

NIVA



RAPPORT LNR 4473-2002

Miljøgifter i småbåthavner i Aust-Agder 2000

Metaller, klororganiske forbindelser, PAH, TBT og olje i bunnsedimenter



PAH i sedimenter



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
5008 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 Miljøgifter i småbåthavner i Aust-Agder 2000. Metaller, klororganiske forbindelser, PAH, TBT og olje i bunnsedimenter	Løpenr. (for bestilling) 4473-2002	Dato 11. januar 2002
	Prosjektnr. Undernr. O-20201	Sider Pris 37
Forfatter(e) Kristoffer Næs Eivind Oug Jarle Håvardstun	Fagområde Miljøgifter i marint miljø	Distribusjon
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernavdelingen	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag

Bunnsedimenter i ni småbåthavner i Aust-Agder ble undersøkt for miljøgifter i oktober 2000. Havnene var Mindalen (Risør kommune), Østeråbukta (Tvedestrand kommune), Ubekilen og Varmekrogen (Arendal kommune), Sømskilen, Fevik, Barselkilen og Grømbukt (Grimstad kommune) og Tingsaker (Lillesand kommune). Småbåthavnene var til dels betydelig forurenset av tjærestoffer (PAH), tributyl-tinn (TBT) og oljekomponenter, men også i noen grad kadmium. Det var for det meste moderat til lav forurensning av tungmetaller og PCB, og av andre klororganiske forbindelser. I alle havnene med unntak for Grømbukt var sedimentet sort, luktet av hydrogensulfid og hadde høyt organisk innhold. Småbåthavner som ligger i tilknytning til større skipshavner og bosettingsområder (Varmekrogen, Fevik) var påvirket av ulike kilder. I Grømbukt, Sømskilen, Barselkilen og Tingsaker, som alle ligger lenger fra større industrivirksomhet, var forurensningsmønsteret nokså likt. Det organiske innholdet i sedimentet var signifikant relatert til miljøgiftinnholdet, mens andre faktorer som båthavnens størrelse og vinteropplag av båter, syntes å være av relativt mindre betydning. Undersøkelsen viser at det er behov for tiltak for å begrense forurensningene, og at havnenes beliggenhet og lokale forhold har betydning og bør vurderes ved utbygginger og nyanlegg.

Fire norske emneord 1. Miljøgifter 2. Bunnsedimenter 3. Småbåthavner 4. Aust-Agder	Fire engelske emneord 1. Micro-pollutants 2. Bottom sediments 3. Leisure vessel harbours 4. Aust-Agder county, Norway
--	---


 Kristoffer Næs
 Prosjektleder


 Kristoffer Næs
 Forskningsleder


 Jens Skei
 Forskningssjef

O-20201

Miljøgifter i småbåthavner i Aust-Agder 2000

Metaller, klororganiske forbindelser, PAH, TBT og olje
i bunnsedimenter

Forord

Denne undersøkelsen er gjennomført på oppdrag av Miljøvernavdelingen ved Fylkesmannen i Aust-Agder. Nylig gjennomførte undersøkelser av miljøgifter i sedimenter og organismer fra havneområder på Agder indikerte at miljøgifter kunne være et problem også i småbåthavner. Fylkesmannen har derfor ønsket å få mer spesifikk informasjon om miljøstatus for småbåthavner i Aust-Agder. Prosjektbeskrivelse ble utarbeidet 6. september 2000 og kontrakt ble inngått 25. september 2000.

Undersøkelsen fikk umiddelbart stor oppmerksomhet i pressen både lokalt og nasjonalt. Det ble derfor gitt en foreløpig framstilling av resultatene i form av et notat, datert 18. desember 2000 (Næs og Håvardstun 2000). Denne rapporten gir de fullstendige resultatene fra undersøkelsen og noe mer omfattende vurderinger av betydningen av resultatene.

Som ledd i arbeidet har det vært nødvendig å innhente opplysninger om størrelse, alder, vinteropplagsplasser etc. for de enkelte båthavnene som undersøkelsen omfatter. Følgende har bidratt med opplysninger: Øystein Frøyna, Teknisk etat, Risør kommune; Arne Th. Aanonsen, Tvedestrand Motorbåtforening; Thorleif Overhalden, Ubekilen Båtforening; Inger T. Skjørestad og Joe Taraldsen, a/s Assuransegården, Arendal; Øyvind R. Boye, Søm Båtforening; Einar Sætra, Fevik Båteierforening; Benn Jørgensen, Hesnes; Svein Tveter, Grimstad Motorbåtforening; Elin Johansen, Lillesand kommune/Lillesand Havn. Alle takkes for velvillig bistand.

Prøvene er innsamlet av Kristoffer Næs og Frithjof Moy. Rapporten er skrevet og utformet av Kristoffer Næs og Eivind Oug. Jarle Håvardstun har tilrettelagt data og produsert figurmateriale, mens Mette C. Lie har hentet inn opplysninger om båthavnene og tilrettelagt rapporten. Kristoffer Næs har vært prosjektleder.

Grimstad, 11. januar 2002

Kristoffer Næs

Innhold

Sammendrag	5
1. Bakgrunn og formål	7
1.1 Bakgrunn for undersøkelsen	7
1.2 Miljøforhold og forurensninger i småbåthavner - problemstillinger	7
1.3 Formål ved undersøkelsen	8
2. Beskrivelse av småbåthavnene	9
2.1 Valg av småbåthavner	9
2.2 De enkelte småbåthavnene	10
3. Metodikk og vurderingsgrunnlag	19
3.1 Prøvetaking	19
3.2 Analysemetoder	19
3.3 Bedømming av miljøtilstand	19
4. Resultater	21
4.1 Visuelle observasjoner	21
4.2 Overflatesedimenter	21
4.2.1 Organisk innhold	21
4.2.2 Tungmetaller	22
4.2.3 Tjærestoffer (PAH)	25
4.2.4 Polyklorerte bifenyler (PCB)	27
4.2.5 Andre klororganiske forbindelser	27
4.2.6 Tinnorganiske forbindelser (TBT)	28
4.2.7 Oljekomponenter (THC)	29
4.3 Vertikalfordeling i sediment i Fevik båthavn	30
5. Tilstanden i båthavnene	31
6. Referanser	34
7. Vedlegg	36

Sammendrag

Denne undersøkelsen har hatt som hovedmål å bestemme forekomst og nivåer av ulike miljøgifter i småbåthavner i Aust-Agder. Undersøkelsen ble igangsatt etter at det har blitt avdekket betydelige forurensninger i havneområder på Sørlandet. Undersøkelsen har hatt orienterende karakter og ble begrenset til innhold av miljøgifter i bunnsedimenter. Det ble lagt vekt på å inkludere ulike typer miljøgifter som kan stamme fra ulike kilder.

I undersøkelsen ble det valgt ut småbåthavner av ulik størrelse og alder, med og uten vinteropplagsplass, og med ulik grad av beskyttelse. Det ble også lagt vekt på å inkludere småbåthavner som er minst mulig påvirket av andre forurensningskilder. Båthavnene som ble undersøkt er: Mindalen (Risør kommune), Østeråbukta (Tvedestrand kommune), Ubekilen og Varmekrogen (Arendal kommune), Sømsholmen, Fevik, Barselkilen og Grømbukt (Grimstad kommune) og Tingsaker (Lillesand kommune). Prøvetakingen ble foretatt i oktober 2000.

I hver båthavn ble det tatt en prøve av overflatesedimentet (0-2 cm). I Fevik båthavn ved Grimstad ble det i tillegg tatt prøver fra dypere sjikt i sedimentet (5-7, 11-13 cm). Sedimentene ble analysert for innhold av totalt organisk karbon (TOC), tungmetallene sink (Zn), kobber (Cu), bly (Pb), kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd). Videre ble de analysert for innhold av tjærestoffer (PAH), polyklorete bifenyler (PCB), andre klororganiske forbindelser (HCB, lindan, o.l.), tributyltinn (TBT) og oljekomponenter.

Generelt viste undersøkelsen at småbåthavnene var til dels betydelig forurenset av miljøgifter. Forurensningene var særlig knyttet til tjærestoffer (PAH), tributyl-tinn (TBT) og oljekomponenter, men også i noen grad kadmium. Det var for det meste moderat til lav forurensning av tungmetaller og PCB, og av andre klororganiske forbindelser.

I alle havnene unntatt Grømbukt var sedimentet anoksisk og luktet av hydrogensulfid. TOC-innholdet var høyt. Med unntak for Fevik og Grømbukt falt sedimentene i dårligste tilstandsklasse (klasse V) for TOC i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier.

Konsentrasjonene av **tungmetaller** svarte for det meste til moderat forurenset (klasse II) til markert forurenset (klasse III) etter SFTs miljøkvalitetskriterier. De høyeste konsentrasjonene (klasse III) ble målt for kvikksølv i Ubekilen og Varmekrogen, bly i Varmekrogen, og kobber i Østeråbukta, Ubekilen og Varmekrogen. For kadmium var det høye verdier (klasse III) i de fleste havnene og høyest i Ubekilen. For sink var det generelt moderate verdier (klasse II). Det ser ikke ut til at bruk av kobberholdig bunnstoff har medført noen betydelig forurensning av kobber i småbåthavnene.

De fleste havnene var betydelig forurenset av **PAH**. Høyest verdi ble funnet i Fevik (klasse V, meget sterkt forurenset), mens det var sterk forurensning (klasse IV) i Mindalen, Østeråbukta og Varmekrogen. Andelen av potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) var 32-42%.

Påvirkningen fra **PCB** var relativt lav, men tilsvarte markert forurenset (klasse III) i Østeråbukta og Varmekrogen. Påvirkningen fra andre klororganiske forbindelser (**HCB, lindan** o.l.) var også generelt lav.

Alle havnene var sterkt eller meget sterkt forurenset av **TBT** (klasse IV, V). I de mest forurensete havnene (Varmekrogen, Ubekilen) var forurensningen mer enn 1000 ganger over bakgrunnsnivå.

Sedimentene var meget sterkt påvirket av **oljekomponenter**. De høyeste verdiene ble funnet i Ubekilen og Varmekrogen. Sammenlignet med nærområdet til oljeplattformer i Nordsjøen var konsentrasjonene opptil 100 ganger høyere.

De fleste miljøgiftene viste økende verdier nedover i sedimentet i Fevik. Økningen var særlig markert for kvikksølv og PCB. Det var nokså jevne verdier for PAH og olje, mens HCB og TBT hadde fallende verdier. Fordelingen tyder på at forurensningen av kvikksølv og PCB må tilskrives gamle kilder, mens PAH og olje stadig tilføres. For TBT kunne fordelingen tyde på at tilførslene økte i en periode og senere har avtatt.

