

Beregnet til
AS Uthaug Sementstøperi

Dokument type
Rapport

Dato
Januar, 2018

AS UTHAUG SEMENTSTØPERI RISIKO- OG TILTAKSVURDE- RING AV FORURENSET SJØ- BUNN



**AS UTHAUG SEMENTSTØPERI
RISIKO- OG TILTAKSVURDERING AV FORURENSET
SJØBUNN**

Revisjon	00
Dato	22/1/2017
Utført av	Hanne Vidgren
Kontrollert av	Eivind Dypvik
Godkjent av	Tom Jahren
Beskrivelse	Risiko- og tiltaksvurdering av forurenset sediment i fjæresone i Uthaug havn, Ørland kommune

Ref. 1350025032

Rambøll
Hoffsveien 4
Postboks 427 Skøyen
0213 Oslo
T +47 22 51 80 00
F +47 22 51 80 01
www.ramboll.no

INNHALDSFORTEGNELSE

1.	INNLEDNING	1
1.1	Målsetting	1
2.	OMRÅDEBESKRIVELSE	2
2.1	Befaring i området	4
3.	METODE OG MATERIALE	6
3.1	Metode for risikovurdering av forurenset sediment	6
3.2	Spredningsmekanismer og forutsetninger	7
3.2.1	0-alternativet – ingen tiltak	8
3.2.2	Fjerning av forurenset sediment, dvs. mudring	8
3.2.3	Tildekking av forurenset sediment	8
3.3	Sedimentprøvetaking og analyser	8
3.4	Kjemiske analyser av sedimentprøver	10
3.5	Porevannkonsentrasjoner	10
3.6	Toksisitetstester	11
4.	RESULTATER	13
4.1	Tidligere miljøtekniske undersøkelser i Uthaug havn	13
4.2	Bunnforhold	14
4.3	Kornfordeling og total organisk karbon	14
4.4	Konsentrasjon av miljøgifter i sediment	14
4.5	Porevann og fordelingskoeffisient K_d for metaller	16
4.6	Toksisitet av porevannet	17
5.	MILJØRISIKOVURDERING I ULIKE ALTERNATIVER	18
5.1	Miljørisiko av forurenset sediment i dagens situasjon	18
5.2	Mudring av forurenset sediment	21
5.3	Tildekking av forurenset masser før utfylling	22
5.4	Oppsummering – spredning i ulike oppryddingsalternativer	23
6.	KONKLUSJONER OG ANBEFALT TILTAKSPLAN	26
7.	REFERANSER	28

VEDLEGG

Vedlegg 1. Analyseresultatene - kjemiske analyser av sediment og porevann.

Vedlegg 2. Analyseresultatene - toksisitetstester.

FORORD

Rambøll har på oppdrag av AS Uthaug Sementstøperiet gjennomført en risikovurdering av forurenset sediment i fjæresonen i Uthaug havn og gjennomført en tiltaksvurdering for opprydding av forurenset sediment. Undersøkelsene danner grunnlag for valg av metode for opprydding av forurenset sediment. Basert på risikovurderingen er det utarbeidet en tiltaksplan for opprydding av forurenset sediment.

Denne rapporten er utarbeidet av miljørådgiver Hanne Vidgren (PhD i marin geologi) og miljørådgiver Eivind Dypvik (PhD i marinbiologi), som også har fungert som prosjektleder hos Rambøll. Sedimentprøvetaking og befaring ved tiltaksområdet er utført av Hanne Vidgren i samarbeid med miljørådgiver Harriet de Ruiten fra Ørland kommune.

ANSVAR

Rambøll har utført de miljøtekniske undersøkelsene og utarbeidet tiltaksplan for forurenset sediment i Uthaug havn i henhold til gjeldende regelverk, veiledere og standarder. Denne rapporten gir ingen garanti for at all forurensning i tiltaksområdet er avdekket og dokumentert. Rapporten gir en oversikt over påvist forurensning og håndtering av denne. Rambøll påtar seg ikke ansvar dersom det ved arbeider eller i ettertid avdekkes ytterligere eller annen forurensning enn det som er beskrevet i denne rapporten.

1. INNLEDNING

AS Uthaug Sementstøperi (UTSEM) har i flere tiår brukt fjæra ved strandområdet i Uthaug havn i Ørland kommune som tømmeområde for sementrester og vaskevann. Tidligere miljøtekniske undersøkelser i havnen (Rambøll, 2017: *Uthaug havn – Miljøtekniske undersøkelser og tiltaksplan*) har vist at utslippet av vaskevann og slam har forårsaket forurensning av enkelte tungmetaller (kobber og sink) i sedimentet. Det ble imidlertid tatt kun to sedimentprøver for analyse av miljøgifter fra området som er påvirket av utslippet. Disse gir ikke god nok grunnlag å vurdere risikoen som de metallforurensete sedimentene medfører.

Miljødirektoratets faktaark M-600 *Miljøkrav for betongvirksomhet* (2016) omfatter de viktigste temaene innenfor forurensning som en betongfabrikk kan medføre. Rapporten *Innvirkning av betong, vaskevann og –slam på miljøet ved deponi og muligheter for gjenbruk* (SINTEF, 2005) omfatter virkninger på miljø av deponert betong, vaskevann og slam, særlig ved deponering til sjø. Av rapporten fremkommer det at vaskevann fra betongproduksjon kan inneholde slampartikler og tungmetaller, blant annet bly, kadmium, nikkel, sink og krom. Utslipp av urensset vaskevann fra betongproduksjon til sjø er generelt ulovlig dersom det kan medføre forurensning (Miljødirektoratet, 2016). Vaskevannet må håndteres i et renseanlegg for å unngå forurensning av resipienten. Dette kan for eksempel være ett eller flere sedimentasjonsbasseng. Rambøll er ikke kjent med at vaskevannet fra UTSEM er håndtert før utslipp til sjø før 2017 når utbygging av renseanlegg ble påbegynt.

Fjæresonen i Uthaug havn hvor deponering fra UTSEM har foregått er regulert til industri (PlanID 1621199201), arealplan er vedtatt 6.2.1992. Ørland kommune er eier av området og planlegger å fylle ut ca. 22.600 m² av fjæresonen for å etablere nye arealer for næringsvirksomhet. Kommunen har søkt om utfylling og tildekking. Den planlagte utfyllingen vil dekke over hele området som er påvirket av sementslammet fra UTSEM. Fylkesmann i Sør-Trøndelag har i sitt brev *Tilbakemelding på rapport - Miljøtekniske undersøkelser - AS Uthaug Sementstøperi – Ørland* (datert 07.08.2017) satt krav for mer omfattende miljøtekniske undersøkelser og utarbeidelse av tiltaksplan for opprydding av forurenset sediment i sjø. Rambøll har på oppdrag av UTSEM gjennomført risiko- og tiltaksvurdering av forurenset sediment, og utarbeidet en tiltaksplan for det forurensete området i fjæresonen.

1.1 Målsetting

Hensikten med den foreliggende rapporten er å vurdere i hvilken grad utslippet fra UTSEM har påvirket sjøresipienten og vurdere hvor stor miljørisiko de forurensete sedimentene utgjør. Nærmere vurdering av miljørisiko og spredning av forurensning fra sedimentene er en viktig del av grunnlaget for beslutning om miljøtiltak og utarbeidning av konkrete planer for opprydding. Basert på resultatene fra risikovurderingen vil vi gjøre en vurdering av behovet for tiltak for å forhindre spredning av forurensning. Ørland kommune ønsker å fylle ut området i fjæresonen og det er derfor viktig å vurdere om de forurensete sedimentene kan bli liggende som del av utfyllingen eller om de bør fjernes før utfylling. I tillegg til forurenset sediment har vi også kartlagt eventuelt annet avfall i betongdeponiet.

Risikovurderingen er utført basert på Miljødirektoratets veileder for risikovurdering av forurenset sediment (M-409, 2015). Datagrunnlaget for å vurdere risikoen som de metallforurensete sedimentene medfører er supplert med nye analyser for å redusere usikkerhet og gjøre vurderingene mer stedsspesifikke. Risikovurderingen er gjennomført opp til trinn 3. For utarbeidelse av tiltaksplanen for opprydding av forurenset sjøbunn er det beregnet spredning av metaller fra det forurensete området ut ifra ulike alternativer for opprydding (dvs. mudring og tildekking).

2. OMRÅDEBESKRIVELSE

Uthaug havn er lokalisert på sørsiden av Bjugn fjorden, nord for Ørland lufthavn i Ørland kommune (Figur 1). Nærmeste resipient er Bjugn fjorden. Havneområdet har vært regulert til industriformål siden 90-tallet. Byggingen av den nåværende havnen (Uthaug nye havn) ble påbegynt i 1912 med ferdigstilling i 1924. Uthaug havn var på sin tid Norges 3. største fiskerihavn. Den nordlige delen av havnen ble mudret opp for 9-10 år siden, og på bassengets nordside ble det etablert en dypvannskai med seilingsdyp på ca. 5,5–7,5 m. Utover dette er vanddypet i havnen under 5 m. I tillegg til dypvannskai er det snuplass for større båter og en småbåthavn innenfor moloen. Kommersiell skipstrafikk består i dag for det meste av transport av råstoff til sildefabrikken (Grøntvedt Pelagic AS) og sementstøperiet (UTSEM).



Figur 1. a) Plassering av Uthaug havn (rød sirkel) i Ørland kommune, Sør-Trøndelag. b) Flybilde av Uthaug Havn. Området hvor utslipp fra Uthaug Sementstøperiet AS har foregått er markert med rød firkant. Selve fabrikk (AS Uthaug sementstøperiet) er markert med hvit pil.

Store deler av de sørlige og sentrale områdene av havnen er lokalisert i tidevannssonen, og blir tørrlagt under fjære sjø. Utslipp fra UTSEM har foregått i den sørvestlige delen av fjæresonen (Figur 1). Flyfotoene fra 1969, 2012 og 2017 i Figur 2 viser at strandsonen ved fjære har endret seg mye siden 60-tallet, og at den sørvestlige delen av havnen er fylt ut. Basert på bildene kan det antas at utslipp og deponering av masser fra UTSEM har utvidet fyllinga most øst. Dette er særlig synlig ved å sammenligne flyfotoene fra 2012 og 2017 (Figur 2), men forskjellene kan også skyldes tidevannsvariasjon i vannstand.



Figur 2. Flyfoto (ortofoto) fra 1969, 2012 og 2017 i området i Uthaug havn hvor utslipp fra As Uthaug Sementstøperiet har foregått. Lokasjon av strandkant i 2017 er markert med rød flagg. (Kilde: Norge i bilder).

2.1 Befaring i området

Rambøll utførte befaring i det aktuelle området i Uthaug havn 26. september 2017. Det ble registrert dumpede betongrester på land og slam i fjære (se Figur 3). Rapporten fra SINTEF (2006) konkluderer at tungmetaller fra betong, slam og vaskevann er ikke et problem for gjenbruk av betongrester i utfyllinger. Dette på grunn at tungmetallene er sterkt bundet til partikler, og at det generelt er en svært lav andel av tungmetallene (< 1 %) som er vannløselige. Rapporten fra SINTEF anbefaler at slammet avvannes, kompakteres og herdes før det eventuelt deponeres i sjø. Ved utslippsstedet fra UTSEM har kompaktering av slam foregått i strandsonen som etter hvert har blitt fylt ut som følge deponering over flere år (se Figur 3a). Siden det er liten risiko for at metallene frigjøres fra kompaktert slam og betongrester på land, ansees det ikke som nødvendig å undersøke betongmassene som ligger på land i dag. Disse masser kan utsettes for sjøvann kun under ekstremvær med springflo, og massene medfører derfor ikke betydelig fare for forurensning. Siden kun slammet som ligger i sjø medfører fare for forurensning, er det kun miljøtilstanden i sedimentene som er undersøkt i den foreliggende rapporten (Se Figur 3b).

Ved befaring ble utbredelse av sementslam i fjæresonen kartlagt visuelt. Området som visuelt er påvirket av utslipp fra UTSEM er markert i blått i Figur 4. Rød farge i kartet viser området hvor det er tidligere observert plastsøppel. Når Rambøll var på befaring i området var området markert i rødt i Figur 4 brukt som lagringsplass for betongrester og andre løsmasser. Rambøll kunne derfor ikke bekrefte hvilken type annet avfall som er lagret på den aktuelle lokaliteten. Kommune har tidligere registrert plast- og metalsøppel i området, men basert på informasjon fra kommune skyldes dette ikke utslipp fra UTSEM. Ved befaring ble det ikke registrert noen plast eller annet søppel i området markert i blått (Figur 4). Med andre ord er området markert i blått i Figur 4 kun forurenset av sementslam.



Figur 3. Fjæresone ved utslippssted fra AS Uthaug Sementstøperiet. a) Kompaktert sementslamdeponi på land. b) En del av deponerte slam og vaskevann har rennet ut i sjøen.



Figur 4. Uthaug havn, forurenset område. Området som er påvirket av sementslam er markert med blått. Arealet av området er ca. 6.000 m². I området markert med rødt er det tidligere registrert plastsøppel har areal på ca. 150 m².

3. METODE OG MATERIALE

3.1 Metode for risikovurdering av forurenset sediment

Grenseverdiene for ulike stoffene er angitt i Miljødirektoratets veileder M-608 «Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota». Tabell 1 viser grenseverdier for metaller. Grenseverdiene er basert på tilgjengelig informasjon fra laboratorietester, risikovurderinger og dossierer om akutt og kronisk toksisitet på organismer. Det er anbefalt å bruke grenseverdien mellom tilstandsklasse II og III i sedimentene (PNEC: ingen kroniske eller akutte effekter på biota) som mål i forurensete områder der kilder er sanert (M-608).

Tabell 1. Klassifiseringssystem og grenseverdier for saltvannssediment for metaller (Veileder M-608).

