponeringsskjema til utvelgelse av aktuelle eksponeringsveier på lokaliteten.

De viktigste spredningsveiene fra påvist forurensning på lokaliteten er funnet å være:

- Utlekking av forurensning, innblanding i grunnvannet og transport til fjorden.
- Vannerosjon av komponentene i overflaten og spredning med overflateavrenning til fjorden.
- Mekanisk erosjon av forurenset jord og transport som støv.
- Fasefordeling til poreluft og diffusjon av flyktige komponenter i forurensningen og til overflaten.

De to siste punktene er kun gyldige i de delene av eiendommen som er uten fast dekke.

Sannsynligheten for at de uønskede hendelsene som her er identifisert skal inntreffe og konsekvensen av dette, vurderes gjennom kilde-/areal-, spredning-/transport- og eksponerings-analyse.

Kilde-/arealanalyse.

Kilden på området består av arealet rundt tidligere vaskeplass der det er påvist tungmetaller og mineralolje. Tungmetaller er påvist i den øverste meteren, mens mineralolje er påvist ned til 2 m dybde. De dypeste prøvene er tatt ned til grunnvannsspeilet (2 m). Risikovurderingen vil fortsette med de komponentene som ble påvist i konsentrasjoner over normverdiene for mest følsom arealbruk. Her gjelder dette krom (Cr), sink (Zn), arsen (As), bly (Pb), nikkel (Ni)

og fraksjon alifater (C_{10} - C_{40}). I kildeområdet er det naturlig at mennesker og dyr skal beskyttes mot eksponering, som angitt i tabell 4 i veiledningen, der området er definert som trafikkområde og industri, og det ikke er definert noen primærorganismer som skal beskyttes.

Spredning-/ transportanalyse.

Det er identifisert en forurensning av tungmetaller og mineralolje på lokaliteten, og en mulig spredningsvei er funnet å være utlekking til grunnvannet og transport med dette til fjorden.

Tidligere fastsatte miljømål for lokaliteten er at fjorden ikke skal påvirkes negativt av den påviste forurensning. Vi benytter derfor ligningene i kapittel 10 i veiledningen og beregner konsentrasjonen av komponentene i porevann, grunnvann og overflatevann (fjorden). Dette er konservative betraktninger. På lokaliteten har vi ingen informasjon om grunnvannsmengden som tilføres fjorden og det er ikke avklart hvordan fortynning til fjord skal vurderes.

Følgende ligninger blir benyttet i beregningene. Forutsetningene benyttet i beregningene er standardverdier som er hentet fra veiledningen. Verdiene er gjentatt i Vedlegg 1 av denne eksempelsamlingen.

Fasefordeling mellom jord og vann (ligning (1) i veiledningen):

$$C_w = C_s \cdot \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right]^{-1}$$

der:

- C_w = forurensningskonsentrasjon i porevann (mg/l).
- C_s = målt forurensningskonsentrasjonen i jord (mg/kg).
- K_d = jord/vann fordelingskoeffisient (l/kg).
- θ_w = vanninnhold i jord (l vann/l jord).
- θ_a = luftinnhold i jord (l luft/l jord).
- H = Henrys konstant.
- ρ_s = jordas tetthet (kg/l).

Tilført forurensning til grunnvannet (ligning (8) i veiledningen):

$$C_{gw} = DF_{gw} \cdot C_w$$

der:

- C_{gw} = forurensningskonsentrasjonen i grunnvann (mg/l).
- C_w = forurensningskonsentrasjonen i porevann ved kilden (mg/l).
- DF_{gw} = fortynningsfaktor fra porevann til grunnvann.

Fortynningsfaktoren DF_{gw} bestemmes ved ligning (9) i veiledningen:

$$DF_{gw} = \frac{L_{gw} \cdot I}{k \cdot i \cdot d_{mix} + (L_{gw} + X) \cdot I}$$

der:

- L_{gw} = lengden av det forurensede området i grunnvannstrømmens retning (m).
- X = avstand fra det forurensede området til brønnen (m).
- I = infiltrasjonshastigheten (m/år).
- k = jordens hydrauliske konduktivitet (m/år).
- i = hydraulisk gradient (m/m).
- d_{mix} = tykkelsen av blandingssonen i akviferen (m).

Forurensset grunnvann som tilføres overflatevannet (ligning (11) i veiledningen):

$$C_{sw} = C_{gw} \cdot DF_{sw}$$

der:

- C_{sw} = forurensningskonsentrasjon i overflatevann (mg/l).
 C_{gw} = forurensningskonsentrasjon i grunnvann (mg/l).
 DF_{sw} = fortynningsfaktor fra grunnvann til overflatevann.

Fortynningsfaktor DF_{sw} bestemmes ved ligning (12) i veiledningen:

$$DF_{sw} = \frac{Q_{di}}{Q_{sw}} = \frac{k \cdot i \cdot d_{mix} \cdot L_{sw}}{Q_{sw}}$$

der:

- Q_{di} = grunnvannstrømning fra det forurensede området til overflatevannet ($m^3/år$).
 Q_{sw} = vannføring i overflatevannet ($m^3/år$).
 L_{sw} = bredden av det forurensede området vinkelrett på retningen av grunnvann strømmen (m).

Det er beregnet konsentrasjoner av de ulike forurensningskomponentene i porevannet ved kilden, i grunnvannet samt tilførsel til fjorden. Høyeste målte konsentrasjon og middelkonsentrasjon for de aktuelle forurensningskomponentene er brukt i beregningene.

Inngangsdata som er benyttet i beregningene er foruten målt konsentrasjon av komponentene i jorden data som er oppgitt i veiledningen. I beregningene forutsettes det at mesteparten av påvist krom er treverdig (CrIII), fordi seksverdig krom blir redusert til CrIII når organisk materiale er tilstede i grunnen. Beregnede konsentrasjoner er vist i tabell 3.

Tabell 3. Beregnede konsentrasjoner i vann ved spredning fra kilden.

Komponent	Målt konsentrasjon i jord (mg/kg ts)		Beregnet konsentrasjon i vann (mg/l)					
			Porevann		Grunnvann		Fjorden	
	C_s (Ø)	C_s (m)	C_w (Ø)	C_w (m)	C_{gw} (Ø)	C_{gw} (m)	C_{sw} (Ø)	C_{sw} (m)
Krom (CrIII)	34	28,2	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$9,2 \cdot 10^{-7}$	$7,7 \cdot 10^{-7}$
Sink (Zn)	170	134,3	1,7	1,34	0,17	0,13	$9,2 \cdot 10^{-5}$	$7,3 \cdot 10^{-5}$
Arsen (As)	2,5	2,1	$8,3 \cdot 10^{-2}$	$7 \cdot 10^{-2}$	$8,3 \cdot 10^{-3}$	$7 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$3,8 \cdot 10^{-6}$
Bly (Pb)	62	56,3	$6,2 \cdot 10^{-2}$	$5,6 \cdot 10^{-2}$	$6,2 \cdot 10^{-3}$	$5,6 \cdot 10^{-3}$	$3,4 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$
Nikkel (Ni)	59	34,8	0,6	0,4	$5,9 \cdot 10^{-2}$	$3,5 \cdot 10^{-2}$	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$
Alifater > C_{10} - C_{12}	1800	560	0,7	0,2	$7 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$3,9 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$
Alifater > C_{12} - C_{16}	1800	560	$3,6 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$6,1 \cdot 10^{-7}$
Alifater > C_{16} - C_{35}	1800	560	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$5,6 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$5,6 \cdot 10^{-6}$	$9,8 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-9}$

Der (Ø) angir maksimal konsentrasjonene på lokaliteten og (m) angir beregnet middelerdi av målte konsentrasjoner.

For alifatiske hydrokarboner er det beregnet transport med utgangspunkt i analyseresultatet som gir en sum > C_{10} - C_{40} . Det er beregnet transport for alle fraksjonene under den forutsetning at all analysert alifatiske hydrokarboner hører inn under aktuell fraksjon. Det er for eksempel antatt at all påvist olje er i fraksjonen > C_{10} - C_{12} som gir størst konsentrasjon i vannet. Dette er ikke reelt, og de beregnede resultatene er noe for høye. Dersom man vet at forurensningen gjelder bensin (> C_6 - C_{10}), parafin (> C_8 - C_{12}) eller diesel (> C_{10} - C_{16}) kan beregningen begrenses til disse fraksjonene.

Eksponeringsanalyse.

Det er beregnet nye stedsspesifikke akseptkriterier for lokaliteten, basert på de eksponeringsveiene som er relevante for lokaliteten. En gjennomgang av eksponeringsveier er utført ved å bruke eksponeringsskjema, gitt i figur 3.

Følgende eksponeringsveier er aktuelle for lokaliteten:

- Direkte kontakt med forurenset jord, C_{du} .
- Oralt inntak av forurenset jord, C_{is} .
- Innånding av forurenset støv, C_{id} .
- Innånding av forurenset gass, C_{iv} , (bygninger på området).

Ved hjelp av standardverdier og verdier for akseptabelt daglig inntak gitt i veiledningen, er det beregnet en akseptabel konsentrasjon av enkeltkomponentene i jorden forutsatt livstidseksponering. Delkonsentrasjonene fra de enkelte eksponeringsveiene summeres, og summen er lik den totale eksponeringen ved mest følsom arealbruk. I beregningen av stedsspesifikke akseptkriterier for ulike komponenter hentes delkonsentrasjonene for den enkelte eksponeringsvei fra tabell 20 i veiledningen. Kun de aktuelle eksponeringsveiene inkluderes i beregningen av akseptkriteriene.

Følgende ligning (36 i veiledningen) er brukt i beregning av normverdiene for mest følsom arealbruk.

$$C_{he} = \frac{1}{\frac{1}{C_{is}} + \frac{1}{C_{du}} + \frac{1}{C_{id}} + \frac{1}{C_{iv}} + \frac{1}{C_{gw}} + \frac{1}{C_{ig}} + \frac{1}{C_{if}}}$$

der:

- C_{is} = referanse-jordkonsentrasjonen for oralt inntak av jord.
- C_{du} = referanse-jordkonsentrasjonen for hudkontakt med jord.
- C_{id} = referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av støv.
- C_{iv} = referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av gasser.
- C_{iw} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av drikkevann.
- C_{ig} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av grønnsaker.
- C_{if} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av fisk/skalldyr.

Akseptkriteriene for lokaliteten beregnes som den additive virkningen av delkonsentrasjonene fra C_{du} , C_{is} , C_{id} og C_{iv} . Tall for de delkonsentrasjonene for de ulike eksponeringsveiene hentes fra tabell 20 i veiledningen. I tabell 4 er inngangsdata og resultatene for forurensningskomponentene vist.

Tabell 4. Beregnede stedsspesifikk akseptkriterie for human helse (C_{he}) for lokaliteten.

Komponent	Delkonsentrasjoner for de aktuelle eksponeringsveiene (mg/kg ts)				Steds- spesifikk C_{he} (mg/kg ts)
	C_{du}	C_{is}	C_{id}	C_{iv}	
Krom (CrIII)	$1,2 \cdot 10^6$	$1,0 \cdot 10^5$	$6,42 \cdot 10^7$	i.r.	$9,2 \cdot 10^4$
Sink (Zn)	$2,4 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^5$	$6,42 \cdot 10^7$	i.r.	$9,56 \cdot 10^4$
Arsen (As)	$5,94 \cdot 10^1$	3,75	$6,1 \cdot 10^1$	i.r.	3,3
Bly (Pb)	$7,99 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$	$1,22 \cdot 10^4$	i.r.	98
Nikkel (Ni)	$6,85 \cdot 10^2$	$5 \cdot 10^2$	$2,93 \cdot 10^2$	i.r.	$1,5 \cdot 10^2$
Alifater ($>C_{10}-C_{12}$)	$2,4 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$2,44 \cdot 10^7$	37	37
Alifater ($>C_{12}-C_{16}$)	$2,4 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$2,44 \cdot 10^7$	172	172
Alifater ($>C_{16}-C_{35}$)	$4,79 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^5$	$1,28 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^4$

i.r. = ikke relevant for denne komponenten.

Konsekvens og konklusjon.

Det er beregnet stedsspesifikke akseptkriterier for human helse (C_{he}) for lokaliteten (Tabell 5). Videre er det utført vurderinger av mulig spredning til grunnvann og videre transport til overflatevann (Tabell 6).

Tabell 5. Sammenstilling av beregnede stedsspesifikke akseptkriterier for human helse og målte konsentrasjoner i jord.

Komponent	Målte konsentrasjoner i jordprøver (mg/kg ts)			Sammenligningsgrunnlag (mg/kg ts)	
	C_s øvre	C_s middel	C_s nedre	Normverdi	Stedsspesifikk C_{he}
Krom (Cr)	34	28,2	20	25	$9,2 \cdot 10^4$
Sink (Zn)	170	134,25	98	100	$9,56 \cdot 10^4$
Arsen (As)	2,5	2,1	1,9	2	3,3
Bly (Pb)	62	56,3	48	60	98
Nikkel (Ni)	59	34,3	24	50	$1,5 \cdot 10^2$
Alifater ($>C_{10}-C_{40}$)	1800	560	100	30	37*

* Det foreligger ikke opplysninger om fordelingen av lette og tunge komponenter i de analyserte konsentrasjoner. Derfor benyttes det laveste beregnede akseptkriterium for human helse.