En sammenligning av alle prøvene med hensyn på relativ fordeling av miljøgifter viste at Varmekrogen, Fevik og Ubekilen skilte seg ut fra de øvrige områdene, mens det var stor grad av likhet mellom Grømbukt, Sømskilen, Barselkilen og Tingsaker. Varmekrogen var karakterisert ved generelt høye verdier for de fleste komponenter, mens Fevik var karakterisert ved høye verdier for PAH, PCB og tildels kvikksølv. Ubekilen hadde særlig høye verdier for kadmium og oljekomponenter. Resultatene for Varmekrogen og Fevik viser at forurensningen i småbåthavner som ligger i tilknytning til større skipshavner og bosetningsområder hvor det har vært ulik industri, er påvirket av disse kildene. Likheten mellom Grømbukt, Sømskilen, Barselkilen og Tingsaker indikerer at småbåthavner som ligger lenger fra områder med større industrivirksomhet, generelt har et nokså likt forurensningsmønster. Årsaken til den spesielt høye kadmiumverdien i Ubekilen er ikke kjent.

En analyse av faktorer som kan ha betydning for forurensningsmønstrene i havnene, viste at organisk innhold i bunnsedimentet (TOC) var den faktor som best og statistisk signifikant kunne relateres til miljøgiftinnholdet. TOC var relatert til forekomstene av sink, bly, kvikksølv og olje, og litt mindre tydelig til kadmium, TBT og PCB. Andre faktorer, som havnens størrelse (antall båter) og vinteropplag av båter, kunne relateres til PAH og HCB, men relasjonene var svakere og var ikke statistisk signifikante. Resultatene indikerer at havnenes beliggenhet og grad av lokal beskyttelse er viktig, mens størrelse og vinteropplag av båter synes å være av relativt mindre betydning.

Det vil være behov for å videreføre og utvide undersøkelsene for å klarlegge kilder nærmere og vinne kunnskap om opptak og transport i miljøet. Det er heller ikke kjent hvilke virkninger miljøgiftene har for naturlige organismer i og ved båthavnene og i hvilken grad organismene bidrar til opptak og spredning av miljøgiftene.

Undersøkelsen viser at det er behov for tiltak for å motvirke forurensninger i småbåthavner. Dette vil omfatte tiltak for å begrense oljespill, tilførsler av organisk materiale, og sikre bruk av mest mulig miljøvennlige bunnstoffer og båtpleieprodukter. Dessuten viser resultatene at havnenes beliggenhet og lokale forhold er av stor betydning, noe som bør tas hensyn til ved utbygginger og nyanlegg. Det kan også være spørsmål om behovet for tiltak mot de eksisterende forurensningene, spesielt sett i lys av at det nå utredes opprydning av forurensede sedimenter i industri- og havneområder.

1. Bakgrunn og formål

1.1 Bakgrunn for undersøkelsen

I de senere år har det vært satt søkelys på forurensninger i havneområder. I en større sonderende undersøkelse av norske havner ble det påvist at bunnsedimentene var betydelig forurenset av flere typer miljøgifter (Konieczny og Juliussen 1995). På Agder ble den sonderende undersøkelsen fulgt opp av en bredere undersøkelse som omfattet organismer i tillegg til sedimenter (Næs m.fl. 2000). Undersøkelser viste at det var til dels høye konsentrasjoner av miljøgifter både i sedimenter og organismer. Ved undersøkelsen ble også bunnsedimenter fra Fevik småbåthavn i Grimstad analysert. Denne havnen var meget sterkt forurenset av tjærestoffer (PAH). Resultatet indikerte at det var behov for å skaffe mer informasjon om miljøgifter også i småbåthavner.

Det finnes generelt nokså begrenset informasjon om miljøeffekter i forbindelse med småbåter. Nylig er det foretatt en undersøkelse av miljøgifter i bunnsedimenter i småbåthavner i Møre og Romsdal (Morseth 2000). I indre Oslofjord er det foretatt en undersøkelse av utvalgte miljøgifter i bunnsedimenter i småbåthavner i forbindelse med søknad om mudring (Konieczny 1995). Fra Oslofjorden foreligger det også en utredning om forurensing fra fritidsbåter og skip med hovedvekt på oljesøl, søppel og toalettutslipp (Baalsrud og Gulbrandsen 1988). En sammenfattende vurdering av miljøforhold og forurensninger er foretatt i forbindelse med en mulig utbygging av båthaven i Barselkilen i Grimstad (Oug og Kroglund 2001). Undersøkelsene i Oslofjorden og i Møre og Romsdal har vist at forurensningene kan være betydelige i småbåthavnene.

1.2 Miljøforhold og forurensninger i småbåthavner - problemstillinger

Aktivitetene i en småbåthavn vil alltid medføre noe tilførsler av forurensende stoffer til sjøen. I hovedsak vil dette dreie seg om små lekkasjer av drivstoff, mindre oljesøl og utlekking av begroingshindrende midler fra bunnstoffer. Erfaringsmessig blir drivstoff og olje pumpet ut med lensevann inne i båthavnene. I tillegg kan det lekke ut rester av maling, lakk og impregneringsstoffer fra båter og bryggeanlegg. Dersom det er vinteropplagsplass for båter i havnen, må en regne med at rester av bunnstoff og båtpleiemidler kan tilføres sjøen i avrenningsvann fra land.

En må også regne med noe forsøpling og utkast av matrester i båthavner. Spesielt i havner som ikke har gode mottaksordninger for avfall kan dette bli et problem. Det vil også være risiko for eventuelle utslipp fra båttoalett. Normalt skal tømning finne sted i godkjente oppsamlingstanker på land eller i åpent farvann, men uhell eller ulovlige utslipp kan forekomme.

I båthavnen danner det seg naturlig begroing på brygger, stolper, tauverk og flytelegemer. Viktige begroingsorganismer er blåskjell, sjøanemoner, grønnalger og trådformete brun- og rødalger. Vekst av begroingsorganismer fører i realiteten til en opphopning av organisk materiale i båthavnen. Dette materialet vil falle til bunns og råtne når organismene frigjøres og dør, enten naturlig eller ved mekanisk rensing. I tillegg vil blåskjell ved normal aktivitet produsere avføringsprodukter som faller til bunns under anleggene. Begroingen øker den organiske belastningen på bunnområdene i båthavnen.

I utredningen for Barselkilen ble de viktigste miljøeffekter i en småbåthavn oppsummert ved (Oug og Kroglund 2001):

- søl av drivstoff og oljeprodukter
- utslipp av eksos og forbrenningsprodukter fra båtmotorer

- forsøpling og utslipp av organisk avfall, f.eks. tømming av matrester og tilfeldige utslipp fra båttøaletter
- utlekking av miljøgifter fra bunnstoff og utslipp av maling og lakk-produkter
- oppvirvling av bunnslam fra propellvann ved manøvrering inn og ut av havneområdet og ved forankring.
- vekst av begroingsorganismer på brygger, tauverk og flytelegemer i havnen som fører til en konsentrert produksjon av organisk materiale som over tid bunnfaller og belaster bunnsedimentene under anlegget
- redusert vannutskiftning på grunn av brygger og flytende konstruksjoner i sjøen

1.3 Formål ved undersøkelsen

Målet med undersøkelsen er å få bedre kunnskap om miljøstatus i småbåthavner i Aust-Agder. Undersøkelsen har hatt orienterende karakter og ble begrenset til innhold av miljøgifter i bunnsedimenter. Det ble lagt vekt på å inkludere ulike typer miljøgifter som kan stamme fra ulike kilder.

Undersøkelsen skal:

- Bestemme forekomst og nivåer av miljøgifter i utvalgte småbåthavner i Aust-Agder
- Karakterisere forekomsten av miljøgiftene i henhold til miljøkvalitetskriterier og antyde i hvilken grad disse har betydning for miljøtilstanden i båthavnene
- Antyde kilder der forurensning påvises

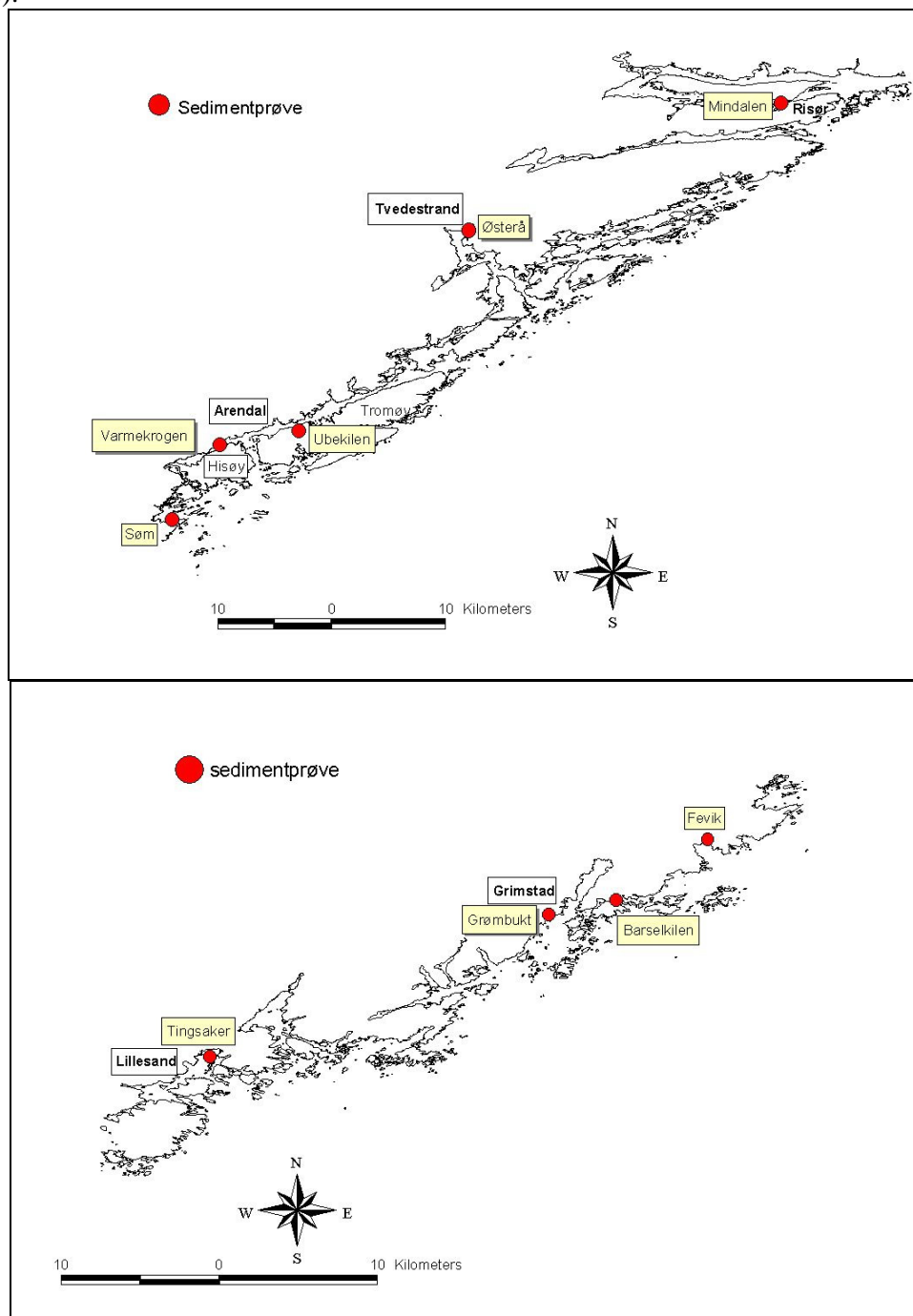
Sedimentene ble analysert for innhold av totalt organisk karbon (TOC), tungmetallene sink (Zn), kobber (Cu), bly (Pb), kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd). Videre ble de analysert for innhold av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner = PAH), polyklorerte bifenyler (PCB), andre klororganiske forbindelser (HCB, lindan, o.l.), tributyltinn (TBT) og oljekomponenter.