		Tilstandsklasser (M-608)				
		I	II	III	IV	V
		Ubetydelig forurenset/ Bakgrunnsnivå	Moderat forurenset/ God kvalitet	Markert forurenset/ Moderat kvalitet	Sterkt forurenset/ Dårlig kvalitet	Meget sterkt forurenset/ Svært dårlig kvalitet
		Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter
			Øvre grense: PNEC	Øvre grense: PNEC _{akutt}		
Arsen	mg/kg	< 15	15-18	18-71	71-580	> 580
Bly	mg/kg	< 25	25-150	150-1480	1480-2000	> 2000
Kadmium	mg/kg	< 0,2	0,2-2,5	2,5-16	16-157	> 157
Kobber	mg/kg	< 20	20-84	84-84	84-147	> 147
Krom	mg/kg	< 60	60-660	660-6000	6000-15500	> 15500
Kvikksølv	mg/kg	< 0,05	0,05-0,52	0,52-0,75	0,75-1,45	> 1,45
Nikkel	mg/kg	< 30	30-42	42-271	271-533	> 533
Sink	mg/kg	< 90	90-139	139-750	750-6690	> 6690

Miljødirektoratets veileder M-409 *Risikovurdering av forurenset sediment* (2015) og tilknyttet regnearkverktøy omfatter vurdering av miljørisiko som følge av forurenset sediment. Veilederen omfatter også stoffdata og formelverk for beregninger av spredning. Risikovurdering kan gjennomføres i tre ulike trinn avhengig av størrelsen på forurenset området, forurensningsgrad i sediment og hensikten med undersøkelsen. Hensikten med risikovurderingen i den aktuelle saken er å danne grunnlag for å avgjøre om det må gjøres oppryddingstiltak mot forurensning på sjøbunnen i området og eventuelt hvilke tiltak som er nødvendige og tilstrekkelige. Trinn 1 er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjonen og eventuelt toksisiteten i sedimentet sammenliknes med grenseverdier for økologiske effekter.

Første del av risikovurderingen av forurenset sediment i Uthaug havn ble gjort ved å bedømme risiko basert på konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentene (Rambøll, 2017). Undersøkelsen viste forhøyede verdier av enkelte tungmetaller (sink og kobber) i sedimentene, men vurderingen ga imidlertid ikke tilstrekkelig informasjon om hvilke miljørisiko forurenset sediment i fjæresonen medfører og hvilke tiltak som kreves for opprydding av de forurensete sedimentene. I den foreliggende rapporten er det derfor tatt supplerende sedimentprøver i det aktuelle området for analyser av miljøgiftkonsentrasjoner og toksisitet.

I den forrige undersøkelsen ble det ikke utført miljøbaserte tester som kreves for trinn 2 og 3. Risikovurdering i trinn 2 og trinn 3 er mer omfattende, og har som mål å fastslå om risikoen for skade på miljø eller helse er akseptabel eller om tiltak må vurderes. I disse trinnene vurderes risiko for human helse, risiko for økosystemet og risiko for spredning av miljøgifter. Trinn 3 risikovurdering utføres som trinn 2, men med mer stedsspesifikke data og færre sjablongverdier. Dette gir mer pålitelige resultater som er mindre konservative på grunn av at stedsspesifikk data benyttes i stedet for konservative sjablongverdier. For å vurdere risikoen som forurenset sediment i

det aktuelle området i Uthaug havn medfører, er det gjort en trinn 3 risikovurdering. Det er benyttet målte porevannskonsentrasjoner fra sedimentprøver og resultater fra toksisitetstester for porevann.

3.2 Spredningsmekanismer og forutsetninger

Transport av oppøste og partikkelforbundet miljøgifter fra sedimentet til de øvrige deler av økosystemet kan oppstå ved flere ulike prosesser og mekanismer. Diffusjon er en fysisk prosess som resulterer i utjevning av konsentrasjonsforskjeller uten innflytelse av strøm eller turbulens. Biodiffusjon er en forsterket diffusjon i øvre del av sedimentet forårsaket av bunnlevende dyr. Denne biologiske aktiviteten på sjøbunnen (bioturbasjonen) fører til en blanding av adveksjon og diffusjon kalt biodiffusjon som er flere ganger mer intens enn den rene fysiske diffusjonen. Miljøgifter vil også kunne transporteres ut fra sedimentet ved at de tas opp i bunnlevende dyr som spises av fisk og andre dyr. Adveksjon er transport av porevann til vannet over sjøbunnen, drevet av svake strømmer gjennom sedimentet. Dersom det er generelt lite grunnvannstransport gjennom det finkornete sedimentlaget vil adveksjonen ofte være ubetydelig. I tillegg kan sedimenter som ligger grunnere enn ca. 20 m spres som følge av propelloppvirvling. Siden vandyp under flo er maksimalt ca. 1 m, er undersøkelsesområdet i all hovedsak utilgjengelig båter. Mindre fritidsbåter kan imidlertid kjøre inn i området ved flo. Vi har imidlertid vurdert at sedimentet blir ikke utsatt for nevneverdig propellerosjon.

Spredning av miljøgifter er vurdert for tre ulike oppryddingsalternativer:

- 0-alternativet - ingen tiltak, forurenset sedimentet blir liggende i fjæresonen
- Fjerning av forurenset sediment (mudring)
- Tildekking av forurenset sediment før utfylling

I Tabell 2 er det oppsummert hvilke typer spredning som vil oppstå som følge av de forskjellige oppryddingsalternativene. Spredningsmekanismene og beregningsformel for å kvantifisere de ulike transportprosessene er utdypet i veileder for risikovurdering av forurenset sediment (M-409). I vurdering av de ulike oppryddingsalternativene er det også tatt i hensyn til kortvarig spredning som tiltakene i seg selv kan medføre. Dette gjelder alternativene mudring og tildekking. Enheter i vurderingene er utlekkingsrater (fluks) av de enkelte miljøgifter i gram pr år eller per tiltak forårsaket av de ulike spredningsmekanismene.

Tabell 2. Aktuelle spredningsmekanismer for ulike oppryddingsalternativer av forurenset sediment i fjæresone i Uthaug havn.

0 alternativ – ingen tiltak	Fjerning av forurenset sediment (mudring)	Tildekking av forurenset sediment
<ul style="list-style-type: none"> • Transport av forurensning via organismer • Diffusjon av forurensning fra sedimentene til vannfasen 	<p><u>Under tiltak (kortvarig):</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Oppvirvling av partikler under mudring • Frigjørelse av forurenset porevann under mudring <p><u>Etter tiltak</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Det antas at alt forurensning fjernes og at spredningen tilsvarer bakgrunnsnivå etter mudring 	<p><u>Under tiltak (kortvarig)</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Oppvirvling av forurenset sediment ved tildekking (forstyrrelse av in-situ sediment) • Utpressing av forurenset porevann fra in-situ sediment ved konsolidering av sediment <p><u>Etter tiltak</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Diffusjon av forurensning fra sedimentene til vannfasen • Transport av forurensning i oppløst form via adveksjon (porevann)

3.2.1 0-alternativet – ingen tiltak

Alternativet innebærer risiko som forurenset sediment medfører i dagens situasjon uten tiltak. Vurdering av miljørisiko som sedimentet medfører i dagens situasjon er basert på Miljødirektorets veileder for risikovurdering av forurenset sediment (M-409). Utlekkingsratene fra sediment til øvrige deler av økosystemet ved bioturbasjon og diffusjon i dagens situasjon er utledet ved hjelp av beregningsverktøyet i veilederen (M-409). Siden forurenset sediment ligger på grunt vann er det ikke tatt i hensyn til spredning som følge av propelloppvirvling (se ovenfor).

3.2.2 Fjerning av forurenset sediment, dvs. mudring

Det antas at ved mudring leveres massene til et godkjent deponi og ikke deponeres i sjø. Det er derfor ikke tatt i hensyn til spredning av miljøgifter ved deponering av masser. Beregningene i denne rapporten er gjort med utgangspunkt i at sementslampåvirket sediment fjernes og til mudringsdyp der det antas å treffe rene masser.

3.2.3 Tildekking av forurenset sediment

Tildekkingen av forurenset sjøbunn reduserer utlekking av miljøgifter og tilgjengelighet av miljøgifter på sjøbunnen for opptak i organismer. Passive mineralske masser (for eksempel sand, finknuste steinmasser) er ofte lett tilgjengelige og er relativt rimelige, og derfor ofte brukt som tildekkingsmasser. Slike masser har liten evne til å binde forurensningen og fungerer derfor kun som en isolering mellom de forurensede sedimentene og vannmassene og biota i og over tildekkingslaget. Det er derfor ikke tatt i hensyn til eventuelt binding av metaller til tildekkingslag. Det er planlagt en utfylling i sjø i det aktuelle området med forurensede masser i Uthaug havn, og det vil derfor ikke være noe bioturbasjon i den øverste delen av tildekkingslaget dersom utfyllingen gjennomføres. Området ved Uthaug havn er svært flatt og det kan ikke forventes betydelig utstrømning av grunnvann gjennom sedimentet. Dette vil si at forurensningstransport med porevannutstrømning vil mest sannsynlig være ubetydelig. For å undersøke det verst tenkelige scenarioet, er sakte transport av porevann gjennom tildekkingslaget tatt med i beregningene. Transport av metaller i porevann gjennom tildekkingslag i Uthaug havn er beregnet ved den numeriske modellen CapSim utviklet av Texas Tech University (Reible & Lampert, 2014). For formelverk for beregning av transport gjennom tildekkingslag ved adveksjon og diffusjon henvises det til Reible & Lambert (2008).

3.3 Sedimentprøvetaking og analyser

Vurdering av miljøgifttransport for de ulike oppryddingsalternativene krever kjennskap til konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentene og porevannet samt en del grunnleggende sedimentparametere. Disse er skaffet ved sedimentprøvetaking og analyser av sediment- og porevannprøvene. Størrelsen av området påvirket av sementslam (tiltaksområdet) er beregnet å være på 6.000 m² som er definert som et mellomstort tiltak (>1.000 m² og < 30.000 m²) i Miljødirektorets veileder M-350 «*Håndtering av sedimenter*» (2015). Veileder M-409 angir at miljøkvaliteten skal dokumenteres med minimum 5 sedimentprøver ved mellomstore tiltak (< 30 000 m²), der hver stasjon maksimalt skal representere et areal på 10 000 m². Sedimentprøver fra en stasjon består av fire delprøver fra det bioaktive laget (normalt 0-10 cm). Hver delprøve representerer fire punkter innenfor arealet som stasjonen representerer. Sedimentprøvene er tatt med spade ved fjære sjø (0-10 cm). Sedimentprøvene ble pakket i bøtter, holdt kjølig og levert til analyselaboratoriet. UTM-koordinater (WGS84, UTM32) for alle prøvetatte stasjoner er vist i

Tabell 3 og prøvepunktene er illustrert i Figur 5, sammen med tiltaksområdet.

Resultater fra de miljøtekniske undersøkelsene er presentert i Kapittel 4, mens resultater fra risikovurderingen for de ulike oppryddingsalternativene er presentert i Kapittel 5.

Tabell 3. UTM-koordinater (WGS 84, UTM-sone 32) og vanddyb for alle av stasjonene for uttak av sedimentprøver i Uthaug havn (juli, september 2017).

Stasjon	Øst	Nord	Vanddyb	Prøvetakingsdato
U3	529022	7066489	Fjæresone	23.02.2017
U5	529068	7066450	Fjæresone	23.02.2017
UT1	529043	7066482	Fjæresone	26.09.2017
UT2	529049	7066468	Fjæresone	26.09.2017
UT5	529057	7066438	Fjæresone	26.09.2017



Figur 5. Kart over stasjoner for uttak av sedimentprøver i området som er påvirket av utslipp av sement-slam i Uthaug havn, Ørland kommune. Prøvene er tatt 23.2.2017 (U3 og U5) og 26.9.2017 (UT1 til UT3).

3.4 Kjemiske analyser av sedimentprøver

Sedimentprøvene er analysert for følgende kjemiske parametere:

- Arsen (As) og tungmetallene krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), kadmium (Cd), sink (Zn), bly (Pb) og kvikksølv (Hg).
- Tributyltinn (TBT)
- Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)
- Polyklorerte bifenylar (PCB)
- Totalt organisk karbon (TOC)
- Kornfordeling: leire (< 2 µm), silt (> 2 µm og < 63 µm) og sand, grus (> 63 µm)

Kjemiske analyser er utført av ALS Laboratory Group Norway, som er akkreditert for alle utførte analyser. Fullstendig analyserapport fra ALS er gitt i Vedlegg 1.

3.5 Porevannkonsentrasjoner

Fjæresonen i Uthaug havn er planlagt utfyllt senere, og derfor vil spredning via porevann være den eneste spredningsveien for forurensningen etter tiltaket. Forholdet mellom konsentrasjon av

forurensning i sediment og vann (K_d -verdiene) kan variere betydelig i sedimenter avhengig av kilden til forurensning, forhold (for eksempel pH og redoks) og sedimentenes karakter (innhold av TOC, kornfordeling). Generelt er det kjent at metaller i sementslam er sterkt forbundet til fin-kornede sedimentpartikler (SINTEF, 2006), men metallkonsentrasjonen i porevann er likevel analysert for å finne lokale K_d verdier for bruk i risikovurderingen. Analyse av porevannkonsentrasjonen gir en mer realistisk vurdering av spredning med porevann forhold til beregning ut ifra standard K_d -verdier (sjablongverdier).

Porevannskonsentrasjoner (C_{porevann}) er forhold mellom konsentrasjon i sediment (C_{sediment}) og stoffavhengig fordelingskoeffisient sediment/vann (K_d):

$$C_{\text{porevann}} = \frac{C_{\text{sediment}}}{K_d}$$

For vurdering av risiko for spredning med porevann er det bestemt fordelingskoeffisienter (K_d -verdier) ved å analysere porevannskonsentrasjoner i tre sedimentprøver. Konsentrasjon av miljøgifter i porevannet er analysert i vannprøvene UT1, UT2 og UT3, som er presset ut fra sedimentprøvene UT1, UT2 og UT3. Dette ble gjort ved sentrifugering. Utpresset vann ble filtrert med et filter med porestørrelse 0,45 μm før analyse, og de analyserte konsentrasjonene gir informasjon om metallkonsentrasjoner i oppløst form. Det er analysert for de samme metallene i porevannsprøvene som i sedimentprøvene: arsen, kadmium, krom, kobber, nikkel, bly, sink og kvikksølv. Kjemiske analyser av porevann er utført av ALS Laboratory Group Norway, som er akkreditert for alle utførte analyser. Fullstendig analyserapport fra ALS er gitt i Vedlegg 1.