Mulig tilførsel av forurensede komponenter til fjorden er beregnet med utgangspunkt i den høyeste påviste konsentrasjonen og beregnet middel konsentrasjon av forurensningskomponenter i jordprøvene. Resultatene fra beregningene er gjengitt i tabell 6 og sammenlignes med akseptkriteriene om at konsentrasjonene i forurensningene ikke skal overstige tilstandsklasse II hentet fra SFT's klassifiseringssystem. SFT's klassifiseringssystem for fjorder og kystfarvann inneholder tilstandsklasser for tungmetaller. En metodikk for å kunne vurdere organiske miljøgifter er diskutert for eksempelet "Gran og furu". I dette eksempelet forutsettes det at hydrokarbonene i liten grad vil kunne spres til resipienten.

Risikovurderingen viser ingen fare for mennesker som skal bruke lokaliteten, og løste komponenter i grunnvannet som tilføres fjorden forventes heller ikke å resultere i spredning til resipienten. Selv ikke den høyeste målte konsentrasjonen i jord på lokaliteten forventes å kunne resultere i at akseptkriteriet overskrides.

Det konkluderes med at risikovurderingen kan avsluttes, og at det ikke er behov for andre tiltak enn en tinglysing av rådighetsbegrensning for området.

Tabell 6. Mulig tilførsel av forurensning fra lokaliteten til fjorden sammenlignet med akseptkriteriene (Tilstandsklasse II, SFTs veileder 97:03)

Komponent	C _{sw} øvre (mg/l)	C _{sw} middel (mg/l)	Akseptkriterium (mg/l)
Krom (Cr)	$9,2 \cdot 10^{-7}$	$7,7 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-4} *$
Sink (Zn)	$9,2 \cdot 10^{-5}$	$7,3 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-3} *$
Arsen (As)	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$3,8 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-3} *$
Bly (Pb)	$3,4 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-5} *$
Nikkel (Ni)	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$	
Alifater (>C ₁₀ -C ₁₂)	$3,9 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	
Alifater (>C ₁₂ -C ₁₆)	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$6,1 \cdot 10^{-7}$	
Alifater (>C ₁₆ -C ₃₅)	$9,8 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-9}$	

* Fra SFTs veileder 97:03, Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann, tilstandsklasse II.

Dersom det i fremtiden blir en omregulering i arealbruken, må risikovurderingen gjentas med de nye opplysningene. Det er ikke beregnet belastning på økologi, med bakgrunn i at lokaliteten skal brukes til industriformål, og at det dermed ikke er krav til beskyttelse av spesifikke terrestriske økologiske organismer.

2.3 Gran og Furu

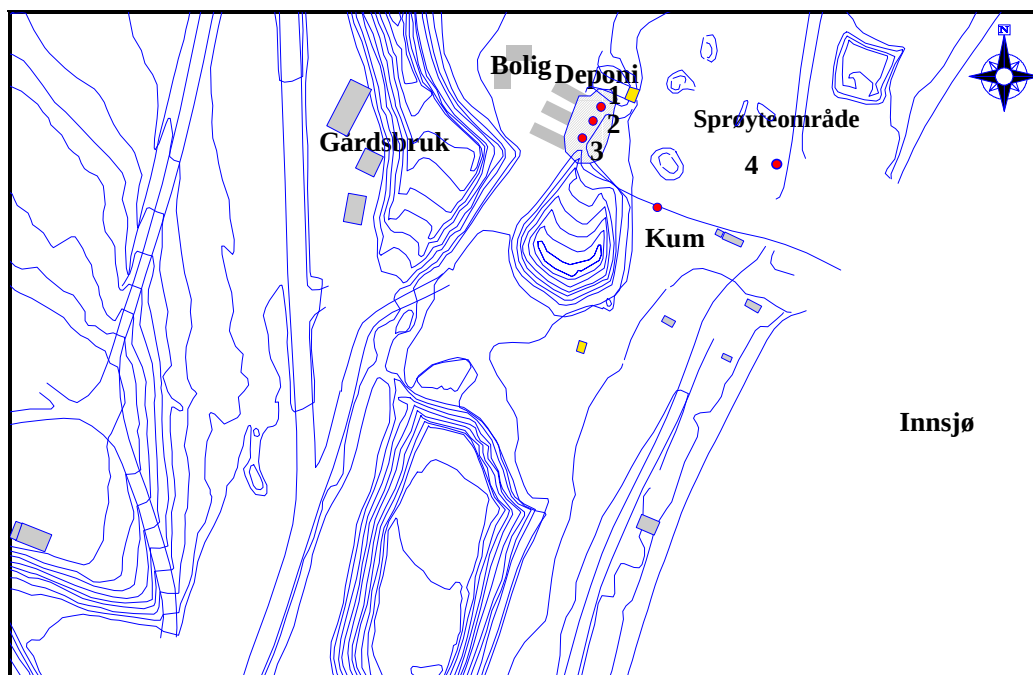
2.3.1 Problembeskrivelse

Eiendommen er i 30 år benyttet til planteskole. Ved planteskolen er det benyttet DDT som plantevernmiddel. DDT ble påført plantene ved dypping i kar, og dette resulterte i DDT-holdig jordslam. Dyppingen ble utført innendørs og eventuelle søl ble ledet i avløp rett til Innsjø. Det er ikke kjent hvor store mengder DDT-holdig jordslam som ble dannet som en følge av behandling av 45 mill. planter i den aktuelle perioden. Slammet fra prosessen ble deponert i en skråning utenfor den nord-østlige delen av produksjonslokalet. Skråningen er fylt ut og deler av deponiet er asfaltert mens den gjenstående skråning er beplantet med buskgran.

Driften ved planteskolen ble lagt om i 1979, dette innebar at plantene ble påført DDT direkte på jordene. Båtsprøyte ble benyttet til dette, og de påvirkede arealene er merket av på kart i figur 4.

Området for planteskolen ligger på sandige til siltige løsmasser, og det antas å være ca. 2 m til grunnvannsstanden. Området har en slak helning mot et vann, Innsjø, som ligger ca 15 m øst for deponiet. Dette fører til at både grunnvann, overflatevann samt avløpsnettutgjør gode transportveier for forurensninger til vannet. Det foreligger ikke planer om endring i arealbruken, d.v.s. det skal fremdeles drives landbruk på området.

Miljømål for lokaliteten er at det ikke skal forekomme en spredning av DDT med vann til Innsjø, eller være en spredning av DDT til korn som dyrkes på jordene der det tidligere er brukt båtsprøyte for å påføre DDT på plantene.



Figur 4. Kart over lokaliteten med plasseringen av prøvetakingspunkter.

2.3.2 Undersøkelseresultater

Det er gravd fire sjakter på området, og hentet ut jordprøver. Prøvene fra området er analysert på innhold av DDT og TOC (Total Organisk Karbon), og resultatene er presentert i tabell 7. Plasseringen av prøvepunktene er vist i figur 4.

Tabell 7. Analyseresultater av jordprøver.

Prøvested	Prøvepunkt	Konsentrasjon DDT (mg/kg ts)		TOC (%)
		0 - 0,2 meter	0,5 meter	
Deponi	1	4400	6	2
	2	4450	ikke analysert	2
	3	14800	140	3
Sprøyteområde	4	14	<0,01	1,5

Normverdien for mest følsom arealbruk for DDT er 0,04 mg/kg (tabell 1 i veiledningen). De påviste verdiene overskrider dette nivået. Ikke alle de eksponeringsveiene som ligger til grunn for normverdiene er aktuelle på lokaliteten. Det er dermed behov for å gjennomføre en utvidet risikovurdering, (trinn 2) der uønskede hendelser og konsekvenser identifiseres, med beregning av stedsspesifikke akseptkriterier, samt å gjennomføre en vurdering av aktuelle transport- og spredningsveier.

2.3.3 Trinn 2 risikovurdering

Identifisering av uønskede hendelser på lokaliteten.

Uønskede hendelser som kan inntreffe er:

- mennesker som oppholder seg på lokaliteten eksponeres for forurensningen i overflatejorden.
- utlekking av forurensede komponenter til grunnvannet og transport med grunnvannet til Innsjø.
- overflateavrenning.

- spredning med forurensning i kum/drenssystem som leder direkte til Innsjø.
- påvirkning av jordlevende organismer.
- opptak av forurensning til korn som dyrkes på arealene.

Eksponeringsskjema gitt i figur 5 benyttes delvis i identifiseringen av uønskede hendelser knyttet til forurensningen på lokaliteten.

Primære kilder	Sekundære kilder	Transport Mekanismer	Sprednings-media	Eksponering	Påvirkede organismer
Lagrings-tanker ☐	Overflate forurensning (0,0,1m) ☒	Vannerosjon ☒	Overflate-vann ☒	Direkte kontakt vann ☒	Mennesker ☒ Miljø ☒
Rørledning ☐	Dypereliggende forurensning (>1,0m) ☐	Utlekking ☒	Sigevann (grunnvann) ☒	Direkte kontakt, jord ☒	Beboere på stedet ☐ Følsomt miljø ☒
Drift anlegg ☒	Frifase forurensning ☐	Mekanisk erosjon ☒	Jord ☒	Inntak jord ☒	Naboer (beboere) ☐ Økosystem
Avfallsenhet ☒		Avgassing ☐	Støv ☒	Innånding av støvpartikler ☒	Rekreasjon ☐ Innsjø
Annet ☐		Transport ☐	Luft ☐	Innånding av gass (ute) ☐	Andre ☐ Innsjø
				Innånding av gass (inne) ☐	Andre ☐ Dyr
					Arbeidere på Lokaliteten ☒ Planter ☒
					Grunnvanns-brukere ☐
					Fugler ☐
					Annet ☐

Figur 5. Eksponeringsskjema til utvelgelse av aktuelle eksponeringsveier på lokaliteten.

Følgende eksponeringsveier ble funnet å være de mest aktuelle:

- Utløsning av DDT i overflatejorden og spredning av DDT med overflateavrenning til Innsjø.
- Utlekking av DDT, innblanding i grunnvannet og transport til Innsjø.
- Transport av partikulært DDT i drensnettet.
- Mekanisk erosjon av forurenset jord og transport som støv, der arbeiderne kan komme i kontakt med forurensningen gjennom innånding av forurensede støvpartikler.
- Arbeidere på lokaliteten kan komme i direkte kontakt med forurenset overflatejord.
- Rotopptak av løste komponenter i porevannet til korn som dyrkes på området.

Sannsynligheten for at de uønskede hendelsene som her er identifisert skal inntreffe og konsekvensen av dette, vurderes gjennom kilde-/areal-, spredning-/transport- og eksponerings-analyse.

Kilde-/arealanalyse.

Ved eiendommen er det påvist DDT i to ulike kildeområder, i et deponi og på sprøytearealet. For begge områdene er det påvist høyeste konsentrasjoner i toppjorden. Men det er også

påvist forhøyede konsentrasjoner ved 0,5 m dypde i deponiområdet. Det er naturlig i fortsettelsen av risikovurderingen å holde de to kildene adskilt, da de representerer så vidt ulike konsentrasjoner av forurensningen samt ulik arealbruk. I området for deponiet vil det først og fremst være mennesker og dyr som skal beskyttes, mens det på sprøytearealet også vil være krav om beskyttelse av primære organismer som gitt i tabell 4 i veiledningen, mikroorganismer i jord, planter og dyr.

Spredning-/ transportanalyse.

Det er sannsynlig at den påviste forurensning av DDT, både i deponiet og på sprøytearealet, vil kunne løses ut i porevannet og transporteres til grunnvann og deretter til innsjøen. Det er også sannsynlig med en spredning til planter ved opptak gjennom røttene.

Beregningen av fasefordeling til porevannet, fortynning i grunnvannet og deretter tilførsel til Innsjø er beregnet etter de samme ligningene som for lokaliteten "Oljalyn", ligning (1), (8), (9), (11) og (12). Det beregnes en spredning med den høyeste påviste konsentrasjon i deponiet, samt ved påvist konsentrasjon i sprøyteareal og for middelkonsentrasjonen fra området (3401 mg/kg ts, beregnet for alle analyserte prøver, inkl. de fra 0,5 m dypde). Inngangsdata som er benyttet i beregningene er foruten målt konsentrasjon av komponentene i jorden, data som er oppgitt i veiledningen.

Tabell 8. Beregnede konsentrasjoner i vann ved spredning fra kilden(e).

Komponent	Målt konsentrasjon i jord, C_s (mg/kg ts)	Beregnet konsentrasjon i vann (mg/l)		
		Porevann (C_w)	Grunnvann (C_{gw})	Overflatevann (C_{sw})
DDT (deponi)	14.800	3,6	0,36	$2 \cdot 10^{-4}$
DDT (sprøyteområde)	14	$3,4 \cdot 10^{-3}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$
DDT middel	3401	0,8	0,08	$4,5 \cdot 10^{-5}$

Eksponeringsanalyse.

De fastsatte normverdiene er for restriktive for denne lokaliteten, da de representerer en situasjon der flere mulige eksponeringsveier er modellert, enn de som er aktuelle for lokaliteten. Det er derfor beregnet nye stedsspesifikke akseptkriterier for lokaliteten, basert på disse. Samme fremgangsmåte er brukt for å hente verdier for de enkelte eksponeringsveiene og benyttede ligninger som for lokaliteten "Oljalyn", som er behandlet tidligere i kapitlet.

Følgende eksponeringsveier er funnet å være aktuelle for eksponering av mennesker på lokaliteten:

- Direkte kontakt med forurenset jord, C_{du} .
- Oralt inntak av forurenset jord, C_{is} .
- Innånding av forurenset støv, C_{id} .
- Innånding av gass, C_{iv} .
- Inntak av grønnsaker (korn), C_{ig} .

Akseptkriteriene beregnes ved hjelp av formlene gitt i kapittel 10, 11, 12 og 13 i veiledningen. Tall for delkonsentrasjonene for de ulike eksponeringsveiene hentes fra tabell 20 i samme veiledningen.

