

NIVA



RAPPORT LNR 4581-2002

Miljøkonsekvenser ved
mudring av Svelvik-
terskelen og deponering i
Dramsbukta

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Miljøkonsekvenser ved mudring av Svelvikterskelen og deponering i Dramstadbukta	Løpenr. (for bestilling) 4581-2002	Dato 10.10.02
	Prosjektnr. Undernr. O- 21352	Sider Pris 25
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Helland, Aud	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Buskerud	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Kystdirektoratet 1. distrikt.	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

Potensielle miljøkonsekvenser er vurdert ved mudring av 700.000m³ masser fra Svelvikterskelen med påfølgende deponering i Dramstadbukta. Potensielle skadevirkninger av det marine miljø antas i hovedsak å være knyttet til oppvirvling og transport av forurensede sedimenter, tilslamming, fysisk forstyrrelse, endringer i geoteknisk stabilitet og begrensninger i fremkommelighet. Uønsket spredning av partikler og forstyrrelse av vandring hos ørret og laks ansees å være de viktigste av disse virkningsfaktorene. Både mudring og deponering vil kunne føre til partikkelspredning. Virkning på vandrende fisk vil minimeres ved å unngå mudring i sommerhalvåret, samt valg av mudringsutstyr og innretninger på mudre / deponerings-stedet. Det forventes at erosjon av bunnsedimentene i kanalen etter fullført mudring blir mindre enn den er i dag. Sannsynligheten for spredning av deponert materiale og derved mobilisering og transport av miljøgifter til vannmassene og videre til organismer i bukta vil være meget liten. Sannsynligheten for akkumulering av miljøgifter fra deponert materiale i fisk og skalldyr er derfor også liten. Det anbefales bruk av siltskjørt rundt deponeringstedet for å hindre partikkelspredning i de øvre vannlag, det anbefales også en kontrollert utlegging av massene for å sikre jevn tildekking av eksisterende bunn.

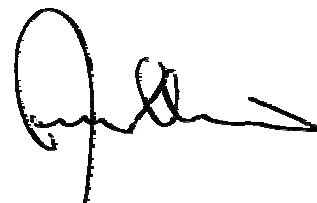
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljøkonsekvenser Mudring Dumping Partikkelspredning 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Environmental impact Dredging Dumping Particle migration
--	--



Aud Helland
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder
ISBN 82-577-4240-6



Jens Skei
Forskningsdirektør

O-21352

**Miljøkonsekvenser ved mudring av Svelvikterskelen
og deponering i Dramstadbukta**

Forord

NIVA fikk i oppdrag av Kystdirektoratet 1.distrikt ved Svein Fjeld å utføre en miljøkonsekvensvurdering i forbindelse med Kystverkets ønske om deponering av mudringsmasser i Dramstadbukta. Mudringsmassene vil være fra utdyping av Svelvikstrømmen. Utredningen er utført av Torgeir Bakke og Aud Helland.

Oslo, 10. oktober 2002

Aud Helland

Innhold

Sammendrag	6
1. Bakgrunn og målsetting	8
2. Teknisk beskrivelse av tiltaket	8
2.1 Mudring	8
2.2 Deponering	10
3. Natur- og miljøforhold i og omkring tiltaksområdet	10
3.1 Svelvikstrømmen	10
3.1.1 Sedimentforhold	10
3.1.2 Hydrografi og strømforhold	11
3.1.3 Biologiske forhold	11
3.1.4 Miljøgifter i fastsittende organismer	12
3.1.5 Andre naturressurser	12
3.2 Dramstadbukta	12
3.2.1 Sedimentforhold	12
3.2.2 Hydrografi og strømforhold	14
3.2.3 Biologiske forhold	14
3.2.4 Miljøgifter i fastsittende organismer	14
3.2.5 Andre naturressurser	14
4. Potensielle miljøpåvirkninger under anlegg	14
4.1 Mudring	14
4.1.1 Oppvirvling og transport av mudrede bunnsedimenter	15
4.1.2 Utslipp fra anleggsfartøy	15
4.1.3 Fysisk forstyrrelse og begrenset ferdsel	15
4.1.4 Endring i geoteknisk stabilitet, utrasing	16
4.1.5 Miljøvirkninger av ulykker med anleggsfartøy	16
4.2 Deponering	16
4.2.1 Fartøytransport av deponimateriale ut av anleggsområdet	16
4.2.2 Utslipp fra deponeringsfartøy	16
4.2.3 Ulykker ved deponering	16
4.2.4 Oppvirvling og transport av partikulært materiale	16
4.2.5 Endringer i geoteknisk stabilitet på grunn av overdekking	17
5. Potensielle miljøpåvirkninger på lang sikt	18
5.1 Svelvikstrømmen	18
5.1.1 Endring i strømforhold og vannutskifting	18
5.1.2 Oppvirvling av forurensede bunnsedimenter	18
5.2 Dramstadbukta	18
5.2.1 Endring i strømforhold og vannutskifting	18
5.2.2 Oppvirvling av deponerte masser	19
5.2.3 Akkumulering av miljøgifter i organismer	19

6. Konklusjoner og anbefalinger	19
6.1 Mudring i Svelvikstrømmen	19
6.2 Deponering i Dramstadbukta	20
7. Referanser	21
Vedlegg A. Analyseresultater	22
Vedlegg B. Forkortelser / Abbreviations	23

Sammendrag

- Det er gjort en sammenstilling av informasjon og evaluering av potensiell miljøkonsekvens av planlagt mudring i Svelvikstrømmen for utvidelse av farleden, og av deponering av de mudrede massene på dypt vann i Dramstadbukta innenfor Svelvikterskelen.
- Faktorer med potensiell skadevirkning på det marine miljø under mudring er: oppvirvling og transport av forurensede bunnsedimenter, tilslamming, fysisk forstyrrelse og begrensninger i fremkommelighet i anleggsområdet, utslipp fra anleggss fartøy, endringer i geoteknisk stabilitet på grunn av fjerning av masser og miljøskade som følge av utslipp under kollisjonsulykker mellom anleggss fartøy og passerende fartøy.
- Av disse ansees oppvirvling av bunnsedimenter og forstyrrelse av vandring hos laks og ørret som de viktigste virkningsfaktorene. Forstyrrelser i laks- og ørretvandringen kan begrenses ved at det ikke mudres i sommerhalvåret. Valg av mudringsutstyr vil ha betydning for i hvor stor grad sedimentene virvles opp. Åpne løsninger vil gi større utløsning av partikler til vannmassenen enn mer lukkede løsninger.
- Det forventes ikke driftsutslipp fra mudringsfartøy av betydning for det marine miljø. Med den trasé for kanalen som er valgt ansees risiko for undersjøiske ras og utglidninger som liten. Vurdering av risiko for skipsulykker ligger utenfor mandatet for utredningen, men miljøvirkningene av slike ulykker vil ikke stå i noen særstilling i forhold til ulykker som vil kunne skje ved dagens båttrafikk.
- Kanalutvidelsen vil føre til en redusering av maksimal strømhastighet, men det er usikkert hvor mye. Total vanntransport over terskelen vil endres lite siden den i hovedsak styres av flomforhold og tidevann. Det kan også forventes at hyppighet av utskifting av dypvann i Drammensfjorden vil øke noe på grunn av dypere terskel.
- Reduksjon i strømhastighet samt at det mudres ned til glasiøle / postglasiøle leirer vil bidra til at erosjon av bunnsedimenter i og ved kanalen etter fullført mudring blir mindre enn den er i dag.
- Faktorer med potensiell skadevirkning på det marine miljø under deponering er i stor grad de samme som under mudring.
- Ved deponering vil massene tilføres vannet på ca. 2 m dyp og på veg ned vil en del av sedimentet blande seg med omgivende vannmasser og transporteres bort fra anleggsområdet. Hvor mye som blandes inn er avhengig av sedimentegenskapene. Vannmassene har en sterk tetthetsjiktning ved 10 til 30 m. Partikler tilført dypere enn dette vil i langt mindre grad spres. Det anbefales derfor at man fysisk begrenser spredningen grunnere enn 30 m, f.eks ved siltskjørt. De antatte bakevje-forholdene i bukta vil medvirke til å redusere spredningen av de oppvirvlede partiklene ut av bukta.
- Det forventes ikke driftsutslipp fra deponeringsfartøy av betydning for det marine miljø. Ferdsel med lekter til/fra deponeringsstedet vil øke risikoen for fartøysammenstøt, mens selve deponeringen ikke ansees å øke ulykkesrisikoen.
- Dersom deponeringen skjer så langt sør eller øst i bukta at massene havner i skråningen ned mot det dypeste området, er det fare for utglidning og derigjennom oppvirvling både av muddermasser og eksisterende bunnsedimenter. Det anbefales derfor at man plasserer deponeringsposisjonen slik at det er god avstand til skråningene omkring dypområdet.

