

Harstad indre havn

Opprydding i forurenset sediment – Planlegging av miljøtiltak

Rev. 0
20071539-1

20. februar 2008

Ved elektronisk overføring kan det ikke garanteres for konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet må ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document deals with. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the proprietor's consent. No changes or amendments to the document shall be made without consent from NGI.



Harstad indre havn

Opprydding i forurenset sediment – Planlegging av miljøtiltak

Rev. 0
20071539-1

20. februar 2008

Oppdragsgiver: Harstad kommune

Kontaktpersoner: Silje Gry Hansen
Fritz Rikardsen
Steffen Kristiansen

Kontraktreferanse: Oppdragsbekreftelse, 11.09.2007

For Norges Geotekniske Institutt

Prosjektleder: Randi Skirstad Grini

Rapport utarbeidet av: Anita Nybakk og
Randi Skirstad Grini

Sammendrag

Harstad havn er en viktig flerbrukshavn som betjener industri og næringsliv, fiskerisektoren, basefunksjoner, passasjerer og turisme i tillegg til fritidsbåteierers behov. Harstad havn står på SFTs liste over 17 prioriterte fjord- og havneområder hvor det anbefales konkret oppfølging. Kystverket har planer om å mudre farleden i innerste delen av Harstad havn, Harstadbotn.

Miljøtilstand

Sedimentene klassifiseres som sterkt og meget sterkt forurenset av organiske miljøgifter (tilstandsklasse 4 og 5), og da spesielt for TBT, PAH og PCB. Når det gjelder metaller i sedimentene er det kvikksølv som har høyest innhold vurdert i forhold til SFTs tilstandsklasser. Konsentrasjonen av kvikksølv i sedimentet klassifiseres som tilstandsklasse 3. For øvrig er metallinnholdet generelt lavt. Dette gjelder også konsentrasjonen av bly og kadmium som delvis er grunnlag for kostholdsrådet i området.

Kilder

De viktigste gjenværende kildene til forurensning i sedimentene er vurdert å være skipsverftene og deponiene i Russevika, Seljestadfjæra og Hjellholmen. Overflatejord vurderes ikke å være en kilde til forurensning av sedimentene generelt. Avrenning fra overflatejord fra enkelte industriområder og verftene er imidlertid trolig fortsatt aktive kilder. Dette gjelder særlig ved Thrane miljøindustri, Hjellholmen, Ytre Rolla, Notbøteriet i Harstadbotn, Danielsens skrap-handel.

Behov for videre undersøkelser

Det er identifisert følgende behov for supplerende undersøkelser. Denne informasjonen er nødvendig som grunnlag for videre prosjektering av tiltakene, og anbefales utført i 2008. Det foreligger ikke informasjon om mektigheten og utbredelse av de forurensete sedimentene, også i de dypere liggende områdene.

- Den reelle løseligheten til de sentrale forureningsparameterne er ikke dokumentert. Erfaringsmessig er løselighetsbetingelsene som ligger som grunnlag i risikovurderingsverktøyet langt mer konservative enn reell løselighet i modne sedimenter.
- Spesifikk dokumentasjon av hvordan tilførselen fra identifiserte pågående kilder vil påvirke sedimentkvaliteten er mangelfull. Dette gjelder i hovedsak fra skipsverftene og deponiene.
- Dokumentasjon av spredningsforhold og tilstanden i sjøen er viktig for planleggingen av tiltakene og for å kunne dokumentere effekten av tiltakene. Dette gjelder både kunnskap om strømforhold, samt dokumentasjon av organismer slik at utviklingen av miljøtilstanden i forhold til kostholdsrådet kan vurderes.
- Konkrete problemstillinger hvor det er behov for dokumentasjon i forhold til konkrete tiltaksmuligheter er identifisert.

Tiltak

Den helhetlige tiltaksplanen for Harstad havn vil etter all sannsynlighet omfatte en kombinasjon av alle aktuelle tiltaksalternativer:

1. Tiltak mot kilder på land
2. Mudring og deponering
3. Tildekking
4. Ingen tiltak

Der hvor utdyping er nødvendig eller hvor det ikke er plass til 0,3 m tildekkingsmasse uten å komme i konflikt med ønsket seilingsdyp, er mudring nødvendig dersom det skal gjøres tiltak i området. I de andre områdene der det er behov for miljøforbedrende tiltak, men der behovet for seilingsdybde ikke er en begrensning, vil tildekking være den mest aktuelle tiltaksmetoden. I noen deler av havneområdet vil det sannsynligvis ikke være behov for tiltak. Videre kan en løsning være å kombinere de ulike tiltaksmetodene med begrensninger i arealbruk, for eksempel å begrense tillatt ferdsel i enkelte områder for å redusere behovet for mudring/tildekking.

Kostnader

Det er svært store usikkerheter i de foreliggende kostnadsberegningene. Dette skyldes først og fremst at datagrunnlaget er utilstrekkelig til å utarbeide en realistisk massebalanse. Grovt sett kan det regnes at kostnader for mudring og deponering i størrelsesorden er det dobbelte av kostnader for tildekking. Mudring og deponering kan imidlertid være et prisgunstig alternativ dersom mudringsmassen kan anvendes til utvidelse av landarealer. Det må forventes at volumoverslagene og dermed kostnadsoverslagene blir kraftig revidert når det supplerende datagrunnlaget foreligger.

Samordningsmuligheter

Muligheter til å samordne sedimenttiltak med andre prosjekter er en viktig drivkraft for å komme i gang med tiltak i tillegg til at dette kan være et viktig bidrag til finansiering av tiltakene. I Harstad er det per i dag ingen planlagte prosjekter som har tilsvarende stort massebehov som mudringen vil generere. Det er heller ingen prosjekter som har et tilsvarende stort masseoverskudd som tildekkingsbehovet er vurdert å være. Skisserte samordningsmuligheter er derfor lite konkrete på nåværende tidspunkt, og det er ikke mulig å definere realistiske gevinster med samordningsprosjekter.

Det er imidlertid enkelte mindre prosjekter som er egnet til å samordnes med en helhetlig tiltaksgjennomføring. Ikke minst kan disse prosjektene initiere en helhetlig opprydding og tilføre en egenandel for å frigjøre statlige midler. Mulige samordningsprosjekter er vurdert å være:

- Kystverkets planlagte utdyping av farleden og deponering av masse i strandkantdeponi ved Larsneset. Andelen løsmasse fra utdypingen av farleden er i samme størrelsesorden som massebehovet for utfylling av Larsneset, og en utfylling er realistisk å koordinere tidsmessig med

farledsmudringen. Utfyllingen vil representere en verdi for Harstad Havn KF, og eventuelt muliggjøre en lokal delfinansiering av tiltaksplanen.

- Utslipp fra **skipsverftene** er kjente kilder til forurensningene i sedimentene. Selv om kildene fra verftene stoppes, er tidligere utslipp akkumulert i områdene utenfor verftene. Opprydding utenfor verftene må kunne anses som et konkret bidrag til delfinansiering av en helhetlig opprydding i sedimentene.
- Eventuelt behov for **vedlikeholdsmudring** foran kaier bør også koordineres inn i en helhetlig tiltaksplan. Behov og omfang er ikke kjent. Eventuelle kostnader knyttet til slike tiltak bør kunne inngå som egenandel fra Harstad Havn KF.
- Utslipp fra **avfallsdeponiene** ved Russevika, Seljestadfjæra og Hjellholmen er tidligere vurdert å være så omfattende at det er behov for sikring. Det bør vurderes om det er mulig å samordne disse tiltakene med sedimentopprydding. Drift og oppfølging av de kommunale avfallsdeponiene er et kommunalt ansvar, og et samordnet tiltak med opprydding i sedimentene vil i tilfelle kunne anses som en kommunal delfinansiering. Muligheten til å anvende sedimenter direkte i sikrings tiltaket ved at de benyttes som en barriere mot sjøen er lansert som en teoretisk løsning.
- Utfylling av et strandkantdeponi ved Stangnes industriområde er diskutert. Her foreligger det ingen konkrete utviklingsplaner pr i dag, men området er det eneste alternativet til utfylling som er stort nok til å kunne tenkes ha nok kapasitet til å ta imot all mudringmassen som vil bli generert.
- Lite konkrete planer som utvidelse av Stagnes industriområde og en planlagt tunnel under byen er diskutert. Disse prosjektene vil i hovedsak medføre utspregning i fjell. Usortert sprengstein egner seg ikke som tildekkingsmasser, men sprengstein kan eventuelt benyttes som en ytre barriere mot sjøen ved etablering av strandkantdeponi.

Effekt i forhold til miljømål

Harstad kommune har vedtatt et langsiktig miljømål og strategi for Harstad havn:

- ***De lokale kildene til forurensning i havneområdet skal stoppes eller avgrenses så langt som mulig***
Dette arbeidet er kommet godt i gang. Fortsatt gjenstår behov for en del supplerende dokumentasjon. Dette gjelder særlig forurensningstransport fra skipsverftene og avfallsdeponiene. Basert på denne dokumentasjonen kan endelige tiltak for å fjerne eksisterende kilder iverksettes slik at miljømålet kan oppfylles.

- ***”Det skal ikke være forbundet med risiko for human helse å være i kontakt med vannet i indre havneområde i Harstad”***
Dette målet vurderes å være oppnådd.

- ***Kostholdsrådene skal oppheves***

Kostholdsrådet i Harstad havneområde er knyttet til kadmium, bly og PCB. Både bly og kadmiuminnholdet i sedimentene er lavt, mens innholdet av metallene i spylevann og faststoff fra Kaarbøverkstedet og til dels fra deponiene er høyt. Sedimentene vurderes ikke å være avgjørende for kostholdsrådet når det gjelder bly og kadmium. Innholdet av PCB i sedimentene er derimot generelt høyt og vurderes å ha betydning for kostholdsrådet.

Målet om opphevelse av kostholdsråd må anses som et langsiktig mål som er avhengig av at også de gjenværende kildene fra land stoppes. Opphevelse av kostholdsråd er derfor ikke et egnet mål for å vurdere effekten av gjennomførte tiltak i sedimentene. Som miljømål for sedimentopprydding er det viktig å etablere et mer operativt tiltaks mål som er etterprøvbart.

Konklusjon

Arbeidet videre mot en renere Harstad havn anbefales på følgende tre områder:

- Stoppe kjente kilder (skipsverft og deponier)
- Gjennomføre supplerende undersøkelser
- Lokale strategiske vurderinger

Innhold

1	INNLEDNING	8
2	PROSJEKTBEKRIVELSE	8
3	BAKGRUNNSMATERIALE	9
3.1	Undersøkelser og rapporter	9
3.2	Datagrunnlag	10
3.3	Marine undersøkelser	10
4	KILDEVURDERINGER	15
4.1	Tidligere kildevurderinger	15
4.2	Kvantifisering av de ulike kildenes betydning	16
4.3	Vurdering av de mest sentrale kildene	19
4.4	Vurdering av opprinnelsen til miljøgiftene	23
5	SUPPLERENDE UNDERSØKELSER	23
5.1	Mektighet, utbredelse og forureningsgrad i sedimentene	24
5.2	Tilførsel av ny forurensning	25
5.3	Bestemmelse av diffusjonsrate fra sedimenter	25
5.4	Strømforhold i Harstad havn	26
5.5	Overvåkning av organismer	26
5.6	Massenes fysiske egenskaper	26
5.7	Kartlegging for eventuelt strandkantdeponi	27
5.8	Kartlegging for eventuelt dypvannsdeponi	27
6	TILTAKSALTERNATIVER	27
6.1	Tiltak mot kilder på land	28
6.2	Mudring	28
6.3	Deponialternativer	28
6.4	Tildekking	29
6.5	Ingen tiltak	30
6.6	Reviderte kostnadsoverslag og arealvurderinger	30
7	SAMORDNINGSMULIGHETER OG SAMORDNINGSGEVINST	32
7.1	Samordningsmuligheter	32
7.2	Samordningsgevinst	35
8	EFFEKT I FORHOLD TIL MILJØMÅL	36
8.1	Kostholdsråd i Harstad havneområde	36
8.2	Miljømål	37
8.3	Effekt av tiltak i forhold til måloppnåelse	38
9	KONKLUSJON	39
10	REFERANSER	41



Vedlegg:

- Vedlegg A Konsentrasjoner av benzo(a)pyren, DDT og sink i sediment og kildemateriale
- Vedlegg B Miljøgifter i overflatejord og sandfang
- Vedlegg C Grunnlag for beregning av tiltakskostnader

Kontroll- og referanseside

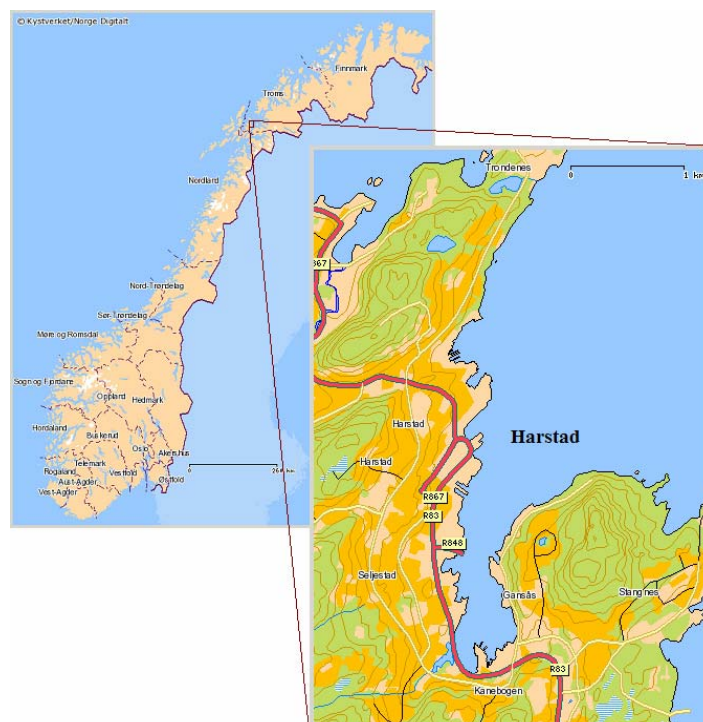
1 INNLEDNING

NGI har fått i oppdrag Harstad kommune å gå gjennom eksisterende miljøundersøkelser og miljørapporter, for å planlegge nærmere miljøtiltak i indre havn, Harstad. Det skal samtidig vurderes om det eksisterende datagrunnlaget er godt nok for å gjennomføre konkrete tiltak som vil ha en langsiktig effekt. Datagrunnlaget som er lagt til grunn i vurderingene er gjengitt i referanselisten i kapittel 10 og i tabell 1. Arbeidet er utført i samarbeid med Harstad Havn KF og Fylkesmannen i Troms.