3.6 Toksisitetstester

Risikovurderingsveilederen M-409/2015 anbefaler spesifikke toksisitetstester for trinn 1 og 2 risikovurdering. Toksisitetstestene er utført for å fange opp eventuelle toksiske stoffer som ikke er omfattet av de kjemiske analysene av sedimentene (Kapitlene 3.4 og 3.5). Toksisitetstestene vil fange opp eventuelle samvirkende effekter av ulike forurensningskomponenter. I henhold til veilederen M-409 vil det være tilstrekkelig å gjennomføre toksisitetstestene på en blandprøve fra delområdet grunnere enn 20 m for relativt homogene bunnområder. I Uthaug havn er området synlig påvirket av sementslam relativt lite (ca. 6000 m^2) og derfor har vi vurdert at én prøve være tilstrekkelig for toksisitetstester.

Risikovurderingens trinn 1 omfatter toksisitetstester for porevann. Det ble utført to toksisitetstester for en blandprøve tatt ved stasjonene UT1, UT2 og UT3. Tester ble valgt basert på anbefalinger i den gjeldende risikoveilederen (M-409/2015), som forutsetter at toksisitetstestene utføres på minimum to av tre ulike organismetyper: mikroalger (den marine kiselalgen *Skeletonema costatum*), bunnlevende krepsdyr (hoppekrepsen *Tisbe battagliai*) og evertebratlarver (østerslarver *Crassostrea gigas*). Det er utført tester med *Skeletonema costatum* og *Tisbe battagliai* som del av den foreliggende risiko- og tiltaksvurderingen. Begge testene er gjennomført i porevann presset ut fra sedimentet. Toksisitet beregnes som veksthemming ved å sammenlikne veksthastighet i prøven med veksthastighet i en kontrollkultur. Resultatene fra toksisitetstestene oppgis som TU (*toxic unit*), og resultatene sammenlignes med grenseverdier i veilederen M-409.

Toksisitetstest med *Skeletonema costatum* utføres ved å måle algenes veksthastighet i en fortyningsserie av porevannet i et sjøvannsbasert vekstmedium. Veksthemmingen plottes mot konsentrasjonen av porevann, og konsentrasjonen (i %) som gir 50 % hemming av algenes vekst (EC_{50}) bestemmes. TU beregnes som $100/LC_{50}$ for å få en enhet som er proporsjonal med toksisiteten. Dødelighetstest med *Tisbe battagliai* gjennomføres på tilsvarende måte som algetesten på en fortyningsserie av porevannet. Konsentrasjonen (i %) som gir 50 % dødelighet (LC_{50}) beregnes og TU regnes ut som $100/LC_{50}$. Grenseverdien i Trinn 1 (M-409) for toksisitetstester med *Skeletonema costatum* og *Tisbe battagliai* tilsvarer TU mindre enn 1. Dersom veksthemmingen/dødeligheten fra uforynnet porevann er < 50 % ansees risikoen for ubetydelig (dvs. TU < 1).

Området er planlagt utfyllt og det er derfor ikke utført helsesedimenttester direkte med sedimentet som er anbefalt for risikovurdering i trinn 2. Porevann vurderes som aktuell spredningsmekanisme etter utfyllingen. Spredning med porevann ansees som eneste mekanisme som kan medføre spredning av forurensning med risiko for miljø etter planlagt utfylling av området.

DR-CALUX-test utføres fra organisk ekstrakt og måler effekten av dioksiner og dioksinliknende PCB i sediment. Det er ikke påvist dioksider eller PCB i sedimentet påvirket av utslipp fra UTSEM, og det er derfor ikke utført DR-Calux tester i den foreliggende rapporten.

Toksisitetstester er utført av ALS Laboratory Group Norway, som er akkreditert for alle utførte analyser. Fullstendig analyserapport fra ALS er gitt i Vedlegg 2.

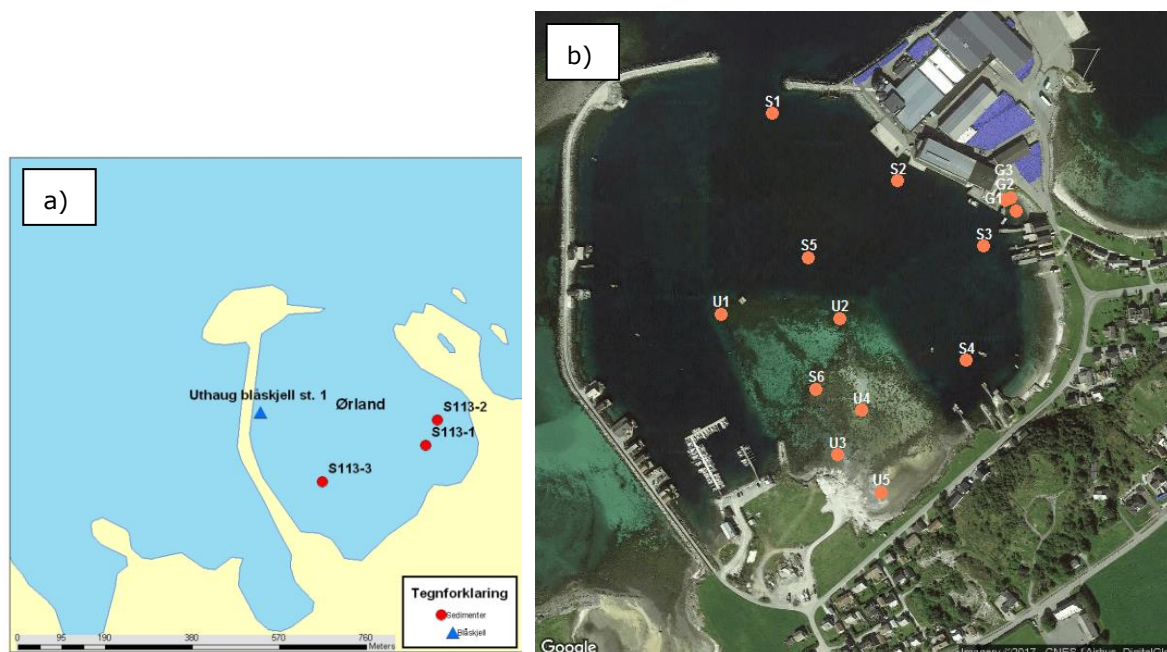
4. RESULTATER

4.1 Tidligere miljøtekniske undersøkelser i Uthaug havn

Det er ikke registrert lokaliteter med forurenset grunn i området rundt Uthaug havn (Miljødirektoratets grunnforurensningsdatabase). Ørland kommune er kun kjent med forurensningen som skyldes utslipp fra Uthaug sementstøperiet.

NIVA har tidligere (2004) undersøkt sedimentprøver fra tre stasjoner ved Uthaug havn (Figur 6 & Miljødirektoratet, 2005). Disse prøvene er tatt fra de dypere delene av havnen (vanndyp mellom 5-10 m). Tilstanden i overflatesedimentene i Uthaug havn var meget sterkt TBT-forurenset (tilstandsklasse IV). Konsentrasjonen av organiske miljøgifter tilsvarte bakgrunn til markert forurensning (tilstandsklasse I-III). Konsentrasjonen av alle metaller tilsvarte bakgrunn til god tilstand (tilstandsklasse I-II). Påvist konsentrasjon av kobber var mellom 26,0-49,9 mg/kg som klassifiseres innenfor tilstandsklasse II (bakgrunnsnivå – god tilstand) i henhold til Miljødirektoratets veileder M-608 (2016). Påvist konsentrasjon av sink var mellom 70-140 mg/l, som tilsvarer tilstandsklasse I iht. M-608. Med andre ord var tilstanden i sedimentet ved større vanndyp ikke påvirket av sementslam i 2004.

Rambøll har tidligere totalt tatt seks blandprøver (U1 til U5 og S6) av sediment fra fjæresonen i 2014 og 2017 (Rambøll, 2017). To av disse prøvene (U3 og U5) ble tatt fra området som er synlig påvirket av sementslam. I disse prøvene ble det påvist konsentrasjoner av sink og kobber for henholdsvis opp til tilstandsklasse III og V. Det var kun i området som er visuelt påvirket av sementslam at det er påvist forhøyede konsentrasjoner av metaller. Derfor ble det antatt at metaller i sedimentet skyldes utslipp fra UTSEM. I øvrige sedimentprøver tilsvarte konsentrasjon av alle metaller tilstandsklasse I eller II. Dette tyder på at metallene fra betongrester og slam ikke har vært utsatt for nevneverdig spredning, og at tilstanden i andre deler av fjæresonen eller havnen ikke er påvirket i betydelig grad av utslippene til UTSEM.



Figur 6. Kart som viser øvrige prøvetatte stasjonene i Uthaug havn av a) NIVA i 2004 (Kilde: Miljødirektoratet, 2005, og b) Rambøll i 2014-2017 i forbindelse med tidligere miljøtekniske undersøkelser (Rambøll, 2017).

4.2 Bunnforhold

Alle sedimentprøvene brukt i foreliggende risikovurdering (stasjonene UT1 til UT3, U3 og U5) ble tatt i den delen av fjæresonen som var synlig påvirket av sementslam (se kart over tiltaksområdet i Figur 5). Under prøvetakingen ble det registrert at området nærmest strandsonen var mest påvirket av sementslamutslipp. Sedimentene i dypere (dvs. østlige) deler av tiltaksområdet hadde en mer bløt karakter, og sedimentet var i mindre grad påvirket av sementslamutslipp. Ut ifra våre observasjoner i felt var det tydelig at sedimentene ved stasjon UT2 var mest påvirket av sementslam. Bunnen ved denne stasjonen var hard og forekomsten av sementslam var tydelig i de øverste 10 cm. Sedimentene ved stasjonen besto av sandig silt med lagstruktur av sementslam. Ved stasjon UT1 var tilslamming også synlig og det ble registrert flere hardere sementslamlag nedover i sedimentet i de øverst 0-10 cm. Også her bestått sedimentet av sandig silt, og var tydelig påvirket av sementslam utslipp. Sedimentet ved stasjon UT3 bestått av siltig leire, men det ble registrert noe høyere vanninnhold ved stasjon, tilslamming av betong var også synlig ved stasjon. Det ble ikke registrert noen spesiell lukt fra noen av prøvene.

Tykkelsen av sementlag ble ikke kartlagt, men sementpåvirket sediment ble registrert også dypere enn 10 cm. Basert på enkelte gravinger i fjæresonen med spade antas det at tykkelsen av sementpåvirket lag er gjennomsnittlig ca. 20 cm, maksimalt opp til 50 cm.

4.3 Kornfordeling og total organisk karbon

Tabell 3 viser kornfordeling og innhold av totalt organisk karbon (TOC) i prøvene fra stasjonene UT1, UT2, UT3, U3 og U5. Resultater viser at substratet består hovedsakelig av sand og silt. Det er ikke gjort ytterligere fraksjonering for å skille evt. grus fra sand, og sediment over 63 µm omtales som sand. Andelen sand i overflatesediment varierer mellom 44,0-70,5 % og andelen silt mellom 25,4 og 52,3 %. Mengde finstoff (partikler mindre enn 63 µm) i prøvene varierer mellom 0 og 83,9 %, mens andelen leire (partikler mindre enn 2 µm) varierer mellom 3,7 og 6,1 % (se Figur 6).

Innholdet av total organisk karbon (TOC) i prøvene fra de fem stasjonene varierer betydelig. Prøvene tatt i september 2017 (UT1, UT2 og UT5) har betydelig lavere innhold av TOC (0,3-0,4 TOC) enn prøvene tatt i juni 2017 (U3 og U5, TOC-innhold mellom 6,1-7,0 %). Høy konsentrasjon av TOC betyr at innholdet av organisk materiale er høyt, som igjen tyder på dårlige nedbrytningsforhold eller høy tilførsel. Høyt organisk innhold i enkelte prøver (U3 og U5) kan skyldes rester av tang/tare som er vasket inn på grunt vann. Stor tilførsel av organisk karbon kan medføre lavt oksygeninnhold i sedimentet, som er med på å bestemme nedbrytningshastigheten. Metaller bindes lett til partikler/organiske partikler, og lavt TOC-innhold kan derfor innebære at metaller er ikke så godt bundet til sedimentene, og således er lettere tilgjengelige for marine organismer.

Tabell 2. Kornfordeling og totalt organisk karbon (TOC) på stasjoner UT1, UT2, UT5, U3 og U5 i Uthaug havn. Resultatene er angitt i enhet % av torrstoff (TS).

Stasjon	Sand (> 63 µm, % TS)	Silt (> 2 µm og < 63 µm, % TS)	Leire (< 2 µm, % TS)	Totalt organisk karbon, TOC (% TS)
UT1	66,8	27,1	6,1	0,4
UT2	70,5	25,4	4,1	0,3
UT3	61,7	32,6	5,7	0,3
U3	44,9	51,3	3,8	6,1
U5	44,0	52,3	3,7	7,0

4.4 Konsentrasjon av miljøgifter i sediment

Tabell 4 viser analyseresultater for alle prøver tatt av Rambøll og Ørland kommune i juli og september 2017 (prøvene UT1, UT2, UT3, U3 og U5). Konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentprøvene er sammenstilt med grenseverdier angitt i Miljødirektoratets veileder for klassifisering av

tilstand i sedimenter (M-608/2016). Veilederen angir fem tilstandsklasser basert på forureningsgrad (tilstandsklasser I-V, se Tabell 1).

Analyseresultatene viser at konsentrasjonene av metallene arsen bly, krom, kadmium, kvikksølv og nikkel er innenfor tilstandsklasse I (bakgrunnsnivå) på alle stasjoner bortsett fra stasjon U5 som ligger i den sørligste delen av området påvirket av sementslam. Ved stasjon U5 tilsvarer konsentrasjon av arsen, bly, kadmium, kvikksølv og nikkel tilstandsklasse II (god tilstand).

Konsentrasjon av sink er mellom 143 og 280 mg/kg i de prøvetatte stasjonene. Dette er betydelig over bakgrunnsnivå og innenfor tilstandsklasse III (moderat tilstand) ved stasjoner UT1, UT2, U3 og U5. Konsentrasjoner i tilstandsklasse III kan ha effekter i organismer ved kronisk eksponering. Ved stasjon U5 tilsvarte konsentrasjon av kobber tilstandsklasse V (svært dårlig tilstand), mens konsentrasjon av kobber var innenfor tilstandsklasse II ved øvrige stasjoner. Det er derfor sannsynlig at ved første prøvetakingsrunde ble det truffet en «hot spot» med svært høy kobber konsentrasjon i et begrenset område.