- Deponiet på bunnen vil neppe endre strømforhold og vannutskifting i Dramstadbukta.
- Sannsynligheten for strømgenerert erosjon av det deponerte materialet og derved mobilisering og transport av miljøgifter til vannmassene og videre til organismer i bukta vil være meget liten. Sannsynligheten for akkumulering av miljøgifter fra deponert materiale i fisk og skalldyr er derfor også liten.
- Tildekking med rene masser i Dramstadbukta vil minske risikoen for utlekking av miljøgifter fra gammelt deponert avfall / materiale (skipsvrak, mudringsmasser fra Svelvik havn). En tildekking med 1 m eller mer vil sikre utlekking og eventuell mobilisering ved gravende dyr hvis dypområdet igjen skulle bli oksisk.

1. Bakgrunn og målsetting

Kystverket ønsker å mudre Svelvikterskelen for å oppnå et mer tilfredstillende seilingsdyp. Massene ønskes deponert i Dramstadbukta i Drammensfjorden, innenfor terskelen. Dramstadbukta er et gammelt deponiområde hvor en nå ønsker å benytte massene fra mudringsoperasjonen til å dekke til tidligere dumpet avfall. Denne aktiviteten vil komme inn under forskrift om regulering av mudring og dumping i sjø og vassdrag (av 4. Des. 1997). Mudring er definert som enhver forsettlig forflytting av masser fra bunnen, herunder slamsuging, forskyvning eller fjerning av bunnsedimenter. Mudring omfatter ikke oppvirvling som følge av normale aktiviteter i sjø eller vassdrag, herunder normal skipstrafikk. Videre er dumping definert som enhver forsettlig disponering av avfall eller annet materiale i sjø og vassdrag med det formål å bringe det av veien.

Målet med følgende utredning er å vurdere miljøkonsekvensene ved det skisserte tiltaket. Utredningen er ikke ment å være en konsekvensvurdering (KU) i den formelle betydningen av ordet.

Vurderingen vil ha basis i følgende punkter:

- Beskrivelse av mudrings og deponeringsarbeidet med identifikasjon av de aktiviteter som mistenkes å kunne forårsake skade på det marine miljø på kort og lang sikt.
- Beskrivelse av mudrings og deponeringsarbeidet med identifikasjon av de prosesser som mistenkes å kunne forårsake skade/effekter på det marine miljø på kort og lang sikt (spredning, nedslamming, utlekking og bioakkumulasjon av miljøgifter)
- Beskrivelse av naturmiljøet i og rundt både mudre- og dumpeområdet med fokus på sedimentkvalitet, strømningsforhold, spesielt verdifulle, verneverdige og/eller sårbare elementer (hardbunns- og bløtbunnsorganismer / samfunn). Beskrivelsen vil ta sikte på geografisk avgrensning av influensområdet.
- Beskrivelse og evaluering av mulige/sannsynlige effekter av de identifiserte skadekildene på de identifiserte miljøelementene. Evalueringen bør identifisere de effektene / skadevirkningene som ansees å være av betydning.
- Anbefalinger om eventuelle forebyggende eller skadebegrensende tiltak overfor skadevirkningene av betydning.

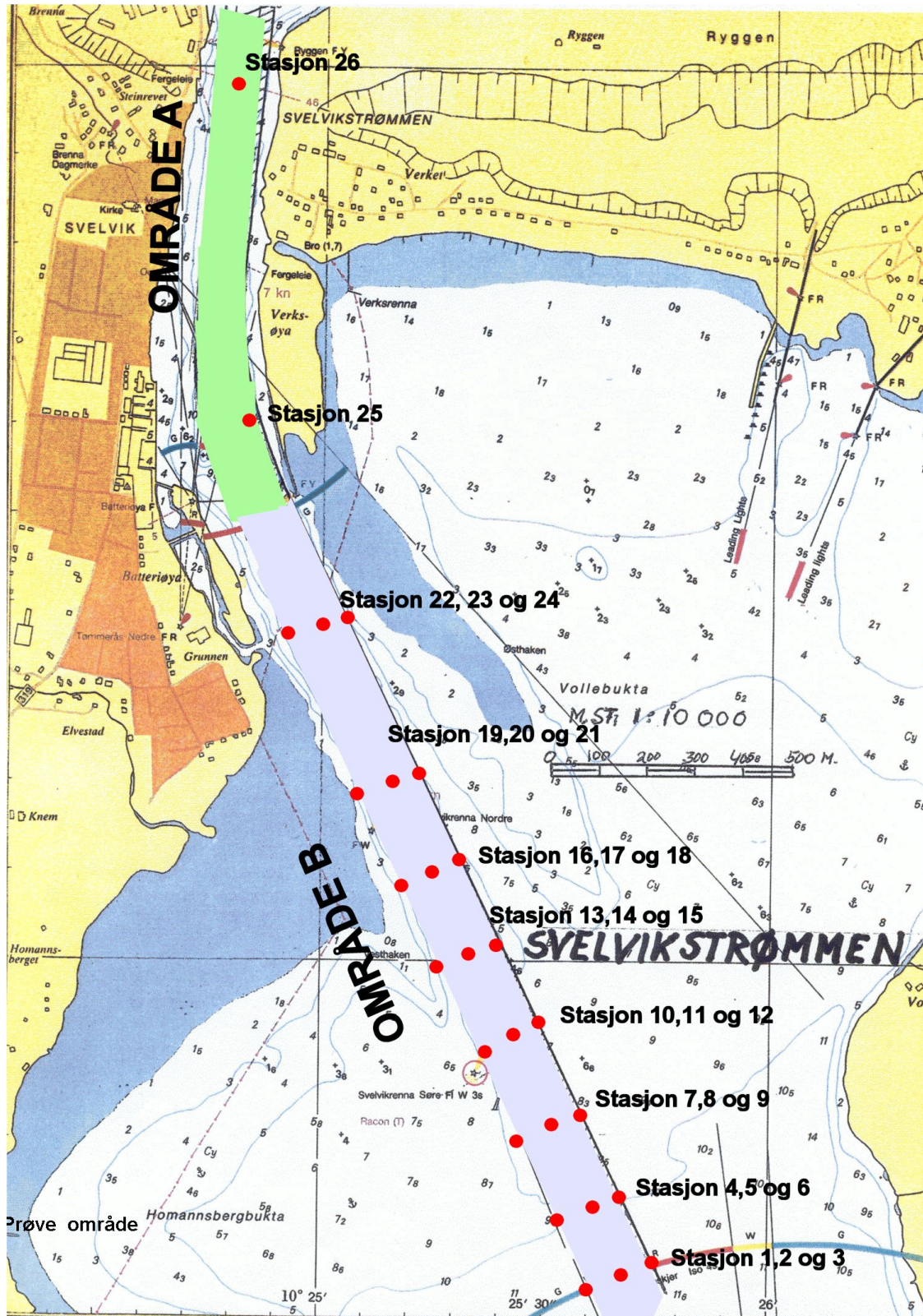
2. Teknisk beskrivelse av tiltaket

2.1 Mudring

Mudringsarbeidene er planlagt startet høsten 2003 og kan ta 2-3 år. Estimert mengde masse som skal mudres er ca 700 000 m³. Rennen som skal mudres er 2.8 km lang og 90-125 m bred, med en dybde på 9-10 m i dag. Behovet for mudringsdyp i sedimentet varierer fra 0 til 2.5 m (lokalt opp til 8 m i kanten av kanalen, mest ved Batteriøya (**Figur 1**) og praktisk talt intet nord for fergeleiet ved Verksøya. Det er vesentlig bredden på farleden som skal utdypes. Det er planlagt at mudringen skal foregå i to etapper, i områder der det er registrert henholdsvis forurensede og ikke forurensede sedimenter (**Figur 1**). Der det er registrert forurensede sedimenter vil den øvre 0.5 – 1 m fjernes slik at en kommer ned på rene masser. De forurensede massene taes først. I neste fase mudres områder hvor det ikke er registrert alvorlig forurensede sedimenter sammen med gjenstående masser i de områder der det øvre forurensede laget er fjernet. Mudringen vil foregå ved at man fjerner horisontale lag på 0.5-1 m tykkelse, ett av gangen og fortsetter nedover til endelig dyp er nådd.

Det er planlagt bruk av bakgraver med skuff eventuelt med visir i kombinasjon med siltskjørt. Uansett metode vil det bli etablert overvåking under mudring (og deponering) for å kontrollere at oppvirvling

og partikkelpredning ligger under grenseverdier man blir enig om. Ved overskridelse vil anleggsarbeidet stoppes midlertidig. Detaljer om planlagt kontrollprogram er ikke kjent.