I tabell 9 er inngangsdata og resultatene for forurensningskomponentene gitt.

Tabell 9. Beregnede akseptkriterier for human helse (C_{he}) som er spesifikke for lokaliteten.

Komponent	Delkonsentrasjoner for de aktuelle eksponeringsveiene (mg/kg ts)					Total C_{he} (mg/kg ts)
	C_{du}	C_{is}	C_{id}	C_{iv}	C_{ig}	
DDT	m.d.	$1,81 \cdot 10^1$	$1,71 \cdot 10^5$	$2,37 \cdot 10^4$	3230	17,98

m.d. = mangler data i veiledningen.

Konsekvens og konklusjon.

Det er beregnet stedsspesifikke akseptkriterier for lokaliteten. I tillegg er spredning og transport fra forurensning via grunnvann til overflatevann vurdert. Undersøkelsene har konkludert med at eneste spredningsvei til overflatevann er via grunnvann. Resultatene som danner grunnlaget for en beslutning og konklusjon er presentert i de to følgende tabellene.

Tabell 10. Sammenstilling av beregnede stedsspesifikke akseptkriterier for human helse og målte konsentrasjoner i jord.

Komponent	Målte konsentrasjon i jordprøver (mg/kg ts)			Sammenligningsgrunnlag (mg/kg ts)	
	C_s øvre	C_s middel	C_s nedre	Normverdi	Stedsspesifikk C_{he}
DDT	14800	3401	6	0,04	17,98

På grunnlag av en fasefordeling mellom jord og porevann og de teoretiske modellene som benyttes ved etablering av normverdier for mest følsom arealbruk, er transport/spredning med grunnvann til innsjøen vurdert. Det eksisterer ikke noen fastsatte verdier for DDT i SFTs veileder for tilstandsklassifisering (SFT 97:04). Akseptkriterier kan imidlertid fremkomme ved å benytte økologisk informasjon sammenstilt i veiledningen. På grunnlag av data i veiledningen for risikovurdering av forurensset grunn, kan akseptkriterier for akvatiske organismer, som PNEC (predicted no effect concentration) bestemmes. Miljøriskoen i innsjøen anses som tolererbar når konsentrasjonen av DDT er mindre enn beregnet PNEC verdi for DDT. I veiledningen er det ikke gitt detaljerte beskrivelser av slike beregninger. De påfølgende beregninger/vurderinger er eksempler på hva dette kan omhandle, og vil selvsagt være avhengig av konsulentens faglige vurdering, tilgjengelige data om de stoffene det gjelder og de lokale forhold. Dersom man har mistanke om at det kan oppstå et spredningsproblem til innsjøen, må det vurderes å gå videre til en trinn 3 risikovurdering. Konsentrasjonen i innsjøen må da forsøkes målt. PNEC verdiene er ofte lavere enn deteksjonsgrensene for de persistente organiske stoffene som vurderes. Alternativ prøvetakings- og/eller analysemetodikk må ofte vurderes. Beregning av konsentrasjon i innsjøen er forbundet med svært stor usikkerhet. Fortynning som er beskrevet i veiledningen må vurderes spesielt i hvert tilfelle. Denne kan ikke brukes på generelt grunnlag.

Verdiene til beregningene er hentet fra de stoffspesifikke bakgrunnsdataene i kapittel 14.2.8 i veiledningen. Her er det gitt at DDT har en NOEC (No Effect Concentration) som er lik 0,0005 mg/l for krepsdyr/fisk. Med den oppgitte sikkerhetsfaktoren på 50 resulterer dette i at akseptkriterium for konsentrasjon av DDT i vann til Innsjø er, $(0,0005 \text{ mg/l} \div 50)$, $1 \cdot 10^{-5} \text{ mg/l}$.

Tabell 11. Sammenstilling av beregnet tilførsel av forurensning fra lokaliteten til Innsjø og akseptkriterium.

Komponent	C_{sw} (mg/l)	Akseptkriterium (mg/l)*
DDT (fra deponi)	$2 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-5}$
DDT (fra spøyteområde)	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-5}$
DDT middel	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$

* PNEC_{vann} = Predicted No Effect Concentration.

De påviste konsentrasjoner av DDT i deponiet medfører overskridelse av de beregnede stedsspesifikke akseptkriteriene, og beregninger med bruk av standardverdier fra veilederen betyr dette at det foregår en spredning av DDT. Transport av organiske miljøgifter er sterkt avhengig av jordas innhold av organisk karbon. Spredningsberegningene gjentas ved å benytte målte verdier av TOC (totalt organisk karbon) i jorden på lokaliteten, fremfor standardverdien på 1% TOC.

Gjentatt trinn 2-risikovurdering.

Trinn 2-risikovurdering gjentas mhp. spredning/transport analyse. Det tas her hensyn til målt innhold av TOC i jorden ved de ulike prøvepunktene.

Det gjenstår her å bestemme en ny fordelingskoeffisient (K_d) for DDT basert på innholdet av TOC (f_{oc}) i jorden. Følgende ligning (2) og (3) er i veiledningen oppgitt å gjelde for denne sammenhengen:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

$$\log K_{oc} = 1,04 \cdot \log P_{ow} - 0,84$$

der:

- K_d = jord-vann fordelingskoeffisient.
- K_{oc} = organisk karbon-vann fordelingskoeffisient.
- P_{ow} = oktanol-vann fordelingskoeffisient.
- f_{oc} = fraksjon organisk stoff i jord.

Verdi for $\log P_{ow}$ (6,2 for DDT) er hentet fra kapittel 14.2.8 i veiledningen.

Tabell 12. Beregning av spredning med bruk av stedsspesifikke data.

Prøvested	TOC (%)	f_{oc}	K_d	Beregnet konsentrasjon DDT i vann (mg/l)		
				Porevann (C_w)	Grunnvann (C_{gw})	Overflatevann (C_{sw})
Deponi	3	0,03	12165	1,2	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$6,6 \cdot 10^{-5}$
Spørteområde	1,5	0,015	6082	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$

Tips!

Der konsentrasjonene i porevannet avtar lineært med økende innhold av organisk karbon kan konsentrasjon i innsjøen enkelt bestemmes ved følgende sammenheng:

$$C_{sw} = C_{sw \text{ standardverdi}} \cdot (f_{oc \text{ standard}} / f_{oc \text{ målt}})$$

$$\text{dvs. for deponi: } C_{sw} = 2 \cdot 10^{-4} \cdot (0,01 / 0,03) = 6,6 \cdot 10^{-5} \text{ mg/l.}$$

$$\text{Tilsvarende for sprøyteområdet: } C_{sw} = 1,9 \cdot 10^{-7} \cdot (0,01 / 0,015) = 1,2 \cdot 10^{-7} \text{ mg/l.}$$

Konsekvens og konklusjon (2).

Resultatet av beregningene er sammenstilt i Tabell 13.

Tabell 13. Sammenligning av stedsspesifikk beregnet tilførsel av forurensning fra lokaliteten til Innsjø med akseptkriterium.

Komponent	C _{sw} (mg/l)	Akseptkriterium (mg/l)*
DDT (deponi)	$6 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$
DDT (sprøyteområde)	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-5}$

* PNEC_{vann} = Predicted No Effect Concentration.

Stedsspesifikt akseptkriterium overskrides (tabell 11). Det betyr at forurensningene i deponi-området kan medføre fare for helserisiko. De analyserte verdiene på sprøyteområdet derimot er ikke av en slik størrelse at det kan forårsake fare for human helse. Spredning av DDT fra deponiet til vann overskrider fremdeles akseptkriteriet (Tabell 13).

Konklusjoner som trekkes fra resultatene av beregningene:

- Det er behov for tiltak for deponiet. Det må gjennomføres tiltak på lokaliteten som hindrer direkte eksponering av mennesker og spredning av forurensningskomponenter til vann.
- Med utgangspunkt i definerte miljømål for lokaliteten, er det behov for gjennomføring av tiltak mhp. DDT i sprøyteområdet. Derimot bør, fordi området fortsatt skal brukes til dyrking, effekten av påvist DDT på økologien i området kartlegges. For eksempel bør effekten på jordlevende organismer og rotopptaket til korn som dyrkes på stedet undersøkes nærmere i en trinn 3 risikovurdering.

Det er lite sannsynlig at en utvidet datainnsamling vil resultere i et annet resultat m.h.p. den beregnede humane belastning og risiko.

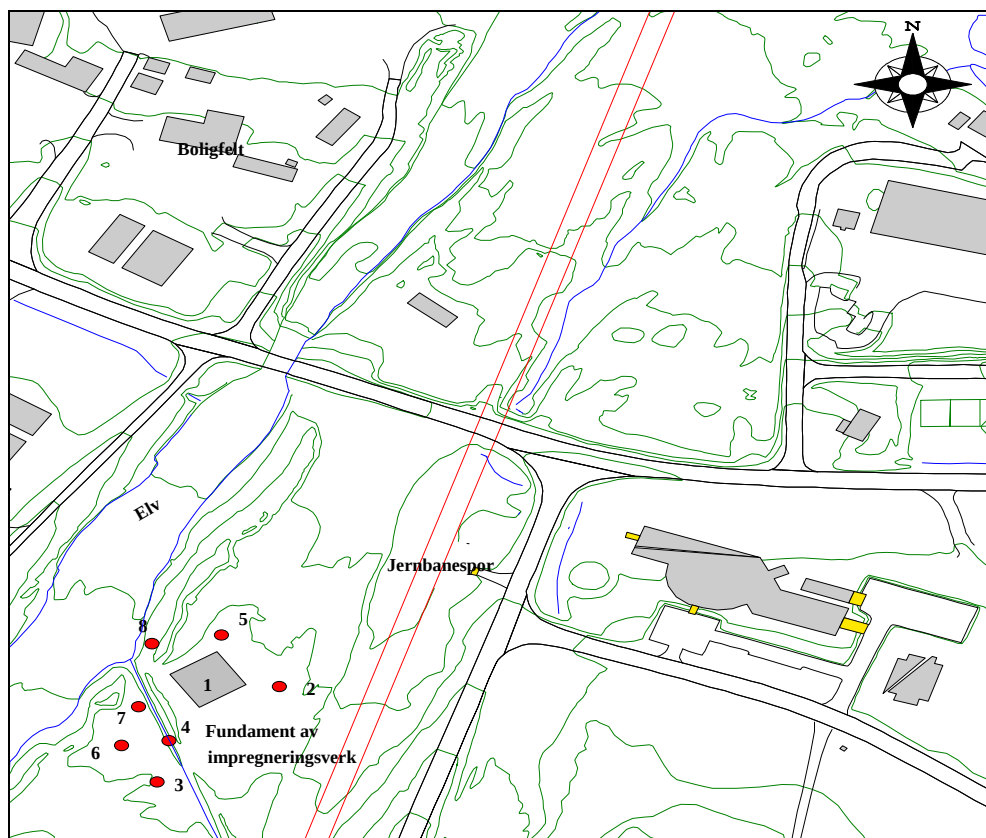
2.4 Svart og Sville

2.4.1 Problembeskrivelse

På lokaliteten har det foregått impregnering av trevirke med kreosot fra 1920 frem til 1985. Anlegget er beskjedent i omfang (areal) og har vært uforandret i løpet av driftsperioden. Kapasiteten til anlegget har vært stor og dette har medført store lagerplasser for ferdigbehandlet trevirke. Kreosotforbruket i driftsperioden anslås til 25000 tonn. Det har også vært benyttet CCA til impregneringen av treverk. Området består av fyllmasser og tørrskorpeleire ned til 3 m under terreng. Fra 3 til 5 m er det et finsandlag og under 5 m er det marin leire. Området drenerer mot en elv sør for eiendommen.

Området er planlagt benyttet for næringsutvikling i fremtiden. Enkelte deler skal ha fast dekke mens andre kun vil dekkes med tilsådde arealer og lignende.

Miljømål for lokaliteten er beskyttelse av mennesker, ingen negativ påvirkning av grunnvann eller elven som ligger inntil lokaliteten.



Figur 6. Kart over lokaliteten med plasseringen av prøvetakingspunkter.

2.4.2 Undersøkelseresultater

Grunnundersøkelsen av det tidligere impregneringsområdet og lagringsplassen rundt ble utført ved prøvetaking i 8 sjakter. Jordprøvene er analysert på innhold av utvalgte tungmetaller og sum 16 PAH. Resultatene fra analysene er gjengitt i tabell 14.

Tabell 14. Analyseresultater av jordprøver (mg/kg ts).

Sjakt	Dybde (m)	Tungmetaller (mg/kg ts)			Organisk (mg/kg ts)
		Cu	Cr	As	Sum 16 PAH
1	1-2	44,0	21,4	3,9	390
1	4-5				310
2	0-1	20,2	27,6	2,9	478
2	4-5				8
3	0-1	37,0	17,8	2,2	10
4	0-1	21,2	23,0	2,7	14
4	4-5				103
5	0-1	31,4	34,2	3,0	4
6	0-1	29,4	33,2	2,2	3
6	4-5				<1
7	0-1	21,7	26,4	3,2	4
7	4-5				31
8	0-1	27,0	29,6	2,7	6
8	4-5				<1

Området er forurensset med arsen (As) som er påvist over normverdi (2 mg/kg ts) i alle prøvepunktene, med unntak av sjakt 1 ved dybde 1-2 m. Krom (Cr) overstiger normverdien (25 mg/kg ts) i sjakt 2, 5, 6, 7 og 8. Og kobber (Cu) som det også er analysert for er ikke

påvist i verdier over normverdien (100 mg/kg ts). Sum 16 PAH overstiger normverdien (2 mg/kg ts) i alle sjaktene med unntak av sjakt 6 og 8 ved 4-5 m dybde. For øvrig er det påvist sum 16 PAH i varierende konsentrasjoner til dybde 4-5 m i alle prøvepunktene på området.