Det var ikke påvist PAH og PCB komponenter i prøvene tatt fra området påvirket av sementslam. Tidligere miljøtekniske undersøkelser i Uthaug havn har vist at dypere deler av havnen er sterkt forurenset av TBT, PAH og PCB (opp til tilstandsklasse V). Dette vil si at fjæresonen har generelt bedre tilstand enn dypere deler av havn (dvs. utenfor fjæresonen) med hensyn til konsentrasjon av alle miljøgifter.

Tabell 4. Analyseresultater fra overflatesedimenter (0-10 cm) fra stasjonene UT1, UT2, UT5, U3 og U5 tatt fra fjæresone i Uthaug havn. Prøvene ble tatt fra området som er visuelt påvirket av sementslam. Resultatene er fargekodet etter tilstandsklasser i henhold til Miljødirektoratets veileder M-608 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.

Parameter	Enhet	Tilstandsklasser				
		UT-1	UT-2	UT-5	U3	U5
Tørrstoff	%	39,1	47,6	36,8	28,5	27,4
Arsen	mg/kg	6,2	4,8	4,9	6,8	17
Bly	mg/kg	18	12	13	12	36
Kobber	mg/kg	72	50	50	61	160
Krom	mg/kg	28	21	22	36	46
Kadmium	mg/kg	0,18	0,14	0,13	0,16	0,37
Kvikksølv	mg/kg	<0,10	<0,10	<0,10	0,027	0,054
Nikkel	mg/kg	20	17	17	22	31
Sink	mg/kg	155	143	128	160	280
Naftalen	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Acenaftylen	mg/kg	<0,020	<0,020	<0,020	<0,010	<0,010
Acenaften	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Fluoren	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Fenantren	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Antracen	mg/kg	<0,020	<0,020	<0,020	<0,010	<0,010
Fluoranthen	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Pyren	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Benzo[a]antracen	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Chrysen	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Benzo[b]fluoranten	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Benzo[k]fluoranten	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Benzo(a)pyren	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Dibenzo[ah]antracen	mg/kg	<0,050	<0,050	<0,050	<0,010	<0,010
Benzo[ghi]perylen	mg/kg	<0,020	<0,020	<0,020	<0,010	<0,010
Indeno[123cd]pyren	mg/kg	<0,020	<0,020	<0,020	<0,010	<0,010
PAH16	mg/kg	n.d.	n.d.	n.d.	nd	nd
TBT Effektbasert	mg/kg	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
TBT forvaltningsmessig	mg/kg	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

For å sammenligne metallkonsentrasjoner i de ulike delene av havnen har vi utarbeidet boxplott for konsentrasjon av de ulike metallene i alle overflateprøvene tatt fra sementpåvirkede områder og øvrige deler av Uthaug havn (Figur 7). Boxplottene viser at konsentrasjonen av krom (Cr), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb) og sink (Zn) noe forhøyet i området påvirket av

sementslam sammenlignet med øvrige deler av havnen. Imidlertid er det kun sink og kobber som har konsentrasjon over grenseverdien for tilstandsklasse II. Konsentrasjon av øvrige metaller er innenfor tilstandsklasse I eller II i alle prøvene.

Siden konsentrasjon av alle organiske miljøgifter (PAH, PCB) og TBT er under deteksjonsgrensen i alle prøvene fra det sementpåvirkete området, er risikovurderingen kun gjort for metaller. Mer detaljert er det vurdert spredning av enkelte metaller som overskrider grenseverdien til tilstandsklasse II (dvs. sink og kobber). Spredning av disse stoffene er vurdert for ulike oppryddingsalternativer (mudring og tildekking).



Figur 7. Boxplottene for konsentrasjon av metaller i sediment i alle prøvene analysert fra Uthaug havn i overflatesediment. Plassering av stasjonene av prøvetatte stasjonene i området påvirket av utslippet fra UTSEM (UT1-UT3, U3, U5, blå farge) er vist i Figur 5, men plassering av øvrige stasjonene i Uthaug havn (n=10, rød farge) er vist i Figur 6.

4.5 Porevann og fordelingskoeffisient K_d for metaller

Konsentrasjoner av metaller i porevann er basert på analyser av prøvene UT1, UT2 og UT3. Sedimentprøvene U3 og U5 er tatt tidligere, og disse to prøver ble ikke analysert for porevannskonsentrasjoner. Tabell 5 viser resultatene for porevannsanalyser, sammen med påvist konsentrasjon i sedimentet. Konsentrasjoner av metaller i prøvene er sammenstilt med grenseverdier for kystvann angitt i Miljødirektoratets veileder M-608.

Beregning av stedsspesifikke K_d -verdier (fordelingskoeffisienter mellom sediment og porevann) for metaller ble gjort med utgangspunkt i metalkonsentrasjoner i sediment- og porevannprøvene UT1, UT2 og UT3. Beregninger gir ett forholdstall av faktisk konsentrasjon i sediment/porevann. K_d -beregningen ble ikke normalisert mot de målte TOC-verdiene.

Resultatene viser at konsentrasjonen av sink i porevannet er lav, og tilsvarende bakgrunnsnivå iht. M-608. Dette vil si at sink er sterkt forbundet til partikler og lite utlekking foregår via pore-

vann. Konsentrasjon av kobber i porevannet varierer mellom tilstandsklasse I til III. Konsentrasjon av arsen og krom i porevann tilsvarer tilstandsklasse III (moderat tilstand) i alle prøvene. Dette vil si at disse stoffer kan være noe mer tilgjengelig for spredning via porevann. Imidlertid er konsentrasjon av arsen og krom på bakgrunnsnivå i alle sedimentprøvene. Moderat tilstand i porevannet, men ikke i sedimentene, ansees ikke å medføre stor fare for forurensning. Dette fordi konsentrasjonen vil fortynnes raskt ved spredning med sjøvann. Målte metallkonsentrasjoner i sediment og porevann fra prøvene ble lagt inn i kalkulasjonsarkene for risikoberegning av forurenset sediment, resultatene fra vurderingen er vist i kapittel 5.1.

Tabell 5. Beregning av stedsspesifikke fordelingskoeffisienter for metaller ut fra konsentrasjoner av metaller i sediment (mg/kg tørrvekt) og porevann (ng/l) i blandprøvene UT1, UT2 og UT3 i Uthaug havn. Resultatene for sediment og porevann er fargekodet etter tilstandsklasser i henhold til Miljødirektoratets veileder M-608 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.

Stoff	Konsentrasjon i sediment, C _{sediment} (mg/kg)				Konsentrasjon i porevann, C _{porevann} (µg/l)				Fordelingskoeffisient, K _d (l/kg)			
	UT1	UT2	UT3	Middel	UT1	UT2	UT3	Middel	UT1	UT2	UT3	Middel
Arsen	6,2	4,8	4,9	5,3	3,840	3,5200	3,0800	3,480	1615	1364	1591	1523
Bly	18	12	13	14,3	0,0107	0,0103	0,0100	0,0103	1682243	1165049	1300000	1382431
Kadmium	0,18	0,14	0,13	0,15	0,0659	0,0726	0,0379	0,0588	2731	1928	3430	2697
Kopper	72	50	50	57	1,390	4,150	<0,100	1,880	51799	12048	500000	187949
Krom	28	21	22	23,6	16,70	28,20	17,80	20,90	1677	745	1236	1219
Kvikksølv	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	50000	50000	50000	50000
Nikkel	20	17	17	18	1,090	4,110	2,270	2,490	18349	4136	7489	9991
Sink	155	143	128	142	0,299	0,289	0,200	0,262	518395	494810	640000	551068

4.6 Toksisitet av porevannet

Det ble utført to ulike toksisitetstester for en blandprøve tatt ved stasjoner UT1, UT2 og UT3. Testene ble utført i porevann med mikroalgen *Skeletonema costatum*, og med hoppekrepsen *Tisbe battagliai*. Resultatene fra toksisitetstester er vist i Tabell 6. Målt toksisitet i porevann på *Skeletonema costatum* ble regnet ut til å tilsvare TU (tilsvarende 100/EC₅₀) mindre enn 1, som er under grenseverdien angitt i Miljødirektoratets risikovurderingsveileder M-409/2015. Med andre ord hemmer ikke ufortynnet porevann veksten til algen i nevneverdig grad.. Toksisitetstest på *Tisbe battagliai* viser at målte toksisitet er 1 TU (TU regnet ut som 100/LC₅₀). Med andre ord betyr dette at dødeligheten i ufortynnet porevann er 50 % sammenlignet med kontrollprøven. Målt resultat med *Tisbe battagliai* tilsvarer grenseverdi for Trinn 1 risikovurdering (TU < 1, M-409/2015).

Siden målte toksisitet er under eller på grenseverdi, indikerer resultatene at porevannet fra forurenset sediment ikke medfører en betydelig risiko for organismer. Det er derfor lite sannsynlig at sedimentet inneholder andre toksiske stoffer enn det som er identifisert gjennom de utførte kjemiske analysene av sedimentet og porevannet. Det ble heller ikke målt toksisitet i porevannet som kunne forårsaket av eventuelle samvirkende effekter av ulike forurensningskomponenter.

Tabell 6. Målt økotoksisitet i porevann presset ut fra sedimentprøve UT4 på *Skeletonema costatum* og *Tisbe battagliai* sammenlignet med trinn 1 grenseverdier i M-409. Sedimentprøve UT4 er blandprøve fra stasjoner UT1, UT2 og UT3. Resultatene fra toksisitetstestene oppgis som TU (toxic unit).

Parameter	Målt økotoksisitet (TU)	Grenseverdi for økotoksisitet (TU) (Veilederen M-409)
Porevann, <i>Skeletonema costatum</i>	< 1	< 1
Porevann, <i>Tisbe battagliai</i>	1	< 1

5. MILJØRISIKOVURDERING I ULIKE ALTERNATIVER

Trinn 3 risikovurdering er utledet med hjelp av risikovurderingsverktøyet fra Miljødirektoratet (M-409, 2015). Parameterne og koeffisientene for den foreliggende vurderingen er valgt basert på laboratorieanalyser av prøvetatte sediment i stasjonene UT1-UT3, U3 og U5. Porevannkonsentrasjoner er målt kun for prøvene UT1-UT3. Det er benyttet sjablongverdier for parametere hvor det ikke finnes stedsspesifikke verdier. Risikovurdering er utført for 3 ulike alternativer for opprydding, ved å ta hensyn til spredning under, og i etterkant av tiltaket.

5.1 Miljørisiko av forurenset sediment i dagens situasjon

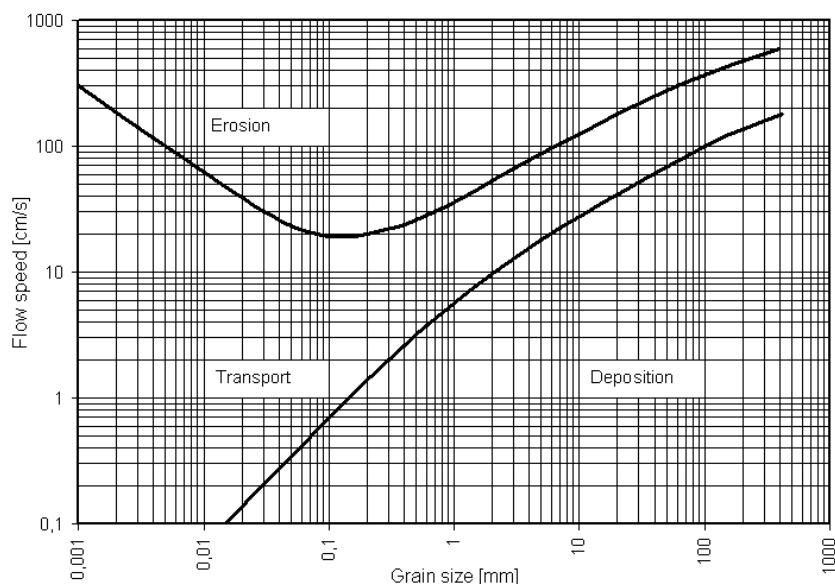
Tabell 7 viser gjennomsnittlig og maksimale konsentrasjoner i sedimentet sammenlignet med grenseverdien i trinn 1 av risikovurderingen (grenseverdi mellom tilstandsklasse II og III). Gjennomsnittlig konsentrasjon av sink overskrider grenseverdien for trinn 1 med faktor på 1,2. Med hensyn på kobber er det kun den målte maksimalkonsentrasjonen som overskrider grenseverdien for trinn 1. Overskridelse av grenseverdier i trinn 1 er liten, påviste maksimalkonsentrasjoner av sink og kobber overskrider grenseverdien for trinn 1 med en faktor på henholdsvis 2,0 og 1,9.

Tabell 7. Målt sedimentkonsentrasjon av metaller sammenlignet med trinn 1 grenseverdier.

Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sedimentkonsentrasjon i forhold til trinn 1 grenseverdi (antall ganger):	
	Antall prøver	C _{sed, max} (mg/kg)	C _{sed, middel} (mg/kg)		Maks	Middel
Arsen	5	17,00	7,94	18		
Bly	5	36,00	18,20	150		
Kadmium	5	0,37	0,20	2,5		
Kobber	5	160,00	78,60	84	1,9	
Krom totalt (III + VI)	5	46,00	30,60	660		
Kvikksølv	5	0,05	0,05	0,52		
Nikkel	5	31,00	21,40	42		
Sink	5	280,00	173,20	139	2,0	1,2

På grunn at grenseverdier i trinn 1 overskrides er det beregnet spredning av miljøgifter i dagens situasjon. Adveksjon kan transportere porevann fra sediment til vann ved svake strømmer gjennom sedimentet. Dersom det er liten grunnvannstransport gjennom finkornete sedimentlag, vil adveksjonen være ubetydelig. Adveksjon er ikke tatt i hensyn til formelverk i beregningsverktøy knyttet til veileder M-409 på grunn at transport med adveksjon er generelt ubetydelig i finkornet forurenset sediment (M-409).

Det er ikke heller tatt i hensyn til eventuelt partikkelspredning med stigende og synkende tidevann. Forholdet mellom strømforhold, sedimentasjon, erosjon og sedimenttransport kan fremstilles ved hjulstrømsdiagram (Figur 8). Diagrammet viser at for å erodere leire eller siltpartikler bør strømhastigheten være 22 cm/s eller høyere. Tidevann stiger og synker trolig med mye lavere hastighet enn dette. Derfor er det lite sannsynlig at det kommer så høye strømhastigheter i fjæresonen, og at miljøgifter spres ved oppvirvling.