Det ble i undersøkelsen lagt vekt på å velge ut småbåthavner av ulik størrelse og alder, med og uten vinteropplagsplass, og med ulik grad av beskyttelse, samt at båthavnene har en geografisk spredning innen fylket. Det ble også lagt vekt på å inkludere småbåthavner som er minst mulig påvirket av andre forurensningskilder.

2. Beskrivelse av småbåthavnene

2.1 Valg av småbåthavner

I alt ble ni småbåthavner i Aust-Agder valgt ut for undersøkelse. Båthavnene er (**Figur 1**): Mindalen (Risør kommune), Østeråbukta (Tvedestrand kommune), Ubekilen og Varmekrogen (Arendal kommune), Sømskilen, Fevik, Barsekkilen og Grønbukt (Grimstad kommune), Tingsaker (Lillesand kommune).



Figur 1. Lokalisering av undersøkte småbåthavner i Aust-Agder.

2.2 De enkelte småbåthavnene

Mindalen i Risør

Mindalen ligger i østligste ende av Sørfjorden på innsiden av Risør. Fra Sørfjorden leder en mudret smal småbåtkanal (2.7 m dyp) ved Sundet over til Kranfjorden som videre har forbindelse til Østerfjorden og ut til åpent hav. Sørfjorden har dyp til 35 m rett utenfor båthavnen og 50 m ved Østebø litt lenger inn i fjorden.

I båthavnen (**Figur 2**) er det 117 båtplasser. De første båtplassene ble etablert i 1980. Det er ikke vinteropplagsplass i havnen, men kjørerampe for utsetting av båter. Det foregår noe sporadisk utfylling med stein. Båthavnen har ikke spesielle mottaksordninger for olje eller annet avfall. Det er ikke tankanlegg, industrivirksomhet eller kommunale avløp som kan være kilde til forurensninger i eller ved havnen.

Sørfjorden er en innestengt og godt beskyttet fjord. Undersøkelser i 1996-97 viste at strandområdene var preget av stor begroing av forurensningstolerante brun- og grønnalger. Vegetasjonens karakter indikerer at fjorden var overgjødset av næringssalter. I dypvannet var det nedsatt oksygeninnhold (Kroglund og al. 1998b).

I Kranfjorden var det tidligere sagbruk, skipsbyggerier og barkeplass for garn. Bunnsedimentene er markert forurenset av kadmium, kvikksølv og PCB (Konieczny og Juliussen 1995).

Mindalen representerer en sterkt beskyttet båthavn med liten vannutskiftning.



Figur 2. Lokalisering av småbåthavnen (▲) ved Mindalen i Risør.

Østeråbukta i Tvedestrand

Østeråbukta ligger innerst i nordøstligste ende av Tvedestrandsfjorden. I bukta er det dyp til 26 m og en liten terskel mot selve Tvedestrandsfjorden som har dyp til 89 m.

I båthavnen (**Figur 3**) er det ca. 60 båtplasser. De første båtplassene ble etablert omkring 1970. Det er vinteropplagsplass for ca. 130 båter ved havnen og båtslipp for opptak av båter. Båthavnen har mottaksordning for olje og avfall. Det er ikke tankanlegg, industrivirksomhet eller kommunale avløp som kan være kilde til forurensninger i eller ved havnen.

I Østeråbukta har det tidligere vært sagbruksvirksomhet. I og ved Tvedestrand er det trevarefabrikk, metallurgisk industri og båtverksted, og det er utslipp av kommunalt avløpsvann (Næs m.fl. 2000).

I perioden 1983-86 ble det foretatt bunnundersøkelser i Østeråbukta. Sedimentet besto av fin sand med store mengder sagflis og luktet markert av hydrogensulfid. Lokaliteten var så godt som uten dyreliv (Wikander 1987a). I hele Tvedestrandsfjorden er bunnsedimentene sterkt preget av gamle avsetninger av sagflis og trevirke (Wikander 1987a, Kroglund m.fl. 1998a). Dypvannet er uten oksygen og har generelt meget dårlig tilstand. Undersøkelser i 1996-97 viste at strandområdene var preget av mange hurtigvoksende brun- og grønnauger som stimuleres av stor næringstilgang (Kroglund m.fl. 1998a).

Miljøgifter i bunnsediment fra havneområdet ved Tvedestrand sentrum og i fjorden ved Skuggevik og Sagesund ble undersøkt i 1998. Undersøkelsene viste at det indre fjordområdet var sterkt påvirket av PAH og TBT og moderat til markert forurenset av PCB, kvikksølv, bly og kadmium (Næs m.fl. 2000).

Østeråbukta representerer en moderat beskyttet båthavn med vinteropplag av båter i et indre fjordområde.



Figur 3. Lokalisering av småbåthavnen (▲) i Østeråbukta i Tvedestrand.

Ubekilen i Arendal

Ubekilen (**Figur 4**) ligger som en sidearm til Tromøysundet rett øst for Tromøybrua. Området er grunt med dyp til 10-12 m og avskjernet fra Tromøysundet med flere øyer. I Tromøysundet utenfor Ubekilen er det dyp på 35 m.

I båthavnen er det 96 båtplasser og vinteropplagsplass for ca. 20 båter. Båthavnen har eksistert i ca. 25 år. Det har ikke vært noen vesentlige utvidelser eller utfyllinger i havnen i løpet av de siste ti årene. I sommersesongen er det utplassert søppelcontainer, men det er ikke mottaksordninger for olje eller annet avfall. Det er ikke tankanlegg, industrivirksomhet eller kommunale avløp som kan være kilde til forurensninger i eller ved båthavnen.

Ved Trollenes på motsatt side av Tromøysundet ble det foretatt undersøkelser av strandsoneorganismer flere ganger i perioden 1990-94. Undersøkelsene viste at det sentrale området av Tromøysundet var artsrikt, men kunne være noe påvirket av næringssalter (Jacobsen m.fl. 1996a).

I Tromøysundet er det foretatt omfattende undersøkelser av miljøgifter for å kartlegge omfanget av forurensninger fra smelteverksindustrien ved Eydehavn. På de nærmeste undersøkte lokalitetene til Ubekilen var sedimentene generelt sterkt forurenset av PAH og moderat til markert forurenset av PCB (Næs m.fl. 1991). Blåskjell innsamlet like utenfor Ubekilen i 1997-98 var moderat forurenset av PAH (Næs m.fl. 2000).

Ubekilen representerer en godt beskyttet båthavn i midtre kystzone.



Figur 4. Lokalisering av småbåthavnen (▲) i Ubekilen på Tromøy i Arendal.

Varmekrogen i Arendal

Varmekrogen ligger like vest for Kittelsbukt på vestsiden av Arendal sentrum (**Figur 5**). Båthavnen har åpen forbindelse mot Arendal havn og videre til Tromøysund og Galtesund. I vest er det forbindelse til Nidelva gjennom Hølen. I området ved båthavnen er det omkring 15-18 m dypt, mens dybden gradvis øker til 30-35 m ved inngangen til Galtesund.

I båthavnen er det 125 båtplasser. De første båtplassene ble etablert omkring 1980. Det har ikke vært foretatt noen vesentlige utvidelser eller utfyllinger i havnen. Det er ikke vinteropplagsplass eller båtslipp i havnen. Båthavnen har ikke spesielle mottaksordninger for olje eller annet avfall. Det er ikke tankanlegg, industrivirksomhet eller kommunale avløp som kan være kilde til forurensninger i eller like ved havnen.

I området omkring, avgrenset av Arendal sentrum, Kittelsbukta og Kolbjørnsvik, har det tidligere vært gassverk, kull-lager, jernstøperi, mekanisk industri, treindustri og båtopplagsplass. Det har også vært utslipp av kommunalt avløpsvann (Næs m.fl. 2000).

I Arendalsområdet har det vært gjennomført flere undersøkelser av miljøtilstanden i de senere årene. I 1994 ble det tatt prøver av bunnfauna i ytre Kittelsbukta rett utenfor Varmekrogen. Bunnsedimentet var mørkt og hadde et betydelig innslag av flis og barkbiter. Trolig er det meste av dette materialet ført ut med Nidelva (Oug 1998). Som følge av flis og trematerialet var organisk innhold i sedimentene meget høyt. I bunnsedimentene var det også slag og kullrester som stammer fra dampskipsfart i tidligere tider. Bunnfaunaen var derimot artsrik og indikerte at den generelle miljøtilstanden var god.

Undersøkelser av næringssalter og siktedyp i vannmassene i 1992-93 viste at det var forhøyde verdier for næringssaltene. Tilstanden i vannmassene ble generelt betegnet som mindre god (Jacobsen m.fl. 1996a). Undersøkelser av strandsoneorganismer nær Varmekrogen (ved GARD) viste at det bare var noen få arter tilstede, og grisetang, som er en følsom art for forurensning, ble ikke registrert. Området syntes å være negativt påvirket av høye næringssaltkonsentrasjoner (Jacobsen m.fl. 1996a).