Det er i denne rapporten lagt stor vekt på å vurdere grunnlagsmaterialet med særlig fokus på dokumentasjon av kilder til forurensning i sedimentene. På bakgrunn av disse vurderingene er det gitt konkrete råd for videre handling for å fremskaffe et tilstrekkelig datagrunnlag for å kunne gjennomføre prosjektering av tiltak.

2 PROSJEKTBESKRIVELSE

Harstad havn er en viktig flerbrukshavn som betjener industri og næringsliv, fiskerisektoren, basefunksjoner, passasjerer og turisme i tillegg til fritidsbåteieres behov. Harstad havn står på SFTs liste over 17 prioriterte fjord- og havneområder hvor det anbefales konkret oppfølging. Kystverket har konkrete planer om å mudre farleden i innerste delen av Harstad havn, Harstadbotn.



Figur 1 Lokalisering av Harstad (hentet fra www.kystverket.no).

3 BAKGRUNNSMATERIALE

3.1 Undersøkelser og rapporter

Det er gjennomført en rekke undersøkelser i Harstad, både i havnen og på land, som utgjør et godt grunnlag for videre vurderinger. Tabell 1 viser hvilke undersøkelser som har blitt utført i Harstad havn og i tiliggende områder. Nummeret i den siste kolonnen refererer til referanselisten.

Tabell 1 Oversikt over gjennomførte miljøundersøkelser og rapporter fra Harstad havn og tiliggende områder.

År	Utøver	Kommentar	Nr.
1976	NIVA 1977	Resipientundersøkelse, kloakkregulering, dykkerundersøkelse, strandsonebefaring, samt stikkprøver av vannkvalitet og hydrografi. Ingen miljøgifter	-
1990-1991	(Dahle et al., 1991)	Resipientundersøkelse, avløpsplanlegging, organisk anrikning. Ingen miljøgifter	-
1994	(Konieczny, 1996)	Sonderende undersøkelse av miljøgifter, TBT, PCB, PAH	-
1994	(Knutzen, 1995)	Blåskjell ved Holmen, forhøyede konsentrasjoner av TBT og PCB	-
1997-98	NIVA, Akvaplan-Niva (Nr. 1) (Jørgensen m. fl. 2000)	Havneundersøkelsen	1
2002	Akvaplan-Niva (Skjegstad)	Miljøgifter i sedimentet ved Larsneset med tanke på å etablere deponi.	9a
2002	Akvaplan-Niva (Skjegstad)	Miljøgifter i sedimentet ved Larsneset med tanke på å etablere deponi.	9b
2002	Norconsult (Utmo)	Vurdering av utfylling, Larsneset	14
2003	Akvaplan-Niva (Larsen, Evenset, Berg og Skjegstad)	Ingen nye prøver, gjennomgang av eksisterende data og vurderinger	5
2004	Akvaplan-Niva (Evenset, Kramvik, Larsen)	Hjellholmen, Jordprøver og grunnvannsbrønner	2
2004	Akvaplan-Niva (Görchsh, Larsen)	Hjellholmen, jordprøver, miljørisiko	3
2004	Akvaplan-Niva (Larsen, Kramvik)	Russevika, etablering av lagerbygg, risikovurdering	11
2004	Akvaplan-Niva (Skjegstad)	Miljøgifter i spylevann fra Tromsø skipsverft 2003/2004	15
2005	NGU (Jartun, Volden)	Jordforurensing, fasader og sandfang	4
2005	SWECO Grøner (Mørch)	Russevika og Seljestadfjæra, Jord- og grunnvannsbrønnprøver	6
2005	SWECO Grøner (Mørch)	Hjellholmen, vurdering i forhold til bygging av boliger, ingen nye prøver	7
2005	SWECO Grøner (Mørch)	Harstad havn kartlegging, sedimentprøver og økotoks. tester	8
2005	Akvaplan-Niva (Kramvik)	Danielsen skraphandel, risikovurdering, jordprøver og sigevannsprøver	10
2005	LabNett AS	Prøver av spylevann og faststoff fra spylevann ved Kaarbøverkstedet A/S	13
2006	Skjegstad og Rikardsen	Tiltaksplan Harstad havn, ingen nye prøver	12

3.2 Datagrunnlag

Tabell 2 viser hvilke typer prøver og antall prøver som ble tatt i forbindelse med de enkelte rapportene i bakgrunnsmateriale. Nummeret i tabellens første kolonne refererer til rapport nummeret gitt i referanselisten i kapittel 10.

Tabell 2 *Prøveomfang i de enkelte rapportene i bakgrunnsmateriale. I forbindelse med rapportene merket med grått ble det ikke tatt nye prøver.*

Nr.	Sediment- overflate- prøve/ -profil	Sandfang/ Fasader	Jord- prøver	Grunnvanns- brønner	Tang	Fisk/ Skjell	Toksksisitets- undersøkelser	Vann- prøver
1	14/1				12	3/7		
2			10	4	1			
3			7		3*			
4		34/10	186					
5								
6			21	10				
7								
8	33/2						7	
9	4							
10			6	2*				
11			11/13*					
12								
13	3**							3
14								
15								3

*Prøver som har blitt tatt, men ikke analysert.

**Faststoff prøver fra spylevann

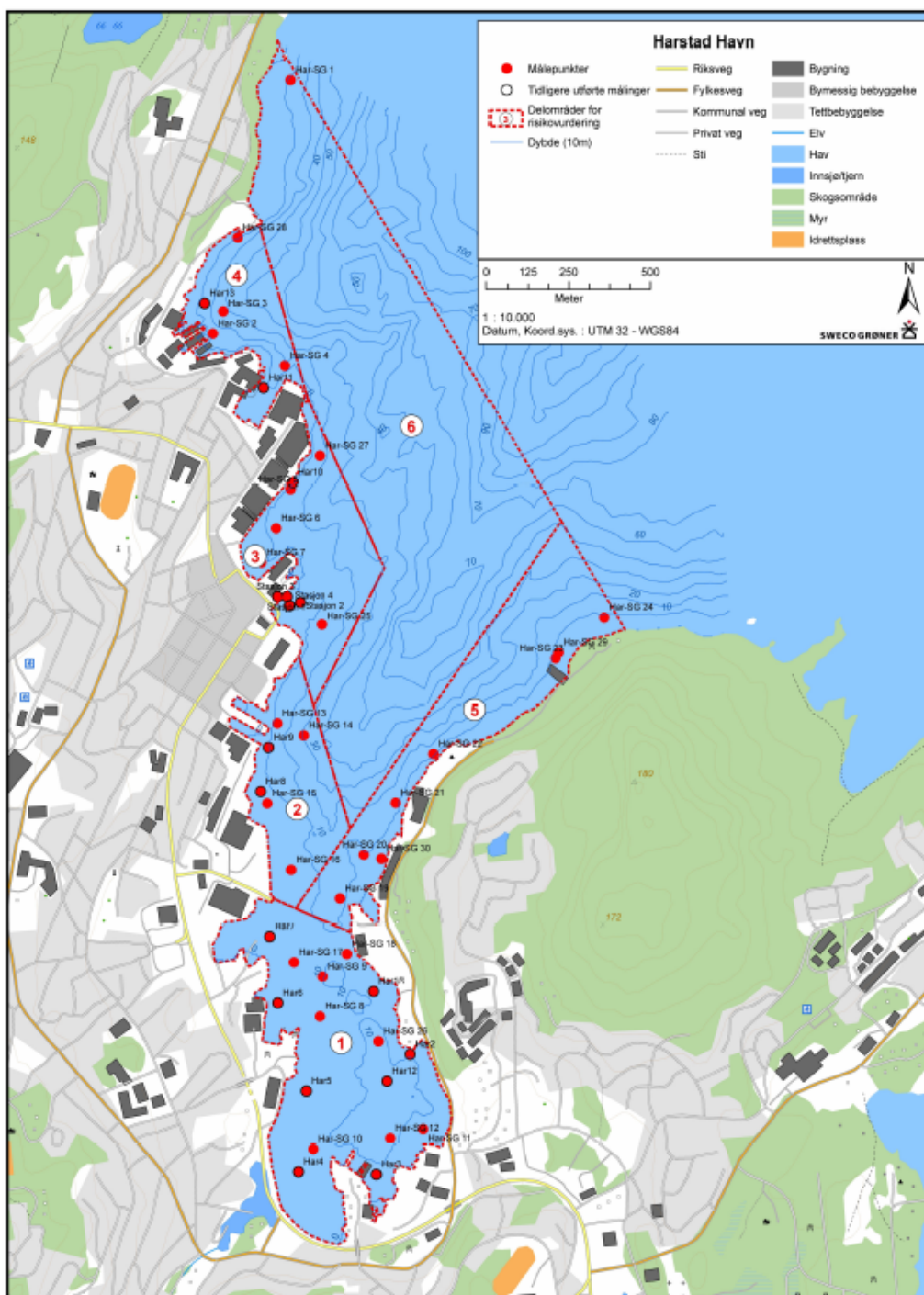
I det videre arbeidet er datamateriale sammenstilt og inndelt i to hovedgrupper:

- Marine undersøkelser. Data fra sediment-, biota- og toksisitet prøver diskuteres i kapittel 3.3.
- Kildeundersøkelser, data fra overflatejord, sandfang, sigevannsbrønner og lignende diskuteres i sin helhet i kapittel 4.

3.3 Marine undersøkelser

Marine undersøkelser defineres her som data fra sedimentet, vannmassene og alt som lever i sedimentet og/eller i vannmassene. Det har blitt gjennomført to omfattende undersøkelser i Harstad havn, i 1997-98 og i 2005. I tillegg er det gjennomført en mindre undersøkelse i en bukt på Larsneset i forbindelse med utredning for å anlegge et deponi i området.

I SWECO Grønners rapport "Miljøundersøkelse og risikovurderinger av forurensete sedimenter i Harstad havneområde" fra 2005 (Mørch, T., 2005c) deles Harstad havneområde inn i 6 delområder, Figur 2. Denne inndelingen er også fulgt i de videre vurderingene i denne rapporten.



Figur 2 Harstad havn delt inn i delområde 1-6, (Mørch, T., 2005c).

SFT har i "Veileder for håndtering av forurensete sedimenter" (Systad, I.M. m.fl., 2003) oppgitt en klassifisering av sedimentenes tilstand. Fargekodene som blir benyttet er vist i Tabell 3. Tilsvarende fargekoder benyttes også for

metaller i sjøvann og for organiske miljøgifter og metaller i biologiske materialer (Molvær, J. m.fl., 1997).

Tabell 3 Fargekoder benyttet for SFTs tilstandsklasser.

	Beskrivelse
Tilstandsklasse 1	Ubetydelig – Lite forurenset
Tilstandsklasse 2	Moderat forurenset
Tilstandsklasse 3	Markert forurenset
Tilstandsklasse 4	Sterkt forurenset
Tilstandsklasse 5	Meget sterkt forurenset

Det finnes ikke tilstandsklasser for organiske miljøgifter i vann. Vurderingene av organiske miljøgifter i vann er derfor basert på såkalte HC5-verdier som finnes for enkelte av parameterne. HC5-verdier er basert på økotoksikologiske tester og beskriver den høyeste konsentrasjonen i vann der 95 % av de ulike organismene ikke skades av det aktuelle stoffet. Tabell 4 viser HC5 for et utvalg av PAH- og PCB-komponenter.

Tabell 4 Grenseverdier for økologiske risiko i porevann (HC5).

Parametere	HC5 (µg/l)
Naftalen	2,1
Fenantren	3,2
Antracen	0,034
Fluoranthen	0,12
Benzo(a)antracen	0,01
Chrysen	0,28
Benzo(k)fluoranthen	0,0036
Benzo(a)pyren	0,005
Indenol(1,2,3-cd)pyren	0,00061
Benzo(ghi)perylene	0,0031
PCB 118	0,0000111
PCB 125	0,000204

3.3.1 Sedimentundersøkelser

Det ble tatt sedimentprøver i alle tre havneundersøkelsene, Tabell 2. I Tabell 5 "Organiske miljøgifter" og Tabell 6 "Metaller" er konsentrasjonsintervallene for de enkelte parametrene i de ulike delområdene sammenstilt. Konsentrasjonsnivået er illustrert med farge knyttet til den tilstandsklassen som de fleste prøvene hører inn under.

Tabell 5 Organiske miljøgifter i sedimentene.

		ΣPCB ¹⁾ µg/kg	PAH µg/kg	B(a)p µg/kg	TBT µg/kg	HCB µg/kg	DDT µg/kg	THC mg/kg
Område 1	1997	72-398	4445-13694	268-936	285-6403	0,2-6,7	1,9-7,3	
	2005	39-271	2300-28079	190-1434	60-2380	0,2-5	4,8-16,6	330-450
Område 2	1997	145-182	18858-21774	1147-1329	16370-34804	0,5-1,3	3,8-6,9	
	2005	0-340	0-5800	10-490	1970-7150			220
Område 3	1997	376	15690	794	493	0,3	66,5	
	2002	38,5-161	1420-7618	146-880	48,4-268,4			
	2005	0-1365	0-18000	5-1500	95			350
Område 4	1997	294-1077	25755-29288	1405-1782	817-1391	1-305	25,2-25,5	
	2005	0-420	1800-9400	83-810	5,7-1640			49
Område 5	1997							
	2005	0-70000	480-2200	37-360	282-676			25-330

1) ΣPCB er PCB₇ multiplisert med 3,5.

Tabell 6 Metaller i sedimentene.

		As mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Hg mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
Område 1	1997		0,17-0,48		44-195	0,6-2,32		29-119	103-327
	2005	14-18	0,1-0,39	18-42	54-239	0,79-3	9,4-20	53-286	120-465
Område 2	1997		0,4-0,6		418-1319	2,03-3,18		265-319	693-2535
	2005	3	0,3-1,7	15-50	34-270	0,38-3,8	6-25	24-640	56-1100
Område 3	1997		0,6		127	2,11		166	430
	2002								
	2005	16	0,1-1,5	8-46	4,9-150	0,054-5,2	2,4-15	3,8-170	23-500
Område 4	1997		0,11-2,7		90-255	0,86-1,52		273-297	162-938
	2005	9,2	0,08-0,73	11-270	3-150	0,07-1,5	5,2-19	5,9-170	21-390
Område 5	1997								
	2005	0,69-5,2	0,08-0,59	9,9-34	17-400	0,004-2,3	6,3-24	5,9-100	25-370

Som det fremgår av Tabell 5, klassifiseres sedimentene som sterkt og meget sterkt forurenset av organiske miljøgifter (tilstandsklasse 4 og 5), og da spesielt for TBT, PAH og PCB. Når det gjelder metaller i sedimentene er det kvikksølv som har høyest innhold vurdert i forhold til SFTs tilstandsklasser. Konsentrasjonen av kvikksølv i sedimentet klassifiseres som tilstandsklasse 3. For øvrig er metallinnholdet generelt lavt. Dette gjelder også konsentrasjonen av bly og kadmium som delvis er grunnlag for kostholdsrådet i området.