Figur 8. Forholdet mellom sedimentets kornstørrelse og strømhastighet. Erosjon av sediment inntreffer når strømhastigheten kommer inn i, eller over feltet for transport.

Tabell 8 viser grunnleggende parametere benyttet i den foreliggende risikovurderingen og Tabell 8 viser beregnet spredning for metaller via diffusjon og bioturbasjon.

Tabell 8. Grunnleggende sedimentparametere ved beregning av spredning uten tiltak for forurenset sediment i fjæresone i Uthaug havn. Celler merket med blå farge angir sjablongverdier oppgitt i Miljødirektoratets veileder M-409. Når fargen i cellen er endret til hvit er sjablongverdien endret (til anvendt verdi) og det er gitt en begrunnelse for endringen (høyre kolonne).

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
TOC	1	2,8	Gjennomsnitt innhold av TOC i sedimentprøver (n=5)
Bulkdensitet til sedimentet, ρ_{sed} [kg/l]	0,8	0,8	
Porøsitet, ϵ	0,7	0,7	
Korreksjonsfaktor	315576000	315576000	For å ende opp med mg/m ² /år for spredning ved biodiffusjon
Generelle områdeparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	6000	Estimert fra kart, området påvirket av sementslam (se Figur X)
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	6000	Beregnet ut i fra antatt gjennomsnittlig vanddyb ved flo (1 m)
Oppholdstid til vannet i bassenget, t_r [år]	ingen standard	0,0014	Området blir tørlagt ved fjære sjø. Tidevannssyklus 12 timer 25 min
SPREDNING			
Parametere for transport via biodiffusjon, F_{diff}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Tortuositet, τ	3	3	
Faktor for diffusjonshastighet pga bioturbasjon, a	10	10	
Diffusjonslengde, Δx [cm]	1	1	
Parametere for oppvirvling fra skip, F_{skip}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Antall skipsanløp per år, N_{skip}	ingen standard	0	Hentes fra havnemyndigheter
Trasélengde for skipsanløp i sedimentareal påvirket av oppvirvling, T [m]	120	0	Lengste innseilingstrasé i sedimentareal påvirket av oppvirvling, dvs. i sedimentareal < 20 m dypt
Mengde oppvirvlet sediment per anløp, m_{sed} [kg]	ingen standard	0	Sett inn verdi fra faktaboks 6 i veileder
Sedimentareal påvirket av oppvirvling, A_{skip} [m ²]	ingen standard	0	Settes lik 0 dersom uaktuell spredningsvei
Fraksjon suspendert $f_{susp} =$ sedimentfraksjon < 2 μ m	ingen standard	0,047	Gjennomsnitt innhold av leire i sedimentprøver (n=5), 4,7 %
Parametere for transport via organismer, F_{org}	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
Mengde organisk karbon i bunnsfauna biomasse OC_{cbio} [g/g]	0,25	0,25	
Organisk karbontilførsel til sedimentet utenfra, OC_{sed} [g/m ² /år]	200	200	
Fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes, d [g/g]	0,47	0,47	
Organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet, OC_{resp} [g/m ² /år]	31	31	
Konverteringsfaktor fra våtvekt til tørrvekt for C_{bio}	5	5	Faktor for å konvertere BCF_{bio} som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørrvektsbasis. Tørrvekt av biologisk materiale er typisk 1/5 av våtvekt.

Tabell 9. Beregnet gjennomsnittlig og maksimale spredning av metaller (g) fra sedimentene i sedimentet uten tiltak.

Stoff	Beregnet middel spredning				Beregnet maksimal spredning			
	F _{diff} , (mg/m ² /år)	F _{org} , (mg/m ² /år)	F _{tot} , (mg/m ² /år)	Total spredning, middel (g/år)	F _{diff} , maks (mg/m ² /år)	F _{org} , maks (mg/m ² /år)	F _{tot} , maks (mg/m ² /år)	Total spredning, maks (g/år)
Arsen	23,19	0,03	23,22	139,33	25,59	0,07	25,66	153,94
Bly	0,072	0,008	0,08	0,482	0,074	0,017	0,091	0,546
Kadmium	0,31	0,07	0,38	2,28	0,38	0,13	0,51	3,08
Kobber	9,88	0,06	9,95	59,68	21,82	0,13	21,95	131,68
Krom	91,57	0,75	92,32	553,93	123,55	1,13	124,68	748,10
Kvikksølv	0,013	0	0,013	0,079	0,013	0	0,013	0,080
Nikkel	12,12	0,87	12,99	77,92	20	1,26	21,26	127,57
Sink	1,36	0,47	1,83	10,99	1,55	0,76	2,31	13,86

Sammenligning av målte metallkonsentrasjoner i de undersøkte sedimentene med grenseverdier i risikovurderingens trinn 1 gir ikke et godt nok grunnlag for vurdering av miljørisiko i den aktuelle saken. Det er derfor også gjennomført toksisitetstester i porevannet. Resultater fra toksisitetstestene for porevann på algen Skeletonema, og krepsdyret Tisbe viser at toksisiteten er under eller på trinn 1 grenseverdien i veilederen M-409.

Trinn 3 risikovurdering viser at sediment- og porevannskonsentrasjonene for kobber og sink i undersøkelsesområdet overskrider tillatt spredning i dagens situasjon (både middel og maks-verdi), mens maksimalverdien av nikkel overskrider tillatt spredning med en faktor på 1,02. Med tillatt spredning henvises det til teoretisk spredning beregnet å foregå fra sediment med metallkonsentrasjoner tilsvarende grenseverdien for trinn 1 risikovurdering (tilstandsklasse II/III, grønn kolonne i Tabell 9). Kobber og sink overskrider grenseverdien for trinn 1, mens konsentrasjonen av nikkel ligger godt under denne grenseverdien. For andre stoffer er beregnet spredning betydelig lavere enn «tillatt spredning».

Basert på beregningene ovenfor mener vi at de undersøkte metallene, utover kobber og sink, i undersøkelsesområdet ikke vil medføre nevneverdig fare for forurensning i dagens situasjon. Følgelig vil de videre undersøkelsene av spredning som følge av forskjellige oppryddingsalternativer (mudring og tildekking) kun vurderes for kobber og sink.

Tabell 10. Beregnet spredning av metaller i dagens situasjon sammenlignet med teoretisk «tillatt spredning» i risikoverktøy M-409 (Miljødirektoratet, 2015).

Stoff	Beregnet spredning ikke påvirket av skipsoppvirvling (F _{diff} + F _{org})		Spredning (F _{tot}) dersom C _{sed} er lik grenseverdi for trinn 1 (mg/m ² /år)	F _{tot} i forhold til tillatt spredning (antall ganger):	
	F _{tot, sed-skip} maks [mg/m ²]	F _{tot, sed-skip} middel [mg/m ²]		Maks	Middel
Arsen	2,57E+01	2,32E+01	7,88E+01		
Bly	9,10E-02	8,03E-02	7,69E-01		
Kadmium	5,13E-01	3,79E-01	5,08E+00		
Kobber	2,19E+01	9,95E+00	2,36E+00	9,29	4,21
Krom totalt (III + VI)	1,25E+02	9,23E+01	2,38E+03		
Kvikksølv	1,33E-02	1,32E-02	1,35E-01		
Nikkel	2,13E+01	1,30E+01	2,08E+01	1,02	
Sink	2,31E+00	1,83E+00	1,38E+00	1,67	1,33

Risikovurderingen viste ingen overskridelser av risiko for økosystem eller human helse ved gjennomsnittlige konsentrasjoner. Derfor blir heller ikke disse tabellene illustrert i denne rapporten.

5.2 Mudring av forurenset sediment

Ved befaring ble det gjort enkelte stikkprøver sementslamlaget som viste at tykkelsen på laget varierer mellom 10-50 cm, og at dette varierer betydelig over området. Dette er imidlertid ikke undersøkt med stor nøyaktighet. På bakgrunn av dette antar vi at det i gjennomsnitt er de øverste 20 cm av sedimentene som er forurenset av metaller. Dette vil si at volumet av forurenset masse er ca. 1.200 m³. I virkeligheten kan volumet av sementslampåvirket sediment variere mellom 600-3500 m³.

Mudring vil alltid virvle opp sediment i en viss grad. Mengden sediment som virvles opp vil være avhengig av mudringsmetode, vanddyp, strømforhold og sedimentets karakter (kornfordeling, vanninnhold osv.). Fjæresonen i Uthaug havn er grunn og derfor vil spredningen under mudring trolig være lav. For mekaniske mudringsmetoder er oppvirvlingsrate generelt mellom 1 og 5 % (Reible, 2008). Siden det aktuelle området er såpass grunt vil være mulig planlegge mudring på en slik måte at forurenset sediment mudres når området er tørrlagt. Dette vil minimere spredning under mudring, men en del av sedimentene som er «forstyrret» vil kunne være tilgjengelig for spredning ved fallende sjø. Vurdering av spredning under mudring er gjort med en antakelse om at 0,5 % av sedimentene vil spres til utenforliggende områder som følge av mudring. Dette vil si at mudring vil medføre spredning av 6 m³ sediment til utenforliggende områder dersom man skal mudre 1200 m³. Gjennomsnittlig innhold av tørrstoff (vekt-%) på 36 % vil si at ca. 20 % av sedimentvolumet er partikler (egenvekt av partikler ca. 2,7 tonn/m³). Mudringen av forurenset sediment kan derfor føre til spredning på ca. 1,2 m³ partikler (tørrstoff). Dette tilsvarer ca. 3.240 kg partikler (tørrvekt).

Spredning av metaller under mudring er vurdert ved å beregne spredning utifra 1) middelkonsentrasjon i sediment og 2) maksimalkonsentrasjon i sediment. Tabell 11 viser beregnet gjennomsnittlig og maksimale spredning av metaller under mudring. Gjennomsnittlig vil spredning av kobber og sink som følge av mudring være for henholdsvis 255 g og 561 g under tiltak. Maksimale beregnet spredning av kobber og sink vil være 518 og 907 g, for henholdsvis.

Tabell 11. Spredning under mudring (g/tiltak) er beregnet ut i fra gjennomsnittlig og maksimale sedimentkonsentrasjoner (mg/kg tørrvekt) og ved å anta at 1 % av mudringsmasser spres til ytterligere områder.

Forutsetninger				
Antatt volum av forurenset sediment (tykkelse 0,2 m, areal 6000 m ²)		1200	m ³	
Spredning under mudring		0,5	%	
In-situ sediment som kan spres		6	m ³	
Volumet partikler som kan spres		1,2	m ³	
Tørrvekt av partikler som kan spres		3740	kg	
Beregnet spredning for kobber og sink				
Stoff	Konsentrasjon av metaller i sediment		Spredning (g/tiltak)	
	C _{sed} , middel (mg/kg, TS)	C _{sed} , maks (mg/kg, TS)	Middel	Maks
Kobber	78,6	160	255	518
Sink	173,2	280	561	907

Metaller vil også frigjøres med porevann under mudring, men sammenlignet med partikkelspredning vil porevannspredningen være ubetydelig. Det er beregnet spredning via porevann ved å anta at 600 m³ porevann spres under mudring. Spredning via porevann er under 0,5 % av spredningen av kobber og sink ved partikler, og spredning via porevann er derfor ikke tatt med i beregninger. Beregninger er heller vist i foreliggende rapporten.

Etter mudringen vil spredningen være lavere enn i dagens tilstand, under forutsetning av at all forurensning er fjernet og at overflatesediment ikke blir rekontaminert som følge av mudringen. Det er antatt at konsentrasjonen av metaller i sjøbunnen vil være tilsvarende det som er påvist i øvrige sedimentprøver i fjæresonen i Uthaug havn, utenfor området påvirket av sementslam. Spredning av metaller etter gjennomføring av tiltaket vil mest sannsynlig være enda lavere på grunn av planlagt utfylling, men utfyllingens påvirkning på spredningen er ikke tatt med i beregningene. Tabell 12 viser beregnet spredning av metaller fra sjøbunnen etter mudring. Resultatene viser at mudring, i betydelig grad, vil redusere spredning fra sedimentene, men det vil imidlertid være stor risiko for spredning av kobber og sink under mudring. Sammenlignes bedringen i sedimentenes miljøkvalitet med mengden kobber og sink som kan spres under mudring, tar det flere år å «tjene inn» mengden av metallene som spres under mudring. Det er også noe usikkerhet knyttet til konsentrasjonen av metaller i underliggende sedimentet på grunn at det er ikke tatt kjerneprøver i området.

Tabell 12. Gjennomsnittlig beregnet spredning av metaller etter mudringen ved å anta at sjøbunnen har samme konsentrasjon av metaller etter mudring som øvrig del av fjæresone i Uthaug havn. Spredning er beregnet med samme fordelingskoeffisienter som ble målt i

Stoff	Beregnet middel spredning				Beregnet maksimal spredning			
	F_{diff} (mg/m ² /år)	F_{org} (mg/m ² /år)	F_{tot} (mg/m ² /år)	Total spredning, middel (g/år)	$F_{diff, maks}$ (mg/m ² /år)	$F_{org, maks}$ (mg/m ² /år)	$F_{tot, maks}$ (mg/m ² /år)	Total spredning, maks (g/år)
Kobber	0,41	0,01	0,43	2,56	0,60	0,02	0,62	3,72
Sink	0,49	0,14	0,63	3,80	0,56	0,16	0,73	4,37

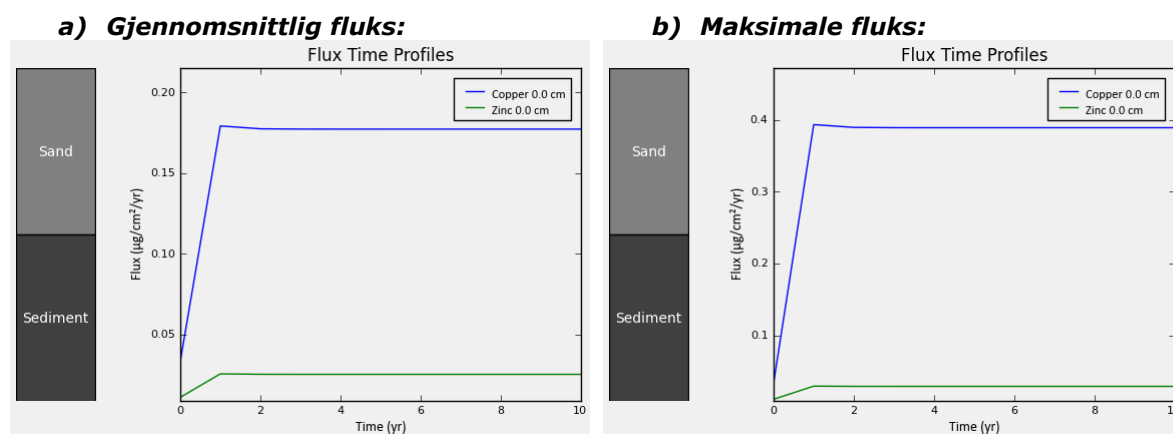
5.3 Tildekking av forurenset masser før utfylling

Tildeckingslaget vil begrense hastigheten av diffusjon av miljøgifter og minimere hvor mye som lekker ut fra tildekkingen til vannet over. Tykkelse på tildeckingslaget og materialets karakter er viktige faktorer for å optimalisere effektiviteten på det isolasjonslaget.