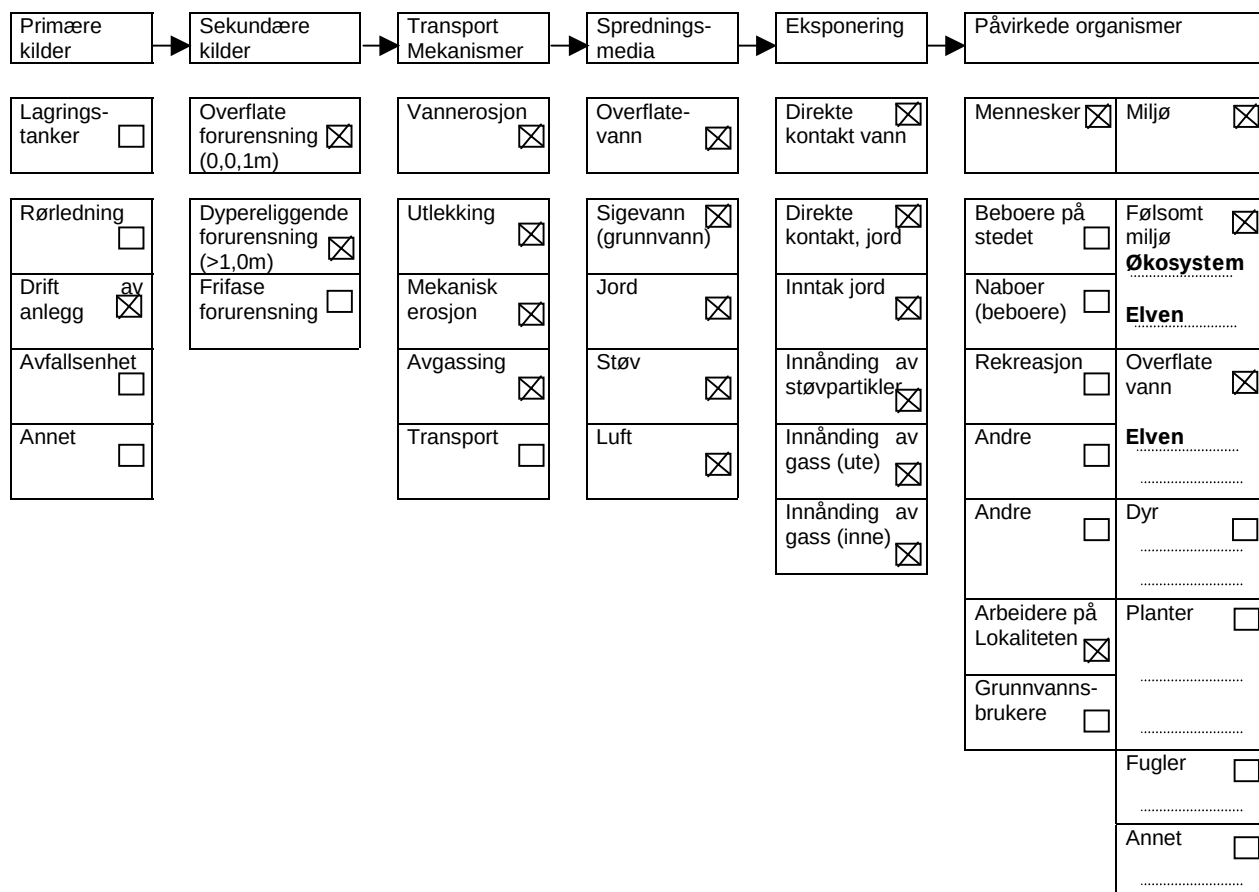
2.4.3 Trinn 2 risikovurdering

Identifisering av uønskede hendelser på lokaliteten.

Uønskede hendelser som kan inntreffe er:

- at mennesker som oppholder seg der/arbeiderne skal eksponeres for forurensningen i overflatejorden.
- utlekking av forurensede komponenter til grunnvannet og transport med grunnvannet til elven.
- påvirkning av jordlevende organismer.
- gassdiffusjon av flyktige komponenter i PAH inn i planlagte bygninger på lokaliteten.

Eksponeringsskjema gitt i figur 7 benyttes delvis i identifiseringen av uønskede hendelser knyttet til forurensningen på eiendommen.



Figur 7. Eksponeringsskjema til utvelgelse av aktuelle eksponeringsveier på lokaliteten.

For den videre saksgangen deles eiendommen inn i delområder med og uten fast overdekning. Spesielt med henblikk på en mulig eksponering av mennesker er dette viktig.

Følgende eksponeringsveier ble funnet å være de mest aktuelle på de delene av eiendommen som er uten fast overdekning.

- Utløsning av komponentene i overflaten og spredning med overflateavrenning til elven.
- Utlekking av forurensning, opptak i grunnvannet og transport til elv.
- Mekanisk erosjon av forurenset jord og transport som støv, der mennesker kan komme i kontakt med forurensningen gjennom innånding av forurensede støvpartikler.
- Mennesker som oppholder seg på lokaliteten kan komme i direkte kontakt med forurenset jord.
- Gassdiffusjon av flyktige komponenter til overflaten, der mennesker vil eksponeres gjennom innånding av gass (både inne og ute).

I de områdene av eiendommen som vil få fast overdekning er det kun aktuelt med eksponering gjennom innånding av gass, spesielt innendørs.

Områderegulering er næringsutvikling, som sorterer under trafikkområder og industri i tabell 4 i veiledningen. Dette innebærer at det meste av området vil bestå av tildekkede arealer. I anleggsperioden med ombygging bør det imidlertid tas hensyn til alle de forannevnte eksponeringsveiene.

Sannsynligheten for at de uønskede hendelsene som her er identifisert skal inntreffe og konsekvensen av dette, vurderes gjennom kilde-/areal-, spredning-/transport- og eksponeringsanalyse.

Kilde-/arealanalyse.

Ved lokaliteten er det påvist forurensning med tungmetaller (Cr og As) i overflatejorden 0-1 m og ett sted i dybde 1-2 meter. Det er dessuten påvist sum 16 PAH til 5 m dybde i alle sjaktene unntatt i sjakt 6 og 8 ved de dypeste prøvepunktene (4-5 m).

Hovedkilden til forurensning ligger ved sjakt 1 og i overflatejorden i sjakt 2, der hovedtyngden av prosessen foregikk. I videreføringen av risikovurderingen fortsettes det med de nevnte komponentene, og det er mennesker som skal beskyttes mot eksponering i følge tabell 4 i veiledningen.

Spredning-/ transportanalyse.

Det er en viss sannsynlighet for at den påviste forurensning vil løses ut i porevannet for deretter å tas opp i grunnvannet og transporteres til elven. Til beregningene av fasefordeling mellom påvist konsentrasjon i jorden og porevannet, samt spredning/transport benyttes de høyeste konsentrasjonene som er påvist samt en beregnet middelkonsentrasjon av forurensningskomponentene på området.

Fasefordeling mellom jord og porevann, transport og opptak i grunnvann samt videre transport og fortykning til elvevannet, beregnes ved hjelp av ligningene gitt for lokaliteten "Oljalyn", som er behandlet tidligere i kapitlet.

I beregningene av spredning av PAH er verdiene for sum 16 PAH benyttet samt K_d -verdien for naftalen, siden dette er den mest mobile av enkeltkomponentene i sum 16 PAH. Den faktiske avrenning fra området vil mest sannsynlig bli mindre enn den som beregnes ved å bruke data for naftalen.

Tabell 15. Beregnede konsentrasjoner i vann ved spredning fra kilden.

Komponent	Målt konsentrasjon i jord (mg/kg ts)		Beregnet konsentrasjon i vann (mg/l)					
	C _s (ø)	C _s (m)	Porevann		Grunnvann		Elven	
			C _w (ø)	C _w (m)	C _{gw} (ø)	C _{gw} (m)	C _{sw} (ø)	C _{sw} (m)
Cr (III)	34,2	26,65	1,7 • 10 ⁻²	1,3 • 10 ⁻²	1,7 • 10 ⁻³	1,3 • 10 ⁻³	9,3 • 10 ⁻⁷	7,2 • 10 ⁻⁷
As	3,9	2,85	0,13	9,5 • 10 ⁻²	1,3 • 10 ⁻²	9,5 • 10 ⁻³	7 • 10 ⁻⁶	5,1 • 10 ⁻⁶
Sum 16 PAH	478	97,36	23,9	4,8	2,4	0,5	1,3 • 10 ⁻³	2,6 • 10 ⁻⁴

Der (ø) angir maksimal konsentrasjonene på lokaliteten og (m) angir beregnet middelværdi av målte konsentrasjoner.

Til beregning av fasefordeling mellom påvist forurensning i jord og poreluft og gassdiffusjon til overflaten er sammenhengen der konsentrasjonen av flyktige stoffer i poreluften antas å være i lineær likevekt med konsentrasjonen i porevann benyttet (ligning (4) i veiledningen):

$$C_a = H \cdot C_w$$

der:

- C_a = forurensningskonsentrasjon i poreluft ved kilden (mg/l).
 H = Henrys konstant.
 C_w = forurensningskonsentrasjonen i porevann ved kilden (mg/l).

Transporten videre til overflaten og til innendørs luft beregnes så ved følgende ligning (5) i veiledningen:

$$C_{ia} = DF_{ia} \cdot C_a$$

der:

- C_{ia} = forurensningskonsentrasjonen i innendørs luft (mg/l).
 C_a = forurensningskonsentrasjon i poreluft ved kilden (mg/l).
 DF_{ia} = fortynningsfaktor fra poreluft på stedet til innendørsluft.

I beregningene er fortynningsfaktoren, DF_{ia} = 1:2000 benyttet, den samme som er brukt i fastsettelsen av normverdiene. Verdien er fremkommet ved å benytte standardverdiene som er oppgitt i tabell 7 i veiledningen. Ligningsgrunnlaget for beregningen er gitt i kapittel 10.2.2, og disse ligningene kan brukes i utledning av fortynningsfaktorer som er stedsspesifikke.

Beregnet konsentrasjon av sum 16 PAH i porevannet samt Henrys konstant for naftalen er benyttet som utgangspunkt i beregningene.

Tabell 16. Beregninger av konsentrasjonen av sum 16 PAH i inneluft C_{ia} (mg/l).

Komponent	Porevann, C _w (mg/l)	Poreluft, C _a (mg/l)	Inneluft, C _{ia} (mg/l)
sum 16 PAH øvre	23,9	0,5	2,5 • 10 ⁻⁴
sum 16 PAH middel	4,9	9,7 • 10 ⁻²	4,9 • 10 ⁻⁵

Eksponeringsanalyse.

De fastsatte normverdiene for mest følsom arealbruk er for restriktive for denne lokaliteten, da de representerer en situasjon der flere eksponeringsveier er modellert enn de som er aktuelle for lokaliteten. Det er derfor beregnet nye stedsspesifikke akseptkriterier for lokaliteten, basert på disse. Samme fremgangsmåte som for lokaliteten "Oljalyn", behandlet tidligere i kapitlet, er benyttet mhp. de enkelte eksponeringsveier og ligninger.

Følgende eksponeringsveier er aktuelle for eksponering av mennesker på lokaliteten i de områder der det ikke er fast overdekning og der det forventes at det bygges hus:

- Direkte kontakt med forurenset jord, C_{du} .
- Oralt inntak av forurenset jord, C_{is} .
- Innånding av forurenset støv, C_{id} .
- Innånding av gass (inne og ute), C_{iv} .

I områder med fast overdekning (asfalterte plasser og veier) er det ikke aktuelt å vurdere helserisiko.

Akseptkriteriene beregnes ved hjelp av formlene gitt i kapittel 10, 11 og 12 i veiledningen. Tall for delkonsentrasjonene for de ulike eksponeringsveiene hentes fra tabell 20 i veiledningen.

I tabell 17 er inngangsdata og beregnede akseptkriterier for forurensningskomponentene vist for områder uten fast dekke.

Tabell 17. Stedsspesifikke beregnede akseptkriterier (områder uten fast dekke) for human helse (C_{he}).

Komponent	Delkonsentrasjoner for de aktuelle eksponeringsveiene (mg/kg ts)				Stedsspesifikk C_{he} (mg/kg ts)
	C_{du}	C_{is}	C_{id}	C_{iv}	
Krom (Cr III)	$1,2 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^5$	$6,42 \cdot 10^7$	i.r.	$9,2 \cdot 10^4$
Arsen (As)	$5,94 \cdot 10^1$	3,75	$6,1 \cdot 10^1$	i.r.	3,3
Sum 16 PAH*	2,08*	0,876*	2,68*	56,4*	(0,496) 8**

i.r. = ikke relevant for denne komponenten.

* I beregningen brukes tall for Benzo(a)pyren på samme måte som det er gjort ved beregning av normverdiene for mest følsom arealbruk.

** På samme måte som ved utledningen av normverdiene multipliseres beregnet akseptkriterium for BaP med 16.

Konsekvens og konklusjon.

Det er beregnet stedsspesifikke akseptkriterier for lokaliteten mhp. spredning og transport til grunnvannet, og derfra videre til elven. Videre er gassdiffusjon av flyktige forbindelser fra de definerte kildeområdene og inn i bygninger vurdert i forhold til administrative normer for arbeidsatmosfære. Resultatene som danner grunnlaget for en beslutning og konklusjon er presentert i de påfølgende tabeller.

Tabell 18. Sammenstilling av beregnede stedsspesifikke akseptkriterier for human helse sammenlignet med målte konsentrasjoner i jord.