3.3.2 Økotoksikologiske undersøkelser

I 2005 gjorde SWECO Grøner (Mørch, T., 2005c) i samarbeid med Aquateam tre forskjellige typer økotoksisitetstester på sediment fra Harstad havn. Testene

er standard laboratorietester med vann- eller sedimentlevende organismer. Resultatene er kort oppsummert i Tabell 7.

Tabell 7 Resultater fra økotoksikologiske undersøkelser av sedimentene.

	Helsediment	Giftighetstest	CALUX
Område 1	Svakt akutt giftig/ikke akutt giftig	Meget toksisk	
Område 2	Akutt toksisk	Mindre toksisk	
Område 3	Akutt toksisk/Svakt akutt giftig	Mindre toksisk	Ikke særlig toksisk
Område 4	Meget akutt giftig	Mindre toksisk	
Område 5	Ikke akutt giftig	Mindre toksisk	

3.3.3 Biologiske undersøkelser

I Akvaplan-Nivas undersøkelse fra 1997-98 (Jørgensen, E., Velvin, R. og Killie, B., 2000) ble det samlet inn oskjell til analyse for organiske miljøgifter og metaller. I hovedsak var det blåskjell som skulle samles inn, da det er blåskjell som det refereres til i SFTs veileder. I Harstad ble det ikke funnet blåskjell, og det ble derfor samlet inn oskjell. Konsentrasjon i oskjell er ikke nødvendigvis direkte sammenlignbar med konsentrasjon i blåskjell. For en illustrasjon av forureningsnivåene i oskjell er likevel konsentrasjonene vurdert i forhold til tilstandsklassene for blåskjell i Tabell 8. Sammenstillingen gir et godt bilde på variasjonene fra delområde til delområde og nivået av de ulike stoffene. De høyeste konsentrasjonene for alle parametrene er i tillegg fremhevet med rød skrift.

Tabell 8 Organiske miljøgifter og metaller i oskjell(blåskjell) fra Harstad havn. De høyeste konsentrasjonene for hver parameter er merket med rød skrift.

	PAH µg/kg våt vekt	PCB7 µg/kg våt vekt	HCB µg/kg våt vekt	DDE µg/kg våt vekt	TBT mg/kg tørr vekt	Cd mg/kg tørr vekt	Hg mg/kg tørr vekt	Pb mg/kg tørr vekt
Område 1	67	16,04	0,15	0,56	5,16	11,5	0,70	80
Område 2	97	13,00	0,23	0,76	9,53	16,1	0,61	117,8
Område 3	35-63	6,56-8,25	0,19- 0,27	0,18-0,23	2,29-3,11	12,1- 26,5	0,23- 0,66	43,6-85
Område 4	124	7,46	0,24	0,35	2,28	17,8	0,17	50,2
Område 5	121	8,41	0,19	0,27	2,68	18,9	0,46	52,8
Hagan	12	2,25	0,2	0,24	0,27	20,9	0,14	9,5

I samme undersøkelse (Jørgensen, E., Velvin, R. og Killie, B., 2000) ble det også fanget fisk og målt innhold av organiske miljøgifter i lever og metaller i lever og muskel. Resultatene er oppgitt i Tabell 9. Fisken er fanget i delområde 1 og i områder litt utenfor Harstad havn, ved Mågøya og ved Hagan. Analyser av kobber og sink i tang er gitt i Tabell 10.

Tabell 9 Organiske miljøgifter og metaller i torskelever fra fisk fanget i Harstad havn og området rundt Harstad.

	PCB7 µg/kg våt vekt torskelever	Cd mg/kg våt vekt torskelever	Bly mg/kg våt vekt torskelever	Hg mg/kg våt vekt Torske-/ røyefilet
Område 1	4626	0,025	0,04	0,242
Mågøya	207	0,050	<0,04	0,067
Hagan	283	0,064	<0,04	0,044
Torsk ref.		0,120	0,07	0,1

Tabell 10 Metaller i tang (grisetang og blæretang) fra Harstad havn.

	Cu mg/kg tørr vekt	Zn mg/kg tørr vekt
Område 1	14,4-43	125-336
Område 2	39,8	617
Område 3	8,76	204
Område 4	4,27-6,92	59,5-155
Område 5	10,5-18,8	161-220
Hagan	2,85	64,4

4 KILDEVURDERINGER

4.1 Tidligere kildevurderinger

Kildene til forurensningene i indre Harstad havn er diskutert av både NGU (Jartun, M. og Volden, T., 2006), Akvaplan-NIVA (Jørgensen, E., Velvin, R. og Killie, B., 2000) og SWECO Grøner (Mørch, T., 2005c), Tabell 11.

Tabell 11 Mulige kilder til forurensning av indre Harstad havn, i tilfeldig rekkefølge (Mørch, T., 2005c).

	Kilder
1	Nedbør og deponering av snø
2	Overvann fra befestede arealer (kaier, veier, tak, plasser og tunneler)
3	Tilførsler med havvannet
4	Tilførsler fra bekker og elver
5	Kommunal kloakk. Direkte utslipp og overløp ved mye nedbør
6	Utslipp fra industrivirksomhet, skipsverft, slip og annen industri
7	Individuelle punktavløp (bensinstasjoner, bilverksteder, biloppsamlingsplasser, sykehus, tannleger, krematorier, fotografer, gartnerier, analyselaboratorier)
8	Lekkasje fra forurenset grunn, inkl. sigevann fra søppelfyllinger, havneutfyllinger, massedeponi
9	Sigevann fra nåværende og avsluttede søppeldeponi
10	Gamle synder og utslipp fra tidligere tiders ukontrollerte aktiviteter
11	Utslipp fra skip og båter (slitasje av bunnmaling, utlekking)
12	Uhellsbetingete utslipp (trafikkuhell, lekkasjer og utslipp)
13	Ulovlige utslipp via private eller kommunal kloakk og ulovlige deponier

Det er utført flere miljøtekniske undersøkelser i området rundt Harstad havn for å undersøke aktuelle kilder i området. Undersøkelsene som er gjort i forbindelse med avfalls- og industrideponiene i Harstad kommune (Mørch, T., 2005a, Mørch, T., 2005b, Kramvik, E.O., 2005, Larsen, L-H., Kramvik, E.O., 2005, Evenset, A., Kramvik, E., Larsen, L-H., 2005 og Götcsch, A., Larsen, L-H., 2004), samt NGUs undersøkelser av overflatejord (Jartun, M. og Volden, T., 2006), sandfang og fasader er mest interessante. I tillegg er undersøkelsen gjort ved Kaarbøverkstedet (Barland, K., 2005) viktig.

SWECO Grøner konkluderte i 2005 (Mørch, T., 2005c) med at avrenning fra deponier, utslipp fra skipsverft, utslipp fra kommunal kloakk og spredning og utslipp fra skipstrafikk var de viktigste kildene”. I ettertid har Harstad kommune lagt om den kommunale kloakken, som er blitt samlet og ført til mekanisk rensing før den slippes ut ved Holstneset. Kommunal kloakk vurderes derfor ikke lenger å være en kilde til forurensning av sedimentene. I tillegg har det fra 1. januar 2008 blitt forbudt å ha TBT på båter. Betydningen av spredning og utslipp fra skipstrafikk som en kilde for ny tilførsel av TBT forventes derfor å minke.

4.2 Kvantifisering av de ulike kildenes betydning

I det videre arbeidet er det lagt vekt på å kvantifisere påvirkningen på sedimentene fra følgende kilder:

1. Lekkasje fra forurenset grunn, inkl. sigevann fra søppelfyllinger, havneutfyllinger og avfallsdeponier.
2. Utslipp og avrenning fra skipsverft og annen industrivirksomhet.

Det er ikke tatt noen nye prøver i denne undersøkelsen, men det foreliggende datagrunnlaget er bearbeidet på nytt. Gjennomsnittskonsentrasjoner fra de enkelte kildene er sammenstilt med gjennomsnittskonsentrasjoner i sedimentene innenfor hvert delområde i Tabell 12 til Tabell 18. Alle resultatene er vist med fargekoder i hht SFTs tilstandsklasser. For de tallverdiene som er vist i kursiv finnes det ingen korresponderende tilstandsklasser for det aktuelle materialet. I de tilfellene hvor det er oppgitt to tallverdier for ett delområde, er det påvist en (eller to) prøver som har uvanlig høy konsentrasjon i forhold til de andre prøvene i samme område. Verdien til venstre representerer gjennomsnittet av alle prøvene, mens verdien til høyre representerer gjennomsnittet uten den prøven som skiller seg ut.

Konsentrasjon i spylevann og faststoff fra verftene er basert på kun en prøve som er tatt ved Kaarbøverkstedet i delområde 2. Det har vært/er drift av verft i delområde 1 og 4 også. Det er antatt at undersøkelsen fra Kaarbøverkstedet er representativ for utslipp fra verftene også i disse områdene.

Tabellene er et verktøy for å vurdere betydningen av tilførsler av miljøgifter til sedimentene. Tabellene tydeliggjør også behovet for supplerende undersøkelser der hvor datagrunnlaget er mangelfullt.

4.2.1 Organiske miljøgifter

Indre Harstad havn er betydelig forurenset av organiske miljøgifter. Konsentrasjonene av organiske miljøgifter ligger i SFTs tilstandsklasse 4 eller 5 (sterkt forurenset eller meget sterkt forurenset), med noen få unntak. Tabell 12 til Tabell 14 viser gjennomsnittlig konsentrasjoner av PCB, PAH og TBT i sediment, sandfang, overflatejord, sigevannsbrønner ved deponiene, samt spylevann og faststoff fra skipsverftene.

Tabell 12 Sammenstilling av PCB kilder

ΣPCB*/Område	1	2	3	4	5	6	
Sedimenter, µg/kg	148	160	334	358	8846	110	70
Sandfang, µg/kg	56	21	21	25	i.a.		i.a.
Overflatejord, µg/kg	42	31	109	95	74		i.a.
Spylevann fra verft, µg/L	24,5 ¹⁾	24,5	i.a.	24,5 ¹⁾	i.a.		i.a.
Faststoff fra verft, µg/kg	2636 ¹⁾	2636	i.a.	2636 ¹⁾	i.a.		i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	0,17	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.

*ΣPCB er PCB₇ multiplisert med 3,5.

i.a. = ingen analyser

1) Konsentrasjon satt lik måling ved Kaarbøverkstedet, område 2.

Tabell 13 Sammenstilling av PAH kilder

PAH/Område	1	2	3	4	5	6	
Sedimenter, µg/kg	8747	9586	7835	12141	6690	2863	1200
Sandfang, µg/kg	2097	960	1494	1430	i.a.		i.a.
Overflatejord, µg/kg	4333	573	389	587	7305		i.a.
Spylevann fra verft, µg/L	3,71 ¹⁾	3,71	i.a.	3,71 ¹⁾	i.a.		i.a.
Faststoff fra verft, µg/kg	179000 ¹⁾	179000	i.a.	179000 ¹⁾	i.a.		i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	2,66	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.

i.a. = ingen analyser

1) Konsentrasjon satt lik måling ved Kaarbøverkstedet, område 2.

Tabell 14 Sammenstilling av TBT kilder

TBT/Område	1	2	3	4	5	6	
Sedimenter, µg/kg	1823	15074	203	963	479	5,7	
Sandfang, µg/kg	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.
Overflatejord, µg/kg	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.
Spylevann fra verft, µg/L	158,1 ¹⁾	158,1	i.a.	158,1 ¹⁾	i.a.		i.a.
Faststoff fra verft, µg/kg	8 615 000 ¹⁾	8 615 000	i.a.	8 615 000 ¹⁾	i.a.		i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	0,69	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.		i.a.

i.a. = ingen analyser

1) Konsentrasjon satt lik måling ved Kaarbøverkstedet, område 2.

4.2.2 Tungmetaller

Forurensningstilstanden for sedimentene i indre Harstad havn er bedre vurdert i forhold til tungmetaller enn i forhold til organiske miljøgifter. Sedimentkon-

sentrasjonene ligger i SFTs tilstandsklasse 1 til 3 (ubetydelig/lite forurenset til markert forurenset), med noen få unntak. Tabell 15 til Tabell 18 viser gjennomsnittskonsentrasjonen av bly, kadmium, kobber og kvikksølv i sedimentet, sandfang, overflatejord, sigevannsbrønner ved deponiene, samt spylevann og faststoff fra skipsverftene. Tabeller for flere tungmetaller er gitt i vedlegg A.

Tabell 15 Sammenstilling av blykilder

Pb/Område	1	2	3	4	5	6
Sedimenter, mg/kg	95	250	88	149	39	5,9
Sandfang, mg/kg	23	10	7	17	i.a.	i.a.
Overflatejord, mg/kg	48	123	28	62	141	i.a.
Spylevann fra verft, µg/L	112 ¹⁾	112	i.a.	112 ¹⁾	i.a.	i.a.
Faststoff fra verft, mg/kg	955 ¹⁾	955	i.a.	955 ¹⁾	i.a.	i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	34	7	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

i.a. = ingen analyser

1) Konsentrasjon satt lik måling ved Kaarbøverkstedet, område 2.

Tabell 16 Sammenstilling av kadmiumkilder

Cd/Område	1	2	3	4	5	6
Sedimenter, mg/kg	0,43	0,59	0,50	0,61	0,21	<0,10
Sandfang, mg/kg	0,23	0,06	0,05	0,08	i.a.	i.a.
Overflatejord, mg/kg	0,28	0,96	0,15	0,16	1,19	i.a.
Spylevann fra verft, µg/L	40,5 ¹⁾	40,5	i.a.	40,5 ¹⁾	i.a.	i.a.
Faststoff fra verft, mg/kg	65,5 ¹⁾	65,5	i.a.	65,5 ¹⁾	i.a.	i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	0,55	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

i.a. = ingen analyser

1) Konsentrasjon satt lik måling ved Kaarbøverkstedet, område 2.

Tabell 17 Sammenstilling av kobberkilder

Cu/Område	1	2	3	4	5	6
Sedimenter, mg/kg	128	389	75	139	93	<3,0
Sandfang, mg/kg	83	113	70	62	i.a.	i.a.
Overflatejord, mg/kg	388	125	73	73	1204	i.a.
Spylevann fra verft, µg/L	10 383 ¹⁾	10 383	i.a.	10 383 ¹⁾	i.a.	i.a.
Faststoff fra verft, mg/kg	142 858 ¹⁾	142 858	i.a.	142 858 ¹⁾	i.a.	i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	63	11	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

i.a. = ingen analyser

1) Konsentrasjon satt lik måling ved Kaarbøverkstedet, område 2.