Figur 1. Svelvikstrømmen som viser mudringsområdet, skraverte felt er områder hvor forurensning i bunnsedimentene er påvist (DnV notat av 18.06.02).

2.2 Deponering

Deponeringsområdet i Dramstadbukta ligger på ca 100 - 120 m dyp rett nordøst for Svelvikstrømmen og er tidligere brukt som dumpeplass, for det meste for skip (<100 tonn). Nøyaktig når Dramstadbukta ble tatt i bruk som deponeringslokalitet er ikke kjent, men området er iallefall benyttet i flere generasjoner (Fylkesmannen i Buskerud pers. med.). Lokaliteten har også tidligere mottatt mudringsmasser fra Svelvik havn og fra industriterminalen utenfor Tofte. Massene som nå ønskes mudret vil deponeres slik at de dekker tidligere deponert avfall. Dette ansees å gi en ekstra miljøgevinst ved at risikoen for utlekking fra skipene reduseres. Med en teoretisk høyde på 4 m vil massene dekke et areal på ca 175 m² (en sirkel med diameter ca 470 m). Om nødvendig kan deponiområdet gis en større diameter forutsatt at de forurensede massene legges ut først og tildekkes med minimum 1 m rene masser. Massene legges ut i den rekkefølge de mudres. Teoretisk vil derved de dypeste, og antatt reneste, massene deponeres sist og øverst.

Transport og deponering vil skje ved bruk av splittlekter. Det er ingen opplysninger om bruk av siltskjørt eller annen form for begrensning av partikkelspredning under dumping fra lekteren, men det vil bli etablert overvåking av partikkelspredningen.

Tilstandskrav ved avsluttet deponering innebærer at nivåene av TBT og PAH på 20 (på forhånd) utvalgte stasjoner i gjennomsnitt ikke skal overskride øvre grense for klasse II i SFTs miljøkvalitetskriterier for marine sedimenter, og ikke overskride øvre grense for klasse III på mer enn en stasjon. Overskridelse vil innebære ny tildekking til kravene oppfylles.

3. Natur- og miljøforhold i og omkring tiltaksområdet

Tiltaksområdet omfatter i denne sammenheng mudringsområdet i Svelvikstrømmen og deponeringsområdet i Dramstadbukta.

3.1 Svelvikstrømmen

3.1.1 Sedimentforhold

Det norske Veritas (DnV 2002) og NOTEBY AS (Noteby 2002) har i 2002 gjennomført grunnundersøkelser i Svelvikstrømmen og mudringsområdet sør for strømmen. Løsmassene i selve Svelvikstrømmen består av sand, grus og stein mot overflaten. Sør for strømmen forekommer finere bunnmateriale, karakterisert av DnV som vesentlig silt/leire med innslag av sand, mens NOTEBY også påviste til dels bløt leire lengst i sør. De underliggende avsetningene synes å være sandig eller siltig leire iallfall ned to 7-10 m under sjøbunnen (NOTEBY 2002). Det er lite organisk stoff i sedimentene. Alle prøvene tilsvarte SFTs tilstandsklasse I (meget god) for organisk karbon, bortsett fra helt sør i tiltaksområdet som tilsvarte tilstandsklasse II (god).

DnV (2002) har sammenfattet tilgjengelige data for forurensningsgrad i sedimentene. Miljøgifter som forekommer i SFTs tilstandsklasse IV (sterkt forurenset) og V (meget sterkt forurenset) er TBT og PAH (spesielt PAH-komponenten benzo(a)pyren), og denne tilstanden ble funnet i sørlige enden av farleden, og litt nede i sedimentet. Det er også registrerte en høy TBT-verdi nær Verksøya. Tungmetallforurensningen i området er moderat, og bortsett fra en måling av bly tilsvarende klasse II, lå alle metall målingene i tilstandsklasse I (bakgrunnsnivå). NIVA (Berge 2001) har analysert PCB i

overflatesediment fra hele mudringsområdet, og DnV fra området helt sør. Begge undersøkelser viste PCB-konsentrasjoner under analytisk deteksjonsgrense.

3.1.2 Hydrografi og strømforhold

SINTEF VHL (1972,1976) har målt strømhastigheter på Svelvikterskelen under ulike vannføringer i Drammenselva. Strømretningen er i stor grad tidevannsdominert, inngående ved stigende og utgående ved synkende tidevann. Største strømhastigheten over terskelen ved normalvannføring i elva er målt til 100-125 cm/s innover og 125-175 cm/s utover. Det er under andre flomforhold målt hastigheter utover i de øvre 3 m på over 200 cm/s. Strømhastighetene synes å variere lite i de øvre ca 8 m dyp. Ved bunnen er inngående strømhastighet større enn utgående. Brakkvannstransporten ut over terskelen er i følge NIVA (Magnusson og Næs 1986) 200 – 800 m³/sek, mens den kompensierende sjøvannsstrømmen innover er beregnet til 50-200 m³/s og omvendt proporsjonal med vannføringen i elva. Full blokkering av inngående kompensasjonsstrøm synes bare å foregå ved meget høy vannføring i Drammenselva. Inngående sjøvann lagres normalt inn i midlere vanddyb (saltholdigheten sjelden over 20), og det er anslått at dypvannsutskiftning i Drammensfjorden skjer ca hvert 10 år (Magnusson 1994).

Endring i overflatesaltholdigheten fra Drammen til Svelvik er beskjeden, mens saltholdigheten øker gradvis sørover fra Svelvikterskelen. Det er også en rask økning i gjennomsnittlig siktedyp utenfor terskelen. Begge deler kan indikere terskelområdet som en viktig blandingssone mellom det utgående brakkvannet og inngående sjøvannet. Dette kan bety at en betydelig andel av inngående sjøvann langs bunnen blir blandet opp i brakkvannet ved terskelen og ført utover igjen uten å påvirke vannmassene innenfor Svelvikstrømmen.

3.1.3 Biologiske forhold

Vi kjenner ikke til at det er gjort kvantitative registreringer av bunnfaunaen i mudringsområdet. Visuell betraktning av grabbprøver fra renna indikerer vanlig forekomst av blåskjell, kuskjell, eremittkreps og enkelte sekkedyr (DnV 2002). Dette er typisk for stein- og grusbunn i strømrrike områder.

Det er gjort en kartlegging av hardbunns flora og fauna i 0-30 m dyp ved Blindeskjær i trangeste del av Svelvikstrømmen (Pedersen og Wiik 1986). Her var et større innslag av marine algearter enn lenger inne, og området dannet innergrense for utbredelse av de større tangartene. DnV (2002) henviser (uten referanse) til en observasjon fra 1987 av oppblomstring i strandsonen av en sjelden grønnalgeart i gruppen havsalat (*Ulvaria obscura*). Området synes også å ha en noe egenartet fauna i forhold til fjordområdet forøvrig, ved at 7 av 25 arter funnet på stasjonen ikke ble funnet andre steder verken innenfor eller utenfor Svelvik (Pedersen og Wiik 1986). Det er ikke datagrunnlag for å bedømme om forholdene fortsatt er de samme 20 år senere. Arts sammensetningen vil sannsynligvis ha endret seg som følge av naturlige svingninger og gradvis suksesjon, men om den egenartede faunaen reflekterer at bare utvalgte arter kan tolerere de store saltholdighetssvingningene som er på terskelen, er det grunn til å tro at terskelområdet fortsatt har et utvalg spesialiserte brakkvannsarter. Det ble også funnet enkelte døde koraller av arten *Lophelia pertusa* i 1983. *Lophelia*-rev var ganske vanlig på terskelen i flere norske fjorder inntil for ca 100 år siden, men finnes nå stort sett bare på dypere vann.

I følge Fylkesmannens miljøvern avdeling (FMA) i Buskerud (svar av 26/4-02 på høring om tiltaket) ansees Svelvikstrømmen som et følsomt område for passering av fisk på veg til/fra Drammenselva og Lierelva. FMA har estimert at det passerer mellom 6 000 og 10 000 laks i perioden mai til okotober. I tillegg vandrer store mengder laksesmolt i strømmen på veg utover i mai, og et betydelig antall sjøørret i løpet av sesongen.