Komponent	Målte konsentrasjoner i jord (mg/kg ts)			Sammenligningsgrunnlag (mg/kg ts)	
	C_s øvre	C_s middel	C_s nedre	Normverdi	Stedsspesifikk C_{he}
Krom (Cr)	34,2	26,65	21,4	25	$9,2 \cdot 10^4$
Arsen (As)	3,9	2,85	2,2	2	3,3
sum 16 PAH	478	97,21	< 1	2,0	8

Tabell 19. Sammenstilling av beregnet tilførsel av forurensning fra lokaliteten til elven og akseptkriterium.

Komponent	C _{sw} øvre (mg/l)	C _{sw} middel (mg/l)	Akseptkriterium (mg/l)
Krom (Cr)	$9,3 \cdot 10^{-7}$	$7,2 \cdot 10^{-7}$	0,2*
Arsen (As)	$7 \cdot 10^{-6}$	$5,1 \cdot 10^{-6}$	0,04**
PAH sum16	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-5}$ ***

* Fra SFTs veileder 97:04, Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.

** Beregnes på samme måte som PNEC_{vann} for lokalitet "Gran og Furu".

*** Beregnet på samme måte som PNEC_{vann} for lokalitet "Gran og Furu", men med utgangspunkt i laveste NOEC verdi for BaP og en sikkerhetsfaktor på 50. Deretter omregning til PAH Sum 16.

Tabell 20. Sammenstilling av beregnet konsentrasjon av sum 16 PAH i inneluft i bygninger på lokaliteten og akseptkriterium.

Komponent	C _{ia} (inneluft) (mg/l)	Akseptkriterium* (mg/l)
sum 16 PAH øvre	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-5}$
sum 16 PAH middel	$4,9 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-5}$

* Tallene er hentet fra Adm. normer for forurensning i arbeidsatmosfære, 1995, Arbeidstilsynet.

På eiendommen er det påvist verdier av tungmetallene; krom og arsen i verdier som overstiger de fastsatte normverdiene for mest følsom arealbruk. Det er beregnet stedsspesifikke akseptkriterier for forurensningens komponenter, og det er vist at den høyeste påviste konsentrasjonen av arsen i jord er større enn beregnet akseptkriterium, men siden middel konsentrasjonen av arsen i jord er mindre enn beregnet akseptkriterium, vurderes det ikke å være noen helserisiko på lokaliteten forbundet med disse komponentene. Størstedelen av arealet skal dekkes til og dermed vil sannsynligheten for eksponering minimeres.

Det er i denne omgang kun analysert på sum16 PAH, og av den grunn er verdier for Benzo(a)pyren benyttet i beregningen siden denne er ansett å være av de mest toksiske komponentene i sum 16 PAH. Beregnet akseptkriterium for helse blir derfor for lavt (restriktivt). Til beregning av utløsning til vann og gassdiffusjon er data for naftalen benyttet, og dette resulterer i at det blir beregnet en for høy spredning både med vann og gass, siden naftalen er den enkeltkomponenten i sum 16 PAH som er mest mobil/flyktig.

Det er behov for mer datagrunnlag før beslutninger vedrørende tiltak gjennomføres kjemiske analyser på enkeltkomponenter i sum 16 PAH gjennomføres derfor for utvalgte prøver fra lokaliteten.

Gjentatt trinn 2-risikovurdering.

Det er i første gjennomgang av trinn 2 risikovurdering funnet at det er behov for mer data og 2 prøver fra prøvetakingsrunden er analysert for enkeltkomponenter av sum 16 PAH.

Med de nye dataene gjentas beregningen av stedsspesifikke akseptkriterier, spredning og transport med vann og gassdiffusjon til overflaten for komponentene: naftalen, fluoren, fluoranten, pyren og B(a)P (kun for disse komponentene fordi det er gitt fysiske og kjemiske data i veiledningen). Det er her valgt å bruke tall fra begge prøvene i beregningene.

Til beregningene av gassdiffusjon og innblanding i inneluft i bygninger på stedet er det benyttet samme standardverdier som for beregningene for sum 16 PAH, men nå er stoffspesifikke data for enkeltkomponentene benyttet.

Tabell 21. Resultater fra analyse på enkeltkomponenter i sum 16 PAH.

Komponent	Prøve 1 (mg/kg ts)	Prøve 2 (mg/kg ts)
Naftalen	100	60
Acenaftylen	1,1	1,2
Acenaften	35	64
Fluoren	30	40
Fenantren	70	100
Antracen	24	36
Fluoranten	50	70
Pyren	53	64
Benso(a)antracen	5	15
Crysen	5	11
Benso(b)fluoranten	5,4	7
Benso(k)fluoranten	2,5	2,8
Benso(a)pyren	4,1	7,6
Dibenso(a,h)antracen	2	i.p.
Benso(g,h,i)perylene	1,4	i.p.
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	1,4	i.p.
Total sum 16 PAH	390	478

i.p. = ikke påvist, under deteksjonsgrense.

Tabell 22. Beregnede konsentrasjoner i vann ved spredning fra kilden for enkeltkomponenter i sum 16 PAH.

Komponent	Målt konsentrasjon i jord (mg/kg ts)		Beregnet konsentrasjon i vann (mg/l)					
	C _s (1)	C _s (2)	Porevann		Grunnvann		Elven	
			C _w (1)	C _w (2)	C _{gw} (1)	C _{gw} (2)	C _{sw} (1)	C _{sw} (2)
Naftalen	100	60	5	3	0,5	0,3	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$
Fluoren	30	40	$2,17 \cdot 10^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-1}$	$2,17 \cdot 10^{-2}$	$2,9 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$
Fluoranten	50	70	$4,7 \cdot 10^{-2}$	$6,5 \cdot 10^{-2}$	$4,7 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$
Pyren	53	64	$5 \cdot 10^{-2}$	$6,1 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$2,7 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$
Benso(a)-pyren	4,1	7,6	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$8,3 \cdot 10^{-4}$	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$8,3 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$	$4,5 \cdot 10^{-8}$

Tabell 23. Beregninger av konsentrasjonen av for enkeltkomponenter i sum 16 PAH i inneluft C_{ia} (mg/l).

Komponent	Beregnet konsentrasjon i vann og luft (mg/l)					
	Porevann		Poreluft		Inneluft	
	C _w (1)	C _w (2)	C _a (1)	C _a (2)	C _{ia} (1)	C _{ia} (2)
Naftalen	5	3	0,1	$6 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-5}$
Fluoren	$2,17 \cdot 10^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-1}$	$5,6 \cdot 10^{-4}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$3,8 \cdot 10^{-7}$
Fluoranten	$4,7 \cdot 10^{-2}$	$6,5 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$4,3 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{-8}$
Pyren	$5 \cdot 10^{-2}$	$6,1 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-8}$
Benso(a)pyren	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$8,3 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$	$7,5 \cdot 10^{-12}$	$1,4 \cdot 10^{-11}$

Tabell 24. Beregnede stedsspesifikke akseptkriterier for human helse (C_{he}) for enkeltkomponentene i sum 16 PAH.

Komponent	Delkonsentrasjoner for de aktuelle eksponeringsviene (mg/kg ts)				Stedsspesifikk C_{he} (mg/kg ts)
	C_{du}	C_{is}	C_{id}	C_{iv}	
Naftalen	$1,92 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^3$	$2,57 \cdot 10^6$	$1,51 \cdot 10^2$	$1,4 \cdot 10^2$
Fluoren	$9,59 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^3$	$2,57 \cdot 10^6$	$7,98 \cdot 10^3$	$2,1 \cdot 10^3$
Fluoranten	$9,59 \cdot 10^3$	$4 \cdot 10^3$	$2,57 \cdot 10^6$	$2,44 \cdot 10^5$	$2,8 \cdot 10^3$
Pyren	$7,19 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^3$	$1,93 \cdot 10^6$	$2,62 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^1$
Benso(a)pyren	2,08	0,876	2,68	56,4	0,5

Konsekvens og konklusjon (2).

Det er beregnet stedsspesifikke akseptkriterier for lokaliteten samt at det er beregnet spredning og transport med grunnvannet til elven og gassdiffusjon av flyktige forbindelser fra de definerte kildeområdene. Resultatene som danner grunnlaget for en beslutning og videre en mulig konklusjon er presentert i de påfølgende tabeller.

Tabell 25. Sammenligning av beregnede stedsspesifikke akseptkriterier for human helse med målte konsentrasjoner i jord.

Komponent	Målte konsentrasjoner i jord (mg/kg ts)			Sammenligningsgrunnlag (mg/kg ts)	
	C_s øvre	C_s middel	C_s nedre	Normverdi	Beregnet C_{he}
Krom (Cr)	34,2	26,7	21,4	25	$9,2 \cdot 10^4$
Arsen (As)	3,9	2,8	2,2	2	3,3
sum 16 PAH	478	97,2	< 1	2	8
Naftalen	100	80	60	0,8	$1,4 \cdot 10^2$
Fluoren	40	35	30	0,6	$2,1 \cdot 10^3$
Fluoranten	70	60	50	0,1	$2,8 \cdot 10^3$
Pyren	64	58,5	53	0,1	$2,1 \cdot 10^1$
Benso(a)pyren	7,6	5,9	4,1	0,02	0,5

Tabell 26. Sammenligning av beregnet tilførsel av forurensning fra lokaliteten til elven med akseptkriterium for enkeltkomponentene i sum 16 PAH.

Komponent	C_{sw} (1) (mg/l)	C_{sw} (2) (mg/l)	Akseptkriterium (mg/l)
Naftalen	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	m.d.
Fluoren	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$	$5,2 \cdot 10^{-3*}$
Fluoranten	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	m.d.
Pyren	$2,7 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-6}$	$2,6 \cdot 10^{-6*}$
Benso(a)pyren	$2,4 \cdot 10^{-8}$	$4,5 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-6**}$

m.d. = mangler data i veiledningen.

* Beregnes på samme måte som $PNEC_{vann}$ for lokaliteten "Gran og Furu", men med en sikkerhetsfaktor på 1000.

** Beregnet som beskrevet under Tabell 19.

Det er beregnet fasefordeling mellom jord-vann og transport av komponentene i grunnvannet til elven. Det er få data tilgjengelig vedrørende normverdier/akseptkriterier for de aktuelle komponentene i ferskvann, og det bør derfor vurderes om effektene av forurensningens komponenter skal måles direkte i resipienten. Det er beregnet $PNEC$ verdier for de kompo-

mentene hvor det finnes tilgjengelige data, og det er vist at det foregår en uheldig spredning av pyren til elven.

Tabell 27. Sammenstilling av beregnet konsentrasjon av enkeltkomponentene i sum 16 PAH i inneluft i bygninger på lokaliteten og akseptkriterium.

Komponent	$C_{ia} (1)$ (mg/l)	$C_{ia} (2)$ (mg/l)	Akseptkriterium* (mg/l)
Naftalen	$5 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-2}$
Fluoren	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$3,8 \cdot 10^{-7}$	ikke tilgj.
Fluoranten	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{-8}$	ikke tilgj.
Pyren	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-8}$	ikke tilgj.
Benso(a)pyren	$7,5 \cdot 10^{-12}$	$1,4 \cdot 10^{-11}$	ikke tilgj.

* Tallene er hentet fra Adm. normer for forurensning i arbeidsatmosfære, 1995, Arbeidstilsynet.

Miljømålet for lokaliteten er at grunnvannet ikke skal påvirkes av forurensningen, og det er derfor aktuelt å gå videre til trinn 3 risikovurdering med måling av konsentrasjonen av de påviste forurensningskomponentene i grunnvannet.

2.4.4 Trinn 3 risikovurdering

I veiledningen er det ikke gitt føringer for hva en trinn 3 utvidet risikovurdering skal inneholde. De påfølgende beregninger/vurderinger er derfor kun eksempler på hva denne fasen kan omhandle, og vil avhengig av konsulentens faglige vurdering og de lokale forhold.

I følge de beregnede akseptkriterier er det på lokaliteten påvist, benso(a)pyren, pyren og arsen i uønsket høye konsentrasjoner. Det er også påvist en spredning av pyren med vann i verdier over beregnet PNEC.

Det er behov for å gjennomføre en trinn 3 risikovurderingen for lokaliteten, og denne bør inkludere en måling av konsentrasjoner av de ulike komponentene i grunnvannet på lokaliteten, og en sammenligning med drikkevannsnormer (human helse). I tillegg bør det foretas en beregning av gass utviklet av de flyktige komponentene i sum 16 PAH som er målt i grunnvannet. Konsentrasjonene av gass sammenlignes dermed med Administrative normer for arbeidsmiljøet.

Tabell 28. Resultater fra feltmålinger på konsentrasjoner i grunnvannet (mg/l).

Komponent	Målt $C_{grunnvann}$ (mg/l)	Drikkevannsnormer* (mg/l)
Arsen	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-2}$
Naftalen	0,1	$2 \cdot 10^{-4}$

* Hentet fra Sosial- og Helsedep. 1995.

Tabell 28 viser at målte konsentrasjoner av arsen i grunnvann er på samme nivå som drikkevannsnormen, mens naftalen klart overstiger drikkevannsnormen.

Beregninger av det daglige inntaket av arsen gjennom drikkevann utføres ved å benytte data gitt i veiledningen kapittel 13 (gjengitt i vedlegg 1).