Tabell 18 Sammenstilling av kvikksølvkilder

Hg/Område	1	2	3	4	5	6
Sedimenter, mg/kg	1,24	2,14	1,27	0,80	0,64	0,21
Sandfang, mg/kg	0,05	0,03	0,04	0,01	i.a.	i.a.
Overflatejord, mg/kg	0,24	0,07	0,04	0,16	0,05	i.a.
Spylevann fra verft, µg/L	0,068 ¹⁾	0,068	i.a.	0,068 ¹⁾	i.a.	i.a.
Faststoff fra verft, mg/kg	0,763 ¹⁾	0,763	i.a.	0,763 ¹⁾	i.a.	i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	0,014	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

i.a. = ingen analyser

1) Konsentrasjon satt lik måling ved Kaarbøverkstedet, område 2.

4.2.3 Vurdering av tilførsler til sedimentene

Konsentrasjonen av PCB og PAH er høyere i sedimentene enn i sandfang og i **overflatejord**, med unntak for område 5 hvor PAH-innholdet i overflatejord er i samme størrelsesorden som i sedimentene. Prøvene som er tatt i område 5 er fra et industriområde, og PAH-konsentrasjonene herfra representerer trolig ikke konsentrasjonen i overflatejord i området generelt.

Analyseresultatene fra faststoffet etter spyling av båter ved Kaarbøverkstedet viser svært høye konsentrasjoner av PCB, PAH og TBT. Dette betyr at dette materialet kan bidra betydelig til forurensning av sedimentet i Harstad havn. Betydningen av denne kilden relativt til andre kilder er avhengig av mengden miljøgifter som slippes ut og sedimentasjonsraten i området. Konsentrasjonen av PCB og særlig TBT er betydelig også i spylevann fra Kaarbøverkstedet. Konsentrasjonen av PAH i spylevannet er mer moderat og er i samme størrelsesorden som i sigevann fra deponiene/fyllingene. Metallinnholdet i spylevann og faststoff fra skipsverftet viser at denne kilden også kan bidra til metallforurensning i Harstad havn. Vurderingene av tilførsler med spylevann fra verftene er kun basert på en prøve, og det er nødvendig med ytterligere dokumentasjon for å dokumenter betydningen av denne kilden.

Konsentrasjon av PCB og til dels PAH i sigevann fra **deponiene** vurderes også som høyt. Deponiene drenerer alle ut i område 1.

4.3 Vurdering av de mest sentrale kildene

De viktigste gjenværende kildene til forurensning i sedimentene vurderes som vist i kapittel 4.2 å være:

- Skipsverftene
- Deponiene i Russevika, Seljestadfjæra og Hjellholmen

Enkelte andre aktuelle kilder er også vurdert og diskutert nærmere i det etterfølgende. Behov for nærmere undersøkelser er påpekt for de enkelte kilde-typene.

4.3.1 Skipsverft

Harstad har opp gjennom tiden hatt en rekke skipsverft i indre havn. Det pågår fortsatt drift ved Harstad mekaniske verksted. Tidligere ble båtene gjort rene ved sandblåsing. Sandblåsesanden ble samlet opp i hauger og oppbevart utildekket utendørs ved verftene. I dag blir båtene høytrykkspytt med vann. Verken vann eller faststoff som løsner under spylingen blir samlet opp. Labnett gjorde i 2005 (Barland, K., 2005) en undersøkelse av innholdet i spylevannet og faststoffet fra Kaarbøverkstedet. Spylevann og faststoff ble samlet opp i presenninger under båtene. Spylevannet og faststoffet ble overført i 200 liters kar, og satt til sedimentering i 3 dager. Det ble tatt prøver av vannfasen og av

faststoffet for kjemiske analyser. Resultatene er gitt i Tabell 19. Tabell 20 viser de totale utslippene fra Kaarbøverkstedet pr år.

Tabell 19 Innhold av miljøgifter i spylevann og faststoff ved rengjøring av båter ved Kaarbøverkstedet A/S i Harstad.

Parameter	Spylevann (µg/l)	Faststoff (mg/kg)
Σ16-PAH ¹⁾	3,71	179
Σ PCB ₇ ²⁾	0,007	0,753
Hg	0,0675	0,763
As	15	25,5
Cd	40,5	65,5
Cu	10383	142 858
Pb	112	954,5
Cr	22,5	1396,5
Ni	27,5	1545,5
Zn	8678	70 841
Sn	207,5	6240
TBT	158,1	8615

1) 16 EPA-PAH

2) 7 PCB (Dutch)

Tabell 20 Oversikt over totalt utslipp fra Kaarbøverkstedet per år, og fordelingen mellom faststoff og vannfase (Barland, K., 2005).

Parameter	Totalt utslipp per år	%-andel i faststoff	%-andel i vannfase
PAH	18,6 g	95,5	4,5
PCB	71,6 mg	97,9	2,1
TBT	888,3 g	96,0	4,0
Hg	90,6 mg	83,3	16,7
As	5,9 g	42,9	57,1
Cd	15,6 g	41,7	58,3
Cu	16,5 kg	85,9	14,1
Pb	119,6 g	79,0	21,0
Cr	143,3 g	96,5	3,5
Ni	159,2 g	96,1	3,9
Zn	9,0 kg	78,3	21,7
Sn	664,2 g	93,0	7,0

Det er verd å merke seg at mer en 95 % av de organiske miljøgiftene er bundet til faststoffet i spylevannet fra Kaarbøverkstedet. Når det gjelder tungmetaller er opptil 58 % (kadmium) løst i vannfasen (Barland, K. 2005). Dette betyr at en større andel av tungmetallene, unntatt krom og nikkel, er løst i vannfasen og dermed er mest tilgjengelig for vannlevende organismer.

Analyseresultatene viser at det er betydelig forhøyede konsentrasjoner av både organiske miljøgifter og metaller i faststoff fra spylevannet fra Kaarbøverkstedet. Dette dokumenterer at Kaarbøverkstedet og sannsynligvis de øvrige skipsverftene er en kilde til forurensning av sedimentene. Mengden av organiske miljøgifter, som PAH og TBT, som slippes ut i året er så stor at det vil kunne forurense store arealer av Harstad havn. For å bekrefte dette bør sedimentene rett utenfor Kaarbøverkstedet og de andre skipsverftene undersøkes nærmere.

4.3.2 Deponier:

Sentralt i Harstad er det flere eldre kommunale og privat deponier som drenerer direkte til fjorden. I indre havn er det spesielt tre fyllinger som kan være kilder til forurensning av sedimenter og vann:

- Hjellholmen
- Russevika
- Seljestadfjæra

Dette er gamle avfallsfyllinger med ukjent innhold som er fylt ut i sjøen uten tilstrekkelig sikring. Det er utført miljøtekniske undersøkelser og vurderinger av disse deponiene. Det er påvist høye konsentrasjoner av både organiske miljøgifter og metaller i sigevann fra fyllingene. SWECO Grøner konkluderte i 2005 (Mørch, T., 2005c) med at utlekkingen av PAH, PCB og THC påvirker vannkvaliteten og kan forurense sedimentene. Videre er det konkludert at metaller som er løst i vannfasen kan påvirke vannkvaliteten i tilgrensende områder.

Tabellene i kapittel 4.2 viser også at lekkasje fra søppel- og industrifyllingene kan være betydelige kilder til forurensning i vann og organismer i området. Metaller, som i hovedsak er løst i sigevannet, kan felles ut i som et resultat av endrede redoks-forhold og endret pH. Disse utfelte metallene vil normalt i stor grad akkumuleres i sedimentene i nærområdene utenfor deponiene. For å kunne vurdere betydningen av tilførselen til sedimentene, må mengden som spres fra deponiene sammenlignes med sedimentasjonsraten i området.

Det foreligger data fra jordprøver og sigevannsprøver fra deponiene. Sedimentprøver i direkte nærhet av deponiene foreligger ikke, og den direkte påvirkningen av sjøen og sedimentene utenfor deponiene vurderes ikke å være tilstrekkelig dokumentert. Det bør tas sedimentprøver, prøver av suspendert stoff og løste miljøgifter i områdene nært deponiene for å se hvor stor reell påvirkning lekkasje fra deponiene har på sedimentene.

4.3.3 Overflatejord

Undersøkelsen av overflatejord som NGU gjorde i 2005 (Jartun, M. og Volden, T., 2006) konkluderte med at de høyeste konsentrasjonene av

miljøgifter og metaller er knyttet til skipsverftene og industriområdene, samt ved avfalls- og industrifyllingene.

Undersøkelsen av **sandfang** som NGU utførte i 2005 (Jartun, M. og Volden, T., 2006) viste generelt lave konsentrasjoner av miljøgifter i Harstad sentrum. Det var imidlertid vanskelig å få tilgang til sandfang i de mest forurensete områdene.

Basert på resultatene i NGUs undersøkelser vurderes ikke overflatejord å være en kilde til forurensning av sedimentene generelt. Dette er dokumentert i kapittel 4.2. Avrenning fra overflatejord fra enkelte industriområder og verftene er trolig fortsatt aktive kilder. Dette gjelder særlig ved:

- Thrane miljøindustri
- Hjellholmen
- Ytre Rolla
- Notbøteriet i Harstadbotn
- Danielsens skraphandel

NGUs kart i vedlegg B, viser lokaliteter hvor konsentrasjonene av forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter i overflatejord og sandfang. Disse lokalitetene sammenfaller med industriområder i Harstad.

4.3.4 Andre kilder

NGU analyserte i 2005 prøver fra 10 **bygningfasader** for PCB. Det ble kun påvist mindre mengder PCB i en prøve i denne undersøkelsen. Derimot inneholdt over 40 % av prøvene av overflatejord konsentrasjoner av PCB som overstiger normverdien for ren jord som er 10 µg/kg. Dette indikerer at det finnes en PCB kilde i Harstad som ikke har blitt påvist i NGUs undersøkelse. Konsentrasjonen av PCB både i overflatejord og i masse fra sandfang er betydelig lavere enn konsentrasjonen i sedimentene. Dette betyr at jord og sandfangsmasser i de undersøkte områdene ikke er betydelige kilder til forurensning av sedimentene.

Krigsetterlatenskaper er tidligere nevnt som en potensiell kilde. Det er ingen oversikt over krigsetterlatenskaper som muliggjør en vurdering av om dette kan være en pågående kilde. Eventuelle ukjente kilder vil imidlertid kunne fanges opp ved overvåking av løste miljøgifter og suspendert stoff i sjøen, som diskutert i kapittel 5.

Gjennomgangen av de aktuelle kildene viser at det er viktig å overvåke spredningen fra skipsverft og deponiene i strandkanten. Dersom denne overvåkingen bekrefter at spredningen fra disse kildene er betydelig, vil det være nødvendig med tiltak for å redusere spredningen fra disse kildene.

4.4 Vurdering av opprinnelsen til miljøgiftene

SWECO Grøner (Mørch, T., 2005c) har grundig diskutert opprinnelsen til PCB i havnesedimentene. Det går frem av rapporten at PCB kan stamme fra skipsmaling for antibegroing, isolasjonsvæske i elektriske komponenter, isolasjonsvæske i transformatorer eller direkte utslipp av kondensator- eller trafoolje. Det ble innført totalforbud av PCB i Norge i 1980, og frist for utbytting av PCB holdige lysarmaturer var 31. desember 2007 (SFTs nettsider). Analysen av spylevann og faststoff ved Kaarbøverkstedet viser at verftene kan være betydelige kilder til PCB fremdeles. Innhold av PCB i sedimentene forventes for øvrig å hovedsakelig å være historiske.

Opprinnelsen til PAH i havnesedimentene er også diskutert av SWECO Grøner (Mørch, T., 2005c) basert på fordelingen av de enkelte PAH-forbindelsene. Rapporten sier at det ikke er "mulig å angi entydige kilder på land. Dette tyder på at kildene også kan være via nedbør og forbrenning." Dette er en fornuftig vurdering, men som man ser fra faststoffet som skylles ut ved spylevannet ved Kaarbøverkstedet så inneholder spylevannet så høy konsentrasjon av PAH at skipsverftene sannsynligvis har påvirket og fremdeles påvirker PAH-konsentrasjonen i sedimentene i Harstad havn.

TBT forbindelser inngår i produkter som tidligere ble benyttet som bunnstoff, i treimpregneringsmidler samt i mindre grad i produkter som trebeis og tremaling, desinfeksjonsmidler, konserveringsmidler og rengjøringsmidler. Stoffet er meget giftig for noen marine organismer og er tungt nedbrytbart ved liten tilgang til oksygen. I dag er også TBT blitt forbudt (www.miljostatus.no) Det er imidlertid sannsynlig at det vil ta noe tid før spredning fra skip og skipsindustri opphører helt. Det vil si at det teoretisk ikke finnes noen kilde for TBT i dag. Som tabellene i kapittel 4.2 viser, er det i hovedsak analysert på TBT i sedimentene i tillegg til den ene prøven av spylevann og faststoff fra Kaarbøverkstedet. Konsentrasjonen av TBT i faststoff fra Kaarbøverkstedet er mer en 200 ganger så høy som den høyeste konsentrasjonen som er påvist i sedimentene. Sedimentprøvene med høyest TBT-innhold er tatt svært nært Kaarbøverkstedet. Konsentrasjonene synes også å være forhøyet i prøvestasjonene nær småbåthavnene og nær verftene. Kilden til TBT er i all hovedsak knyttet til skipstrafikk og aktivitet ved skipsverftene.

5 SUPPLERENDE UNDERSØKELSER

I arbeidet med kildevurderinger er det noen problemstillinger vedrørende behov for supplerende undersøkelser som har utmerket seg:

- Det foreligger ikke informasjon om mektigheten og utbredelse av de forurensete sedimentene, også i de dypere liggende områdene.
- Den reelle løseligheten til de sentrale forureningsparameterne er ikke dokumentert. Erfaringsmessig er løselighetsbetingelsene som ligger

som grunnlag i risikovurderingsverktøyet langt mer konservative enn reell løselighet i modne sedimenter.

- Spesifikk dokumentasjon av hvordan tilførselen fra identifiserte pågående kilder vil påvirke sedimentkvaliteten er mangelfull. Dette gjelder i hovedsak fra skipsverftene og deponiene.
- Dokumentasjon av spredningsforhold og tilstanden i sjøen er viktig for planleggingen av tiltakene og for å kunne dokumentere effekten av tiltakene. Dette gjelder både kunnskap om strømforhold for blant annet å unngå rekontaminering, samt dokumentasjon av organismer slik at utviklingen av miljøtilstanden sett i forhold til kostholdsrådet kan vurderes.
- Det er pekt på en del spesielle problemstillinger hvor det er behov for dokumentasjon i forhold til konkrete tiltaksmuligheter.