Ved undersøkelsene av miljøgifter i havner i 1993 ble det tatt prøver like utenfor Varmekrogen. Prøvene viste at sedimentene var meget sterkt forurenset av PAH (SFT klasse V) og markert forurenset av PCB, kobber, bly og kvikksølv (SFT klasse III) (Konieczny og Juliussen 1995). I 1997-98 ble det tatt prøver litt lenger øst utenfor Kulltangen. Sedimentene var meget sterkt forurenset av PAH, sterkt forurenset av TBT og markert forurenset av kvikksølv og bly (Næs m.fl. 2000).

Varmekrogen representerer en moderat beskyttet båthavn med forholdsvis god vannutsiftning.



Figur 5. Lokalisering av småbåthavnen (▲) i Varmekrogen i Arendal.

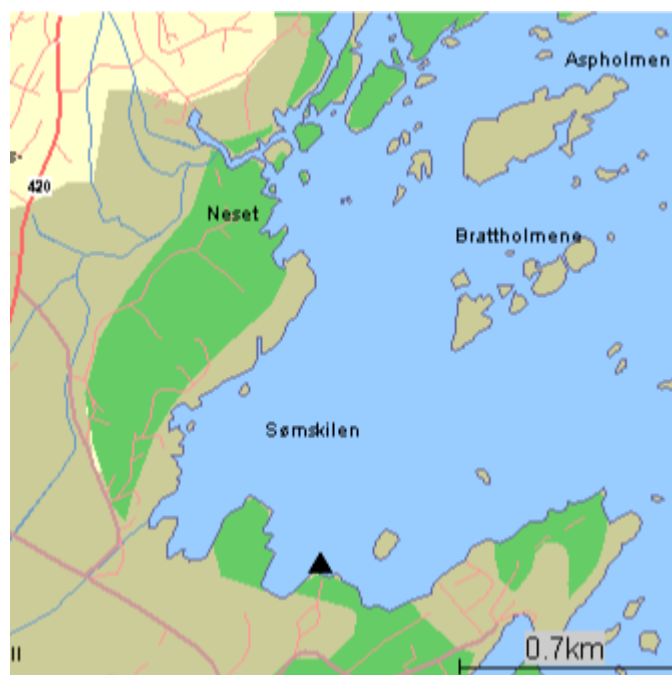
Sømskilen i Grimstad

Sømskilen er et forholdsvis stort grunnområde på innsiden av Hasseltangen ved utløpet av Nidelva (**Figur 6**). Området er betydelig ferskvannspåvirket. Ved båthavnen er det 3-5 m dypt, mens mesteparten av området har dyp på 5-10 m. Størstedypet er 23 m.

I båthavnen er det 140 båtplasser. Båthavnen ble etablert i 1978, men før den tid var det båtplasser og offentlig brygge i området. Bryggeanlegget har blitt gradvis utvidet, hovedsakelig i perioden 1990-93. Omkring 1980 ble det foretatt noen mindre gravearbeider i området. Det er mulighet for vinteropplag av båter på parkeringsplass, men dette benyttes lite (5-6 båter). Båthavnen har mottak av kommunalt avfall, men ikke spesielle mottaksordninger for olje eller annet avfall. Det er ikke tankanlegg, industrivirksomhet eller kommunale avløp som kan være kilde til forurensninger i eller like ved havnen.

I 1983 og 1985 ble det foretatt bunnundersøkelser på størstedypet i Sømskilen. Sedimentet besto av mørkt grått mudder med svak lukt av hydrogensulfid og hadde høyt organisk innhold. Det var et betydelig innslag av løvresten og plantefragmenter i bunnmaterialet. Lokaliteten hadde moderat artsrikhet (Wikander 1986).

Sømskilen representerer en beskyttet båthavn i et område med betydelig ferskvannspåvirkning.



Figur 6. Lokalisering av småbåthavnen (▲) i Sømskilen i Grimstad.

Fevik i Grimstad

Fevikkilen har åpen forbindelse til hav. Det er grunt i indre del av kilen med dyp på 5-10 m og økende dybder til omkring 25 m i ytre del av kilen.

I båthavnen (**Figur 7**) er det ca. 400 båtplasser. De første båtplassene ble etablert omkring 1950. I perioden 1985-87 ble det foretatt større utbygginger, som medførte mudring og utfyllinger i havnen. Det er vinteropplagsplass for inntil 200 båter. I havnen er det utsettingsrampe, men ikke båtslipp. Båthavnen har ikke spesielle mottaksordninger for olje eller annet avfall. Det er ikke tankanlegg eller industrivirksomhet som kan være kilde til forurensninger i eller like ved havnen, men utslipp av kommunalt avløpsvann fra overløp i pumpestasjoner kan forekomme.

På Fevik var det tidligere skipsbyggeri, mekanisk industri og produksjonsanlegg for småbåter (Næs m.fl. 2000).

Miljøgifter i sedimentene ble undersøkt innerst i Fevikkilen i 1997-98. Sedimentene var meget sterkt forurenset av PAH og TBT og markert forurenset av PCB. Konsentrasjonene av metaller var moderate (Næs m.fl. 2000).

Fevikkilen representerer en stor båthavn med moderat beskyttelse og vinteropplag av båter. Det er åpen forbindelse til sjø og antatt høy vannutskiftning.



Figur 7. Lokalisering av småbåthavnen (▲) i Fevikkilen i Grimstad.

Barselkilen i Grimstad

Barselkilen ligger øst for Grimstad i området mellom Marivold og Hesnes (**Figur 8**). Kilen er et grunt område med god lokal beskyttelse. Størstedypet i kilen er 12 m. Det er forbindelse til åpent hav gjennom flere sund i sør og sørøst og mot Grimstad i vest gjennom en utgravd kanal (Hesneskanalen).

I båthavnen er det 140 båtplasser. De første båtplassene ble etablert omkring 1985. Båthavnen ble nylig (2000) utvidet fra omkring 70 båtplasser til nåværende 140 da det ble anlagt en ny flytebrygge. Det ble foretatt utfyllinger i havnen i 1985. Det er ikke vinteropplagsplass eller båtslipp i havnen. Båthavnen har ikke spesielle mottaksordninger for olje eller annet avfall. Det er ikke tankanlegg, industrivirksomhet eller kommunale avløp som kan være kilde til forurensninger i eller like ved havnen.

I forbindelse med utvidelsen av båthavnen ble det i 2000 foretatt et utredningsarbeide og en enkel miljøundersøkelse i Barselkilen (Oug og Kroglund 2001). Undersøkelsen viste at Barselkilen var noe påvirket av næringstilførsler. Generelt var strandsonen preget av påvekststalger som stimuleres av tilførsler av næringssalter. I dypområdene var det dårlige oksygenforhold og mørkt bunnsediment med hydrogensulfid.

Barselkilen representerer en godt beskyttet båthavn i ytre kystområde.



Figur 8. Lokalisering av småbåthavnen (▲) i Barselkilen i Grimstad.

Grømbukt i Grimstad

Grømbukt er en liten og grunn bukt som ligger sørvest for Grimstad sentrum mot Goosefjorden (**Figur 9**). Dybden i bukta er 2-3 m. I Goosefjorden utenfor Grømbukt er det dyp på 30-40 m.

I båthavnen er det ca. 200 båt plasser. Båthavnen ble utbygd i 1980-82 til 150 plasser, og ble utvidet i 1999-2000. Både i forbindelse med utbyggingen og ved utvidelsen (1999-2000) har det vært foretatt utfyllinger i havnen. I havnen er det vinteropplagsplass for ca. 200 båter, rampe for båthenger og servicekai for opptak/utsetting med kranbil. Båthavnen har utbygd system for mottak og sortering av avfall, inkludert spillolje. Det er ikke tankanlegg, industrivirksomhet eller kommunale avløp som kan være kilde til forurensninger i eller like ved havnen.

I Goosefjorden litt sør for Grømbukt er hovedutslippet for kommunalt avløpsvann i Grimstad lokalisert. Avløpsvannet har siden 1995 blitt renset i et biologisk renseanlegg. Indre del av Goosefjorden mottar noe avrenningsvann fra jordbruksarealer. I Grimstad havn er det fiskemottak og litt mindre industri. Tidligere var det skipshugging i havneområdet.

Undersøkelser i 1995 før renseanlegget ble satt i drift viste at strandområdene like utenfor Grømbukt var noe påvirket av næringssalter. Undersøkelser av strandfisk fanget med strandnot viste at fangstene var lavere enn i andre sammenlignbare områder på Sørlandet, men høyere enn i utpreget forurensete områder. Nær utslippsstedet for avløpsvann var bunnfaunaen markert påvirket av utslippene. Bunnvannet i Goosefjorden hadde dårlige oksygenforhold (Jacobsen m.fl. 1997).

Miljøgifter har vært undersøkt i Grimstad havn og i Vikkilen. Grimstad havn var meget sterkt forurenset av PAH og TBT og markert forurenset av PCB, kvikksølv og bly (Næs m.fl. 2000). I indre del av Vikkilen, hvor det er skipsverft, var det særlig høye verdier av TBT.

Grømbukt representerer en godt beskyttet grunn båthavn med vinteropplag av båter.



Figur 9. Lokalisering av småbåthavnen (▲) i Grømbukt i Grimstad.

Tingsaker i Lillesand

Tingsakerfjorden strekker seg østover fra Lillesand sentrum. Ved båthavnen i bunnen av fjorden (**Figur 10**) er det grunt, mens fjorden har dyp på 30-40 et stykke utenfor båthavnen og gradvis økende dyp til ca. 70 m utenfor Lillesand.

I båthavnen er det 190 båt plasser. De første båt plassene ble etablert i 1978. Det er vinteropplagsplass for ca. 20 båter ved havnen og utkjøringsrampe. I 1982 ble det foretatt en større utbygging av havnen, mens det har vært foretatt mudring og utfylling omkring 1996. Båthavnen har mottak av kommunalt avfall, men ikke spesielle mottaksordninger for olje eller annet avfall. Det er ikke tankanlegg, industrivirksomhet eller kommunale avløp som kan være kilde til forurensninger i eller ved havnen.

I Lillesand havn er det litt småindustri og båtverksted. Tidligere var det skipsverft i området (Næs m.fl. 2000).