Eksponering fra konsentrasjoner i drikkevann beregnes ved å benytte flg. sammenheng:

$$C_{iw} = R_{iw} \cdot C_{gw}$$

der:

$$\begin{aligned} C_{iw} &= \text{forurensnings inntak via drikkevann (mg/(kg·d))}. \\ R_{iv} &= \text{daglig inntak av drikkevann per kg kroppsvekt (l/(kg·d))}. \\ C_{gw} &= \text{målt forurensningskonsentrasjon i grunnvann (mg/l)}. \end{aligned}$$

Dette gir:

$$C_{iw} = (0,03 \text{ l/(kg·d)}) \cdot (1 \cdot 10^{-2} \text{ mg/l}) \Rightarrow C_{iw} = \underline{3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/(kg·d)}}.$$

Beregnet verdi for C_{iw} sammenstilles med MTDI-verdi for As som er lik $1,1 \cdot 10^{-3} \text{ mg/(kg·d)}$. (hentet fra kapittel 14.1.1).

For å beregne bidraget av Naftalen til inneluft konsentrasjoner kan en ta utgangspunkt i konsentrasjoner i grunnvannet. Forventet konsentrasjon beregnes ved hjelp av Henrys konstant (veiledningen kapittel 14.2.2). I tillegg benyttes fortynningsfaktorer som beregnes i henhold til ligning 4 og 5 i veiledningen. Dette vises i det følgende:

$$C_{ia} = DF_{ia} \cdot C_a = DF_{ia} \cdot H \cdot C_w$$

der:

$$\begin{aligned} C_{ia} &= \text{forurensningskonsentrasjon i inneluft (mg/l)}. \\ DF_{ia} &= \text{fortynningsfaktor fra poreluft til inneluft}. \\ C_a &= \text{forurensningskonsentrasjon i poreluft (mg/l)}. \\ H &= \text{Henrys konstant}. \\ C_w &= \text{forurensningskonsentrasjon i porevann (mg/l)}. \end{aligned}$$

Vi har oppgitt målt konsentrasjon i grunnvann C_{gw} og sammenhengen mellom C_{gw} og C_w er gitt ved en fortynningsfaktor på 10. Dvs. at konsentrasjonen i porevannet er $10 \cdot C_{gw}$.

Dette gir:

$$C_{ia} = (2 \cdot 10^{-2}) \cdot (0,1 \text{ mg/l}) \cdot (10) \div 2000 = \underline{1 \cdot 10^{-5} \text{ mg/l}}.$$

Tabell 29. Sammenstilling av beregnede konsentrasjoner i inneluft i bygninger basert på målt konsentrasjon i grunnvannet og akseptkriterium.

Komponent	Målt $C_{\text{grunnvann}}$ (mg/l)	C_{inneluft} (mg/l)	Akseptkriterium* (mg/l)
Naftalen	0,1	$1 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-2}$

* Tallene er hentet fra Adm. normer for forurensning i arbeidsatmosfære, 1995, Arbeidstilsynet.

Konsekvens og konklusjon.

Inntaket av arsen via grunnvann som benyttes til drikkevann er fastsatt til $3 \cdot 10^{-4} \text{ mg/(kg·d)}$ og gitt MTDI verdi er $1,1 \cdot 10^{-3} \text{ mg/(kg·d)}$. Dvs. at eksponeringen fra grunnvannet er tilnærmet lik 1/3 av tillatt totaleksponering for arsen. Eksponering for arsen fra andre kilder kan dermed ikke overstige en verdi lik $8 \cdot 10^{-4} \text{ mg/(kg·d)}$. Beregnet avdamping til inneluft fra målt konsentrasjon i grunnvann av naftalen fører ikke til overskridelse av Adm. norm.

Det er samlet sett behov for tiltak på lokaliteten, og tiltakene bør hindre følgende eksponeringsveier:

- Direkte kontakt med forurenset overflatejord (pga. BaP, pyren og arsen innhold).
- Inntak av forurenset grunnvann til drikkevann.
- Spredning av løst forurensning i grunnvannet til elven.

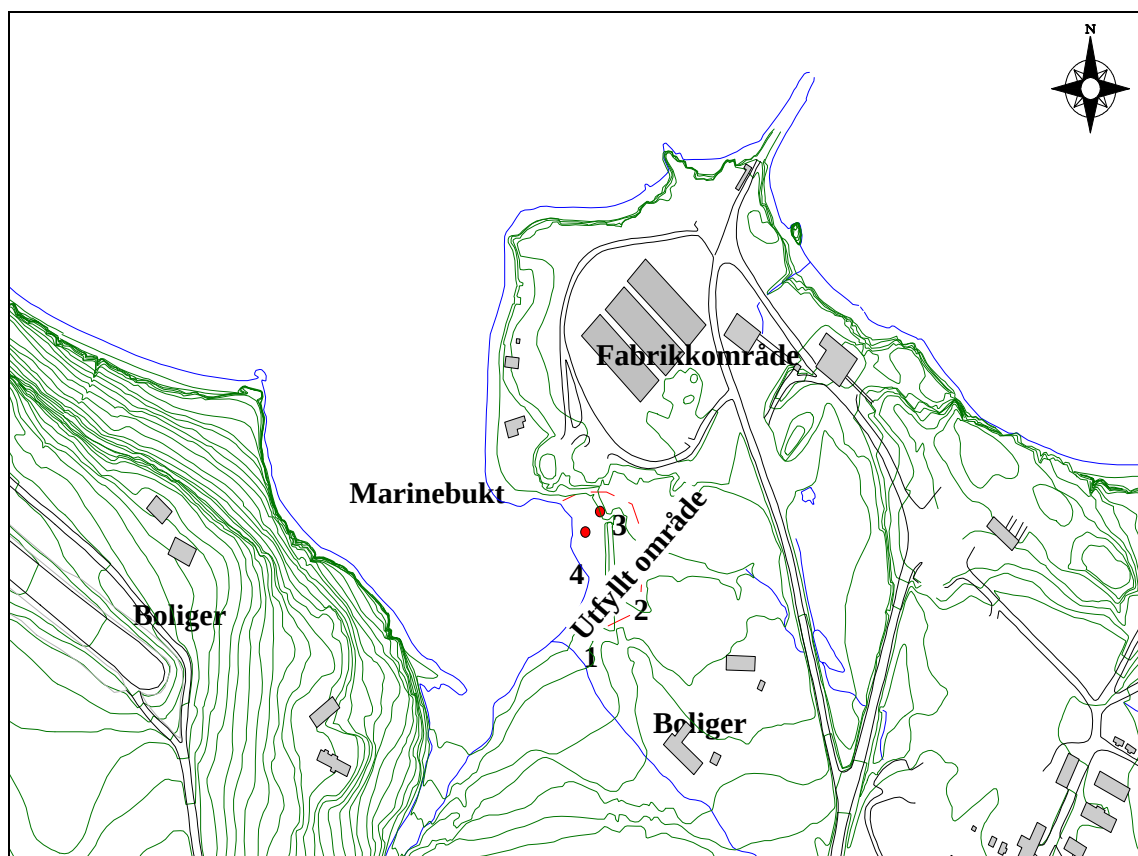
2.5 Blanda drops

2.5.1 Problembeskrivelse

Lokaliteten er en avfallstipp som ble fylt ut i en vik i sjøen i perioden 1912 til 1975. Utfyllingen inneholder ovnsavfall (elektroderester) som f. eks., slagg, støv og oksidavfall. Avfallet kan også ha inneholdtsum 16 PAH og andre tjærestoffer, fluorid, cyanider, tungmetaller og asbest. Totalt fyllingsvolum er anslått til 50.000 m³, der fyllingen har areal 10.000 m² og en gjennomsnittlig mektighet på 5 m. Avfallstippen ligger i dag med dårlig overdekning. Overdekningen består av et tynt og noe usammenhengende lag med matjord over rent produksjonsavfall. Det opprinnelige terreng består av finkornige materialer (leire og silt). På grunn av nærheten til fjorden trenger saltvann periodevis inn i tippen.

Tomta skal omreguleres til boliger, og bukta planlegges restaurert med målsetting å kunne anvendes til fritidsaktiviteter.

Miljømål for lokaliteten er at fremtidige beboere ikke skal påvirkes negativt av påvist forurensning og at det ikke skal forekomme spredning av forurensningen til sjøen eller være en negativ påvirkning av sedimenter eller økosystemet i bukta.



Figur 8. Kart over lokaliteten med plasseringen av prøvetakingspunkter.

2.5.2 Undersøkelseresultater

Det er foretatt en miljøteknisk grunnundersøkelse av avfallstippen, der det er gravd 5 sjakter fordelt som vist på kartet i figur 8. Resultatene fra de kjemiske analysene er gjengitt i tabell 32.

Tabell 31. Analyseresultater av jordprøver (mg/kg ts).

Sjakt	Beskrivelse av prøvematerialet	Tungmetaller (mg/kg)						Organisk (mg/kg)	
		Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	PAH	PCB
1	Gråhvitt støv	9	88	9	0,4	43	14		
	Utfellingsskitt	11	157	145	4,0	18	25		
	Ovnsavfall	11	54	37	0,6	21	20		
	Grafitt støv	4	53	104	0,2	5	3		
	Utfellingsskitt	831	110	39	2,0	123	112		
	Blandprøve	140	90	66	1,2	46	38	2100	i.p.
2	Grått slagg	662	96	58	5,3	9	13		
	Grått slagg	38	74	41	0,7	61	22		
	Blandprøve	338	93	46	2,7	118	18	2500	0.1
4	Blandet avfall	8120	3170	1000	9,4	787	162		
	Ovnsavfall	610	350	113	2,6	39	23		
	Utfellingsskitt	62	60	64	0,2	10	10		
	Blandprøve	2580	1400	575	4,2	66	62	4500	0,25
5	Ovnsavfall	32	161	110	3,9	25	13		

i.p. = ikke påvist, under deteksjonsgrense.

Området for avfallstippen skal omreguleres til boligformål. Dersom vi forutsetter at det er eneboliger med tilhørende egen hage som skal bygges, er det naturlig å benytte de fastsatte normverdiene for mest følsom arealbruk, som beskyttelse for human helse. Det fremgår av tabell 32 at det er en viss fare for uønsket eksponering til human helse fra alle komponentene og spesielt i området der blandprøve 4 er tatt.

Bruk av arealet til boliger, krever at normene for mest følsom arealbruk skal oppfylles, men på denne lokaliteten er det i tillegg direkte kontakt med og spredning til resipient, som er marint miljø. Av denne grunn utvides risikovurderingen til også å omfatte trinn 2.

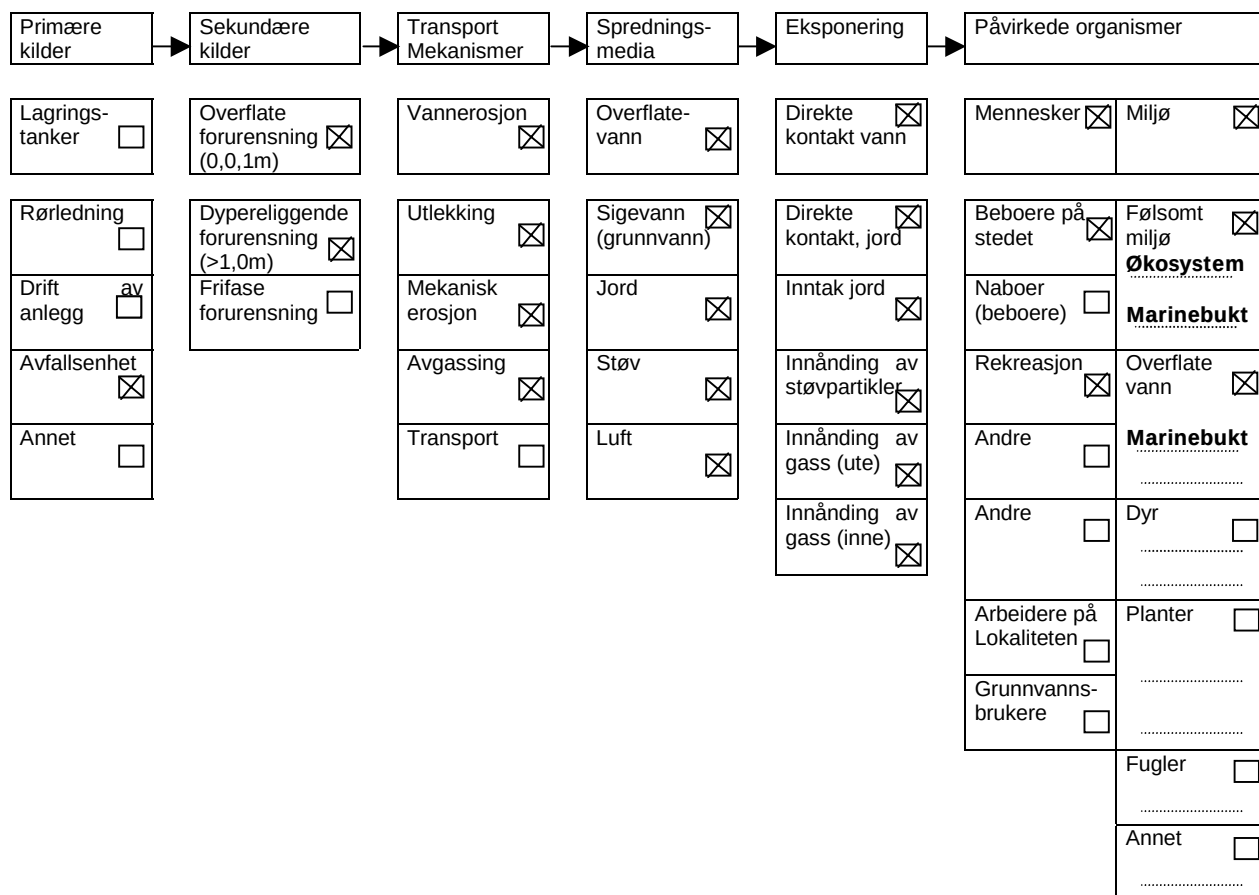
2.5.3 Trinn 2 risikovurdering

Identifisering av uønskede hendelser på lokaliteten.