3.1.4 Miljøgifter i fastsittende organismer

I basisundersøkelsen av Drammenfjorden 1982-84 (Knutzen et al 1986) ble miljøgifter målt i muslinger innenfor og utenfor Svelvikstrømmen (hhv Blindskjær og Saltskjær). Tross svakheten som ligger i at ulike muslingarter er samlet på de to stedene (hhv oskjell og blåskjell), viste analysene nivåer av klororganiske forbindelser og PAH som forventet i diffust belastede områder og ingen forskjell mellom de to lokalitetene. Det var større forskjell i metallnivå mellom de to stedene, gjennomgående høyere nivåer innenfor enn utenfor Svelvikstrømmen, men betydningen svekkes ved at to ulike arter er brukt. Vi kjenner ikke til senere undersøkelser av miljøgifter i organismer i området.

3.1.5 Andre naturressurser

I følge kommunens kystsoneplan forekommer ikke hekkeområder for fugl i tiltaksområdet, heller ikke kysttilknyttede fornminner. Sjøområdet vest for linja Bokerøya-Saltskjær-Krokåsen, rett sør for tiltaksområdet, er imidlertid klassifisert som naturreservat, og ved Blindskjær, Batteriøya og Verksøya er det angitt fiskeplasser fra land samt offentlig badeplass. Hele området sør for Bokerøya er betegnet som viktige gyte- og oppvekstplasser for fisk, og er totalt sett et område hvor fiskerinæringen har særlige interesser. Det drives også ålefiske langs hele kysten både utenfor og innenfor strømmen.

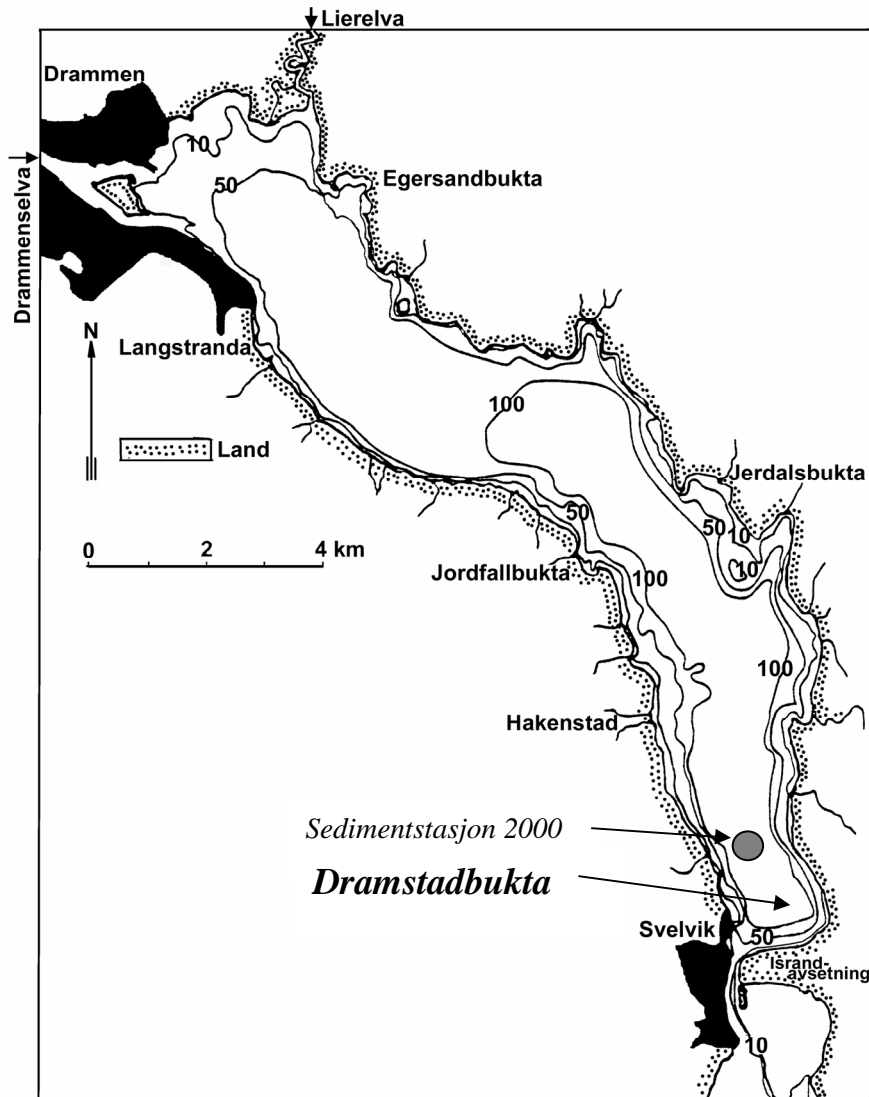
3.2 Dramstadbukta

Natur- og miljøforhold i Dramstadbukta er langt mindre kjent enn i Svelvikstrømmen. I følge kartvedleggene i kommunens kystsoneplan omfatter heller ikke bukta verdifulle naturressurser slik som i Svelvikstrømmen.

3.2.1 Sedimentforhold

I forbindelse med basisundersøkelsen i Drammensfjorden 1982/84 ble en sedimentprøve fra bukta analysert for miljøgiftinnhold (Næs 1984) samtidig med prøver tatt lenger innover i Drammensfjorden og ved Rødtangen. Rapporten omtaler ikke resultatene fra Dramsdalsbukta spesifikt, men det nevnes iallfall at metallinnholdet i sedimentet var på linje med i fjorden forøvrig. Av resultatene sees forøvrig at PAH-nivået også var som på stasjoner lenger innover i fjorden. I en kartlegging av miljøgifter i sediment i indre Drammensfjorden i 1993 var ytterste stasjon lagt 6 km innenfor deponeringsområdet. Her ble det konkludert med at forholdene ikke hadde endret seg nevneverdig siden basisundersøkelsen.

Nyere analyser (foreliggende rapport) av miljøgiftinnholdet i sedimenter i dypområdet nær Dramstadbukta (**Figur 2**) viste liten eller ingen forurensning (klasse I og II) av overflatesedimentene som ble samlet i 2000 (**Tabell 1**). Analysen ble gjort på de øvre 0-3 cm av en sedimentkjerne, metodene og konsentrasjoner av enkeltkomponenter er gitt i vedlegg. Ideelt burde flere kjerner inngått i analysen for å dekke eventuell variabilitet i konsentrasjon. Erfaring tilsier imidlertid at variabiliteten er relativt liten i et stort sedimentasjonsbasseng som ytre deler av Drammensfjorden. En kan forvente like konsentrasjoner over store arealer, prøven bør derfor være representativ for Dramstadbuktas dypområde. Innholdet av organisk karbon (2%) var som normalt for fjordsedimenter. Sedimentene er finkornet med 40 % leire (< 2µm), 50 % silt (2-16µm) og 10 % grovere materiale enn silt (>16 µm). Sedimentene hadde et høyt vanninnhold (80 %) i overflaten som avtok gradvis til mellom 50 og 60 % ved 30 cm, dette holdt seg så stabilt ned til 80 cm sedimentdyp. De tilgjengelige sedimentanalysene kan tyde på at tidligere bruk av område som dumpeplass for skip og avfallsmasser ikke har gitt målbar spredning av miljøgifter til de øvre lag av bunnsedimentene generelt i Dramstadbukta.



Figur 2. Drammensfjorden med Svelvikterskelen og Dramstadbukta. Posisjon for sedimentprøvetaking 2000 er også angitt.

Tabell 1. Innholdet av total organisk karbon (% TOC), metaller (mg/kg) (kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og bly (Pb)) og organiske miljøgifter ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (polyklorerte bifenyler (PCB), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i overflatesedimenter (0-3 cm) i dypområdet ved Dramstadbukta 2000. Nedre rad i tabellen angir grad av forurensning i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier (Molvær et al. 1997).

TOC	Cd	Hg	Pb	PCB ₇ *	Σ PAH*
2.21	0.458	0.14	33.2	2.63	562.3
	II	I	II	I	II

* angir beregnede verdier. For PCB, sum av 7 kongenerer (seven Dutch). Bare PCB-153, 138 og 180 var over deteksjonsnivå på $0.5 \mu\text{g}/\text{kg}$. For PAH, sum av 16 forbindelser.

3.2.2 Hydrografi og strømforhold

Hydrografisk profilering i Dramstadbukta er gjort i perioden 1990-91 (Magnusson 1994). Målingene viser til tider kraftig tetthets-lagdeling i de øvre 10-30 m. Fra ca 40 m og nedover ligger temperaturen relativt konstant på $7-8^\circ\text{C}$ og saltholdigheten på 30-31. Oksygenmålingene viste gjennomgående oksygenfrie vannmasser og H_2S -dannelse dypere enn 60-80 m. En dypvannsfornyelse rundt februar 1991 ga oksygenert vann ned til 110 m, men varigheten var under 1 måned før H_2S igjen ble funnet opp til ca 80 m dyp. Dette kan tyde på at pulsen av nytt vann hadde begrenset utbredelse.