I perioden 1983-86 ble det foretatt bunnundersøkelser på 35-40 m dyp sentralt i Tingsakerfjorden. Sedimentet besto av gråbrun frisk silt og sand. Bunnfaunaen var artsrik, men var trolig noe påvirket av organisk belastning (Wikander 1987b). I 1996-97 ble det foretatt registreringer av strandsoneorganismer i Lillesandsområdet. I Tingsakerfjorden nær småbåthavnen var strandsonen preget av hurtigvoksende alger med overvekt av forurensningstolerante arter. På tang var det mye påvekst av små trådformede alger (Kroglund m.fl. 1999). Undersøkelser av vannmassene viste at det var god vannskiftning og god oksygentilstand i dypvannet i Tingsakerfjorden (Kroglund m.fl. 1999).

Undersøkelser av miljøgifter i Lillesand havn i 1993 viste at sedimentene var markert forurenset av TBT og markert til sterkt forurenset av PAH (Konieczny og Juliussen 1995). I Tingsakerfjorden var sedimentene i 1997-98 markert forurenset av PAH, men lite forurenset for andre stoffer. Generelt var Lillesand den minst forurensningspåvirkede av undersøkte havner på Agder (Næs m.fl. 2000).

Tingsaker representerer en moderat beskyttet båthavn med forholdsvis god vannskiftning.



Figur 10. Lokalisering av småbåthavnen (▲) ved Tingsaker i Lillesand.

3. Metodikk og vurderingsgrunnlag

3.1 Prøvetaking

Sedimentprøver ble samlet fra overflatesedimentet (0-2 cm) i alle havnene. Det ble tatt en prøve per havn. I Fevik båthavn ved Grimstad ble det i tillegg undersøkt vertikalfordeling i sedimentet ved å ta prøver fra sjiktene på 5-7 cm og 11-13 cm sedimentdyp. Vertikalfordelingen vil kunne gi informasjon om endringer i tilførsler over tid i båthavnen.

Prøvetakingen ble foretatt i perioden 2-18. oktober 2000.

3.2 Analysemetoder

Organisk karbon (TOC) i sedimentene er bestemt ved bruk av en CHN-analysator etter at karbonater er fjernet i syredamp.

Metallene er bestemt ved at prøven oppsluttes ved autoklaving med salpetersyre og analyseres med hjelp av atomabsorpsjon og grafittovn, bortsett fra kvikksølv som bestemmes med gullfelle og kalddamp atomabsorpsjon.

Ved bestemmelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) tilsettes prøvene deuterte indre standarder og ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Etter opprensing og oppkonsentrering kvantifiseres PAH-forbindelsene ved hjelp av interne standarder og GC med MS-detektor. Måleusikkerheten er generelt <10-20 %, dog kan den være høyere for enkelte forbindelser. Betegnelsen sum PAH senere i rapporten inkluderer summen av tetra- til heksasykliske forbindelser.

Polyklorerte bifenyler (PCB) (og andre klorerte forbindelser som rutinemessig kvantifiseres samtidig) bestemmes ved at prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med en blanding av sykloheksan/acetone ved hjelp av ultralydkanon. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra retensjonstider på en HP-5 kolonne. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard. Måleusikkerheten er generelt 10-20 %, dog kan den være høyere for enkelte forbindelser.

Oljekomponenter (THC) bestemmes ved at prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med en blanding av n-pentan og metanol. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for fjerning av svovel og polare forbindelser. Ekstraktet analyseres på en kapillærkolonne i gasskromatograf med flammeionisasjonsdetektor (GC/FID). Oljeinnholdet bestemmes ut fra alkanområdet C10-C40 ved sammenlikning med indre standard.

Alle analysene ble utført ved NIVAs laboratorium.

3.3 Bedømming av miljøtilstand

SFT har utviklet et system for klassifisering av miljøkvalitet i vannforekomster. Hovedhensikten med systemet er å gi et verktøy for vurdering av miljøtilstand samtidig som det skal være et hjelpemiddel til å fastsette miljømål og vurdere behov for forurensningsbegrensende tiltak (Molvær og al. 1997).

Klassifiseringssystemet omfatter en rekke forskjellige miljøgifter basert på innhold i bunnsedimenter eller utvalgte organismer. I denne undersøkelsen er systemet anvendt med hensyn på miljøgifter i sedimenter. Systemet opererer med fem tilstandsklasser som spenner fra ubetydelig forurenset (tilstandsklasse I) til meget sterkt forurenset (tilstandsklasse V). Et utdrag av systemet med hensyn på miljøgifter som er analysert i denne undersøkelsen er gitt i **Tabell 1**.

Tabell 1. SFTs klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller, tributyl-tinn (TBT), tjærestoffer (PAH) og klororganiske forbindelser (utvalgte forbindelser) i sedimenter (Molvær m.fl. 1997).

		Tilstandsklasser				
		I Ubetydelig – Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Sedimenter (tørrvekt)	Sink (mg Zn/kg)	<150	150-700	700-3000	3000-10000	> 10000
	Bly (mg Pb/kg)	< 30	30 – 120	120 – 600	600 – 1500	> 1500
	Kadmium (mg Cd/kg)	< 0.25	0.25 – 1	1 – 5	5 – 10	> 10
	Kobber (mg Cu/kg)	< 35	35 – 150	150 – 700	700 – 1500	> 1500
	Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0.15	0.15 – 0.6	0.6-3	3-5	> 5
	TBT (µg/kg)	< 1	1-5	5-20	20-100	> 100
	Σ PAH (µg/kg) ¹⁾	< 300	300 – 2000	2000 – 6000	6000 – 20000	> 20000
	Σ PCB ₇ (µg/kg) ²⁾	< 5	5 – 25	25 – 100	100 – 300	>300
HCB (µg/kg)	< 0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	> 50	

1) Σ PAH: sum av tri- til hexacycliske forbindelser. Omfatter alle potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH).

2) Σ PCB₇: sum av de syv enkeltforbindelsene nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

4. Resultater

4.1 Visuelle observasjoner

Vanddypet på prøvetakingsstasjonene varierte fra 2.5 til 18 m. Vanddyp og visuelle observasjoner av sedimentet er gitt i **Tabell 2**.

Sedimentet var anoksisk og luktet av hydrogensulfid i alle båthavnene bortsett fra Grømbukt. I de fleste tilfeller vil det ikke være livsmuligheter for bunnfauna i slike sedimenter. Det er grunn til å legge merke til at også relativt åpne havner som Fevik hadde dårlige sedimenter. I Grømbukt var sedimentet noe friskere og var uten lukt av hydrogensulfid. Dette er den grunneste havnen.

Tabell 2. Vanddyp og visuelle observasjoner ved prøvetakingen i de enkelte småbåthavnene.

Båthavn	Dato	Dyp m	Visuelle observasjoner
Mindalen	2.10.00	7	Sort anoksisk slam, svak lukt av hydrogensulfid
Østeråbukta	2.10.00	8	Sort anoksisk slam, mye skall av blåskjell
Ubekilen	2.10.00	5	Sort anoksisk mudder, svak lukt av hydrogensulfid
Varmekrogen	2.10.00	18	Sort anoksisk mudder, svak lukt av hydrogensulfid
Sømskilen	3.10.00	3	Sort anoksisk slam, lukt av hydrogensulfid
Fevik	18.10.00	3	Sort relativt fast slam, lukt av hydrogensulfid
Barselkilen	2.10.00	8	Sort anoksisk slam, svak lukt av hydrogensulfid
Grømbukt	2.10.00	2.5	Mørk grå silt og leire, litt grovere enn i andre havner.
Tingsaker	3.10.00	16	Sort anoksisk slam, svak lukt av hydrogensulfid

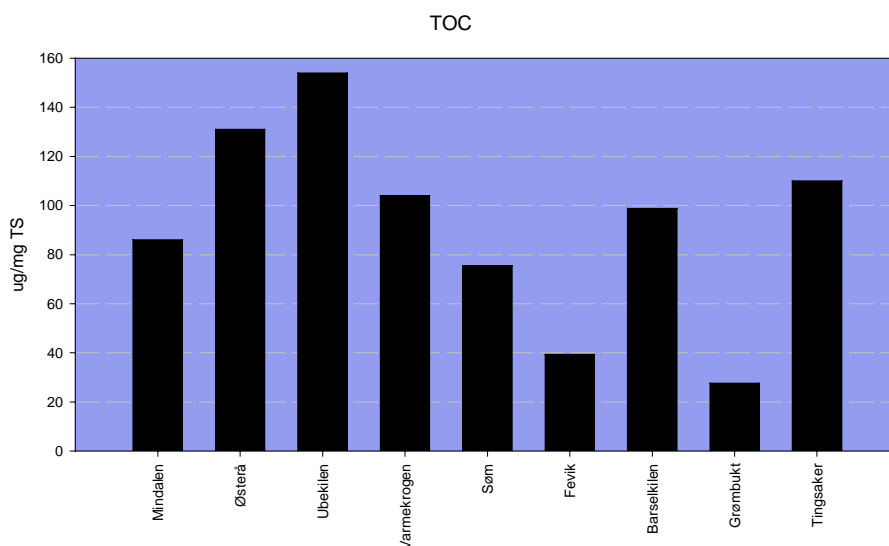
4.2 Overflatesedimenter

4.2.1 Organisk innhold

Målingene av TOC viser at det var høyt organisk innhold i de fleste havnene (**Figur 11**). I Østeråbukta, Ubekilen, Varmekrogen og Tingsaker var verdiene > 100 mg/g, som er meget høyt. SFTs miljøkvalitetskriterier gir en klassifisering for TOC i sedimenter, hvor grenseverdien for dårligste tilstandsklasse (klasse V) er satt til 41 mg/g. Faktisk er det bare havnene på Fevik og i Grømbukt som har verdier under dette. Strengt talt skal TOC-verdiene korrigeres for finstoff (innhold av partikler < 0.063 mm) for å benytte klassifiseringen, men i praksis har dette ingen vesentlig betydning for bløte og svært finkornede sedimenter.

En rekke undersøkelser på Sørlandet har imidlertid vist at sedimentene i beskyttede kystområder ofte har høyt organisk innhold. Mye av det organiske materialet består av planterester som bringes ut fra land og brytes langsomt ned. I tillegg er det i indre fjordområder ofte gamle avsetninger av sagflis og barkrester fra gammel treindustri i sedimentene. Høye 'normal'-verdier synes å ligge i området 40-60 mg/g, noe som har vært tilfelle i indre Tvedestrandsfjorden, Arendal havn og Tromøysund, Groos ved Grimstad og Tingsakerfjorden ved Lillesand (Jacobsen m.fl. 1997, Kroglund m.fl. 1998a, 1999, Oug

1998). I sterkt beskyttede fjorder med grunne terskler og dårlige oksygenforhold, som Harkmarkfjorden og Skogsfjorden ved Mandal, har verdier omkring 100 mg/g vært registrert (Jacobsen m.fl. 1996b, Kroglund m.fl. 1998c). I småbåthavnene er det derfor sannsynlig at sedimentene tilføres mye organisk materiale. Dels kan dette være organiske rester som tømmes ut i havnen, men det kommer også materiale fra produksjon av påvekstorganismer på brygger, stolper og andre konstruksjoner. I flere havner ble det under prøvetakingen observert mye rester av blåskjell i sedimentet. Dette er mest sannsynlig skjell som har grodd i havneområdet.