Denne informasjonen er nødvendig som grunnlag for videre prosjektering av tiltakene, og anbefales utført i 2008. Det vil være naturlig å gjennomføre undersøkelsene trinnvis, slik at analyse- og prøvetakingsprogram kan optimaliseres underveis i prosessen. Det kan også være behov for ytterligere detaljerte tiltaksundersøkelser som grunnlag for detaljprosjektering av konkrete tiltak. Forslag til prøvetakingsprogram er gitt i det videre.

5.1 Mektighet, utbredelse og forurensningsgrad i sedimentene

Det bør gjennomføres en systematisk undersøkelse av sedimentene for å dokumentere mektighet av forurenset lag og mektighet av løsmasser over fjell. Utbredelse av forurensninger for å avgrense tiltaksområdet og som grunnlag for å prioritere type tiltak er også nødvendig. Sedimentprøvene bør analyseres for PCB, PAH, TBT og metaller:

- Områdene 1 til 5 og landnære deler av område 6 foreslås kartlagt i henhold til rutenett. For å begrense prøveantall til et realistisk nivå, foreslås rutenettsundersøkelsen delt inn i en prøve pr 100 × 100 m. I områder hvor det er sannsynlig at tiltak uansett er nødvendig, foreslås tettere prøvetaking med en prøve pr 50x50 m. Det kan være behov for ytterligere tettere prøvetaking i forkant av mudringen. I områder grunnere enn kt -10 anbefales prøvetakingen utført med kjerneprøver på én meter i hver rute. I dypere områder anbefales prøvetaking utført med grabb. Supplerende prøvetaking bør også gjennomføres i farleden.
- Sedimentkjernene deles inn i mindre prøver, for eksempel 0-10 cm, 10-30 cm, 30-50 cm og videre en prøve per 20 cm for uttak av prøver for kjemiske analyser. Utvalgte prøver anbefales å snittes i sjikt med 1 m cm i de øverste
- I utgangspunktet anbefales det at topp-prøvene (0-10 cm) analyseres. Utvalg av dypere prøver som skal analyseres må justeres basert på de visuelle observasjonene i løpet av feltarbeidet. Behovet for å analysere de dypere sedimentprøvene må vurderes underveis.

- Ekstra sedimentkjerner tas ved belastede områder, som ved skipsverftene, avfallsdeponiene, ”hot-spots” og lignende. Prøver tas i gradienter med økende avstand fra kilden. Disse analyseres med liknende program som de andre sedimentkjernene.
- I størrelsesorden 6 sedimentkjerner, bør tas i det resterende av område 6. Disse deles inn på samme måte som resten av sedimentkjernene. I første omgang analyseres 0-10 cm. Dypere prøver analyseres kun dersom disse prøvene er forurenset.

5.2 Tilførsel av ny forurensning

Sedimentfeller og passive prøvetakere bør settes ut i områder hvor det er kjente kilder til forurensning:

- Utenfor de dokkene som er i bruk i dag (kildekontroll)
- Utenfor avfallsdeponiene (kildekontroll)
- Ved Thrane miljøindustrier (kildekontroll)
- Midt i Harstadbotn (referanse kilder)
- Utenfor tiltaksområdet (referanse upåvirket område)

Sedimentfeller settes ut i sjøen hvor de samler opp suspenderte partikler i en gitt periode (2-3 mnd). Passive prøvetakere settes ut og tas inn samtidig med sedimentfellene. Andel partikler i sedimentfellene bestemmes, og vil dokumentere sedimentasjonsraten i området. Videre analyseres partiklene i sedimentfellene og de passive prøvetakerne mhp de samme parameterne som i sedimentundersøkelsen.

Sedimentfeller og passive prøvetakere er nyttige verktøy for å dokumentere tilførselen av ny forurensning til sedimentene fra eksisterende kilder. Sedimentfellene sier noe om hvor stor tilførsel av ny forurensning som tilføres sjøen bundet til partikler. Passive prøvetakere benyttes for å bestemme konsentrasjonen av ulike organiske forbindelser løst i sjøvann. Dette tilsvarer den biotilgjengelige andelen som lettest kan tas opp av vannlevende organismer. Denne informasjonen er viktig både som grunnlag i den reviderte risikovurderingen, samt for å vurdere hvilke tiltak som vil ha størst betydning for å kunne oppheve det eksisterende kostholdsrådet. Dessuten danner det grunnlag for å kunne dokumentere effekten av tiltak etter at de er gjennomført.

5.3 Bestemmelse av diffusjonsrate fra sedimenter

Den supplerende undersøkelsen beskrevet i kapittel 5.1 vil gi god informasjon om hva sedimentene inneholder av forurensning, men det er også viktig å dokumentere hvor tilgjengelig denne forurensningen er for økosystemet. Dette bør delvis gjøres ved å analysere porevann fra et utvalg sedimentprøver. Måling av konsentrasjon av miljøgifter i porevann gir konsentrasjonen som er tilgjengelig for organismer i sedimentet og kan dermed sammenlignes direkte med giftighet av stoffene i vann. Metaller og TBT måles direkte i porevannet etter sentrifugering, mens PAH og PCB må måles etter en slags ristetest hvor sediment-

prøver og sjøvann ristes sammen med passive prøvetakere av typen POM – polymethylen. Testene utføres på et utvalg sedimentprøver fra hvert av de enkelte delområdene. I utgangspunktet anbefales det å utføre undersøkelser på i størrelsesorden 3 prøver fra hvert delområde, til sammen 18 prøver.

Diffusjonsraten fra sedimentene anbefales også å dokumenteres ved hjelp av diffusjonskammere som settes ut på sjøbunnen i områder hvor tiltak er nødvendig. Diffusjonskammerne settes ut før og etter tiltak.

Resultatene fra disse undersøkelsene vil danne grunnlag for å revidere inngangsparametere som ligger til grunn risikoberegningene og til å dokumentere effekten av tiltakene. Normalt er reell løselighet i felt lavere enn teoretisk løselighet som ligger til grunn i risikovurderingsverktøyet. En revidert risikovurdering vil i så tilfelle kunne medføre betydelig reduserte behov for tiltak.

5.4 Strømforhold i Harstad havn

Dokumentasjon av strømforholdene er generelt viktig for å vurdere spredningsbildet under tiltaksgjennomføring. Dette gjelder enten tiltaket er knyttet til kilder på land, mudring og deponering eller tildekking. Kunnskap om strømningsforholdene er også viktig for å bestemme i hvilke delområder tiltakene bør gjennomføres først. Videre vil dokumentasjon av strømforholdene være sentral informasjon for å vurdere om det er aktuelt å etablere et dypvannsdeponi i Harstadbassenget.

5.5 Overvåkning av organismer

Kostholdsrådet er basert på PCB, bly og kadmium i fisk og skjell. I og med at oppheving av kostholdsrådet er et overordnet mål, anbefales overvåkning av disse organismene før og etter tiltak. Det tilrådes å benytte samme prøvetakingsprogram som ble benyttet i 1997-98 av Akvaplan-Niva (Jørgensen, E., Velvin, R. og Killie, B., 2000). Ved å kopiere prøvetakingsprogrammet fra 1997-98 er det vurdere utviklingen over tid. Det tar sannsynligvis noe tid fra tiltakene er utført til det kan spores forbedringer i organismene. Ved å opprette en tidsserie med målinger, vil tilstanden for organismer i Harstad havn kunne overvåkes og endringer enkelt dokumenteres i fremtiden.

5.6 Massenes fysiske egenskaper

For å vurdere massenes egnethet som fyllmasser i strandkantdeponier er det nødvendig å dokumentere sedimentenes fysiske egenskaper. Undersøkelsene vil også gi et innledende grunnlag for å vurdere eventuelle behov for sementstabilisering samt design av barriere og filter. Som minimum anbefales følgende undersøkelser gjennomført:

- Kornfordeling, permeabilitet og styrkeegenskaper
- Utlekkingstester med bruk av sigevann i kombinasjon med rene og forurensete sedimenter, for en eventuell samordning med sikring av avfallsdeponiene.

5.7 Kartlegging for eventuelt strandkantdeponi

- Dokumentasjon av miljøtilstanden i sedimentene i planlagt dumpeområde
- Områdestabilitet i dumpeområdet (geotekniske undersøkelser)

5.8 Kartlegging for eventuelt dypvannsdeponi

For å vurdere om etablering av et dypvannsdeponi er et alternativ må minimum følgende tilleggsundersøkelser gjennomføres:

- Kartlegging av strømforhold
- Undersøkelse av oksygenforhold
- Dokumentasjon av miljøtilstanden i sedimentene i dumpeområdet
- Oversikt over eventuelle tidligere dumpeområder
- Geoteknisk stabilitet av dumpeområdet

6 TILTAKSALTERNATIVER

Opprydding av forurenset sjøbunn er et forholdsvis nytt fagområde hvor det foregår mye forskning og utvikling. I hovedsak er følgende tiltaksalternativer aktuelle:

- Tiltak mot kilder på land
- Mudring og deponering
- Tildekking
- Ingen tiltak

Den helhetlige tiltaksplanen for Harstad havn vil etter all sannsynlighet omfatte en kombinasjon av alle disse tiltakstypene. Der hvor utdyping er nødvendig eller hvor det ikke er plass til 0,3 m tildekkingsmasse uten å komme i konflikt med ønsket seilingsdyp, er mudring nødvendig dersom det skal gjøres tiltak i området. I de andre områdene der det er behov for miljøforbedrende tiltak, men der behovet for seilingsdybde ikke er en begrensning, vil tildekking være den mest aktuelle tiltaksmetoden. I noen deler av havneområdet vil det sannsynligvis ikke være behov for tiltak. Videre kan en løsning være å kombinere de ulike tiltaksmetodene med begrensninger i arealbruk, for eksempel å begrense tillatt ferdsel i enkelte områder for å redusere behovet for mudring/tildekking. Omfang av de enkelte tiltakene er ikke vurdert i det etterfølgende da datagrunnlaget ikke gir mulighet til noe mer nøyaktige vurderinger enn det som alt foreligger fra SWECO Grønners undersøkelse i 2005 (Mørch, T., 2005c). De ulike tiltakenes aktualitet i Harstad havn er imidlertid diskutert i det etterfølgende.

6.1 Tiltak mot kilder på land

For at opprydding i sedimentene skal være vellykket er det svært viktig at kildene til forurensning fra land stoppes. De kildene som per i dag har pekt seg ut er skipsveftene og deponiene.

6.2 Mudring

Mudring er det tiltaket som benyttes dersom sedimentene ligger på vanddyp som kommer i konflikt med seilingsdybder i havneområdet eller i områder hvor det er sterk strøm som medfører en stor oppvirvling og spredning av forurensning. Mudring i seg selv medfører noe oppvirvling og spredning av forurensningene under tiltaksgjennomføringen. Graden av oppvirvling avhenger av både mudringsutstyr, mudringshastighet og sedimentets egenskaper. Miljømudring er et kostbart tiltak, og det vil være et mål å avgrense omfang av mudringsbehovet ved hjelp av grundige forundersøkelser.

SWECO Grøner har i risikovurderingen (Mørch, T., 2005c) lagt til grunn at forurensete sedimenter på grunnere vanddybde enn 10 m skal mudres. Det er ikke sannsynlig at det reelle mudringsbehovet er knyttet til en så generell grense basert på kun vanddybde. Det forventes at reelt mudringsbehov vil bli redusert som følge av en revidert risikovurdering basert på supplerende undersøkelser som diskutert i kapittel 5 samt vurdering av reelt behov for seilingsdybder i de ulike delområdene.

Aktuelle mudringsteknologier i Norge pr i dag er i hovedsak mudring med grabb eller sugemudring. I utgangspunktet anbefales det at entreprenører selv får i oppgave å foreslå mudringsmetode og dokumenterer effekt og sikkerhet ved metoden i forbindelse med en anbudsutlysning.

6.3 Deponialternativer

Valg av deponitype vil avhenge av flere lokale forhold som bunntopografi, strømforhold, sedimentkvalitet samt lokale utfyllingsbehov. Det er flere deponityper som kan være aktuelle for lagring av forurensete sedimenter også i Harstad havn:

- **Strandkantdeponier** medfører at massene kan anvendes som nyttemasse ved utvidelse av landareal. I sentrale byområder er sjønære landområder svært attraktivt og representerer en betydelig verdi som kan legges til inntekt i budsjettet for sedimenttiltak. Verdien av et slikt nyutviklet landområde vil selvsagt avhenge av lokale areal- og utviklingsbehov. Aktuelle strandkantdeponier i Harstad havn som er vurdert er Larsneset, Holstbukta og Stagnes industriområde.

Tiltaket krever ulike former for sikringsbehov i form av en ytre barriere, filtersone og overflatedekke. De forurensete sedimentene kan enten stabiliseres med sement eller isoleres ustabilisert bak en barriere.

For å kunne etablere et strandkantdeponi må tiltaket være godkjent av den kommunale Plan- og bygningsetaten i tillegg til miljømyndighetene.

- **Dypvannsdeponi** er ofte det rimeligste deponialternativet i seg selv, men genererer ingen positive bieffekter som verdien av et nytt landområde. Dypvannsdeponi vil kunne være et aktuelt alternativ i tilfeller hvor det er overskudd av masse i forhold til utfyllingsmuligheter i strandkantsonen. Ett stort dypvannsdeponi vil normalt være å foretrekke enn en rekke små strandkantdeponier, blant annet som følge av behovet for langvarig kontroll og overvåking uansett hvilken deponitype som velges. Harstadbassenget vurderes som et mulig område som bør utredes for eventuelt å etablere et lokalt dypvannsdeponi.
- Leveranse til landdeponi vil i praksis si at massene transporteres til **godkjente mottak for spesialavfall**. Slike mottak finnes ved Langøya, FSG i Bergen eller Øyjord og Ånes i Mo i Rana. Leveringskostnader for slike masser må forventes å ligge i størrelsesorden 1000 kr/m³, og vurderes ikke som et realistisk alternativ på grunn av de store volum masse som genereres av mudringen.

Det er viktig å være oppmerksom på at all form for lokal deponering vil medføre krav om etterfølgende langvarig overvåking. Det er kun ved leveranse til godkjent avfallsmottak at det fremtidige ansvaret for massene avsluttes. Etablering av mange små strandkantdeponier vil gi større kostnader knyttet til overvåking, enn ett stort deponialternativ.