3.2.3 Biologiske forhold

Vi kjenner ikke til at det er gjort undersøkelser av marin flora og fauna i Dramstadbukta. På dyp under 80 m må vi regne med at mangelen på oksygen og forekomst av H_2S forhindrer etablering av en bunnfauna. Dette gjelder også selve deponeringsområdet. Nærmeste undersøkelse er en beskrivelse, gjort i basisundersøkelsen 1982-84 av fauna i sedimenter på ulike dyp fra 20 til 40 m i Grimsrudbukta ca 6 km lenger innover i indre fjord (Rygg 1986). Her ble det funnet dyrearter på grunt vann som ansees som forurensningsømfintlige, mens det på de dypeste stasjonene var overvekt av tolerante arter og også en større likhet med bunnfaunaen lenger innover i fjorden. Ut fra topografi og hydrografiske forhold er det grunn til å anta at bløtbunnsfaunaen utover mot Dramstadbukta viser mye de samme trekkene.

3.2.4 Miljøgifter i fastsittende organismer

Det er ikke gjort undersøkelser av miljøgiftinnhold i organismer fra selve Dramstadbukta. Nærmeste lokalitet er Blindskjær på motsatt side av fjorden der oskjell ble analysert i basisundersøkelsen (cf kap 3.1.4)

3.2.5 Andre naturressurser

Kystsonenplanen for Svelvik angir ingen naturressurser eller bruksformer av spesiell betydning i Dramsdalsbukta.

4. Potensielle miljøpåvirkninger under anlegg

4.1 Mudring

Faktorer med potensiell skadevirkning på det marine miljø under mudringsoperasjonen er knyttet til fysisk forstyrrelse og begrensninger i fremkommelighet i anleggsområdet, utslipp fra anleggsfartøy,

oppvirvling og transport av forurensede bunnsedimenter, endringer i geoteknisk stabilitet på grunn av fjerning av masser, og ulykker med anleggsskifartøy

4.1.1 Oppvirvling og transport av mudrede bunnsedimenter

Oppvirvling av bunnsedimenter vil føre til frigjøring av porevann. Hvis sedimentene er forurensede vil porevannet ha en høyere konsentrasjon av miljøgifter enn overliggende vannmasser. Oppvirvling frigjør også forurensede partikler til vannmassene. Mengden miljøgifter i partikler vil være langt større enn i frigjort porevann. Strømhastighetene i anleggsområdet er høy og vil føre til spredning av forurensningene. Det er registrert strømhastigheter i øvre 10 m på 2 m/s i strømmen. Dette er sterk nok strøm til å transportere sandpartikler, noe som også vises ved det grove bunnsedimentet i terskelområdet. De groveste partiklene som sand og grus vil sedimentere ut relativt raskt mens silt og leire vil holdes lenger i suspensjon. Avhengig av mudringsteknikk (bl.a. hvor mye masse som tapes på vegen opp til overflata) kan hele vannsøylen bli forurenset av partikler. Frigjorte partikler nær bunnen vil transporteres innover, mens partikler i overflatevannet vil følge utgående strøm.

Sør-vest for strømmen ligger Solbergbukta Naturreservat, med et areal på 2.000.000 m². Reservatet er et naturlig grunnområde der det sannsynligvis foregår en relativt høy naturlig sedimentasjon (bakevje). Dette betyr at partikler som virvles opp ved mudringen kan transporteres til dette området og sedimentere der. Hvor stort tapet av partikler vil bli ved bruk av bakgraver og hvor stor sedimentasjonen i bukta kan bli har vi imidlertid ikke grunnlag for å anslå.

Spredning av forurensede partikler øker muligheten for opptak av miljøgifter i organismer som lever i de frie vannmasser, både plankton og fisk, fastsittende organismer som blåskjell samt bunnlevende dyr. Bunnlevende dyr eksponeres når partiklene igjen sedimenterer, og inntak av forurensede partikler vil gjøre forurensningen tilgjengelig for beitende organismer. Plankton beiter på partikler i vannmassene, mens fisk kan i stor grad unnsnippe, i allefall skyer av partikler. Blåskjell filtrerer partikler fra vannet og vil nyttiggjøre seg de partikler som til enhver tid er tilgjengelig, men kan samtidig ta opp miljøgifter både fra partiklene og fra vannet som filtreres gjennom gjellene. Dette viser at det kan være transportruter for miljøgifter fra de oppvirvlede partiklene til ulike deler av det marine næringsnett, inkludert fisk og skalldyr som brukes til mat. Det er imidlertid ikke datagrunnlag for å kvantifisere disse transportene.

Foruten overføring av miljøgifter fra partikler til organismer vil en spredning av partikler gi turbid vann og dårligere lysgjennomgang, noe som hemmer fotosyntetiserende organismer. Dette vil være av relativt kort varighet og skje i pulser avhengig av intensiteten av mudringsarbeidet, og ansees ikke å ha betydning. Spredning av partikler kan også gi tilslamming av både grunne og dype områder. I grunnområdene kan en tilslamming gi ugunstige levevilkår for stedets organismer samt uestetiske forhold for friluftsliv. Tilslamming i dypområdene kan virke ugunstig på bunnlevende dyr. Sedimentasjonen skal derimot øke vesentlig, fra normalt noen mm/ år til cm/år, før dette virker ugunstig på sedimentlevende dyr.

4.1.2 Utslipp fra anleggsskifartøy

Det forventes ikke utslipp av betydning for det marine miljø fra mudringskifartøy under anlegg. Utslipp av eksos vil forekomme, men vil ikke ha direkte innvirkning på det marine miljøet.

4.1.3 Fysisk forstyrrelse og begrenset ferdsel

Det må påregnes at anleggsområdet vil påvirkes av støy, vibrasjoner og tilslamming som kan skremme vekk fisk. Største påvirkning anses å være forstyrrelse av laks og ørret på vandring gjennom Svelvikstrømmen. FMA frykter at mudringsarbeidet vil forsinke vandringene og anbefaler at man begrenser virksomheten til perioden oktober-april. På høst og vår ut over denne periode vil mudring

bare foregå i den sørlige del av leia, der bredden på fjorden er så stor at det er lite sannsynlig at anleggsarbeidet forstyrrer fiskens vandring. Videre anbefales at graving ikke foregår mer enn 12 timer i døgnet på dagtid og at maksimalt en tredjedel av sundet blokkeres til enhver tid.

4.1.4 Endring i geoteknisk stabilitet, utrasing

NOTEBY har gjennomført grunnundersøkelser og stabilitetsberegninger i mudringsområdet, og det er gjort justeringer i traseen for den endelige leia for å unngå fare for ras og utglidninger.

4.1.5 Miljøvirkninger av ulykker med anleggsskipsfartøy

Anleggsarbeid i et trangt og trafikkert sjøområde vil i seg selv øke risikoen for ulykker i form av skipssammenstøt. Vurdering av risikoendringen ligger imidlertid utenfor mandatet for denne utredningen. Miljøvirkningene av slike ulykker vil imidlertid ikke stå i noen særstilling i forhold til ulykker som kan skje ved skipsulykker under dagens aktivitet, og vil ikke utdypes nærmere i denne utredningen.

4.2 Deponering

Faktorer med potensiell skadevirkning på det marine miljø under deponeringsprosessen er i stor grad de samme som ved mudring og er knyttet til fartøytransport av deponimaterialet ut av anleggsområdet, driftsutslipp fra deponeringsfartøy, ulykker ved deponering, oppvirvling og transport av partikler fra deponeringsmaterialet samt endring i geoteknisk stabilitet på grunn av overdekking.

4.2.1 Fartøytransport av deponimateriale ut av anleggsområdet

Under transport vil mudringsmassene avvannes. Hvor stor avvanningen blir er avhengig av sedimentene beskaffenhet (organisk innhold, kornstørrelse, vanninnhold), grad av forstyrrelse samt hvor lang tid det tar fra opplasting til deponering. Transporten til deponeringstedet er relativt kort. Det vil benyttes relativt små lektere av plasshensyn i strømmen, fylttiden på disse vil være 1 til 2 timer.