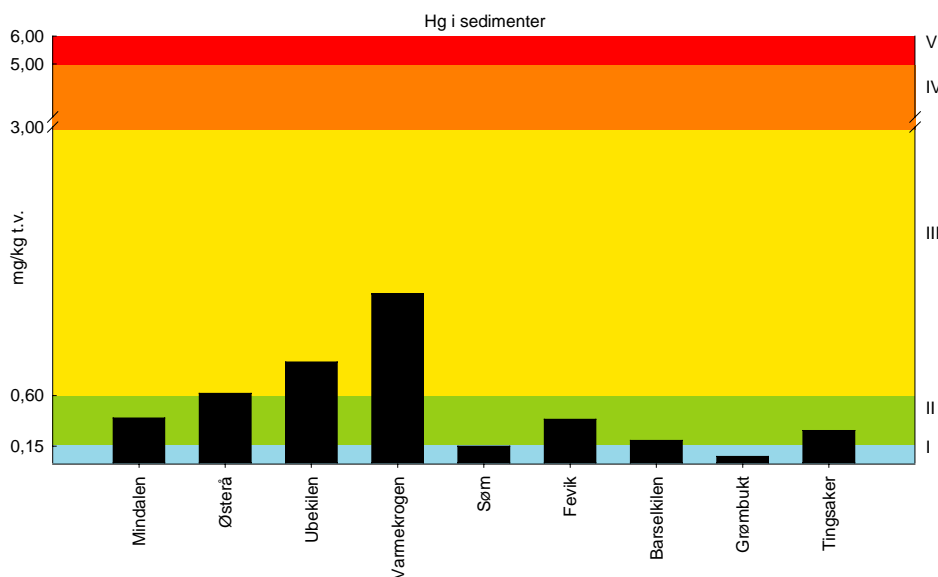
Figur 11. Innhold av organisk karbon (TOC) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder.

4.2.2 Tungmetaller

Sedimentene var generelt moderat til markert forurenset med hensyn på tungmetaller. De høyeste konsentrasjonene ble målt for kadmium og kvikksølv hvor verdiene var opptil 10 ganger høyere enn det som karakteriseres som normalverdier i uforurensete sedimenter.

Kvikksølv (Hg)

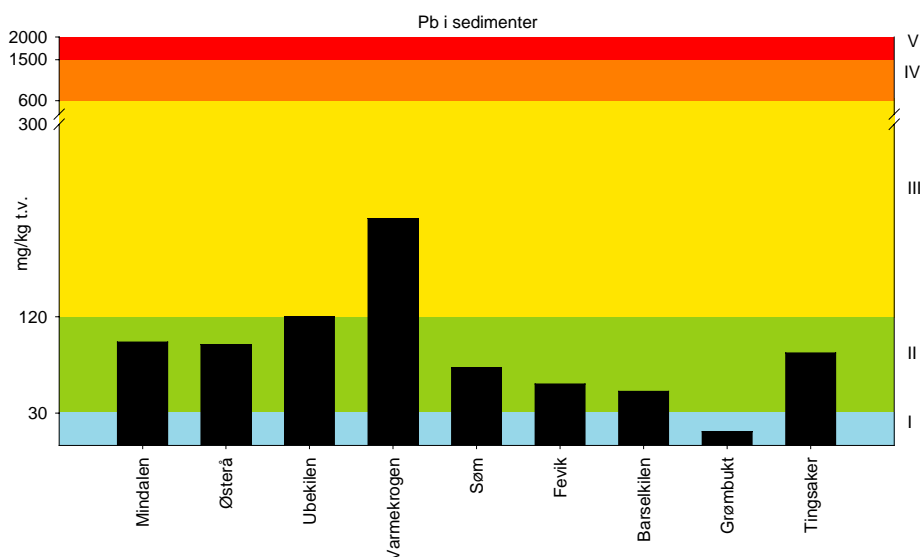
De fleste småbåthavnene var moderat forurenset eller lite påvirket av kvikksølv (**Figur 12**). Høyest verdi ble funnet i Varmekrogen i Arendal hvor sedimentet var markert forurenset (klasse III). Ved de tidligere undersøkelsene av havner på Agder ble det påvist markert forurensning av kvikksølv i Arendal havn (Konieczny og Juliussen 1995, Næs m.fl. 2000). Det er sannsynlig at forurensningen av kvikksølv i Varmekrogen har andre kilder enn småbåtholdet.



Figur 12. Innhold av kvikksølv (Hg) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder. Romertall angir tilstandsklasse i hht SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i marine sedimenter.

Bly (Pb)

De fleste småbåthavnene var moderat forurenset av bly (**Figur 13**). Høyest verdi ble funnet i Varmekrogen i Arendal hvor sedimentet var markert forurenset (klasse III). Ved de tidligere havneundersøkelsene på Agder ble det påvist markert forurensning av bly i Arendal havn. Det er sannsynlig at forurensningen av bly i Varmekrogen har andre kilder enn båtholdet.

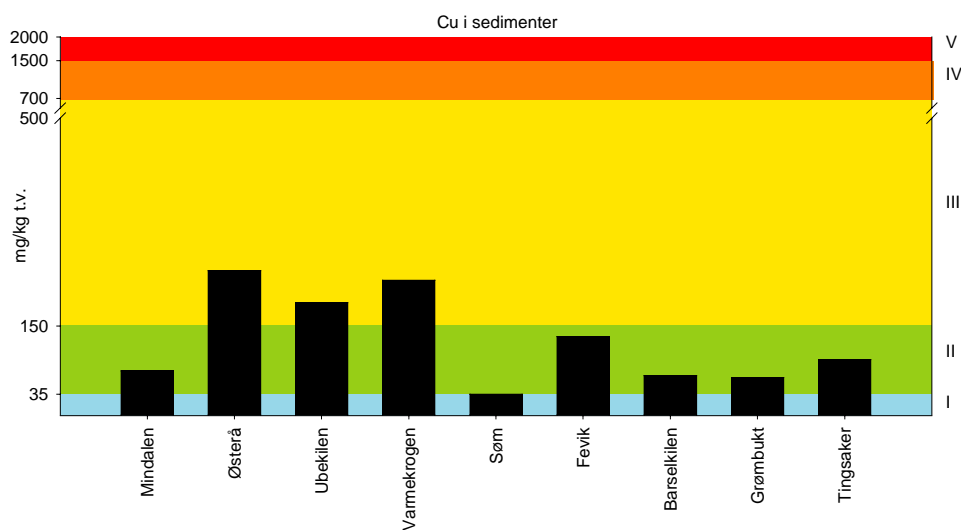


Figur 13. Innhold av bly (Pb) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder. Romertall angir tilstandsklasse i hht SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i marine sedimenter.

Kobber (Cu)

Verdiene for kobber varierte endel mellom båthavnene (**Figur 14**). Høyest verdier ble funnet i Østeråbukta, Ubekilen og Varmekrogen, hvor sedimentet var markert forurenset. I Østeråbukta var verdien lavere og i Varmekrogen var verdien nokså like det som ble funnet ved havneundersøkelsene på Agder i henholdsvis Tvedestrand og Arendal (Konieczny og Juliussen 1995, Næs m.fl. 2000).

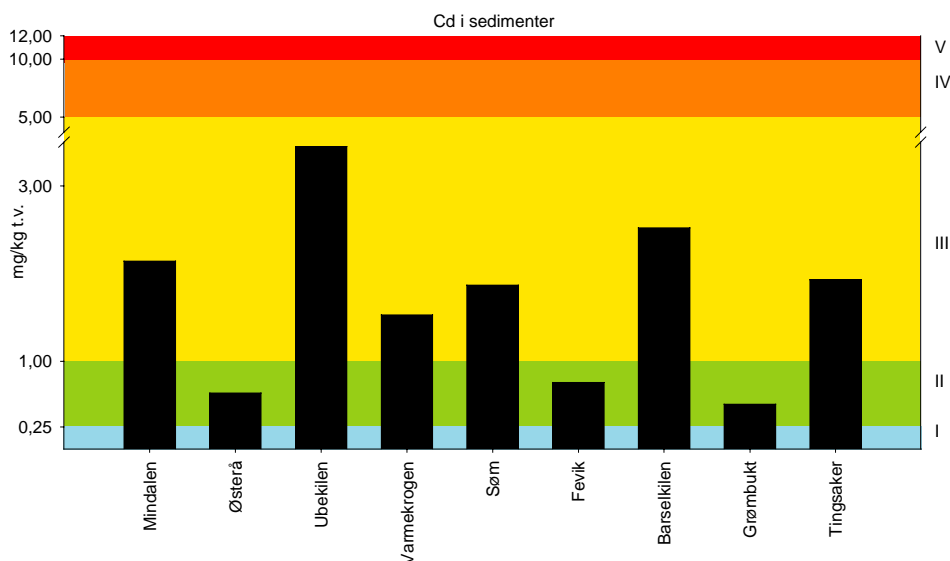
Bunnstoff for båter inneholder ofte kobberforbindelser. Det ser ikke ut til at dette medfører noen betydelig forurensning av kobber i småbåthavnene.



Figur 14. Innhold av kobber (Cu) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder. Romertall angir tilstandsklasse i hht SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i marine sedimenter.