6.4 Tildekking

Når det gjelder tildekking er anbefalt tykkelse på tildekkingslaget pr i dag mellom 30 og 50 cm, avhengig av erosjonsforholdene og bioturbasjon i området (Eek, E. 2005).

I SWECO Grøner sin risikovurdering (Mørch, T., 2005c) er det lagt til grunn at områder med vanddybde mer enn 10 m skal tildekkes. Det går ikke frem av rapporten hvilke kriterier eller avgrensede maksimaldybde som er blitt benyttet for å angi området for tildekking. Det eksisterende datagrunnlaget er ikke tilstrekkelig til å avgrense tildekkingsbehov og -areal. Det anses som sannsynlig at også områder som er anbefalt tildekket kan begrenses når miljøsituasjonen i sedimentene er tilstrekkelig dokumentert og revidert risikovurdering foreligger.

Tilgang på løsmasser er begrenset i regionen. Per i dag vurderes det som mest realistisk å benytte rene marine sedimenter som tildekkingsmasse. Det er mulig å skaffe store volum masse relativt rimelig ved hjelp av sugemudring (ikke

miljømudring). Det vil være behov for å dokumentere kvaliteten på de massene som ønskes benyttet til tildekking.

6.5 Ingen tiltak

I noen tilfeller vil det å la sedimentene ligge uberørt være mest riktig. Dette gjelder særlig i områder hvor det er liten spredningsrisiko, i områder med lave konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentene eller når forurensningene er sterkt bundet til sedimentet slik at påvirkningen av det marine miljøet er liten. Det kan være liten spredningsrisiko i områder hvor sedimentene ikke er påvirket av propellstrøm eller tidevannserosjon, eller i områder hvor sedimentene er grove og ikke lett eroderbar. Å unngå inngrep kan også være et godt alternativ i områder med stor sedimentasjon av rene partikler som gir en naturlig tildekking av området. Alternativt kan ingen tiltak kombineres med arealbruksbegrensninger som regulerer risiko for spredning. På samme måte som beskrevet for mudring/tildekking, må dette alternativet vurderes konkret på bakgrunn av den reviderte risikovurderingen.

Det foreligger ingen dokumentasjon mhp sedimentasjonshastighet i Harstad havn. Det er imidlertid ingen store elver som drenerer ut i havneområdet, og det antas derfor at den naturlige sedimentasjonshastigheten er liten.

6.6 Reviderte kostnadsoverslag og arealvurderinger

6.6.1 Kostnader

Enhetskostnadene for de ulike tiltaksalternativene som er oppgitt SWECO Grøner (Mørch, T., 2005c) er vurdert i forhold til enhetskostnader gitt i (Systad, I.M., Laugesen, J., 2003). Kostnadsoverslagene som er benyttet av SWECO Grøner er vist i Tabell 21. Kostnadsoverslagene inneholder stor usikkerhet, men er vurdert som realistiske og tilstrekkelige på det nåværende stadiet, da også massebalansene er svært usikre. SWECO Grønners forslag til enhetskostnader er derfor benyttet i de videre kostnadsvurderingene i denne rapporten. Endelige budsjetter vil måtte utarbeides på bakgrunn av en revidert risikovurdering og en detaljert massebalanse.

Tabell 21 Erfaringstall for kostnader fra ulike teknologityper (Mørch, T., 2005c).

Type teknologi	Kostnader Pris i kr/m ² sjøbunn	Merknader
Ingen tiltak	50-200	Sedimentene dekkes til av naturlig sedimentering. Krever overvåkning i lang tid
Tildekking	50-500 ¹⁾	Avhenger av bunntopografien og mektigheten på det forurensete laget.
Mudring med deponering	100-500	Det er lagt til grunn at et sedimentlag på ca. 0,5 m må fjernes.
Mudring med rensing	400-1000	Det er lagt til grunn at et sedimentlag på ca. 0,5 m må fjernes.

1) Øvre enhetspris for tildekking vurderes som høy Tilsvarende veiledende enhetskostnad beregnet ut fra Pilotprosjektet i Trondheim (Magnussen, K. m.fl., 2006)) er 150 kr/m².

Generelt er kostnadene for mudring og deponering i størrelsesorden det dobbelte av kostnader for tildekking. Mudring og deponering kan imidlertid være et prisgunstig alternativ dersom mudringsmassen kan anvendes til utvidelse av landarealer som diskutert i kapittel 6.3.

6.6.2 Arealvurderinger

SWECO Grøner har vurdert omfanget av behov for mudring, tildekking og arealer som ikke trenger noe tiltak (Mørch, T., 2005c). Resultatet er sammenstilt i Tabell 22. I 2006 ble denne oversikten revidert (Skjegstad, N. og Rikardsen, F., 2006). NGI har gjennomført en ytterligere revidert vurdering som kun er basert på nye beregning av arealer som ligger innenfor kt -10 som foreløpig er beholdt som avgrensningen mellom mudring og tildekking. Økt tildekkingsbehov er fremkommet kun ut fra differansen i redusert mudringsbehov fra beregningene utført av SWECO Grøner i 2005 (Mørch, T., 2005c) og NGI i denne rapporten. Reviderte arealer og kostnadsoverslag er gitt i Tabell 22 og Tabell 23.

Tabell 22 Arealfordelingen mellom mudring, tildekking og ingen tiltak i Harstad havn (delområdene 1-6).

	Mudres (m ²)	Tildekkes (m ²)	Ingen tiltak (m ²)	Totalt areal (m ²)
NGIs beregninger	609 000	667 000	600 732	1 876 732
Skjegstad, N. og Rikardsen, F., 2006	594 000*	412 000*	81 822*	1 087 822*
Mørch, T., 2005c	753 400	522 600	715 167	1 991 167

*Volumberegningene inkluderer kun delområde 1-5.

Tabell 23 *Kostnadsoverslag basert på SWECO Grønners beregninger (Mørch, T., 2005c).*

Kostnader (i 1000 kroner)	Mudring	Tildekking	Totalt
NGIs beregninger	155 295	72 940	228 235
Skjegstad, N. og Rikardsen, F., 2006	151 470*	44 908*	196 378*
Mørch, T., 2005c	191 750	57 200	248 950

* Kun delområde 1-5

Kostnadsforskjellene i Tabell 23 er kun basert på nye beregninger av hvor stor andel av arealene som ligger innenfor kt -10. Dette viser den store usikkerheten i kostnadsberegningene basert på dagens datagrunnlag. Beregningene viser også at begrensninger i mudringsareal har stor innvirkning på de totale kostnadene. I tabellen er det ikke tatt med kostnader for forundersøkelse, forprosjekt, miljøkontroll og overvåking av tiltak. Dette er kostnader som må påberegnes uansett valg av tiltak. Kostnader knyttet til forundersøkelser og prosjektering er erfaringsmessig i størrelsesorden 5-10 % av totalkostnaden. Tilsvarende kostnader må forventes knyttet til miljøoppfølging under gjennomføring av tiltaket.

Det må forventes at volumoverslagene og dermed kostnadsoverslagene blir kraftig revidert igjen når det supplerende datagrunnlaget foreligger.

7 SAMORDNINGSMULIGHETER OG SAMORDNINGSGEVINST

7.1 Samordningsmuligheter

Muligheter til å samordne sedimenttiltak med andre prosjekter er en viktig drivkraft for å komme i gang med tiltak i tillegg til at dette kan være et viktig bidrag til finansiering av tiltakene. Typisk for tiltak i forurensete sedimenter er at det genereres svært store volum masse som må håndteres, enten det er aktuelt med mudring/deponering eller tildekking.

I Harstad er det per i dag ingen planlagte prosjekter som har tilsvarende stort massebehov som mudringen vil generere. Det er heller ingen prosjekter som har et tilsvarende stort masseoverskudd som tildekkingsbehovet per i dag er vurdert å være. Skisserte samordningsmuligheter er derfor lite konkrete på nåværende tidspunkt. På samme måte som for kostnadsvurderinger i kapittel 6, er det ikke er mulig å definere realistiske gevinster med samordningsprosjekter.

Det er imidlertid enkelte mindre prosjekter som er egnet til å samordnes med en helhetlig tiltaksgjennomføring som skiller seg ut. Ikke minst kan disse pro-

sjektene initiere en helhetlig opprydding og tilføre en egenandel for å frigjøre statlige midler. Mulige samordningsprosjekter som er diskutert er:

- Kystverket har planer om å utdype **farleden** inn til Harstadbotn. Dette er det mest konkrete prosjektet per i dag som kan gi en positiv samordningseffekt i forhold til en opprydding i Harstad indre havn.

Farledsmudringen er ifølge Harstad Havn KF oppgitt å være ca 50 m bred, og vil dekke et areal på totalt 25 000 m². Tiltaket er oppgitt å generere ca 20 000 m³ masse hvorav 15 000 m³ er antatt å være løsmasse. Andelen av forurenset masse er ikke kjent. Andelen løsmasse fra utdypingen av farleden er i samme størrelsesorden som massebehovet for utfylling av Larsneset. Utfylling ved Larsneset som en separat deponiløsning kan være et aktuelt tiltaksalternativ som er realistisk å koordinere tidsmessig med farledsmudringen. Utfyllingen vil representere en verdi for Harstad havn, og eventuelt muliggjøre en lokal delfinansiering av tiltaksplanen i tillegg til at Kystverket får tilgang på en lokal deponiløsning for de forurensete sedimentene.

- Utslipp fra **skipsverftene** er kjente kilder til forurensningene i sedimentene. Selv om kildene fra verftene stoppes, er tidligere utslipp akkumulert i områdene utenfor verftene. Tiltaksbehov må vurderes på bakgrunn av de supplerende undersøkelsene og revidert risikovurdering. Tiltakene knyttet til utslipp fra skipsverftene kan, avhengig av anvendelsen av forurensningsloven, bli krevd finansiert av verftene. Opprydding utenfor de aktuelle verftene må dermed kunne anses som et konkret bidrag til delfinansiering av en helhetlig opprydding i sedimentene.
- Eventuelt behov for **vedlikeholdsmudring** foran kaier bør også koordineres inn i en helhetlig tiltaksplan. Behov og omfang av vedlikeholdsmudring og eventuelt oppgradering av kaifronter er ikke kjent. Kostnader knyttet til slike tiltak bør kunne inngå som egenandel fra Harstad Havn KF der hvor tiltakene kan samkjøres med den helhetlige oppryddingen.
- Utslipp fra **avfallsdeponiene** ved Russevika, Seljestadfjæra og Hjellholmen er tidligere vurdert å være så omfattende at det er behov for sikring. Nødvendig omfang av sikringstiltak bør som tidligere beskrevet også dokumenteres noe bedre. Det bør vurderes om det er mulig å samordne disse tiltakene med sedimentoppdydding.

Tiltak knyttet til sikring av deponiene vil sannsynligvis være forholdsvis krevende. Drift og oppfølging av de kommunale avfallsdeponiene (Russevika og Selestadfjæra) er et kommunalt ansvar, og et samordnet tiltak med opprydding i sedimentene vil i tilfelle kunne anses

som en kommunal delfinansiering. Hvorvidt eier av privat(e) deponi(er) er mulig å spore er ikke kjent.

Det er ingen klar løsning til hvordan et slikt samordnet tiltak bør gjennomføres. Muligheten til å anvende sedimenter direkte i sikringstiltaket ved at de benyttes som en barriere mot sjøen er lansert som en teoretisk løsning. Skjellsand vil i prinsippet ha en positiv effekt og fungere som en "buffersone" for forurenset sigevann før det når sjøen. Eventuelle bi-effekter ved at sedimentene i seg selv er forurenset må dokumenteres konkret med laboratorieundersøkelser. Det kan imidlertid synes som om det vil være behov for en omfattende forskyving av dagens strandlinje ut i sjøen for å kunne disponere noe volum av betydning på grunn av begrenset utfyllingshøyde.

Utfylling ved Larsneset og i Holstbukta er vurdert som to alternativer for strandkantdeponi, men volumet i disse deponialternativene er svært begrenset i forhold til det maksimalt anslått mudringsbehov i indre Harstad havn. Et tredje alternativ til strandkantdeponi som har vært diskutert er Stangnes industriområde. Her foreligger det ingen konkrete utviklingsplaner pr i dag, men området er det eneste alternativet til utfylling som er stort nok til å kunne tenkes ha nok kapasitet til å ta imot all mudringsmassen som vil bli generert.

Når det gjelder overskuddsmasser er det heller ikke kjent at det er noen konkrete pågående / kommende prosjekter som vil generere store mengder overskuddsmasse. Lite konkrete planer som utvidelse av Stangnes industriområde og en planlagt tunnel under byen er diskutert. Disse prosjektene vil i hovedsak medføre utspregning i fjell. Usortert sprengstein egner seg ikke som tildekkingsmasser, men sprengstein kan eventuelt benyttes som en ytre barriere mot sjøen ved etablering av strandkantdeponi. Det kan også være aktuelt å undersøke om steinmel (finfraksjonen) fra sprengningsarbeidene kan anvendes som tildekkingsmasse. Volumet vil utgjøre en mindre andel av total volumet. Ved utspregning av store volumer kan finfraksjonen være aktuell som tildekkingsmasse. Kostnader og behov for fraksjonering må da vurderes. Ellers har det vært snakk om bygging av en undersjøisk tunnel og utbygging av Bergsvågen sykehjem, men heller ikke her er planene konkrete nok til at samordningsmuligheten synes realistisk.

Muligheten til å koordinere sedimenttiltakene med andre planlagte sjøarbeider i regionen bør også vurderes. NGI er kjent med at det foregår undersøkelser mhp planlagt sedimentopprydding i Ramsund. Ansvarlig for dette tiltaket er Forsvaret. Å samkjøre disse tiltakene kan være en mulighet til å oppnå gunstige enhetspriser. Den største besparelsen forventes imidlertid å ligge i muligheten til å etablere en felles deponiløsning.

7.2 Samordningsgevinst

De vurderte tiltaksalternativene og diskuterte samordningsmuligheter er sammenstilt i Tabell 24 og Tabell 25. Det presiseres at kostnadsberegningene fortsatt må vurderes som svært foreløpige, og tabellene er ufullstendige. Tabellene er imidlertid ment som et verktøy for utfylling i det videre arbeidet.

Tabell 24 Sammenstilling av aktuelle samordningstiltak.