Ørland kommune planlegger å fylle ut området hvor UTSEM har dumpet sementslam, og sand vil derfor være et godt egnet materiale med tanke på stabilitet av tildeckingslaget under en ca. 3 m høy utfylling. Transport av metaller i porevann gjennom tildekkingslag er beregnet ved den numeriske modellen CapSim (Reible & Lampert, 2014). Det er beregnet transport av metaller og konsentrasjon av metaller i porevannet med et 20 cm tildekkingslag bestående av sand, som er antatt ikke å ha noe adsorberende evne (dvs. ingen binding av metaller). Hvis en ser på metallinnholdet og beregnet spredning fra sedimentene (kapittel 5.1), så er det sink- og kobberforurensningen som medfører den største risikoen. For å vurdere diffusjonen gjennom tildekkingslaget er både middel- og maksimalkonsentrasjon benyttet som inngangsdata i modelleringen (se Tabell 5).

Beregning er utført uten å ta hensyn til bioturbasjon i tildeckingslaget. Området er planlagt utfyllt og det vil derfor ikke være noe bunnlevende dyr i tildeckingslaget etter utfyllingen. Hele det 20 cm tykke tildeckingslaget av sand vil derfor være for kjemisk isolasjon (diffusjonslag), men det er lagt inn konsolidering på 5 cm som følge av planlagt utfylling. Dette vil gi tildeckingslaget en effektiv tykkelse på 15 cm. Resultatene fra CAPSIM modellen (Figur 8) viser at transport av kobber og sink gjennom tildekkingslaget vil være lav og maksimalt ca. 0,38 og 0,04 µg/cm²/år, for henholdsvis kobber og sink (Figur 8). Det er med andre ord mulig å oppnå en betydelig kjemisk isolasjon et tildekkingslag på 15 cm effektiv tykkelse, bestående av sand. Ut i fra beregnet fluks er det beregnet årlig transport av disse stoffene gjennom tildekkingslaget fra tiltaksområde (6000 m²). Resultatene er vist i Tabell 13.

Det er planlagt å benytte overskuddsmasser, sprengstein og betongrester til utfyllingen. Masser som benyttes vil trolig ha høy porøsitet og liten evne å hindre transport av metaller i porevann. Fluks av kobber og sink gjennom tildekkingslaget er derfor gjort uten å ta hensyn til effekten av planlagt utfylling. Spredning gjennom hele den planlagte utfyllingen vil imidlertid være noe lavere enn beregnet for alternativet med 20 cm tildekkingslag (15 cm effektivt), særlig hvis løsmasser med høy andel finstoff benyttes for utfylling.



Figur 9. a) Beregnet a) gjennomsnittlig og b) maksimale fluks av kobber (blå linjer) og sink (grønne linjer) gjennom øverst lag av tildekkingslag (sedimentdyp 0 cm). Beregninger er gjort ved numeriske modellen CAPSIM.

Ut ifra flukshastighet av kobber og sink er det beregnet årlig transport av metaller gjennom tildekkingslaget. Som resultatene i kapittel 4.5 viser, er sink sterkt knyttet til partikler og derfor vil transport av sink gjennom tildekkingslaget være meget lav, maksimalt ca. 2,4 g/år (Tabell 13). Analyser av porevann (jfr. kapittel 4.5) viser at kobber er noe mer lettete oppløst i vannfasen, men også transporten av kobber gjennom tildekkingslaget vil være lav, maksimal ca. 22,80 g/år, mens gjennomsnittlig transport er 10,80 g/år (Tabell 13). Dette betyr at tildekking vil gi en reduksjon på transport på ca. 80 og 86 %, for hhv. kobber og sink. Etter utfyllingen vil reduksjon trolig være mye høyere.

Tabell 13. Beregnet spredning etter tildekking med 20 cm av sand, hvor det er tatt i hensyn til konsolidering av underliggende sediment på 5 cm.

Stoff	Transport gjennom tildekkingslag ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{år}$)		Gjennomsnitt transport ($\text{g}/\text{år}$) – fra tiltaksområdet (6000 m^2)	
	Middel	Maks	Middel	Maks
Kobber	0,18	0,38	10,80	22,80
Sink	0,025	0,04	1,50	2,40

5.4 Oppsummering – spredning i ulike oppryddingsalternativer

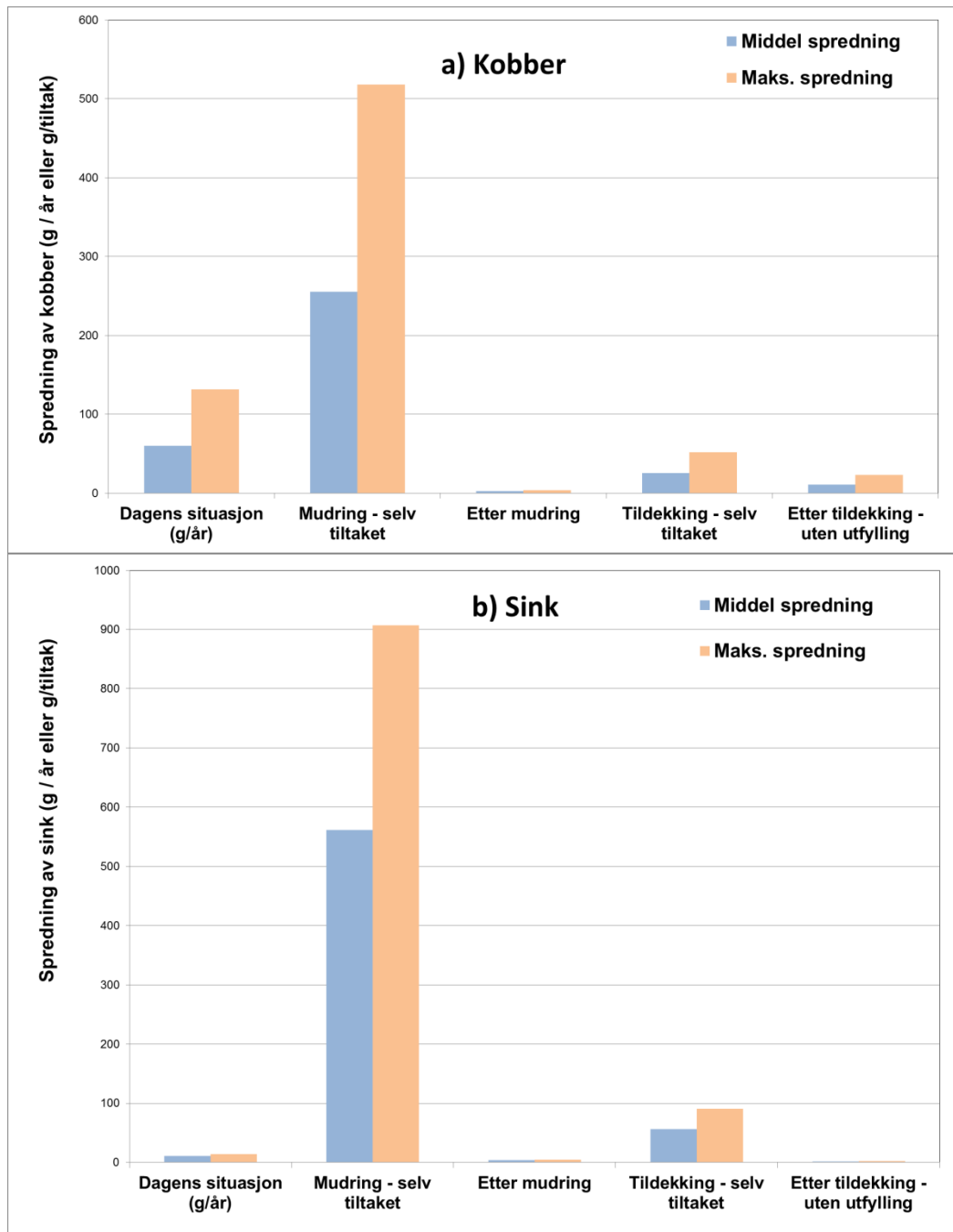
Området der UTSEM har dumpet sementslam er ikke utsatt for propellersosjon og beregnet spredning av metaller er relativt lav under dagens situasjon. Imidlertid overskrider spredningen av kobber og sink den tillatte spredningen. Det forurensete området er lite og spredningen medfører derfor ikke en stor økologisk fare for øvrige deler av økosystemet. Imidlertid anbefales det å gjøre tiltak for å redusere spredningen fra forurensete sedimenter før den planlagte utfyllingen. Figur 10 oppsummerer beregnet spredning av kobber og sink for ulike oppryddingsalternativer. Både mudring og tildekking vil redusere spredning av kobber og sink, men spredningen som kan oppstå under mudring vil mest sannsynligvis være mye større enn ved tildekking. Spredning under mudring er beregnet basert på antakelsen om at 0,5 % av sedimentene spres til øvrige deler av havnen under mudringsgjennomføringen. Siden sedimentene i området har stor andel finstoff,

er det mulig at en større andel av sedimentene spres under arbeidene. Det er derfor knyttet større spredningsrisiko til mudring enn tildekking, og derfor er ikke mudring anbefalt som løsning for opprydding av forurenset sediment i Uthaug havn.

Tildekking av det forurensete området vil redusere spredning av kobber og sink betydelig. Særlig sink er sterkt forbundet til partikler og det vil derfor være minimalt utlekking av sink etter tildekking. Det er noe usikkerhet knyttet til spredning under tildekking på grunn av det finnes lite måledata om oppvirvling av sedimentene ved tildekking, imidlertid kan det fastsettes at spredning vil være flere ganger mindre sammenlignet med mudring, særlig når tildekking gjennomføres på en skånsom måte. Vi har i vår vurdering antatt at spredning som oppstår ved tildekking utgjør 10 % av den spredningen som vil oppstå ved mudring av de forurensete massene.

Vi har ikke gjennomført en detaljert kost-nytte vurdering i denne risiko- og tiltaksvurderingen. Tiltaksområdet er lite, ca. 6000 m², og det er en del usikkerhet knyttet til kostnadene for oppryddingstiltaket. Det kan imidlertid antas med høy sannsynlighet at mudring vil være det mest kostbare oppryddingsalternativet. Mudring vil bl.a. innebære at forurensete masser må transporteres til et godkjent deponi som kan bli kostbar løsning. Dersom vi legger til grunn at det er egnede masser tilgjengelig, tilsier all erfaring at tildekking vil være vesentlig rimeligere enn mudring. Vi konkluderer derfor med at mudring vil være det minst hensiktsmessige oppryddingsalternativet med tanke på kostnader og miljønytte.

Siden Ørland kommune sin mening er at betongdeponiet kan inngå som en del av planlagt ny utfylling på deres eiendom, anbefaler vi å isolere de forurensete sedimentene med et tildekkingslag av sand. Dette vil redusere spredning fra sediment ca. 80 og 86 % for henholdsvis for kobber og sink sammenlignet med dagens situasjon. Etter tildekkingen vil sediment påvirket av sementslam ikke utgjøre noen miljørisiko. Det vil imidlertid være en begrenset utlekking av sink og kobber fra det forurensete området via diffusjon, men dette vil ikke medføre noen nevneverdig miljørisiko.



Figur 10. Beregnet spredning av a) kobber og b) sink i dagens situasjon og i ulike oppryddingsalternativer.

6. KONKLUSJONER OG ANBEFALT TILTAKSPLAN

Vi har gjennom denne rapporten gjennomført en risiko- og tiltaksvurdering av metallforurenset sediment i fjæresonen i Uthaug havn i henhold til Miljødirektoratets veileder M-409/2015. Det er tungmetallene sink og kobber som overskrider grenseverdien for tilstandsklasse II i sedimentet. Sedimentet i fjæresonen er ikke utsatt for nevneverdig propellerosjon, og transport av metaller til de øvrige delene av økosystemet relativt begrenset. Området forurenset på grunn av UTSEMs utslipp er relativt lite, ca. 6000 m², men utgjør likevel en miljørisiko grunnet forhøyede konsentrasjoner av kobber og sink som medfører fare for spredning av til øvrige deler av økosystemet. Kobber- og sinkforurensning overskrider grenseverdien for tillatt spredning. Vi anbefaler derfor å gjennomføre tiltak for å redusere spredning av forurensning før eventuelt videre utfylling av området. Toksitetester ble inkludert i risikovurderingen for å fange opp effektene av eventuelle toksiske stoffer som ikke er identifisert ved kjemisk analyse og for å dekke risiko fra samvirke mellom miljøgiftene. Siden målt toksisitet i porevann er under eller på grenseverdier i M-409, er potensielle risiko som porevann medfører svært liten.