Kadmium (Cd)

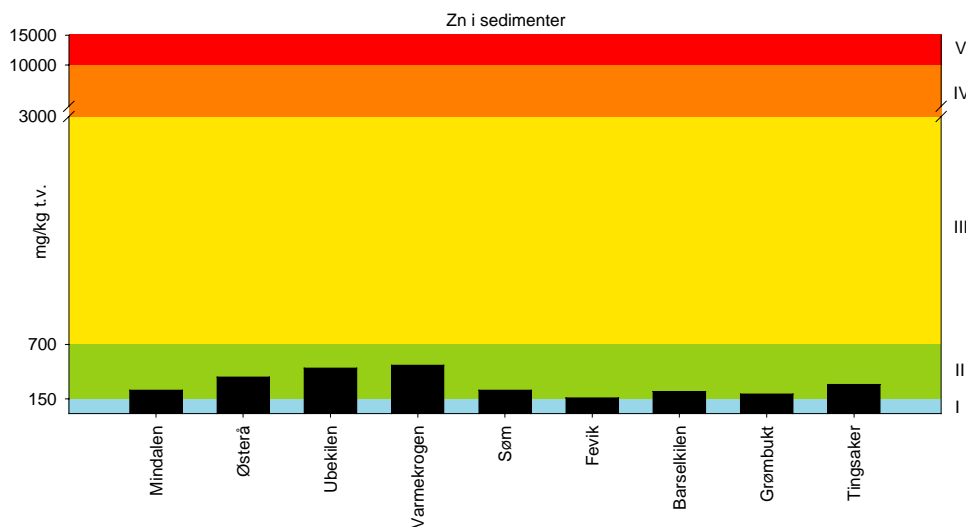
De fleste småbåthavnene var markert forurenset av kadmium (**Figur 15**). De høyeste verdiene ble funnet i Mindalen, Ubekilen og Barsekilen, mens de laveste verdiene ble funnet i Østeråbukta, Fevik og Grømbukta. Denne fordelingen indikerer at kadmium-forurensningen var sterkest i havnene med dårligst vannutskiftning. Dette kan tyde på at kadmium kommer fra lokale kilder og har en tendens til å hope seg opp der vannutskiftningen er svak. Ved havneundersøkelsene på Agder ble det, med unntak for en prøve fra Risør, funnet lave til moderate verdier for kadmium i sedimentene (Konieczny og Juliussen 1995, Næs m.fl. 2000).



Figur 15. Innhold av kadmium (Cd) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder. Romertall angir tilstandsklasse i hht SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i marine sedimenter.

Sink (Zn)

Det var generelt moderat forurensning av sink i båthavnene (**Figur 16**). Ved havneundersøkelsene på Agder ble det ikke funnet noen vesentlig forurensning av sink i noen av havnene (Konieczny og Juliussen 1995).

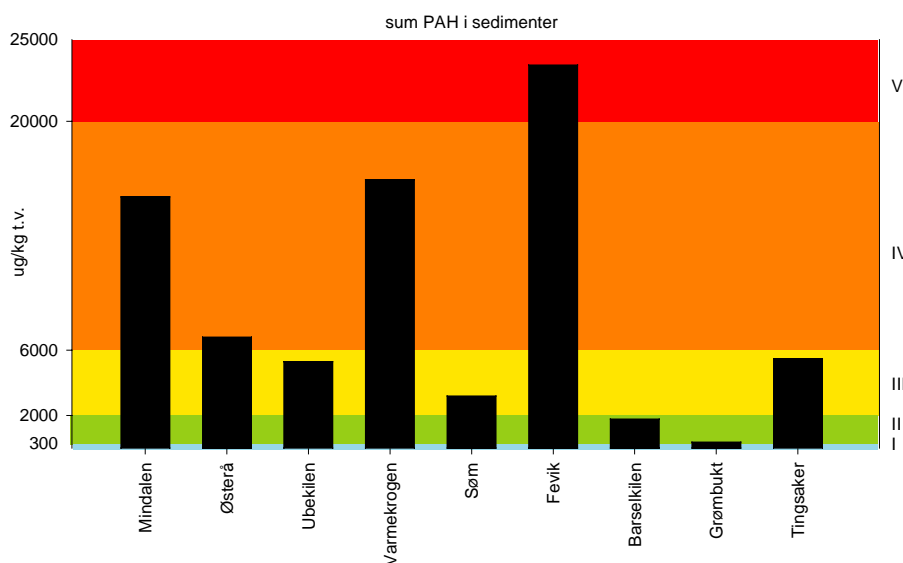


Figur 16. Innhold av sink (Zn) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder. Romertall angir tilstandsklasse i hht. SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i marine sedimenter.

4.2.3 Tjærestoffer (PAH)

Det fleste småbåthavnene var betydelig forurenset av PAH (**Figur 17, Tabell 3**). Høyest verdi ble funnet i Fevik, som etter SFTs kvalitetskriterier får karakteristikken meget sterkt forurenset (klasse V).

Det var sterk forurensning (klasse IV) i Mindalen, Østeråbukta og Varmekrogen. Bare Grømbukt hadde lav forurensning. I noen grad reflekterer resultatene generell forurensning i båthavner. Ved havneundersøkelsene på Agder ble det funnet sterk til meget sterk PAH-forurensning i Tvedestrand, Arendal og Grimstad, mens det var markert forurensning i Lillesand (Konieczny og Juliussen 1995, Næs m.fl. 2000). Resultatene for Østeråbukta, Varmekrogen og Tingsaker skiller seg derfor ikke særlig ut fra de ordinære havneområdene. Forurensningen i Mindalen og Fevik kan tyde på at småbåtene er viktige kilder til PAH, trolig ved tilførsler fra eksos og oljespill. Det høye nivået i Mindalen kan skyldes at tilførslene hopper seg opp i båthavnen som ligger i et svært innelukket fjordområde. I Kranfjorden utenfor Mindalen ble det i 1995 bare funnet moderat forurensning av PAH (Konieczny og Juliussen 1995). I Fevik må tilførslene være betydelige. Dette er den største småbåthavnen i undersøkelsen.



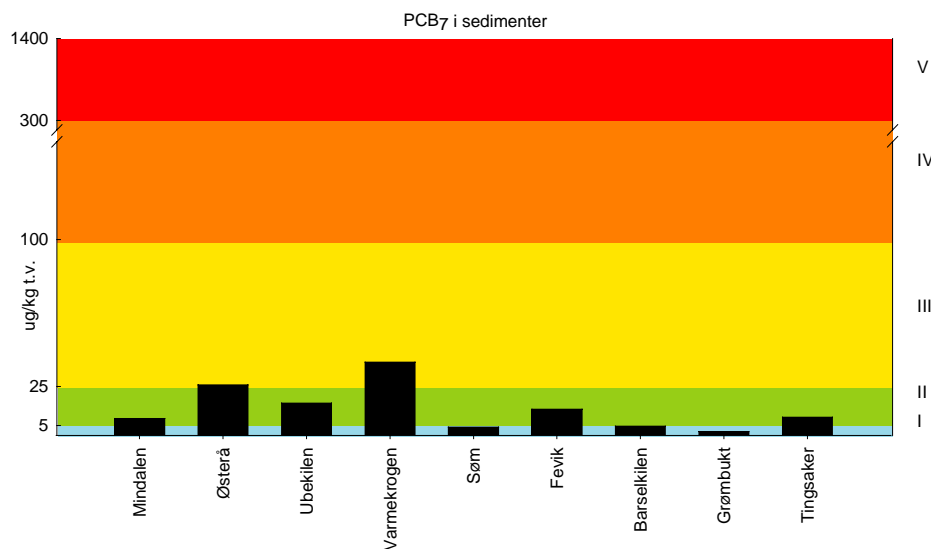
Figur 17. Innhold av PAH i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder. Romertall angir tilstandsklasse i hht SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i marine sedimenter.

Tabell 3. Innhold av PAH i bunnsedimentene i småbåthavner i Aust-Agder: totalsum PAH, potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) og prosentandel KPAH av totalsum. For Fevik er verdiene for dypsnittene 5-7 cm og 11-13 cm også vist.

Lokalitet	Sum PAH µg/kg t.v.	Sum KPAH µg/kg t.v.	% KPAH
Mindalen	15375	5679	37
Østeråbukta	6782	2461	36
Ubekilen	5287	2211	42
Varmekroken	16431	5400	33
Sømskilen	3180	1051	33
Fevik 0-2 cm	23455	7775	33
Fevik 5-7 cm	30272	9702	32
Fevik 11-13 cm	23786	8971	38
Barselkilen	1773	615	35
Grømbukt	367	134	37
Tingsaker	5479	2119	39

4.2.4 Polyklorerte bifenyl (PCB)

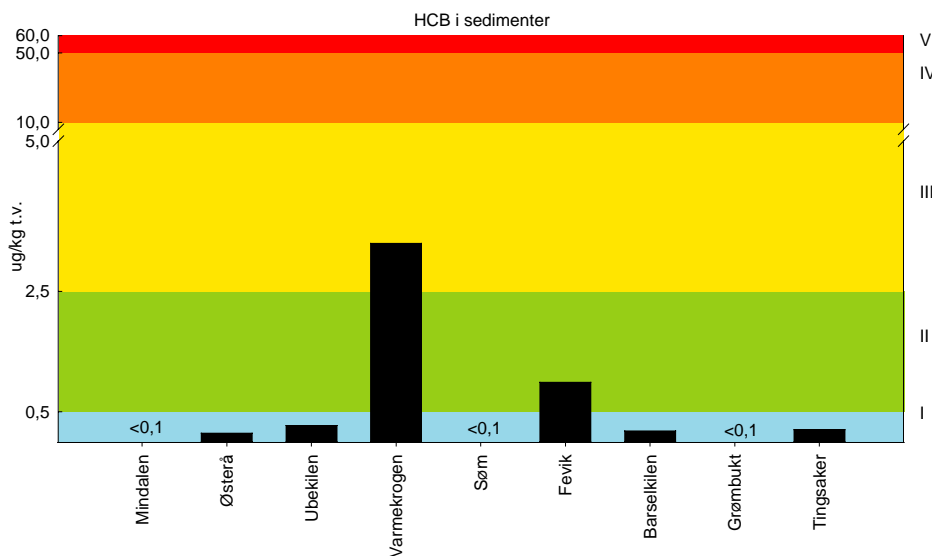
Påvirkningen fra PCB var relativt lav (**Figur 18**). Bare i Østeråbukta og Varmekrogen var sedimentene markert forurenset av PCB. Ved havneundersøkelsene på Agder er det tidligere påvist opptil markert forurensning av PCB både i Tvedestrand og Arendal havn (Konieczny og Juliussen 1995, Næs m.fl. 2000).



Figur 18. Innhold av PCB₇ (sum av 7 enkeltforbindelser) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder. Romertall angir tilstandsklasse i hht SFT's klassifiseringssystem for miljøgifter i marine sedimenter.

4.2.5 Andre klororganiske forbindelser

Påvirkningen fra andre klororganiske forbindelser var generelt lav. Resultatene for hexaklorbenzen (HCB) er vist i **Figur 19**. Varmekrogen skiller seg ut ved å være markert forurenset, mens de andre småbåthavnene var moderat eller lite forurenset. For forbindelsene heksaklorsyκλοheksan (lindan) og oktaklorstyren var de fleste verdiene under analysemetodens deteksjonsgrenser (resultater bare vist i Vedlegg).