Uønskede hendelser som kan inntreffe på lokaliteten er:

- Fremtidige beboere eksponeres for avfallet i og nær overflatejorden.
- Utvasking av forurensede komponenter med infiltrerende nedbør og med saltvannsinn-trenging som følge av flo/fjære.
- Påvirkning av jordlevende organismer.
- Gassdiffusjon av flyktige komponenter i sum 16 PAH inn i boliger som planlegges bygget på stedet.

Eksponeringsskjema gitt i figur 9 benyttes delvis i identifiseringen av uønskede hendelser knyttet til forurensningen på eiendommen.



Figur 9. Eksposeringsskjema til utvelgelse av aktuelle eksponeringsveier på lokaliteten.

Følgende eksponeringsveier ble funnet å være de mest aktuelle på eiendommen:

- Utløsning av forurensningskomponentene i overflaten og spredning med overflateavrenning til bukta.
- Utvasking av forurensede komponenter som følge av saltvannsinntrenging ved flo sjø og transport til bukta.
- Mekanisk erosjon av forurenset jord og transport som støv, der beboerne kan komme i kontakt med forurensningen gjennom innånding av forurensede støvpartikler.
- Beboerne, spesielt barn, på lokaliteten kan komme i direkte kontakt med forurenset jord
- Brukere av bukta til rekreasjon/fritidsaktiviteter kan eksponeres for forurensede komponenter som tas opp i vannet og i sedimentene.
- Beboerne kan eksponeres for gass ved innånding (gjelder både innendørs og utendørs).

Sannsynligheten for at de uønskede hendelsene som er identifisert kan inntreffe og konsekvensen av dette, vurderes gjennom kilde-/areal-, spredning-/transport- og eksponeringsanalyse.

Kilde-/arealanalyse.

Ved lokaliteten er det påvist forhøyede konsentrasjoner av tungmetallene (Cr, Cu, Zn, Pb, Ni og As) i avfallet (også blandprøver). Det er dessuten på vist sum 16 PAH og PCB i noen prøver.

Kilden til spredning og transport av forurensning er en avfallstipp med volum 50.000 m³. Det er et tynt dekke av rene masser over det deponerte avfallet. I videreføringen av risikovurde-

ringen vil komponentene påvist i forhøyede konsentrasjoner bli benyttet i beregningene. Primært så er det mennesker som skal beskyttes mot eksponering i flg. tabell 4 i veiledningen.

Spredning-/ transportanalyse.

Det er en viss sannsynlighet for at den påviste forurensning vil løses ut i infiltrerende vann som transporteres til sjøen, i tillegg til en utvasking med saltvann. Til beregningene av fasefordeling mellom påvist konsentrasjon i jorden og vannet, samt spredning/transport benyttes på samme måte som tidligere høyeste konsentrasjon og en beregnet middelkonsentrasjon av de ulike forurensningskomponentene.

Fasefordeling mellom jord og porevann og videre transport og fortynning til sjøen, beregnes ved hjelp av ligningene gitt for lokaliteten "Oljalyn".

Forutsetningene benyttet i beregningene er standardverdier, og alle er hentet fra veiledningen.

Det er beregnet fasefordeling til porevann som for vanlig jordmatriks med ferskvann, men siden avfallstippen og dermed forurensningen og porevannet er i direkte kontakt med saltvann, er det den direkte fortynningen av forurensningskomponentene til saltvannet som gjelder. Saltvannet vil ved flo og fjære-forandringen trenge inn i avfallstippen og vaske forurensningene ut i saltvannet. Det finnes ingen etablerte modeller som kan benyttes for å foreta beregninger av fortynningen ut i saltvannet. I dette eksemplet er det derfor forutsatt at man etter diskusjoner med lokale myndigheter har kommet til en enighet om å benytte en fortynningsfaktor på 1:100 som en standardverdi for å kunne foreta de initielle vurderingene. Resultatene fra beregningene er gitt i tabell 31.

Tabell 31. Beregnede konsentrasjoner i vann ved spredning fra kilden.

Komponent	Målt konsentrasjon i jord (mg/kg ts)		Beregnet konsentrasjon i vann (mg/l)			
	C _s (ø)	C _s (m)	Porevann		Sjøen (Marinebukt)	
			C _w (ø)	C _w (m)	C _{sw} (ø)	C _{sw} (m)
Kobber (Cu)	8120	961	16,2	1,9	0,16	0,02
Sink (Zn)	3170	425	31,7	4,3	0,31	0,043
Bly (Pb)	1000	172	1	0,17	0,01	0,002
Kadmium (Cd)	9,4	2,7	0,31	0,09	$3,1 \cdot 10^{-3}$	$9 \cdot 10^{-4}$
Nikkel (Ni)	787	98	7,87	0,98	$7,9 \cdot 10^{-2}$	$9,8 \cdot 10^{-3}$
Krom (CrIII)	162	38	0,08	0,02	$8 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$
PAH*	4500	3033	0,49	0,33	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$
PCB	0,25	0,12	$2 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$

Der (ø) angir maksimalkonsentrasjonene på lokaliteten og (m) angir beregnet middelverdi av målte konsentrasjoner.

* K_d (BaP) er benyttet.

Eksponeringsanalyse.

Området for selve avfallstippen skal brukes til boliger, og da er det normene for mest følsom arealbruk som er gjeldende. Grunnvannet på området skal ikke benyttes. Normene uten eksponering av forurensning via utnyttelse av grunnvann til drikkevann er derfor benyttet. Det er av den grunn ikke beregnet nye stedsspesifikke akseptkriterier for lokaliteten.

Økosystemet i sjøen eksponeres for de påviste forurensningskomponentene i avfallstippen. Det foreligger ingen beregningsmetodikk for eksponeringen av marine organismer og sammenligningene med akseptkriteriene som eksisterer benyttes for å vurdere om det er nødvendig med målinger av effekt og/eller reell eksponering i en trinn 3 risikovurdering.

Konsekvens og konklusjon.

Spredning og transport av løste komponenter fra påvist forurensning er beregnet, og resultatene danner grunnlaget for beslutningen. Resultatene som danner grunnlaget for en beslutning og videre en mulig konklusjon er presentert i de påfølgende tabeller.

Tabell 32. Sammenligning av beregnede forurensningsnivå i jord med normverdiene for mest følsomt arealbruk utelatt eksponering via drikkevann (mg/kg ts).

Komponent	Målte konsentrasjoner i jord (mg/kg ts)			Sammenligningsgrunnlag (mg/kg ts)	
	C _s øvre	C _s middel	C _s nedre	Normverdi ekskl. Grunnvann*	Normverdi
Kobber (Cu)	8120	961	4	33000	100
Sink (Zn)	3170	425	60	52400	100
Bly (Pb)	1000	172	9	100	60
Kadmium (Cd)	9,4	2,7	0,2	12	3
Nikkel (Ni)	787	98	5	140	50
Krom (Cr III)	162	38	3	92000	25
PAH	4500	3033	2100	2	0,2
PCB	0,25	0,12	0	0,01	0,01

* Verdiene for eksponering eksklusive drikkevann er hentet fra tabell 20 i veiledningen.

Tabell 33. Sammenligning av beregnet tilførsel av forurensning fra lokaliteten til sjøen med akseptkriterium.

Komponent	C _{sw} (øvre) (mg/l)	C _{sw} (middel) (mg/l)	Akseptkriterium (mg/l)
Kobber (Cu)	0,16	0,02	$3 \cdot 10^{-4}$ *
Sink (Zn)	0,31	0,043	$1,5 \cdot 10^{-3}$ *
Bly (Pb)	0,01	0,002	$5 \cdot 10^{-5}$ *
Kadmium (Cd)	$3,1 \cdot 10^{-3}$	$9 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-5}$ *
Nikkel (Ni)	$7,9 \cdot 10^{-2}$	$9,8 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-4}$ *
Krom (Cr III)	$8 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$ *
PAH	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-4}$ **
PCB	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-6}$ **

* Hentet fra SFT's veileder 97:03; Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann, tall tilsvarende klasse II "moderat forurenset".

** Beregnet fra NOEC_{vann} med sikkerhetsfaktor = 50.

Lokaliteten er en gammel avfallstipp som er fylt ut i en vik i sjøen. Blandprøver fra massene viser høyt innhold av tungmetaller, sum 16 PAH og PCB. Det er liten overdekning av rene masser over forurensningen.

Det er beregnet fasefordeling (jord-vann) og utvasking av komponentene til sjøen. Den beregnede konsentrasjonen av komponentene i sjøen sammenlignes med akseptkriterium gitt av SFT. I de tilfellene der det er behov for det er det beregnet akseptkriterier fra PNEC verdier. En første vurdering av mulighetene for å overstige akseptkriteriene forutsetter en 100 gangers fortykning av porevannet. Denne vurderingen indikerer mulighetene for at det kan forekomme uheldig spredning av de fleste forurensningsstoffene til sjøen.

Økosystemet i bukta og sedimentene eksponeres for den påviste forurensning, og det er av den grunn behov for mer datainnsamling for å måle eksponering eller effektene på disse.

Basert på tilgjengelig informasjon er det nødvendig med gjennomføring av tiltak mot påvist forurensning på land. Det skal gjennomføres tiltak som beskytter mot eksponering gjennom direkte kontakt med forurensede masser og som beskytter jordlevende organismer.

Det er behov for mer undersøkelser mhp effektene på det marine økosystemet før tiltak fastsettes, det er med andre ord behov for gjennomføring av en trinn 3 risikovurdering.

2.5.4 Trinn 3 risikovurdering

I veiledningen er det ikke gitt føringer for hva en trinn 3 utvidet risikovurdering skal inneholde. De påfølgende beregninger/vurderinger er derfor kun eksempler på hva denne fasen kan omhandle, og vil avhengig av konsulentens faglige vurdering og de lokale forhold.

Det er aktuelt med eksponering av fisk og blåskjell fra lokaliteten, samt at brukerne av vika til bading/rekreasjon vil eksponeres for de forurensningskomponentene som løses ut. Beregningsmetodikken som er benyttet i trinn 2 er ikke god nok når det gjelder fasefordeling mellom jord og saltvann. Trinn 3 risikovurdering har derfor bestått i:

- Utvaskingstester med saltvann og kjemiske analyser på løste forbindelser.
- Utplassering av blåskjell og kjemiske analyser.
- Prøvetaking av sedimentene i vika, og kjemiske analyser.

I det følgende er det gitt eksempler for enkelte komponenter av avfallsmaterialet i fyllingen. I praksis vil en ved gjennomføring av en risikovurdering gjennomføre beregningene og vurderinger for alle komponenter som er identifisert til å kunne føre til uakseptabelt eksponering av mennesker eller miljøet.

Utvaskingstester.

Det er utført utvaskingstester på materialet og innholdet av forurensningskomponenter i utlakingsvannet er analysert. Resultatene fra analysene er gitt i tabell 34.

Tabell 34. Resultater fra risteforsøk med sjøvann (1:20 på vektbasis) for kadmium.

Prøve	Total innhold (mg/kg ts)	Kons. i vann (mg/l)	Mobiliserbart	
			(mg/kg ts)	(fraksjon)
Prøve 2 bl.	2,7	0,05	1,0	0,37
Prøve 4 bl.	4,2	0,09	1,8	0,43

Basert på resultatene av risteforsøket kan en estimere den totale mengde kadmium som vil kunne vaskes ut av fyllingen.

$$M_F = A_F \cdot H_F \cdot \rho_F$$

der:

$$\begin{aligned} H_F &= \text{mektighet (5 m).} \\ \rho_F &= \text{spes. vekt av massene (1,3 tonn/m}^3\text{).} \end{aligned}$$

$$M_{Cd} = M_F \cdot C_{middel}$$

der:

$$\begin{aligned} M_{Cd} &= \text{total mengde Cd i fyllingen (g).} \\ C_{middel} &= \text{gjennomsnittlig Cd innhold (mg/kg = g/tonn).} \end{aligned}$$

$$E_{pot.} = M_{Cd} \cdot f_{mobil}$$

der:

$E_{pot.}$ = total potensiell eksponering av resipienten (g Cd).
 M_{Cd} = total mengde Cd i fyllingen (g).
 f_{mobil} = mobil fraksjon.

Denne sammenhengen gir:

$$\begin{aligned}
 \underline{M_E} &= 50.000 \text{ m}^3 \cdot 1,3 \text{ tonn/m}^3 = \underline{65.000 \text{ tonn}} \\
 \underline{M_{Cd}} &= 5.000 \text{ tonn} \cdot 2.700 \text{ mg/tonn ts.} = \underline{176 \text{ kg}} \\
 \underline{E_{pot}} &= 76 \text{ kg} \cdot 0,04 = \underline{7 \text{ kg}}.
 \end{aligned}$$

Denne eksponeringen vil ikke skje momentant, men over en relativt lang tidshorizont. For å estimere tiden det tar før den estimerte mengden er tilført resipienten kan følgende ligning brukes :

$$Tid = \frac{20 \cdot H_F \cdot \rho_F}{I \cdot \rho_w}$$

der:

Tid = utvaskingstiden (år).
 20 = angir forholdet mellom væske og jord (L/S) i den utførte utvaskingstesten.
 I = infiltrasjonshastigheten gitt i veiledningen kapittel 13.1.2. (0,075 m/år).
 ρ_w = spesifikk vekt vann (1 tonn/m³).

Utvaskingstiden er beregnet til: 1733 år.

Blåskjell.