4.2.2 Utslipp fra deponeringsfartøy

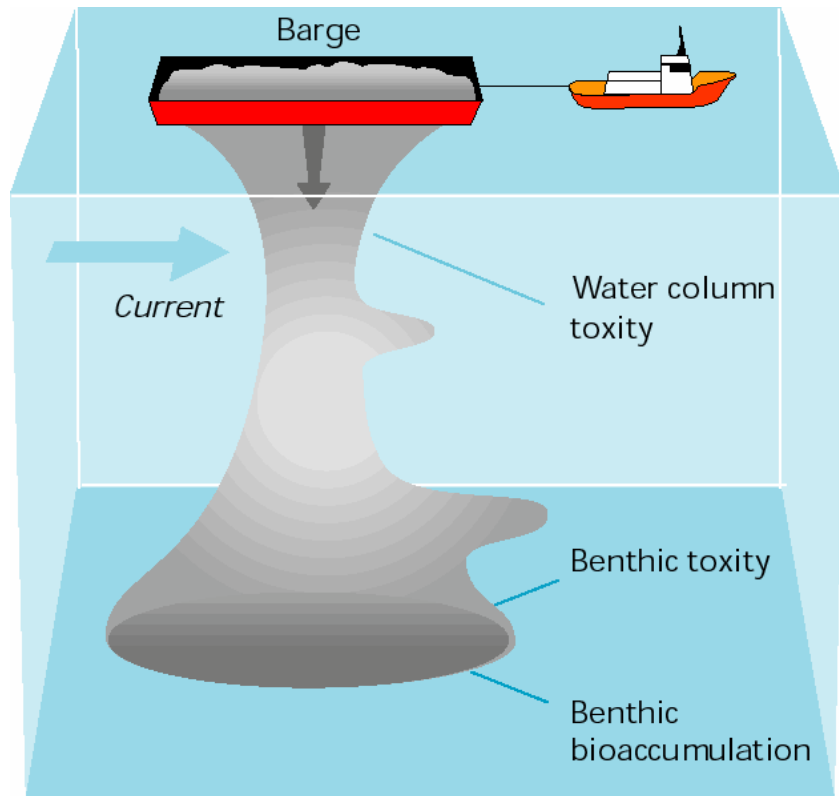
Det forventes ikke utslipp av betydning for det marine miljø fra fartøy som driver slipplekteren. Utslipp av eksos vil forekomme, men vil ikke ha direkte innvirkning på det marine miljøet.

4.2.3 Ulykker ved deponering

Selve deponeringsområdet ligger utenom ferdselstraseen gjennom Svelvikstrømmen og plassering og tømning av lekter her ansees ikke å øke ulykkesrisikoen i forhold til dagens nivå. Lekter-transporten mellom mudrings- og deponeringsområdet må ansees å gi en øket risiko for sammenstøt. Vurdering av risikoendringen her ligger imidlertid utenfor mandatet for denne utredningen. Miljøvirkningene av slike ulykker vil ikke stå i noen særstilling i forhold til ulykker som kan skje ved skipsulykker under dagens aktivitet, og vil ikke utdypes nærmere i denne utredningen.

4.2.4 Oppvirvling og transport av partikulært materiale

Ved deponering fra splittlekter vil det meste av mudringsmassene falle til bunnen i store blokker som gradvis og delvis løser seg opp på vei ned (**Figur 3**). Hvor mye av sedimentene som løses opp er avhengig av kohesjonen. Leire har stor kohesjon, ved økende mengde silt og særlig sand i sedimentene avtar kohesjonen og mer av massene vil blande seg med omgivende vann på veien ned. Mudringsmassene inneholder en del sand og silt, følgelig kan en regne med en større sedimentasjon av enkeltpartikler fremfor klumper.



Figur 3. Skisse av spredning og mulige biologiske effekter av utslipp av mudringsmasser fra splittlekter (etter USACE / USEPA, 1992).

Ved åpning av splittlekteren vil massene tilføres vannmassene på ca. 2 m dyp. Vannmassene har et sterkt sprangsjikt i tetthet ved 10 til 30 m. Partikler som tilføres over sprangsjiktet har en større sjanse for å spres sammenlignet med partikler tilført dypere vannlag. Måling av overflatestrøm i ytre del av fjorden tyder på at Dramstadbukta representerer en bakevje (Dahl 1970). Hovedstrømmen ut fjorden går langs fjordens vestside. Dette øker mulighetene for at suspenderte partikler fra dumpingsmassene sedimenterer i Dramstadbukta og ikke følgelig ikke transporteres videre.

4.2.5 Endringer i geoteknisk stabilitet på grunn av overdekking

Vanninnholdet i stedets sedimenter er høyt (jfr. kap. 3.2.1), når disse overdekkes av mudringsmasser hvor en stor del antas å komme i blokker og større klumper vil disse synke ned i bunnsedimentene. På denne måten virvles partikler opp og porevann utløses. Generelt vil en overdekking med den vektøkning det innebærer, føre til utpressing av porevann fra eksisterende bunn over tid. Ved konsolidering av dumpemassene vil også dette skje.

Dumpeområdet ligger i foten av en bratt skråning. Det er derfor viktig at deponering skjer på flaten og ikke i skråningen. Masser som legges i skråningen vil ha store sjanser for å skli ut.

En stor del av mudringsmassene består av sand. Det vil være en fordel å dumpe disse mens lekteren har en viss fart, slik kan en oppnå en jevnere utlegging av massene og bedre trykkfordeling mot eksisterende bunn.

5. Potensielle miljøpåvirkninger på lang sikt

5.1 Svelvikstrømmen

5.1.1 Endring i strømforhold og vannutskifting

SINTEF VHL (1976) har bedømt endringer i strømforhold i Svelvikstrømmen ved en eventuell utdyping av kanalen til 18 m dyp ut fra målinger og modellforsøk. Konklusjonene var at utdyping ville føre til en vesentlig (anslagsvis 30-50 % lavere, men ikke nærmere kvantifiserbart) reduisering av maksimal strømhastighet. Selv om utdypingen etter nåværende planer er mindre (til kote -12m) må vi regne at en eventuell endring vil være at strømhastighetene blir lavere. Det er liten grunn til å forvente store endringer i total vanntransport over terskelen siden den i hovedsak styres av flomforhold og tidevann. VHLs modellforsøk indikerte at tykkelsen på brakkvannslaget ikke ble vesentlig forandret ved scenariet på kanalutvidelse til 18 m dyp siden bredden på smaleste del av kanalen ikke var endret. Vi kan forvente at bunnstrømmen innover kan forsterkes når kanaldypet økes, og at dette kan øke muligheten for utskifting av dypvann i Drammensfjorden, men vi har ikke grunnlag for å kvantifisere dette nærmere.

5.1.2 Oppvirvling av forurensede bunnsedimenter

Ut fra samme argumentasjon som i kapittel 5.1.1 må man regne med at erosjon av bunnsedimenter i og ved kanalen etter fullført mudring blir mindre enn den er i dag siden strømhastighetene sannsynligvis reduseres. VHLs modellforsøk antydte også dette direkte. En utdyping av kanalen øker også seilingsdypet, dette vil gi mindre risiko for propelloppvirvling av bunnsedimentene. Man må videre forvente at mudringen har fjernet de mest forurensede sedimentene i kanalløpet slik at de partiklene som eventuelt virvles opp gjennom strøm- og propell-erosjon i snitt har et lavere miljøgiftinnhold en dagens overflatesedimenter. Alt dette tilsier at risiko for vedvarende forurensning av omkringliggende områder fra miljøgifter i oppvirvlet sediment, blir mindre enn den er i dag før mudringen.

5.2 Dramstadbukta

5.2.1 Endring i strømforhold og vannutskifting

Det er ingen faktorer som tilsier at deponering på bunnen av bukta i seg selv vil endre strømforhold og vannutskifting i Dramstadbukta. Reduksjonen i maksimale strømhastigheter over Svelvikterskelen kan imidlertid tenkes å forplante seg til sirkulasjonen i brakkvannslaget også i Dramstadbukta, siden bukta som tidligere nevnt, synes å utgjøre en bakevje i hovedstrømmønsteret i denne del av Drammensfjorden. Vi anser likevel at denne påvirkningen vil være liten i forhold til andre faktorer som man må regne med styrer sirkulasjonen i bukta direkte (vind, tidevann og flomforhold) og som ikke er påvirket av kanalutvidelsen.

Endringen i vanddyb som følge av et 4 m tykt deponert lag anses å være uvesentlig og vil heller ikke ha innflytelse på de anoksiske forhold som forekommer i de dypeste ca 30 m i bukta.

Frekvens av dypvannsutskifting i Drammensfjorden inklusive Dramstadbukta er som tidligere nevnt liten, og den siste registrerte utskiftningen synes også å ha liten utbredelse siden anoksiske forhold raskt gjenoppsto i de dypeste 30 m av bukta. Det er som nevnt (kap 5.1.1.) mulig at kanalutvidelsen vil føre til noe hyppigere dypvannsutskifting, men vi har ikke grunnlag for å anslå hvor stor effekten kan bli.