Vi har igjennom denne risiko- og tiltaksvurderingen beregnet risiko for spredning av forurensning ved ulike alternativer for opprydding av sementslammet i Uthaug havn. De forurensete sedimentene består av en del finstoff og mudring av sedimentene vil derfor kunne medføre fare for spredning av forurensningen under tiltaksgjennomføringen. Tildekking er en mer skånsom metode enn mudring for opprydding av forurenset sjøbunn, og ved å dekke til sjøbunnen med et 20 cm tildekkingslag bestående av sand vil man oppnå omtrentlig samme reduksjon i miljøgiftfluks som ved mudring av de forurensete massene. Det anbefales derfor å dekke til de forurensete sedimentene med ren sand før planlagt utfylling i tiltaksområdet. Dette vil hindre spredning av forurensete partikler under videre utfylling og minimere spredning med porevann. For å ytterligere redusere spredningen av metaller under tildekking anbefales det å legge ut en fiberduk før utlegging av sandlaget (tildekkingslaget). Fiberduken vil også hindre transport av finstoff til tildekkingslag og hindre sammenblanding av sand med underliggende sedimentet. Det må benytte rene masser til tildekkingen, og tildekkingsmassene må tilfredsstillende grenseverdier gitt i Miljødirektoratets veileder for tildekkingsmasser (M-411/2015).

Tildekkingsmaterialet må velges med tanke på både permeabilitet, filteregenskaper og planlagt utfylling i området. Tildekkingsmaterialet må ha tilstrekkelig permeabilitet til å tillate en viss dretnasje av porevann fra det underliggende sedimentet. Tildekking og videre utfylling vil gi økt poretrykk i underliggende sedimentet, som kan videre redusere den geotekniske stabiliteten. For å unngå dette bør tildekkingsmassene ha noe høyere permeabilitet enn de finkornede forurensete sedimentene. Tildekkingsmassene kan imidlertid ikke være så grovkornete at man risikerer utvasking av finstoff fra sedimentet gjennom tildekkingen. Dette vil også sikres ved bruk av fiberduk. Miljødirektoratet (M-411, 2015) anbefaler følgende forhold for kornfordeling i sedimentet og tildekkingslag (filter).

$$2 \times d_{15(\text{sediment})} < d_{15(\text{filter})} < 5 \times d_{85(\text{sediment})}$$

Kravet $2 \times d_{15(\text{sediment})} < d_{15(\text{filter})}$ skal sikre at tildekkingslaget har tilstrekkelig permeabilitet til å hindre overtrykk i sedimentet, mens kravet $d_{15(\text{filter})} < 5 \times d_{85(\text{sediment})}$ sikrer mot utvasking av finstoff gjennom tildekkingslaget.

Sedimentene i tiltaksområdet består av velgradert silt med d_{15} på ca. 0,007 mm. Dette betyr at middels til grov sand vil være godt egnet materiale for tildekkingen i Uthaug havn. Generelle anbefalinger for tildekkingsmateriale er oppgitt i Tabell 13. Totalt vil behov for tildekkingsmateriale være ca. 1200 m³. Mengde og kvalitet av tildekkingsmasser må rapporteres til Fylkesmannen for godkjenning.

Tabell 14. Typiske kornstørrelse for sedimentet og anbefalte tildekkingsmasser. (Veileder M-411, Miljødirektoratet 2015)

Forurenset sediment				Egnet tildekkingsmateriale	
Forurenset sediment	Kornstørrelse d_{15} , (mm)	Permeabilitet k , (m/s)	Kornstørrelse d_{85} , (mm)	Kornstørrelse d_{15} , (mm)	Beskrivelse, i tilfelle bruk av ensgradert materiale
Siltig leire	< 0.002	10^{-8} - 10^{-11}	0.006	< 0.004 - 0.03	Middels til grov silt
Ensgradert silt	0.004	Ca. 10^{-7}	0.02	0.008 - 0.1	Middels silt til fin sand
Velgradert silt	0.006	Ca. 10^{-6}	0.1	0.012 - 0.5	Grov silt til middels sand
Ensgradert sand	0.08	Ca. 10^{-5}	0.2	0.08 - 1	Middels til grov sand
Velgradert sand	0.08	Ca. 10^{-5}	6	0.08 - 30	Middels sand til grov grus

Det er enda ikke avklart når Ørland kommune begynner med utfyllingsarbeidene på eiendommen. Hvis området ikke fylles ut direkte etter at tildekkingslaget er etablert, må tildekkingslaget sikres mot erosjon for å hindre utvasking. Strømforholdene i tiltaksområdet er ikke kjent, men hjulstrømsdiagram i Figur 8 viser at middels sand (partikkeldiameter ca. 0,2 mm) kan eroderes fra sjøbunnen ved en strømhastighet på cirka 20 cm/s. Det er lite sannsynlig at såpass høye strømhastigheter forekommer i fjæresone, men det anbefales imidlertid å sikre tildekkingslag mot erosjon med grus eller grov sand etter tildekking hvis utfyllingsarbeidene ikke igangsettes rett etter tildekking.

7. REFERANSER

Palermo, M., Maynard, S., Miller, J., Reible, D.D. 1998b. Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments. EPA 905-B96-004. G. L. N. P. Office. Chicago, IL.

Lampert, D.J., Reible, D.D. 2009. An Analytical Modeling Approach for Evaluation of Capping of Contaminated Sediments. Soil and Sediment Contamination: An International Journal 18(4), 470-488.

Reible, D.D. 2008. Contaminant processes in sediments. In: Garcia, M.H. (Ed). Sedimentation Engineering, American Society of Civil Engineers (ASCE); Reston; VA, 959-981.

Reible, D.D & Lampert, D.J. 2014. Capping for remediation of contaminated sediments. in Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments. 2014, Springer. p. 325-363.

Miljødirektoratet (2015). Veileder M-409, Risikovurdering av forurenset sediment. 106 s.

Miljødirektoratet (2015). Veileder M-350, Håndtering av sedimenter. 103 s.

Miljødirektoratet 2015. Veileder M-411 Testprogram for tildekkingsmasser. Forurenset sjøbunn – oppdatert pr. august 2017. 67 s.

Miljødirektoratet (2016). Veileder M-608, Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. 24 s.

Miljødirektoratet (2005). Forurensning i bunnsedimenter i sjøområder med havner i Hordaland, Møre og Romsdal, og Sør Trøndelag 2004. TA-2142.

Rambøll, 2017. Uthaug havn – Miljøtekniske undersøkelser og tiltaksplan. Datarapport, datert 29.06.2017. (ref. 1350023040). 30 s.

SINTEF, 2005. Innvirkning av betong, vaskevann og slam på miljøet ved deponi og muligheter for gjenbruk. SINTEF, Rapportnr. STF50 F05205, 2005

Vedlegg 1. Analyseresultatene - kjemiske analyser av sediment og porevann.



Mottatt dato **2017-09-27**
 Utstedt **2017-10-24**

Rambøll Norge AS
 Hanne Vidgren

Hoffsveien 4
 0275
 Norway

Prosjekt **Utsem**
 Bestnr **1350023040**

Analyse av sediment

Deres prøvenavn	UT-1					
	Sediment					
Prøvetatt	2017-09-26					
Labnummer	N00530958					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Homogenisering	ja			1	1	NADO
Tørrstoff (G) ^{a ulev}	39.1	0.78	%	2	1	NADO
Vanninnhold	60.9		%	2	1	NADO
Kornstørrelse <63 µm ^{a ulev}	33.2		% TS	2	1	NADO
Kornstørrelse <2 µm ^{a ulev}	6.1		% TS	2	1	NADO
TOC ^{a ulev}	0.40		% TS	2	1	NADO
Naftalen ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Acenaftilen ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Acenaften ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Fluoren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Fenantren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Antracen ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Fluoranten ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Pyren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(a)antracen ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Krysen ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(b)fluoranten ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(k)fluoranten ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(a)pyren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Dibenso(ah)antracen ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(ghi)perylene ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Indeno(123cd)pyren ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Sum PAH-16	n.d.		mg/kg TS	2	1	NADO
Sum PAH carcinogene ^a	n.d.		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 28 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 52 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 101 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 118 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 138 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO



Deres prøvenavn	UT-1					
Prøvetatt	Sediment					
Labnummer	2017-09-26					
	N00530958					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
PCB 153 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 180 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
Sum PCB-7	n.d.		mg/kg TS	2	1	NADO
As (Arsen) ^{a ulev}	6.2	0.45	mg/kg TS	2	1	NADO
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	0.18	0.014	mg/kg TS	2	1	NADO
Cr (Krom) ^{a ulev}	28	2.4	mg/kg TS	2	1	NADO
Cu (Kopper) ^{a ulev}	72		mg/kg TS	2	1	NADO
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.10		mg/kg TS	2	1	NADO
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	20	1.5	mg/kg TS	2	1	NADO
Pb (Bly) ^{a ulev}	18	1.3	mg/kg TS	2	1	NADO
Zn (Sink) ^{a ulev}	155	4.0	mg/kg TS	2	1	NADO
Tørrstoff (G) ^{a ulev}	39.1	0.78	%	3	1	NADO
Monobutyltinnkation ^{a ulev}	<1.0		µg/kg TS	3	1	NADO
Dibutyltinnkation ^{a ulev}	<1.0		µg/kg TS	3	1	NADO
Tributyltinnkation ^{a ulev}	<1.0		µg/kg TS	3	1	NADO
Porevannspresning	ja			4	1	NADO
Filtrering	Ja			5	2	NADO
As (Arsen) ^{a ulev}	3.84	0.66	µg/l	6	H	NADO
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	0.0659	0.0105	µg/l	6	H	NADO
Co (Kobolt) ^{a ulev}	0.114	0.021	µg/l	6	H	NADO
Cr (Krom) ^{a ulev}	16.7	3.5	µg/l	6	H	NADO
Cu (Kopper) ^{a ulev}	1.39	0.32	µg/l	6	H	NADO
Mo (Molybden) ^{a ulev}	48.5	9.4	µg/l	6	H	NADO
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	1.09	0.21	µg/l	6	H	NADO
Pb (Bly) ^{a ulev}	0.0107	0.0030	µg/l	6	H	NADO
V (Vanadium) ^{a ulev}	0.602	0.113	µg/l	6	H	NADO
Zn (Sink) ^{a ulev}	0.299	0.123	µg/l	6	H	NADO
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.002		µg/l	6	F	NADO



Deres prøvenavn	UT-2					
	Sediment					
Prøvetatt	2017-09-26					
Labnummer	N00530959					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Homogenisering	ja			1	1	NADO
Tørrstoff (G) ^{a ulev}	47.6	0.95	%	2	1	NADO
Vanninnhold	52.4		%	2	1	NADO
Kornstørrelse <63 µm ^{a ulev}	29.5		% TS	2	1	NADO
Kornstørrelse <2 µm ^{a ulev}	4.1		% TS	2	1	NADO
TOC ^{a ulev}	0.30		% TS	2	1	NADO
Naftalen ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Acenaftilen ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Acenaften ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Fluoren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Fenantren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Antracen ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Fluoranten ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Pyren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(a)antracen ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Krysen ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(b)fluoranten ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(k)fluoranten ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(a)pyren ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Dibenso(ah)antracen ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(ghi)perylene ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Indeno(123cd)pyren ^{^ a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Sum PAH-16	n.d.		mg/kg TS	2	1	NADO
Sum PAH carcinogene [^]	n.d.		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 28 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 52 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 101 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 118 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 138 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 153 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 180 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
Sum PCB-7	n.d.		mg/kg TS	2	1	NADO
As (Arsen) ^{a ulev}	4.8	0.35	mg/kg TS	2	1	NADO
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	0.14	0.011	mg/kg TS	2	1	NADO
Cr (Krom) ^{a ulev}	21	1.8	mg/kg TS	2	1	NADO
Cu (Kopper) ^{a ulev}	50		mg/kg TS	2	1	NADO
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.10		mg/kg TS	2	1	NADO
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	17	1.3	mg/kg TS	2	1	NADO
Pb (Bly) ^{a ulev}	12	0.86	mg/kg TS	2	1	NADO
Zn (Sink) ^{a ulev}	143	3.7	mg/kg TS	2	1	NADO



Deres prøvenavn	UT-2					
Prøvetatt	Sediment					
Labnummer	2017-09-26					
	N00530959					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (G) ^{a ulev}	47.6	0.95	%	3	1	NADO
Monobutyltinnkation ^{a ulev}	<1.0		µg/kg TS	3	1	NADO
Dibutyltinnkation ^{a ulev}	<1.0		µg/kg TS	3	1	NADO
Tributyltinnkation ^{a ulev}	<1.0		µg/kg TS	3	1	NADO
Porevannspresning	ja			4	1	NADO
Filtrering	Ja			5	2	NADO
As (Arsen) ^{a ulev}	3.52	2.25	µg/l	6	H	NADO
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	0.0726	0.0125	µg/l	6	H	NADO
Co (Kobolt) ^{a ulev}	0.214	0.039	µg/l	6	H	NADO
Cr (Krom) ^{a ulev}	28.2	5.2	µg/l	6	H	NADO
Cu (Kopper) ^{a ulev}	4.15	0.80	µg/l	6	H	NADO
Mo (Molybden) ^{a ulev}	47.5	12.8	µg/l	6	H	NADO
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	4.11	0.78	µg/l	6	H	NADO
Pb (Bly) ^{a ulev}	0.0103	0.0028	µg/l	6	H	NADO
V (Vanadium) ^{a ulev}	5.30	1.06	µg/l	6	H	NADO
Zn (Sink) ^{a ulev}	0.289	0.124	µg/l	6	H	NADO
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.002		µg/l	6	F	NADO



Deres prøvenavn	UT-5					
	Sediment					
Prøvetatt	2017-09-26					
Labnummer	N00530960					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Homogenisering	ja			1	1	NADO
Tørrstoff (G) ^{a ulev}	36.8	0.74	%	2	1	NADO
Vanninnhold	63.2		%	2	1	NADO
Kornstørrelse <63 µm ^{a ulev}	38.3		% TS	2	1	NADO
Kornstørrelse <2 µm ^{a ulev}	5.7		% TS	2	1	NADO
TOC ^{a ulev}	0.33		% TS	2	1	NADO
Naftalen ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Acenaftilen ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Acenaften ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Fluoren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Fenantren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Antracen ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Fluoranten ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Pyren ^{a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(a)antracen ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Krysen ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(b)fluoranten ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(k)fluoranten ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(a)pyren ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Dibenso(ah)antracen ^{^ a ulev}	<0.050		mg/kg TS	2	1	NADO
Benso(ghi)perylene ^{a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Indeno(123cd)pyren ^{^ a ulev}	<0.020		mg/kg TS	2	1	NADO
Sum PAH-16	n.d.		mg/kg TS	2	1	NADO
Sum PAH carcinogene [^]	n.d.		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 28 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 52 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 101 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 118 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 138 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 153 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
PCB 180 ^{a ulev}	<0.0010		mg/kg TS	2	1	NADO
Sum PCB-7	n.d.		mg/kg TS	2	1	NADO
As (Arsen) ^{a ulev}	4.9	0.35	mg/kg TS	2	1	NADO
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	0.13	0.0099	mg/kg TS	2	1	NADO
Cr (Krom) ^{a ulev}	22	1.9	mg/kg TS	2	1	NADO
Cu (Kopper) ^{a ulev}	50		mg/kg TS	2	1	NADO
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.10		mg/kg TS	2	1	NADO
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	17	1.3	mg/kg TS	2	1	NADO
Pb (Bly) ^{a ulev}	13	0.94	mg/kg TS	2	1	NADO
Zn (Sink) ^{a ulev}	128	3.3	mg/kg TS	2	1	NADO