Deponi type	Lokalitet	Kapasitet (m ³)	Kostnad 1000 kr	Kommentar
Mudring av farled*		15 000 lm ¹⁾ 5 000 fm ²⁾	25 000*	Viktig synergieffekt og mulig driver av helhetlig tiltak.
Strandkantdeponi	Larsnest	19 000	6 500	Synergieffekt: Mulig innfylling av masse fra farled, ca 15 000 m ³ løsmasser. Forurenset masse fylles til middelvann. Lokalt ansvar for overvåking og kontroll.
Strandkantdeponi	Holstbukta			Ukjent volum. Lokalt ansvar for overvåking og kontroll.
Strandkantdeponi	Stangnes industriområde			Lite konkrete planer. Ukjent volum. Eneste kjente mulighet til strandkantdeponi med store volum. Lokalt ansvar for overvåking og kontroll.
Dypvannsdeponi	Harstad bassenget		64 900	Ingen synergieffekt. Rimelig deponering. Lokalt ansvar for overvåking og kontroll.
Mottak for forurensete masser	Langøya, Ø&Å Mo i Rana, FSG i Bergen		304 500 (Ca 1000 kr/m ³)	Ingen synergieffekt. Kostbar deponering. Tiltak endelig avsluttet.
Sikring av avfallsdeponier	Russevika, Seljestadfjæra og Hjellholmen			Omfang og type tiltaksbehov må avklares. Mulig aktuelt å anvende sedimenter som ”utfellingsbarriere” mot sjø. Lokalt ansvar for overvåking og kontroll.
Tildekking	Områder defineres på kart	Areal x m ²		Ingen kjente prosjekter som genererer egnet og tilstrekkelig volum overskuddsmasse. Lokalt ansvar for overvåking og kontroll.

*Informasjon oppgitt av Kystverket i Finnmark og Troms

¹⁾ lm = løpemeter

²⁾ fm = fast masse

Tabell 25 Kostnadsvurderinger i forhold til samordningsgevinst.

	Kostnader i 1000 kr	Finansieres av
Totalkostnader	228 000	
Mudring av farled	25 000*	Kystverket
Larsnesdeponi	6 500**	Harstad Havn KF?
Sikring av avfallsdeponiene		Harstad kommune?
Opprydding utenfor skipsverftene		Skipsverft
Annet?		

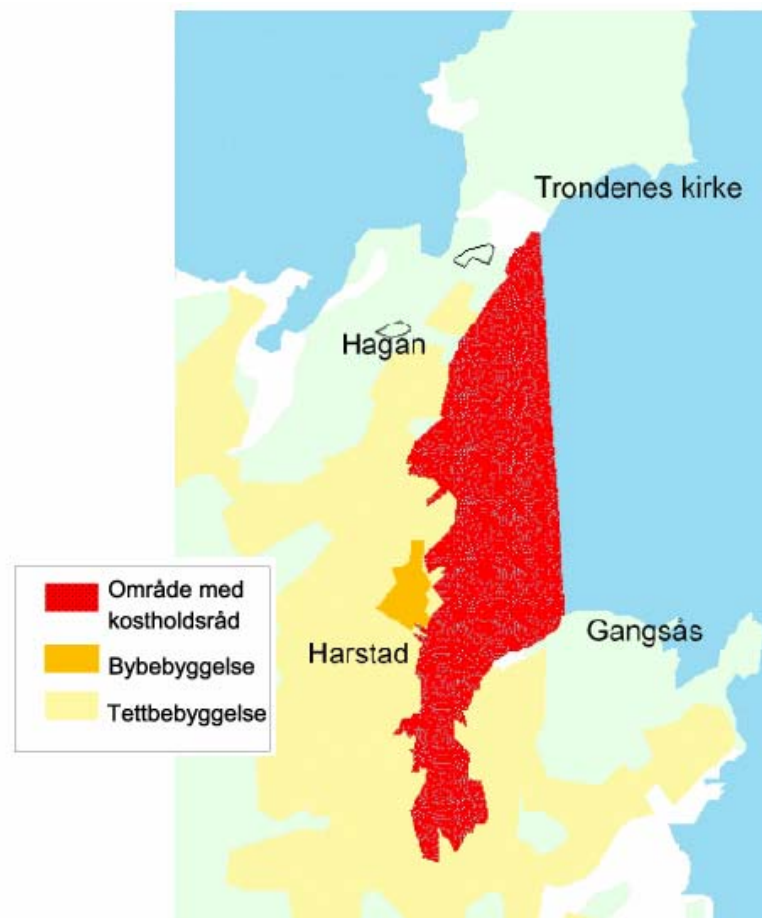
*Informasjon oppgitt av Kystverket i Finnmark og Troms

** Kostnadsoverslag basert på enhetskostnader fra SWECO Grønners beregninger

8 EFFEKT I FORHOLD TIL MILJØMÅL

8.1 Kostholdsråd i Harstad havneområde

Harstad havn er omfattet av kostholdsråd som er begrunnet i forurensning av PCB, bly og kadmium. Det frarådes å spise lever i fisk samt skjell i et område mellom Trondenes kirke og Gangsås. Området som er omfattet av kostholdsråd er vist i Figur 3.



Figur 3 Området som er omfattet av kostholdsrådet i Harstad havneområde (Skjegstad, N. og Rikardsen, F., 2006).

8.2 Miljømål

Harstad kommune har vedtatt følgende miljømål og strategi for Harstad havn:

Langsiktige mål:

- De lokale kildene til forurensning i havneområdet skal stoppes eller avgrensnes så langt som mulig.
- Det skal ikke være forbundet med risiko for human helse å være i kontakt med vannet i indre havneområde i Harstad.
- Kostholdsrådene skal oppheves.

Langsiktig strategi for å nå målene:

- Harstad kommune skal forvalte land og sjø i sammenheng på en slik måte at tiltak og virksomhet i strandsonen skal vurderes med hensyn til konsekvenser for utenforliggende område i sjøen.

Kommunens tidsperspektiv på måloppnåelse:

Ønskelig tidsperspektiv på måloppnåelse er 10-15 år.

8.3 Effekt av tiltak i forhold til måloppnåelse

- ***De lokale kildene til forurensning i havneområdet skal stoppes eller avgrenses så langt som mulig***

Når det gjelder målet om kontroll på kildene til forurensning er dette et arbeid som er kommet godt i gang. Fortsatt gjenstår en del supplerende dokumentasjon for å ha tilstrekkelig kunnskap om behov for tiltak knyttet til kildene. Dette gjelder særlig forurensningstransport fra skipsverftene og avfallsdeponiene, som diskutert i kapittel 4.2.3. Basert på denne dokumentasjonen kan endelige tiltak for å fjerne eksisterende kilder iverksettes slik at miljømålet kan oppfylles.

God dokumentasjon av dagens tilstand i sjøen og av mengden miljøgifter som spres fra de ulike kildene vil gi grunnlag for å kunne dokumentere effekt av eventuelle tiltak mot kilder på land.

- ***”Det skal ikke være forbundet med risiko for human helse å være i kontakt med vannet i indre havneområde i Harstad”***
Som diskutert i ”Tiltaksplan Harstad havn, fase 2” (Skjegstad, N. og Rikardsen, F., 2006), vurderes dette målet å være oppnådd.

- ***Kostholdsrådene skal oppheves***

Spredning av miljøgifter fra kilder på land og fra forurenset sediment bidrar til miljøgiftbelastning av organismer. Reduksjon av disse kildene vil bidra til å redusere denne belastningen. Det eksisterende datagrunnlaget er imidlertid ikke nok til å fastslå hvilket omfang av tiltak som er nødvendig for å kunne fjerne kostholdsråd i området.

Kostholdsrådet i Harstad havneområde er knyttet til kadmium, bly og PCB. Både bly og kadmiuminnholdet i sedimentene er lavt, mens innholdet av metallene i spylevann og faststoff fra Kaarbøverkstedet og til dels fra deponiene er høyt. Sedimentene vurderes ikke å være avgjørende for kostholdsrådet når det gjelder bly og kadmium. Innholdet av PCB i sedimentene er generelt høyt og det er påvist enkelte ”hot-spots” med svært høy PCB-konsentrasjon. Konsentrasjonen av PCB i sedimentene vurderes derfor å ha betydning for kostholdsrådet. For øvrig er området som er omfattet av kostholdsråd større en tiltaksområdet (område 1-6, Figur 2). Det finnes ikke dokumentasjon av sedimentkvaliteten utenfor tiltaksområdet.

Målet om opphevelse av kostholdsråd må anses som et langsiktig mål som er avhengig av at også de gjenværende kildene fra land stoppes. Opphevelse av kostholdsråd er derfor ikke et egnet mål for å vurdere effekten av gjennomførte tiltak i sedimentene.

Som miljømål for sedimentopprydding er det viktig å etablere et mer operativt tiltaksmål som er etterprøvbart. Eksempelvis vil et slikt tiltaksmål være å definere en grenseverdi for miljøkvalitet i sedimentene. Ofte defineres miljøkvalitet tilsvarende overgangen mellom SFTs Tilstandsklasse 2 og 3 (Jørgensen, T. m.fl., 2006) som et slikt mål. Det kan også være aktuelt å gradere målet til ulik miljøkvalitet i ulike deler av havneområdet. Hvilket nivå som velges som mål for oppryddingen må sees i sammenheng med nivå i kilder på land som ikke kan stanses, slik som innhold i sediment i sandfang i byområder.

Reduksjon i fritt løste konsentrasjoner i sediment og sjøvann kan også være et egnet operasjonelt mål for tiltak både mot kilder på land og tiltak i sedimentet

9 KONKLUSJON

Arbeidet videre mot en renere Harstad havn anbefales på følgende tre områder:

- **Stoppe kjente kilder (skipsverft og deponier)**

Det er viktig at de viktigste kildene til forurensning av sedimentene stoppes før tiltak gjennomføres, se Figur 4. Kildenes effekt på sediment- og vannkvaliteten må dokumenteres før tiltaksprosjektering. Dette vil også være grunnlag for å utarbeide realistiske kostnadsoverslag.

- **Gjennomføre supplerende undersøkelser**

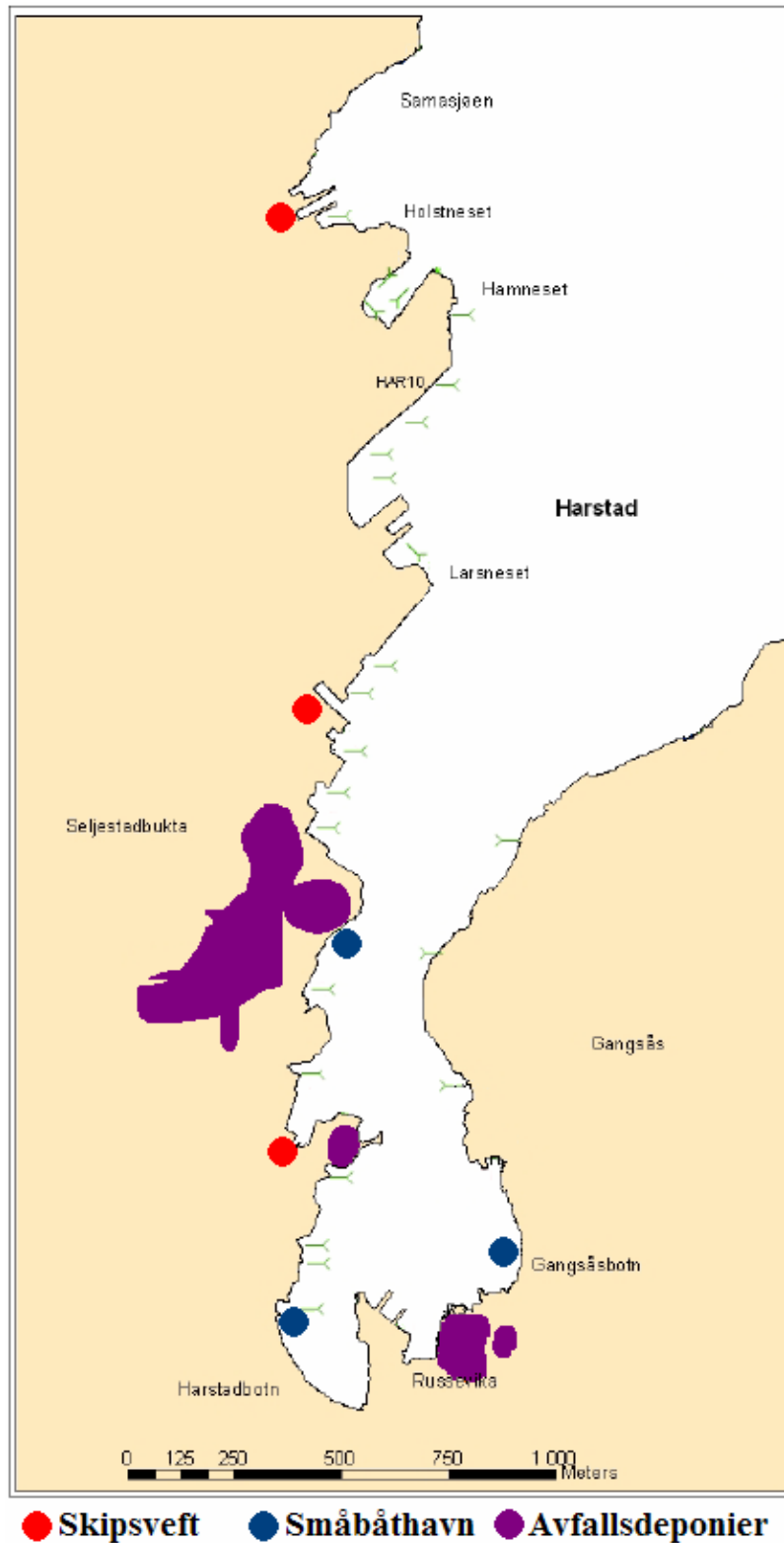
Anbefalte supplerende undersøkelser er nødvendig for å:

- Revurdere risikovurderinger for detaljert vurdering av tiltaksbehov i sediment
- Avklare tiltaksmuligheter og massebalanse
- Konkretisere kostnadsberegningene

- **Lokale strategiske vurderinger**

Opprydding i Harstad hav er et stort og omfattende prosjekt som med stor sannsynlighet vil skape lokalt engasjement. For å oppnå best mulig resultat er det viktig at løsningene har lokal forankring. Det er på to områder hvor det må gjøres lokale strategiske vurderinger.

- Utviklings- og utbyggingsprosjekter kan kombineres med oppryddingen i havnen. Dette vil gi tydelige synergieffekter. Per dags dato er det ingen prosjekter som tydelig peker seg ut som alternativer. Behov og planer må identifiseres lokalt.
- Ved å pålegge arealbruksbegrensninger på enkelte områder i havnen er det mulig å redusere tiltakskostnader.



Figur 4 Oversikt over hovedkildene til forurensning, skipsverftene og deponiene, i Harstad havn, samt småbåthavnene.

10 REFERANSER

Barland, K. (2005)
Resultater fra målinger av utslipp til sjø i forbindelse med spyling av skrog.

Eek, E. (2005)
Anbefalinger ved prosjektering av tildekking av forurenset sediment. NGI rapport nr. 20021244-4.