Blåskjell er utplassert i 2 stasjoner utenfor avfallstippen. Blåskjellene har stått i en måned før de er samlet inn og bearbeidet for kjemisk analyse. Resultatene er gitt i tabell 35.

Tabell 35. Resultater fra kjemiske analyser på blåskjell som har vært utsatt i vika (µg/g ts).

Komponent	Prøve 1 (µg/g ts)	Prøve 2 (µg/g ts)	Akseptkriterium*
PAH	29	16	50

* Hentet fra SFT veileder 97:03, Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann; tilsvarende klasse 2 moderat forurenset.

Sedimentprøver

Det er også hentet ut prøver av sedimentene i vika, prøvene er hentet ved bruk av grabb, og prøvene er analysert på utvalgte komponenter. Resultatene er gitt i tabell 36.

Tabell 36. Resultater fra sedimentprøver fra vika (mg/kg ts).

Komponent	Prøve 1 (mg/kg ts)	Prøve 2 (mg/kg ts)	Akseptkriterium *
Bly	341	259	30
Kadmium	1,48	2,48	0,25
PAH	13,5	8,7	0,300
PCB	20	24	$5 \cdot 10^{-3}$

* Hentet fra SFT veileder 97:03, Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann; tilsvarende klasse 2 moderat forurenset.

Konsekvens og konklusjon.

For de komponentene som er tatt med i dette eksemplet er det målt eksponering på blåskjell i vika som ikke overstiger akseptkriteriene. Det er modellert en utvasking av kadmium med sjøvann, og verdiene er funnet å være høyere enn verdiene beregnet ved bruk av formelverket gitt i veiledningen. Det er ikke modellert episodiske hendelser, men en mobilisering av avrenningen i starten. Dersom en kontinuerlig utvasking skal modelleres, må det gjennomføres kolonneforsøk på materialet.

Det er målt en påvirkning av sedimentene, og for komponentene bly, kadmium og PCB er det påvist forhøyede verdier som overstiger akseptkriteriene. Hvorvidt de forhøyde verdier i sedimentene skyldes avrenning fra deponiet eller direkte utslipp fra den industrielle aktiviteten kan ikke avgjøres basert på de data som foreligger.

Det er behov for å gjennomføre tiltak på lokaliteten mot følgende eksponering:

- Direkte kontakt mellom beboere og forurensset overflatejord.
- Spredning av løste komponenter til sjøvann.
- Kontakt mellom brukere av vika til rekreasjon og forurensede sedimenter.
- Spredning av forurensning i sedimentene.

3 Kritiske faktorer i risikomodellen

3.1 Inngangsdata

De eksemplene som er vist i dette dokumentet illustrerer hvor viktig det er at inngangsdata som brukes i risikovurderinger er pålitelige og relevante for forurensingssituasjonen på lokaliteten. Dette gjelder spesielt følgende data:

- Kjemisk innhold i prøvene. Analysemetodene som anvendes skal gi resultater som kan anvendes i risikomodellen, mhp. deteksjonsgrense og parametre som rapporteres. Som eksempel kan nevnes at en total olje bestemmelse (olje-IR) gjør det vanskelig å bruke risikovurderingssystematikken. Derfor skal olje analyseres med gasskromatografi og andel av de ulike fraksjoner kvantifiseres separat.
- Jordart. Utfallet av risikovurderingen er følsom for organisk karbon innhold når det gjelder organiske miljøgifter. Bestemmelse av TOC innholdet i jordprøver kan derfor ha en avgjørende betydning for risikoanalysen. Tilsvarende gjelder med hensyn til forventet avrenning til elv og vassdrag. I tette finkornige jordarter vil avrenningen være minimal og derfor bør permeabiliteten i standard datasettet tilpasses til den reelle jordarten for at risikoanalysen skal være realistisk for lokaliteten.
- Forurensningsfordeling. Konsekvensene av å basere risikoanalysen på et begrenset datasett kan være store dersom en lokal "hotspot" er inkludert i inngangsdata. Det samme gjelder dersom den virkelige kilden til forurensningen ikke er påvist i feltundersøkelsene. I det siste tilfellet vil risikoen underestimeres mens den i det første tilfellet overestimeres.

3.2 Eksponeringsveier

Beregningene som utføres for å estimere transport og mobilitet av forurensningen er basert på et stort antall antagelser og standardverdier. Derfor skal alle tilgjengelige data anvendes for å optimalisere parametrene som anvendes i beregningene. Dette kan f. eks. være lokale nedbørsdata og regionale grunnvannsdata, men også jordartskarakteristikker som innvirker på fordelingskoeffisienten mellom jord og vann.

Eksemplene viste blant annet at analyse av grunnvannet gir et direkte bilde av den mobile fraksjonen av forurensningen og minsker usikkerheten i eksponeringen gjennom drikkevann, spredning til resipient og spredning via gassfasen.

Eksponeringsberegningen antar at dersom eksponering er mulig så vil den finne sted. Dermed blir det ikke tatt hensyn til den reelle eksponeringen ved at mennesker ikke oppholder seg på stedet kontinuerlig osv. Selv om formlene gir mulighet til å legge inn den reelle eksponeringen vil i mange tilfeller grunnlaget for å bestemme den reelle eksponeringen ikke være tilstede. Derfor skal det praktiseres stor forsiktighet ved endring av eksponeringsparameter fra de valgte standard verdier. I prinsippet skal en ta utgangspunkt i en "worst-case" situasjon og dermed sikre seg at de belastede organismer beskyttes tilstrekkelig.

3.3 Toksisitetsdata og sikkerhetsfaktorer

Toksisitetsdata og de anvendte sikkerhetsfaktorer har en avgjørende betydning for resultatet av risikovurderingen. Samtidig er kunnskapene om giftvirkningen av forurensende komponenter i stadig utvikling. Dette gjelder spesielt økotoksikologisk virkning av forbindelser og

kombinasjonseffekter ved eksponering til en blanding av forbindelser. Dataene som er anvendt i veiledningen vil derfor trenge revisjon innenfor en relativt kort tidshorisont.

For å kunne anvende nyere viten ved gjennomføring av en risikovurdering skal det stilles strenge krav til kilden til de data som ønskes anvendt. Dette for å unngå at en bare bruker de data som passer i målsetningen med arbeidet som gjennomføres og en ser bort fra spredningen i faglige vurderinger som eksisterer. Som generell retningslinje bør det tas utgangspunkt i vurderinger utført av internasjonale organisasjoner som WHO og undersøkelser utført i henhold til EUs retningslinjer og OECDs metoder. Enkeltstudier bør i prinsippet ikke anvendes for å fravike de toksisitetsdata og sikkerhetsfaktorer som er anvendt i denne veiledningen.

4 Referanser

Adm. norm (1995): Administrativ normer for forurensning i arbeidsatmosfære, Arbeidstilsynet.

SFT (1997a): Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann, SFT 97:03.

SFT (1997b): Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, SFT 97:04.

Sosial- og helsedepartementet (1995): Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. Nr. 68, I-9/95

Vedlegg 1. Standardverdiene

Tabell V1.1. Parametre og standardverdier benyttet ved vurdering av transport og reaksjonsmekanismer.

Parametre	Symbol	Standardverdier
<u>Jordspesifikke data:</u>		
Vanninnhold i jord	θ_w	0,2 l vann/l jord
Luftinnhold i jord	θ_a	0,2 l luft/l jord
Jordas tetthet	ρ_s	1,7 kg/l
Fraksjon organisk karbon i jord	f_{oc}	0,01 (1%)
Jordas porøsitet	ε	0,4
<u>Fortynning i innendørs luft:</u>		
Innvendige volum av huset	V_{hus}	240 m ³
Innlekkingshastigheten av poreluft	L	2,4 m ³ /d
Arealet under huset	A	100 m ²
Dybde til forurensning	Z	0,5 m
Utskiftningshastigheten for luft i huset	I	12 d ⁻¹
Diffusiviten i ren luft	D_o	0,7 m ² /d
<u>Fortynning til grunnvann:</u>		
Jordas hydrauliske konduktivitet	k	10 ⁻⁵ m/s
Lengde forurenset område i grunnvannstrømmens retning	L_{gw}	50 m
Avstand fra det forurensete området til brønnen	X	0 m
Hydraulisk gradient	i	0,02 m/m
Infiltrasjonshastigheten	I	0,075 m/år
Tykkelsen av akvifer	d_a	10 m
Tykkelse av blandingssone i akvifer	d_{mix}	5,87 m
<u>Fortynning til overflatevann:</u>		
Vannføring i overflatevannet	Q_{sw}	500.000 m ³ /år
Bredden av det forurensete området i vinkelrett på retning av grunnvannstrømmen	L_{sw}	7,34 m
Grunnvannstrømning fra det forurensete området til overflatevannet	Q_{di}	271,7 m ³ /år

Tabell V1.2. Parametre og standardverdier benyttet ved vurdering av eksponering av menneske.

Parametre	Symbol	Standardverdier
Oralt inntak av jord ²⁾:		
Gjennomsnittlig daglig jordinntak, barn	D _{lis}	150 mg/d
Gjennomsnittlig daglig jordinntak, voksne	D _{lis}	50 mg/d
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)
Langtids jordinntak pr. kg kroppsvekt, barn	R _{is}	10 mg/(kg·d)
Langtids jordinntak pr. kg kroppsvekt, voksne	R _{is}	0,714 mg/(kg·d)
Integrert livstids inntak av jord	R _{is}	1,599 mg/(kg·d)
Hudopptak ²⁾:		
Eksponering for jord, barn		5100 mg/m ²
Eksponering for jord, voksne		5100 mg/m ²
Eksponert hudareal, barn		0,28 m ²
Eksponert hudareal, voksne		0,17 m ²
Gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord, barn	D _{du}	1428 mg/d
Gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord, voksne	D _{du}	867 mg/d
Fraksjon eksponeringstid, barn	f _{exp}	0,219 (80 d/år)
Fraksjon eksponeringstid, voksne	f _{exp}	0,123 (45 d/år)
Langtids hudeksponering pr. kroppsvekt, barn	R _{du}	20,866 mg/(kg·d)
Langtids hudeksponering pr. kroppsvekt, voksne	R _{du}	1,525 mg/(kg·d)
Integrert livstids hudeksponering	R _{du}	3,369 mg/(kg·d)
Innånding av støv ²⁾:		
Konsentrasjon av støv i innåndet luft, barn	C _{ad}	0,041 mg/m ³
Konsentrasjon av støv i innåndet luft, voksne	C _{ad}	0,041 mg/m ³
Pustehastighet, barn	PH	7,6 m ³ /d
Pustehastighet, voksne	PH	20 m ³ /d
Lungeretensjon, barn	LR	75%
Lungeretensjon, voksne	LR	75%
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)
Langtids innånding av støv pr. kroppsvekt, barn	R _{id}	0,0156
Langtids innånding av støv pr. kroppsvekt, voksne	R _{id}	0,0088 mg/(kg·d)
Integrert livstids innånding av støv	R _{id}	0,0094 mg/(kg·d)
Innånding av gasser ²⁾:		
Pustehastighet, barn	PH	7,6 m ³ /d
Pustehastighet, voksne	PH	20 m ³ /d
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)
Langtids innånding av gasser pr. kroppsvekt, barn	R _{iv}	507 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³)
Langtids innånding av gasser pr. kroppsvekt, voksne	R _{iv}	286 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³)
Integrert livstids innånding av gasser	R _{iv}	307 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³)
Inntak drikkevann ²⁾:		
Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann, barn	D _{iw}	1 l/d
Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann, voksne	D _{iw}	2 l/d
Fraksjon eksponeringstid	f _{exp}	1 (365 d/år)
Langtids inntak av drikkevann pr. kroppsvekt, barn	R _{iw}	0,067 l/(kg·d)
Langtids inntak av drikkevann pr. kroppsvekt, voksne	R _{iw}	0,028 l/(kg·d)
Integrert livstids inntak av drikkevann	R _{iw}	0,032 l/(kg·d)
Inntak grønnsaker ²⁾:		
Gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker, barn	D _{lig}	0,15 kg/d
Gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker, voksne	D _{lig}	0,29 kg/d

Parametre	Symbol	Standardverdier
Fraksjon eksponeringstid	f_{exp}	1 (365 d/år)
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurensede området	f_h	0,3 (30%)
Fraksjon av blad/stengel-grønnsaker i totalt grønnsaker	f_{blad}	0,5 (50%)
Fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaker	f_{rot}	0,5 (50%)
Langtids inntak av grønnsaker pr. kroppsvekt, barn	R_{ig}	0,01 kg/(kg·d)
Langtids inntak av grønnsaker pr. kroppsvekt, voksne	R_{ig}	0,004 kg/(kg·d)
Integrert livstids inntak av grønnsaker	R_{ig}	0,0047 kg/(kg·d)
Inntak fisk/skalldyr ²⁾ :		
Gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr, barn	D_{lif}	0,07 kg/d
Gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr, voksne	D_{lif}	0,14 kg/d
Fraksjon eksponeringstid	f_{exp}	1 (365 d/år)
Fraksjon av fisk fra nærliggende resipient	f_f	1 (100%)
Fettinnhold av fisk	I	10%
Langtids inntak av fisk og skalldyr pr. kroppsvekt, barn	R_{if}	0,0047 kg/(kg·d)
Langtids inntak av fisk og skalldyr pr. kroppsvekt, voksne	R_{if}	0,002 kg/(kg·d)
Integrert livstids inntak av fisk og skalldyr	R_{if}	0,0022 kg/(kg·d)

Generelt ved beregning av inntak benyttes for barn kroppsvekt 15 kg, alder 0-6 år og total eksponeringstid 6 år. For voksne benyttes kroppsvekt 70 kg, alder 7-64 år og total eksponeringstid 57 år.