Deres prøvenavn	UT-5					
Prøvetatt	Sediment					
Labnummer	2017-09-26					
	N00530960					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (G) ^{a ulev}	36.8	0.74	%	3	1	NADO
Monobutyltinnkation ^{a ulev}	<1.0		µg/kg TS	3	1	NADO
Dibutyltinnkation ^{a ulev}	<1.0		µg/kg TS	3	1	NADO
Tributyltinnkation ^{a ulev}	<1.0		µg/kg TS	3	1	NADO
Porevannspresning	ja			4	1	NADO
Filtrering	Ja			5	2	NADO
As (Arsen) ^{a ulev}	3.08	0.59	µg/l	6	H	NADO
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	0.0379	0.0113	µg/l	6	H	NADO
Co (Kobolt) ^{a ulev}	0.0779	0.0363	µg/l	6	H	NADO
Cr (Krom) ^{a ulev}	17.8	3.5	µg/l	6	H	NADO
Cu (Kopper) ^{a ulev}	<1		µg/l	6	H	NADO
Mo (Molybden) ^{a ulev}	40.8	7.5	µg/l	6	H	NADO
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	2.27	0.57	µg/l	6	H	NADO
Pb (Bly) ^{a ulev}	<0.1		µg/l	6	H	NADO
V (Vanadium) ^{a ulev}	4.07	0.75	µg/l	6	H	NADO
Zn (Sink) ^{a ulev}	<2		µg/l	6	H	NADO
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.002		µg/l	6	F	NADO



"a" etter parameternavn indikerer at analysen er utført akkreditert ved ALS Laboratory Group Norway AS.

"a ulev" etter parameternavn indikerer at analysen er utført akkreditert av underleverandør.

Utførende laboratorium er oppgitt i tabell kalt Utf.

n.d. betyr ikke påvist.

n/a betyr ikke analyserbart.

< betyr mindre enn.

> betyr større enn.

Metodespesifikasjon																																																													
1	<p>Homogenisering av prøvemateriale før analyse</p> <p>Ta kontakt med info.on@alsglobal.com for mer informasjon</p>																																																												
2	<p>Sediment basis pakke, del 1</p> <table> <tr> <td>Metode:</td> <td>Tørrstoff (Frysetørrking):</td> <td>DIN 38414-S22</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Vanninnhold:</td> <td>beregnet</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Kornfordeling:</td> <td>DIN 18123</td> </tr> <tr> <td></td> <td>TOC:</td> <td>DIN EN 13137</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PAH-16:</td> <td>ISO 18287</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PCB-7:</td> <td>ISO 10382</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Metaller:</td> <td>ISO 16171</td> </tr> <tr> <td>Rapporteringsgrenser (LOQ):</td> <td>Tørrstoff:</td> <td>0,40 %</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Vanninnhold:</td> <td>0,10 %</td> </tr> <tr> <td></td> <td>TOC:</td> <td>0,050 % TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PAH-16 (enkeltkomponenter):</td> <td>0,020-0,050 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PCB-7 (enkeltkomponenter):</td> <td>0,0010 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Arsen:</td> <td>1,0 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Kadmium:</td> <td>0,10 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Krom:</td> <td>1,0 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Kobber:</td> <td>1,0 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Kvikksølv:</td> <td>0,10 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Nikkel:</td> <td>1,0 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Bly:</td> <td>1,0 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Sink:</td> <td>1,0 mg/kg TS</td> </tr> </table>	Metode:	Tørrstoff (Frysetørrking):	DIN 38414-S22		Vanninnhold:	beregnet		Kornfordeling:	DIN 18123		TOC:	DIN EN 13137		PAH-16:	ISO 18287		PCB-7:	ISO 10382		Metaller:	ISO 16171	Rapporteringsgrenser (LOQ):	Tørrstoff:	0,40 %		Vanninnhold:	0,10 %		TOC:	0,050 % TS		PAH-16 (enkeltkomponenter):	0,020-0,050 mg/kg TS		PCB-7 (enkeltkomponenter):	0,0010 mg/kg TS		Arsen:	1,0 mg/kg TS		Kadmium:	0,10 mg/kg TS		Krom:	1,0 mg/kg TS		Kobber:	1,0 mg/kg TS		Kvikksølv:	0,10 mg/kg TS		Nikkel:	1,0 mg/kg TS		Bly:	1,0 mg/kg TS		Sink:	1,0 mg/kg TS
Metode:	Tørrstoff (Frysetørrking):	DIN 38414-S22																																																											
	Vanninnhold:	beregnet																																																											
	Kornfordeling:	DIN 18123																																																											
	TOC:	DIN EN 13137																																																											
	PAH-16:	ISO 18287																																																											
	PCB-7:	ISO 10382																																																											
	Metaller:	ISO 16171																																																											
Rapporteringsgrenser (LOQ):	Tørrstoff:	0,40 %																																																											
	Vanninnhold:	0,10 %																																																											
	TOC:	0,050 % TS																																																											
	PAH-16 (enkeltkomponenter):	0,020-0,050 mg/kg TS																																																											
	PCB-7 (enkeltkomponenter):	0,0010 mg/kg TS																																																											
	Arsen:	1,0 mg/kg TS																																																											
	Kadmium:	0,10 mg/kg TS																																																											
	Krom:	1,0 mg/kg TS																																																											
	Kobber:	1,0 mg/kg TS																																																											
	Kvikksølv:	0,10 mg/kg TS																																																											
	Nikkel:	1,0 mg/kg TS																																																											
	Bly:	1,0 mg/kg TS																																																											
	Sink:	1,0 mg/kg TS																																																											
3	<p>Sediment basis, del 2: Tinnorganiske komponenter</p> <table> <tr> <td>Metode:</td> <td>ISO 23161</td> </tr> <tr> <td>Måleprinsipp:</td> <td>GC-FPD</td> </tr> <tr> <td>Rapporteringsgrenser (LOQ):</td> <td>Enkeltkomponenter: 1,0 µg/kg TS</td> </tr> <tr> <td>Måleusikkerhet:</td> <td>13,00%</td> </tr> </table>	Metode:	ISO 23161	Måleprinsipp:	GC-FPD	Rapporteringsgrenser (LOQ):	Enkeltkomponenter: 1,0 µg/kg TS	Måleusikkerhet:	13,00%																																																				
Metode:	ISO 23161																																																												
Måleprinsipp:	GC-FPD																																																												
Rapporteringsgrenser (LOQ):	Enkeltkomponenter: 1,0 µg/kg TS																																																												
Måleusikkerhet:	13,00%																																																												
4	<p>Porevannspresing</p> <p>Prinsipp: Porevannspresing ved bruk av sentrifugering.</p>																																																												
5	<p>Filtrering før metallanalyse</p>																																																												



Metodespesifikasjon																									
	Filter med porestørrelse 0,45µm.																								
6	<p>«V-2 Bas + Hg» Metaller i rent vann/ferskvann</p> <p>Metode: Analyse med ICP-SFMS utføres i henhold til ISO 17294-1,2 (mod), samt EPA-metode 200.8 (mod). Analyse med ICP-AES utføres i henhold til ISO 11885 (mod), samt EPA-metode 200.7 (mod). Kvikksølv (Hg) analyseres med AFS i henhold til ISO 17852.</p> <p>Prøve forbehandling: Analyse av vann, uten oppslutning. Prøven blir surgjort med 1 ml salpetersyre per 100 ml prøve. Ved analyse av W blir ikke prøven surgjort før analyse.</p> <p>Rapporteringsgrenser:</p> <table border="0"> <tr><td>As, Arsenikk</td><td>0.05 µg/l</td></tr> <tr><td>Ba, Barium</td><td>0.01 µg/l</td></tr> <tr><td>Cd, Kadmium</td><td>0.002 µg/l</td></tr> <tr><td>Co, Kobolt</td><td>0.005 µg/l</td></tr> <tr><td>Cr, Krom</td><td>0.01 µg/l</td></tr> <tr><td>Cu, Kobber</td><td>0.1 µg/l</td></tr> <tr><td>Mo, Molybden</td><td>0.05 µg/l</td></tr> <tr><td>Ni, Nikkel</td><td>0.05 µg/l</td></tr> <tr><td>Pb, Bly</td><td>0.01 µg/l</td></tr> <tr><td>V, Vanadium</td><td>0.005 µg/l</td></tr> <tr><td>Zn, Sink</td><td>0.2 µg/l</td></tr> <tr><td>Hg, Kvikksølv</td><td>0.002 µg/l</td></tr> </table> <p>Måleusikkerhet: Måleusikkerheten (MU) beregnes individuelt for hver enkelt prøve og er direkte koplet til den aktuelle målingen. Dette betyr at rapportert MU gjelder ved den aktuelle prøvens målte konsentrasjon. Måleusikkerheten kan variere med matriksinterferens, fortynninger og lav prøvemengde.</p> <p>Andre opplysninger: Prøver som har et høyt innhold av klorid kan gi forhøyet rapporteringsgrense for As. Prøver som har et høyt innhold av Mo kan gi forhøyet rapporteringsgrense for Cd.</p>	As, Arsenikk	0.05 µg/l	Ba, Barium	0.01 µg/l	Cd, Kadmium	0.002 µg/l	Co, Kobolt	0.005 µg/l	Cr, Krom	0.01 µg/l	Cu, Kobber	0.1 µg/l	Mo, Molybden	0.05 µg/l	Ni, Nikkel	0.05 µg/l	Pb, Bly	0.01 µg/l	V, Vanadium	0.005 µg/l	Zn, Sink	0.2 µg/l	Hg, Kvikksølv	0.002 µg/l
As, Arsenikk	0.05 µg/l																								
Ba, Barium	0.01 µg/l																								
Cd, Kadmium	0.002 µg/l																								
Co, Kobolt	0.005 µg/l																								
Cr, Krom	0.01 µg/l																								
Cu, Kobber	0.1 µg/l																								
Mo, Molybden	0.05 µg/l																								
Ni, Nikkel	0.05 µg/l																								
Pb, Bly	0.01 µg/l																								
V, Vanadium	0.005 µg/l																								
Zn, Sink	0.2 µg/l																								
Hg, Kvikksølv	0.002 µg/l																								

Godkjenner	
NADO	Nadide Dönmez

Utf ¹	
F	AFS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige
H	ICP-SFMS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige
1	Ansvarlig laboratorium: GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Utf ¹	
	Lokalisering av andre GBA laboratorier: Hildesheim Daimlerring 37, 31135 Hildesheim Gelsenkirchen Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen Freiberg Meißner Ring 3, 09599 Freiberg Hameln: Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln Hamburg: Goldschmidstraße 5, 21073 Hamburg Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon
2	Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Måleusikkerhet skal være tilgjengelig for akkrediterte metoder. For visse analyser der dette ikke oppgis i rapporten, vil dette oppgis ved henvendelse til laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet. Resultatene gjelder bare de analyserte prøvene.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

Vedlegg 2. Analyseresultatene - toksisitetstester.



Mottatt dato **2017-09-28**
Utstedt **2017-11-21**

Rambøll Norge AS
Hanne Vidgren

Hoffsveien 4
0275
Norway

Prosjekt **Utsem**
Bestnr **1350023040**

Analyse av sediment

Deres prøvenavn	UT-4-TOKS				
	Sediment				
Labnummer	N00530961				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Blandprøve tillaging jord ^{a ulev}	-----		1	1	NADO
Porevannspresing	+		2	1	NADO
Skeletonema i porevann	<1	TU	3	1	NADO
Innhenting av testspesier Skeletonema GBA	-----		3	1	NADO
Tisbe i porevann	1	TU	4	1	NADO
Innhenting av testspesier Tisbe GBA	-----		4	1	NADO
Homogenisering	ja		5	1	NADO



"a" etter parameternavn indikerer at analysen er utført akkreditert ved ALS Laboratory Group Norway AS.

"a ulev" etter parameternavn indikerer at analysen er utført akkreditert av underleverandør.

Utførende laboratorium er oppgitt i tabell kalt Utf.

n.d. betyr ikke påvist.

n/a betyr ikke analyserbart.

< betyr mindre enn.

> betyr større enn.

Metodespesifikasjon	
1	Prøvepreparering Kan variere med type prøve. For mer informasjon kontakt info.on@alsglobal.com
2	Porevannspresing Prinsipp: Porevannspresing ved bruk av sentrifugering.
3	Toksisitetstet på Skeletonema Costatum i porevann fra sediment Metode: ISO 10253 Andre opplysninger: Analysen er ikke akkreditert.
4	Toksisitetstet på Tisbe battagliai i porevann fra sediment Metode: ISO 14669 Rapporteringsgrenser (LOQ): 1 TU Andre opplysninger: Analysen er ikke akkreditert.
5	Homogenisering av prøvemateriale før analyse Ta kontakt med info.on@alsglobal.com for mer informasjon

Godkjenner	
NADO	Nadide Dönmez

Utf ¹	
1	Ansvarlig laboratorium: GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Utf¹	
Lokalisering av andre GBA laboratorier:	
Hildesheim	Daimlerring 37, 31135 Hildesheim
Gelsenkirchen	Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen
Freiberg	Meißner Ring 3, 09599 Freiberg
Hameln:	Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln
Hamburg:	Goldschmidstraße 5, 21073 Hamburg
Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon	

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Måleusikkerhet skal være tilgjengelig for akkrediterte metoder. For visse analyser der dette ikke oppgis i rapporten, vil dette oppgis ved henvendelse til laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Resultatene gjelder bare de analyserte prøvene.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.