Evenset, A., Kramvik, E. & Larsen, L-H. (2005)
Miljøteknisk grunnundersøkelse og risikovurdering av eiendom nr. 57/52 Hjøllholmen, Harstad. Akvaplan-niva rapport nr. APN-411.3229.

Göttsch, A. & Larsen, L-H. (2004)
Undersøkelse av miljøgifter i jordprøver fra Hjøllholmenfyllingen, gård nr. 57/52 i Harstad samt vurdering av miljørisiko knyttet til fyllingen. Akvaplan-Niva rapport nr. APN-412.2942.

Jartun, M. & Volden T. (2006)
Jordforurensning i Harstad. NGU rapport nr. 2006.014.

Jørgensen, E., Velvin, R., Killie, B. (2000)
Miljøgifter i marine sediment og organismer ved Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg 1997-1998. Statlig program for forurensningsovervåkning, rapport 786/700. NIVA, Akvaplan-Niva.

Jørgensen, T. m.fl. (2006)
Helhetlig tiltaksplan for forurensete havnesedimenter i Oslo havnedistrikt.

Kramvik, E.O. (2005)
Danielsen skraphandel, Harstad. Risikovurdering av forurenset grunn. Akvaplan-Niva rapport nr. APN-411.2972.02.

www.kystverket.no

Larsen, L-H., Kramvik, E.O. (2005)
Miljøundersøkelse i forbindelse med planlagt etablering av lagerbygg på eiendommen gnr 56 bnr 327, 429 og 798 i Russevika, Harstad. Akvaplan-Niva rapport nr. APN-411.3215.

Larsen, L-H., Evenset, A., Berg, I.A., Skjegstad, N. (2003)
Miljøstatus og kartlegging av kilder til miljøgiftbelastning i Harstad havneområde. Akvaplan-Niva rapport nr. APN-412.2749.01.

Magnussen, K. m.fl. (2006)
Pilotprosjektet i Trondheim havn. Hva er nytte og kostnader ved tiltak i sedimenter? – et arbeidsdokument om samfunnsøkonomisk analyse for tiltak i sedimenter. Rapport nr.: 2006-024.

http://www.miljostatus.no/templates/PageWithRightListing_2890.aspx

Molvær, J. m.fl. (1997)
Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03.

Mørch, T. (2005a)
Harstad kommune miljøtekniske grunn-undersøkelser i Russevika og Seljestadfjæra. SWECO Grøner rapport nr. 129170-1.

Mørch, T. (2005b)
Hjellholmen – miljøteknisk vurdering for tiltak og utbygging. SWECO Grøner rapport nr. 128780,1.

Mørch, T. (2005c)
Harstad havn – Miljøundersøkelser og risikovurdering av forurensete sedimenter og tiltaksutredning. SWECO Grøner rapport nr. 128440-1.

Skjegstad, N. (2004)
Miljøgifter i spylevann fra Tromsø skipsverft, 2003/2004. Akvaplan-Niva rapport nr. APN-410.2899.

Skjegstad, N. (2002)
Miljøgifter i marine sedimenter, Larsneset, Harstad havn 2002.
a) Akvaplan-Niva rapport nr. APN-410.2556.
b) Akvaplan-Niva rapport nr. APN-410.2556/2.

Skjegstad, N., Rikardsen, F. (2006)
Tiltaksplan Harstad havn, fase 2.

Systad, I.M., Laugesen, J., (2003)
Veileder for håndtering av forurensete sedimenter. TA-1979/2004 ISBN 82-7655-474-1.

Utmo, S.O. (2002)
Vurdering av utfylling mellom Larsneset og kai IV – Harstad havn.
Norconsult.

Vedlegg A Konsentrasjoner av benzo(a)pyren, DDT og sink i sediment og kilde- materiale

Tabell A-1 Sammenstilling av benzo(a)pyren kilder

BaP/Område	1	2	3	4	5	6
Sedimenter, µg/kg	579	618	608	779	209	83
Sandfang, µg/kg	124	77	84	103	i.a.	i.a.
Overflatejord, µg/kg	33	41	31	26	520	i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	0,11	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Spylevann fra verft, µg/kg	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Faststoff fra verft	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

i.a. = ingen analyse

Tabell A-2 Sammenstilling av DDT kilder

DDT/Område	1	2	3	4	5	6
Sedimenter, µg/kg	5,8	5,4	66,5	25,4	i.a.	i.a.
Sandfang, µg/kg	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Overflatejord, µg/kg	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Spylevann fra verft	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Faststoff fra verft	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.

i.a. = ingen analyse

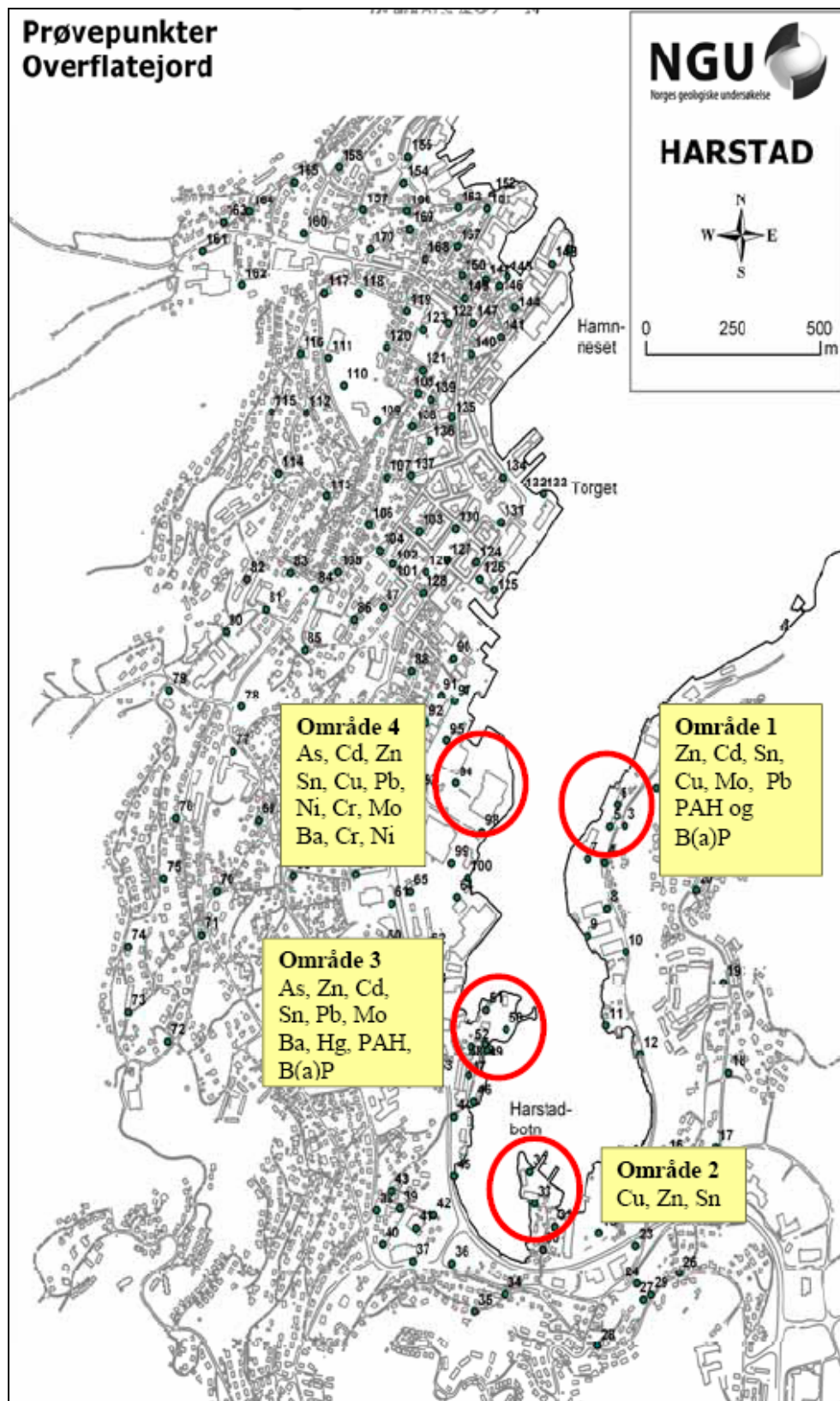
Tabell A-3 Sammenstilling av sinkkilder

Zn/Område	1	2	3	4	5	6
Sedimenter, mg/kg	234	812	223	353	124	21
Sandfang, mg/kg	167	173	119	124	i.a.	i.a.
Overflatejord, mg/kg	352	578	182	239	2971	i.a.
Sigevannsbrønn, µg/L	2322	347	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Spylevann fra verft, µg/L	8678	8678	i.a.	8678	i.a.	i.a.
Faststoff fra verft, mg/kg	70841	70841	i.a.	70841	i.a.	i.a.

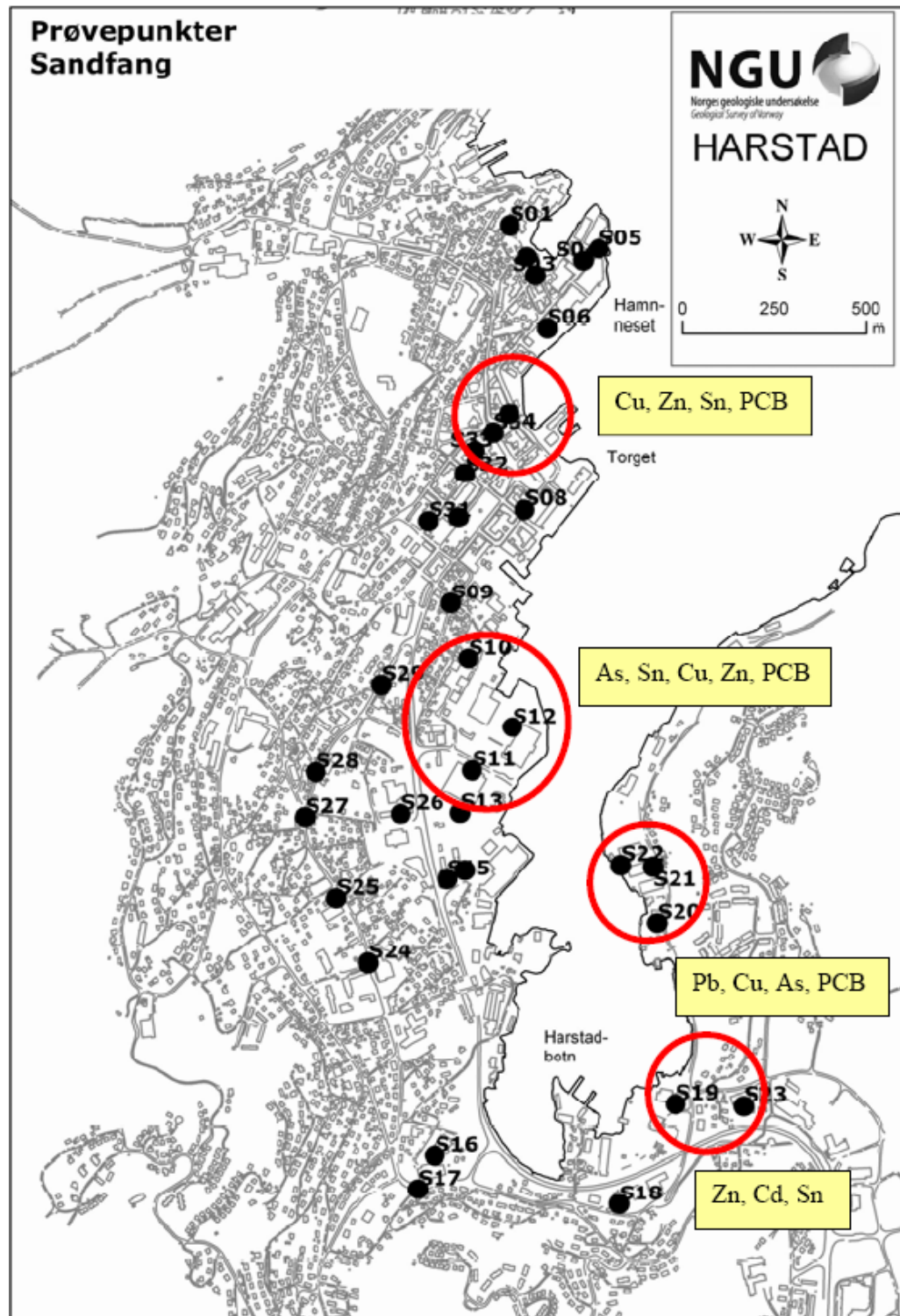
i.a. = ingen analyser



Vedlegg B Miljøgifter i overflatejord og sandfang



Figur B-1 Oversikt over områder med forhøyede konsentrasjoner av organiske miljøgifter og metaller i overflatejord i Harstad.



Figur B-2 Oversikt over områder med forhøyede konsentrasjoner av organiske miljøgifter og metaller i sandfang i Harstad.



Vedlegg C Grunnlag for beregning av tiltakskostnader

Kontroll- og referanseside/ Review and reference page



Dokumentinformasjon/Document information					
Dokumenttittel/Document title Harstad indre havn Opprydding i forurenset sediment - Planlegging av miljøtiltak			Dokument nr./Document No. 20071539-1		
Dokumenttype/Type of document		Distribusjon/Distribution		Dato/Date 20. februar 2008	
<input checked="" type="checkbox"/> Rapport/Report		<input type="checkbox"/> Fri/Unlimited		Rev.nr./Rev.No. 0	
<input type="checkbox"/> Teknisk notat/Technical Note		<input checked="" type="checkbox"/> Begrenset/Limited			
		<input type="checkbox"/> Ingen/None			
Oppdragsgiver/Client Harstad kommune/Fylkesmannen i Troms/Harstad havn KF					
Emneord/Keywords Environmental effect, harbour, sediment transport, sedimentation, sea bed					
Stedfesting/Geographical information					
Land, fylke/Country, County Norge, Troms			Havområde/Offshore area		
Kommune/Municipality Harstad kommune			Feltnavn/Field name		
Sted/Location Harstad havn			Sted/Location		
Kartblad/Map 1332 IV			Felt, blokknr./Field, Block No.		
UTM-koordinater/UTM-coordinates 33WWS539376					
Dokumentkontroll/Document control					
Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev./ Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egen- kontroll/ Self review av/by:	Sidemanns- kontroll/ Colleague review av/by:	Uavhengig kontroll/ Independent review av/by:	Tverrfaglig kontroll/ Inter- disciplinary review av/by:
0	Originaldokument	AN	EE		
Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release		Dato/Date 20. februar 2008		Sign. Prosjektleder/Project Manager Randi Skirstad Grini	