5.2.2 Oppvirvling av deponerte masser

Strømhastigheter ved bunnen i Dramsdalsbukta er ikke målt, men de meget finkornede sedimentene (90 % silt og leire), et normalt organisk innhold i sedimentet samtidig med anoksiske forhold, og den lange oppholdstiden på dypvannet tilsier at strømhastighet og vannbevegelse i de dypere områdene må være meget lave. Sannsynligheten for strømgenerert erosjon av det deponerte materialet og derved mobilisering og transport av miljøgifter til vannmassene og videre til organismer i bukta vil derfor være meget liten. Vi kjenner heller ikke til at det foregår oppankring eller annen aktivitet som fysisk skulle kunne virvle opp bunnmaterialet. Tildekkingen med de presumptivt reneste muddermassene vil være en ekstra forsikring mot mobilisering av miljøgiftene. Anoksiske bassenger er også i andre sammenhenger ansett som velegnede som lager for forurensede sedimenter, spesielt om de også tildekkes med rene masser (ref Oslofjorden og Frierfjorden).

5.2.3 Akkumulering av miljøgifter i organismer

Siden sannsynligheten er svært liten for at miljøgifter i det deponerte materialet skal komme i kontakt med fisk og andre organismer i Dramstadbukta, er også sannsynligheten for akkumulering av miljøgiftene i fisk og skalldyr liten. Dette gjelder både stasjonære organismer i bukta som uansett ikke forekommer i de dypere anoksiske vannlagene, og i enda større grad fisk som laks og ørret, som vandrer gjennom området.

6. Konklusjoner og anbefalinger

6.1 Mudring i Svelvikstrømmen

- Faktorer med potensiell skadevirkning på det marine miljø under mudring er: oppvirvling og transport av forurensede bunnsedimenter, tilslamming, fysisk forstyrrelse og begrensninger i fremkommelighet i anleggsområdet, utslipp fra anleggsskuter, endringer i geoteknisk stabilitet på grunn av fjerning av masser og miljøskade som følge av utslipp under kollisjonsulykker mellom anleggsskuter og passerende skuter.
- Av disse ansees oppvirvling av bunnsedimenter og forstyrrelse av vandring hos laks og ørret som de viktigste virkningsfaktorene. Påvirkningen kan begrenses ved at mudring ikke foregår i sommerhalvåret. Valg av mudringsutstyr vil ha betydning for i hvor stor grad sedimentene virvles opp. Åpne løsninger vil gi større utløsning av partikler til vannmassen enn mer lukkede løsninger som eksempelvis grabb. Sugemudring eller ”skruer” mudring (Auger) gir ytterligere mindre risiko for at partikler frigjøres til vannmassene.
- Det forventes ikke driftsutslipp fra mudringskuter av betydning for det marine miljø. Med den trasé for kanalen som er valgt ansees risiko for undersjøiske ras og utglidninger som liten. Vurdering av risiko for skipsulykker ligger utenfor mandatet for utredningen, men miljøvirkningene av slike ulykker vil ikke stå i noen særstilling i forhold til ulykker som vil kunne skje ved dagens båttrafikk.
- Kanalutvidelsen vil føre til en redusering av maksimal strømhastighet, men det er usikkert hvor mye. Total vanntransport over terskelen vil endres lite siden den i hovedsak styres av flomforhold og tidevann. Det kan også forventes at hyppighet av utskifting av dypvann i Drammensfjorden vil øke noe.

- Det antas at erosjon av bunnsedimenter i og ved kanalen etter fullført mudring blir mindre enn den er i dag.

6.2 Deponering i Dramstadbukta

- Faktorer med potensiell skadevirkning på det marine miljø under deponering er i stor grad de samme som under mudring.
- Ved deponering vil massene tilføres vannet på ca. 2 m dyp og på veg ned vil en del av sedimentet blande seg med omgivende vannmasser og transporteres bort fra anleggsområdet. Hvor mye som blandes inn er avhengig av sedimentegenskapene. Vannmassene har en sterk tetthetsjiktning ved 10 til 30 m. Partikler tilført dypere enn dette vil i langt mindre grad spres. Det anbefales derfor at man fysisk begrenser spredningen grunnere enn 30 m, f.eks ved siltskjørt. De antatte bakevje-forholdene i bukta vil medvirke til å redusere spredningen av de oppvirvlede partiklene ut av bukta.
- Det forventes ikke driftsutslipp fra deponeringsfartøy av betydning for det marine miljø. ferdsel med lekter til/fra deponeringsstedet vil øke risikoen for fartøysammenstøt, mens selve deponeringen ikke ansees å øke ulykkesrisikoen.
- Dersom deponeringen skjer så langt sør eller øst i bukta at massene havner i skråningen ned mot det dypeste området, er det fare for utglidning og derigjennom oppvirvling både av muddermasser og eksisterende bunnsedimenter. Det anbefales derfor at man plasserer deponeringsposisjonen slik at det er god avstand til skråningene omkring dypområdet. Det anbefales videre at de sandige massene legges ut med noe fart på lekteren slik at en sikrer jevn utlegging og mindre fare for gjennombrudd / forstyrrelse av eksisterende bunn.
- Deponiet på bunnen vil neppe endre strømforhold og vannutskifting i Dramstadbukta.
- Sannsynligheten for strømgenerert erosjon av det deponerte materialet og derved mobilisering og transport av miljøgifter til vannmassene og videre til organismer i bukta vil være meget liten. Sannsynligheten for akkumulering av miljøgifter fra deponert materiale i fisk og skalldyr er derfor også liten.

7. Referanser

Berge, JA 2001. Undersøkelser av miljøgifter i sediment fra Svelvikstrømmen. NIVA rapport nr 4430-2001. Norsk institutt for vannforskning. 22 s.

Dahl, FE 1970. Drammensfjorden. Hovedfagsoppgave geofysikk, Univ i Oslo. 77 s + app.

DnV 2002. Miljøundersøkelse Svelvikstrømmen. Det norske Veritas rapport nr 2002-0665. 21 s.

Knutzen, J Hvoslef, S og Kirkerud, L., 1986. Basisundersøkelse i Drammensfjorden. Delrapport 5: Miljøgifter i organismer. NIVA rapport nr 1836. SFT Overvåkingsrapport 219/86. Norsk institutt for vannforskning. 23 s.

Magnusson, J 1994. Hydrografi og hydrokjemi i Drammensfjorden. Situasjonen i 1991. NIVA rapport nr 3044. Norsk institutt for vannforskning. 16 s.

Magnusson, J og Næs, K 1986. Basisundersøkelse i Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 6: Hydrografi, vannkvalitet og vannutskiftning. NIVA rapport nr 1892. SFT Overvåkingsrapport 243/86. Norsk institutt for vannforskning. 77 s.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B. og Skei, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i norske fjorder og kystfarvann. SFT-veileder 97:03. TA-nr. 1467/1997, 36s.

Noteby 2002. Utdypingsarbeider i Svelvik-strømmen. Grunnundersøkelser. Rapportnr 102453-1 Noteby AS. 5 s + vedl.

Næs, K 1984. Basisundersøkelse i Drammensfjorden 1982/83. Delrapport: Sedimenter. NIVA rapport nr 1664. SFT Overvåkingsrapport 158/84. Norsk institutt for vannforskning. 28 s.

Pedersen, A og Wiik, 1986. Alger og bunndyr på grunt vann i Drammensfjorden. I Faafeng (ed). Forurensningssituasjonen i Drammenselva og Drammensfjorden – en artikkelsamling. Vann 3, 233-243.

Rygg, B 1986. Bløtbunnsfauna i Drammensfjorden. I Faafeng (ed). Forurensningssituasjonen i Drammenselva og Drammensfjorden – en artikkelsamling. Vann 3, 244-251.

SINTEF VHL 1972. hydrofysiske målinger i Drammenselvas utløp og Svelvikstrømmen. SINTEF Vassdrags- og Havnelaboratoriet, Oppdrag 600800 Delrapport 3. 3 s + vedl.

SINTEF VHL 1976. Svelvikstrømmen. Modellforsøk. Delrapport 1. Grunnlagsmateriale, modell, kalibrering og alt. 1 for 18 m dyp kanal. SINTEF rapport nr STF60 F76003. 51 s.

Vedlegg A. Analyseresultater

Analyseresultater av en sedimentprøve (0-3cm) tatt nær Dramstadbukta i 2000. Analysene er utført etter NIVAs akkrediterte metoder.

Total organisk karbon (TOC) og metaller

TOC/F	Cd	Hg	Pb
µg/mg	µg/g	µg/g	µg/g
22,1	0,458	0,14	33,2

PCB kongener (µg/kg tørt sediment)

CB28	CB52	CB101	CB118	CB153	CB138	CB180	Sum PCB	Seven Dutch
<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	0,73	0,93	0,97	2,63	2,63

PAH komponenter (µg/kg tørt sediment) Forkortelser gitt i tabellen nedenfor.

NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR
14	13	7,3	14	30	24	61	56	40	45

BBF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP	Sum PAH	Sum KPAH	Sum NPD
76	48	56	21	57	562,3	165	44

Vedlegg B. Forkortelser / Abbreviations

Abbreviation ¹	English	Norwegian
ELEMENTS		
Cd	cadmium	<i>kadmium</i>
Hg	mercury	<i>kvikksølv</i>
Pb	lead	<i>bly</i>
PAHs		
PAH	polycyclic aromatic hydrocarbons	<i>polysykliske aromatiske hydrokarboner</i>
ACNE	acenaphthene	<i>acenaften</i>
ACNLE	acenaphthylene	<i>acenaftülen</i>
ANT	anthracene	<i>antracen</i>
BAA ³	benzo[a]anthracene	<i>benzo[a]antracen</i>
BAP ³	benzo[a]pyrene	<i>benzo[a]pyren</i>
BBF ³	benzo[b]fluoranthene	<i>benzo[b]fluoranten</i>
BBJKF ³	benzo[b,j,k]fluoranthene	<i>benzo[b,j,k]fluoranten</i>
BBJKF ³	benzo[b+j,k]fluoranthene	<i>benzo[b+j,k]fluoranten</i>
BBKF ³	benzo[b+k]fluoranthene	<i>benzo[b+k]fluoranten</i>
BEP	benzo[e]pyrene	<i>benzo[e]pyren</i>
BGHIP	benzo[ghi]perylene	<i>benzo[ghi]perylen</i>
BIPN ²	biphenyl	<i>bifenyl</i>
BJKF ³	benzo[j,k]fluoranthene	<i>benzo[j,k]fluorantren</i>
BKF ³	benzo[k]fluoranthene	<i>benzo[k]fluorantren</i>
CHR	chrysene	<i>chrysen</i>
CHRTR	chrysene+triphenylene	<i>chrysen+trifenylen</i>
COR	coronene	<i>coronen</i>
DBAHA ³	dibenz[a,h]anthracene	<i>dibenz[a,h]antracen</i>
DBA3A ³	dibenz[a,c/a,h]anthracene	<i>dibenz[a,c/a,h]antracen</i>
DBP ³	dibenzopyrenes	<i>dibenzopyren</i>
DBT	dibenzothiophene	<i>dibenzotiofen</i>
DBTC1	C ₁ -dibenzothiophenes	<i>C₁-dibenzotiofen</i>
DBTC2	C ₂ -dibenzothiophenes	<i>C₂-dibenzotiofen</i>
DBTC3	C ₃ -dibenzothiophenes	<i>C₃-dibenzotiofen</i>
FLE	fluorene	<i>fluoren</i>
FLU	fluoranthene	<i>fluoranten</i>

Abbreviation ¹	English	Norwegian
PAHs (cont.)		
ICDP ³	indeno[1,2,3-cd]pyrene	<i>indeno[1,2,3-cd]pyren</i>
NAP ²	naphthalene	<i>naftalen</i>
NAPC1 ²	C ₁ -naphthalenes	<i>C₁-naftalen</i>
NAPC2 ²	C ₂ -naphthalenes	<i>C₂-naftalen</i>
NAPC3 ²	C ₃ -naphthalenes	<i>C₃-naftalen</i>
NAP1M ²	1-methylnaphthalene	<i>1-metylnaftalen</i>
NAP2M ²	2-methylnaphthalene	<i>2-metylnaftalen</i>
NAPD2 ²	1,6-dimethylnaphthalene	<i>1,6-dimetylnaftalen</i>
NAPD3 ²	1,5-dimethylnaphthalene	<i>1,5-dimetylnaftalen</i>
NAPDI ²	2,6-dimethylnaphthalene	<i>2,6-dimetylnaftalen</i>
NAPT2 ²	2,3,6-trimethylnaphthalene	<i>2,3,6-trimetylnaftalen</i>
NAPT3 ²	1,2,4-trimethylnaphthalene	<i>1,2,4-trimetylnaftalen</i>
NAPT4 ²	1,2,3-trimethylnaphthalene	<i>1,2,3-trimetylnaftalen</i>
NAPTM ²	2,3,5-trimethylnaphthalene	<i>2,3,5-trimetylnaftalen</i>
NPD	Collective term for naphthalenes, phenanthrenes and dibenzothiophenes	<i>Sammebetegnelse for naftalen, fenantren og dibenzotiofens</i>
PA	phenanthrene	<i>fenantren</i>
PAC1	C ₁ -phenanthrenes	<i>C₁-fenantren</i>
PAC2	C ₂ -phenanthrenes	<i>C₂-fenantren</i>
PAM1	1-methylphenanthrene	<i>1-metylphenantren</i>
PAM2	2-methylphenanthrene	<i>2-metylphenantren</i>
PAMD1	3,6-dimethylphenanthrene	<i>3,6-dimetylphenantren</i>
PAMD2	9,10-dimethylphenanthrene	<i>9,10-dimetylphenantren</i>
PER	perylene	<i>perylen</i>
PYR	pyrene	<i>pyren</i>
DI-Σn	sum of "n" dicyclic "PAH"s (footnote 2)	<i>sum "n" disykliske "PAH" (fotnote 2)</i>
P-Σn	sum "n" PAH	<i>sum "n" PAH</i>
PK-Σn	sum carcinogen PAH's (footnote 3)	<i>sum kreftfremkallende PAH (fotnote 3)</i>
PAHΣΣ	DI-Σn + P-Σn etc.	<i>DI-Σn + P-Σn mm..</i>
SPA	"total" PAH, specific compounds not quantified (outdated analytical method)	<i>"total" PAH, spesifik forbindelser ikke kvantifisert (foreldret metode)</i>

Abbreviations (cont'd.)

Abbreviation ¹	English	Norwegian
PCBs		
PCB	polychlorinated biphenyls	<i>polyklorete bifenyler</i>
CB	individual chlorobiphenyls (CB)	<i>enkelte klorobifenyl</i>
CB28	CB28 (IUPAC)	<i>CB28 (IUPAC)</i>
CB31	CB31 (IUPAC)	<i>CB31 (IUPAC)</i>
CB44	CB44 (IUPAC)	<i>CB44 (IUPAC)</i>
CB52	CB52 (IUPAC)	<i>CB52 (IUPAC)</i>
CB77 ⁴	CB77 (IUPAC)	<i>CB77 (IUPAC)</i>
CB81 ⁴	CB81 (IUPAC)	<i>CB81 (IUPAC)</i>
CB95	CB95 (IUPAC)	<i>CB95 (IUPAC)</i>
CB101	CB101 (IUPAC)	<i>CB101 (IUPAC)</i>
CB105	CB105 (IUPAC)	<i>CB105 (IUPAC)</i>
CB110	CB110 (IUPAC)	<i>CB110 (IUPAC)</i>
CB118	CB118 (IUPAC)	<i>CB118 (IUPAC)</i>
CB126 ⁴	CB126 (IUPAC)	<i>CB126 (IUPAC)</i>
CB128	CB128 (IUPAC)	<i>CB128 (IUPAC)</i>
CB138	CB138 (IUPAC)	<i>CB138 (IUPAC)</i>
CB149	CB149 (IUPAC)	<i>CB149 (IUPAC)</i>
CB153	CB153 (IUPAC)	<i>CB153 (IUPAC)</i>
CB156	CB156 (IUPAC)	<i>CB156 (IUPAC)</i>
CB169 ⁴	CB169 (IUPAC)	<i>CB169 (IUPAC)</i>
CB170	CB170 (IUPAC)	<i>CB170 (IUPAC)</i>
CB180	CB180 (IUPAC)	<i>CB180 (IUPAC)</i>
CB194	CB194 (IUPAC)	<i>CB194 (IUPAC)</i>
CB209	CB209 (IUPAC)	<i>CB209 (IUPAC)</i>
CB-Σ7	CB: 28+52+101+118+138+153+180	<i>CB: 28+52+101+118+138+153+180</i>
CB-ΣΣ	sum of CBs, includes CB-Σ7	<i>sum CBer, inkluderer CB-Σ7</i>
TECBW	Sum of CB-toxicity equivalents after WHO model, see TEQ	<i>Sum CB- toksitets ekvivalenter etter WHO modell, se TEQ</i>
TECBS	Sum of CB-toxicity equivalents after SAFE model, see TEQ	<i>Sum CB-toksitets ekvivalenter etter SAFE modell, se TEQ</i>