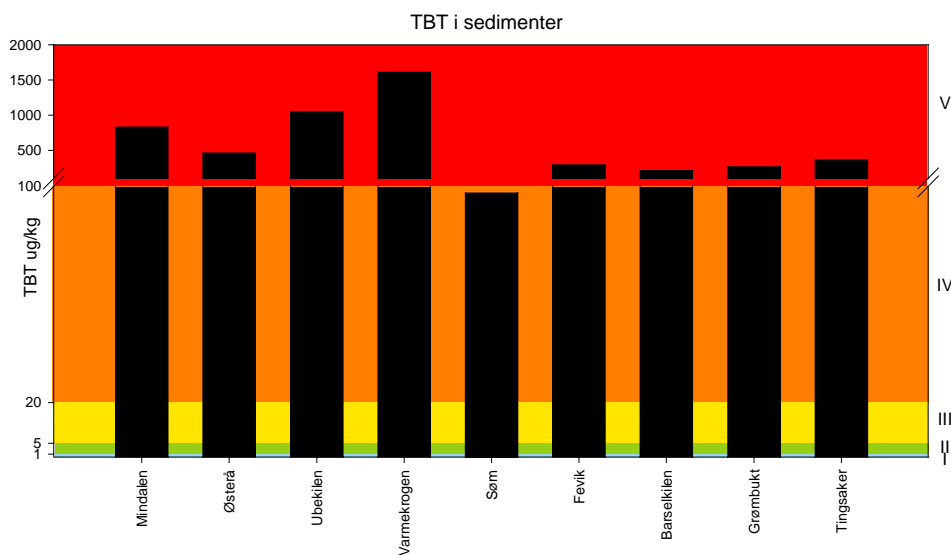


Figur 19. Innhold av heksaklorbenzen (HCB) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder. Romertall angir tilstandsklasse i hht SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i marine sedimenter.

4.2.6 Tinnorganiske forbindelser (TBT)

Alle havnene var sterkt eller meget sterkt forurenset av TBT (**Figur 20**). I de mest forurensete småbåthavnene som Varmekrogen og Ubekilen var forurensningen mer enn 1000 ganger over bakgrunnsnivå (SFT klasse I). Forurensningen er langt over det som ble påvist ved havneundersøkelsene på Agder hvor TBT-nivået generelt var i størrelsesorden 30-200 µg/kg. Tilsvarende sterk forurensning er kjent fra Vikkilen ved Grimstad hvor det er skipsverksted. Innerst i Vikkilen er det registrert verdier på over 2500 µg/kg (Næs m.fl. 2000).

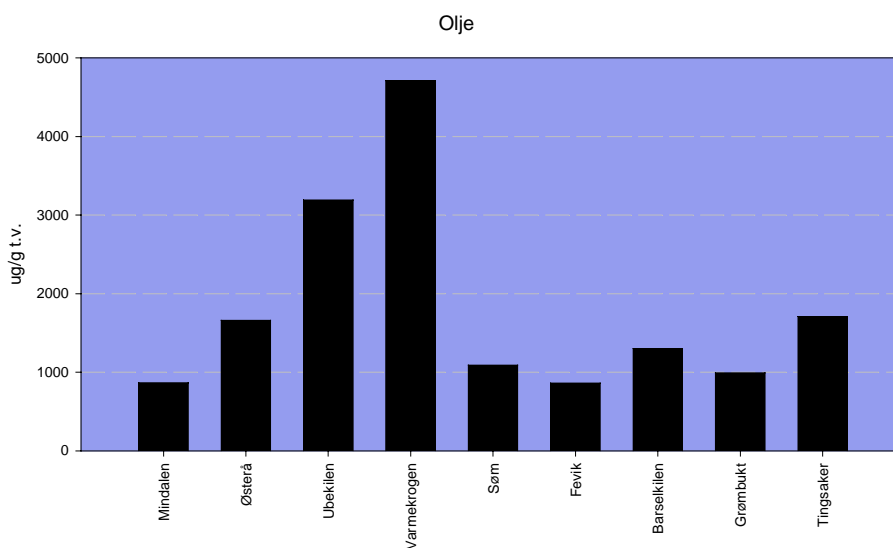
Det er liten grunn til å anta at det er andre kilder til TBT-forurensningen i småbåthavnene enn båtholdet. Resultatet er litt overraskende, tatt i betraktning at det har vært forbud mot bruk av TBT-holdig bunnstoff på småbåter i over 10 år.



Figur 20. Innhold av tributyltinn (TBT) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder. Romertall angir tilstandsklasse i hht SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter i marine sedimenter.

4.2.7 Oljekomponenter (THC)

Sedimentene var meget sterkt påvirket av oljeforurensning (**Figur 21**). Det er ikke utarbeidet kvalitetskriterier for denne type forurensning, men sammenlignet med nye målinger i nærområdene til Staffjord A og C (Mannvik m.fl. 2000), er konsentrasjonene i småbåthavnene opp til 100 ganger høyere. Verdiene var særlig høye i Ubekilen og Varmekrogen.

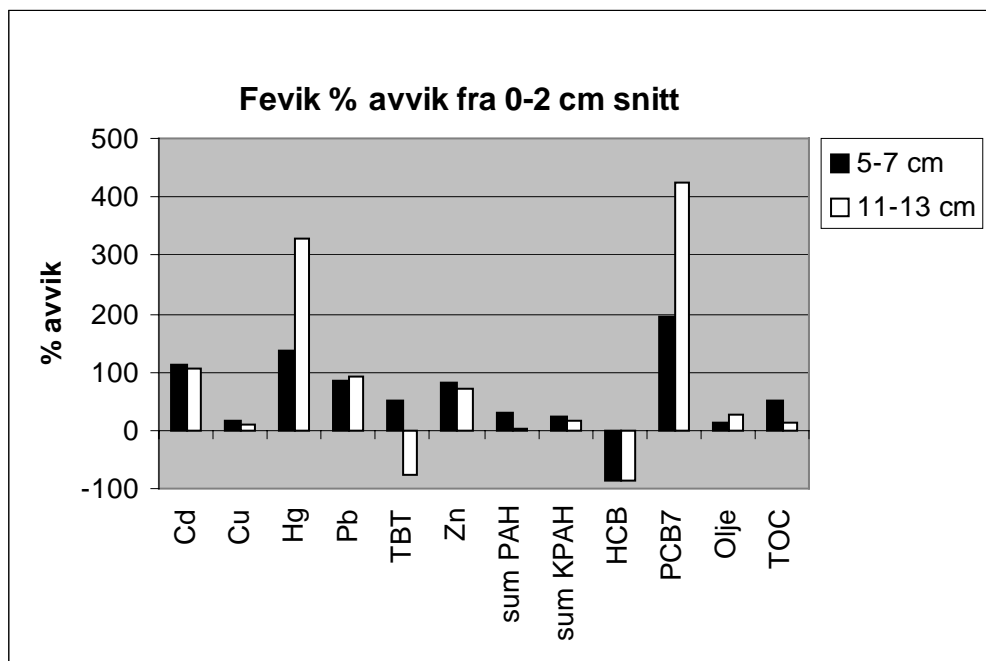


Figur 21. Innhold av olje (oljehydrokarboner) i overflatesedimenter (0-2 cm) i småbåthavner i Aust-Agder.

4.3 Vertikalfordeling i sediment i Fevik båthavn

Analysen av dyspsnittene fra Fevik båthavn viser at de fleste komponentene hadde økende verdier nedover i sedimentsøylen i forhold til sedimentoverflaten (**Figur 22**). Økningen var særlig markert for kvikksølv og PCB, som hadde vesentlig høyere verdier i det dypeste sjiktet, mens det var mindre økninger for kadmium, bly og sink. For PAH og olje var det nokså jevn fordeling i sedimentsøylen. Bare HCB og TBT hadde fallende verdier nedover.

Det er vanlig å tolke vertikalfordelingen i stabile sedimenter uten større aktivitet av gravende bunnfauna-organismer som en tidsutvikling i tilførsler. Resultatene tyder derfor på at forurensningen av kvikksølv og PCB må tilskrives gamle kilder og at tilførslene senere er redusert eller har opphørt. Dette kan henge sammen med tilførsler fra den tidligere industrivirksomheten i området. Det samme synes å gjelde også for de fleste andre metaller. For PAH og olje derimot indikerer resultatene at det er stadig nye tilførsler. Resultatet for TBT er litt spesielt, i og med at denne øker ned til 5 cm sjikt og deretter avtar. Dette kan tolkes som at belastningen fra TBT-holdig bunnstoff økte på 70- og 80-tallet mens båthaven ble utbygd og TBT var tillatt brukt, men senere har avtatt etter at forbudet mot bruk trådte i kraft.



Figur 22. Vertikalfordeling av miljøgiftkomponenter i bunnsedimentet i småbåthavnen på Fevik. Figuren viser forandringen (økning/reduksjon) i dyspsjiktene 5-7 cm og 11-13 cm beregnet som prosent av konsentrasjonen i overflatesediment (0-2 cm).

5. Tilstanden i båthavnene

Undersøkelsene har vist at det var til dels betydelige forurensninger i småbåthavnene. Forurensningene var særlig knyttet til tjærestoffer (PAH), tributyl-tinn (TBT) og oljekomponenter, men også i noen grad kadmium. Undersøkelsen viste også at i nesten alle havnene var bunnsedimentene sorte og luktet av hydrogensulfid. Dette tyder på høye tilførsler av organisk materiale. Det var generelt moderat til lav forurensning av tungmetaller og PCB, og av andre klororganiske forbindelser, som HCB og lindan.

Undersøkelsen av småbåthavner i Møre og Romsdal viste at alle havnene var meget sterkt forurenset av TBT (Morseth 2000). For tungmetaller var resultatene mer varierende med konsentrasjoner tilsvarende liten til markert forurensning. Det ble ikke analysert for PAH, olje eller klororganiske forbindelser. I småbåthavner i Indre Oslofjord ble det funnet markerte overkonsentrasjoner av polyklorerte bifenyler (PCB) og moderate overkonsentrasjoner av tungmetaller (kvikksølv, kadmium og bly) (Koniczny 1995). Det ble ikke undersøkt spesielt for miljøgifter som kan stamme fra småbåter, men undersøkelsen viste at sedimentene kan være forurenset av flere typer miljøgifter.

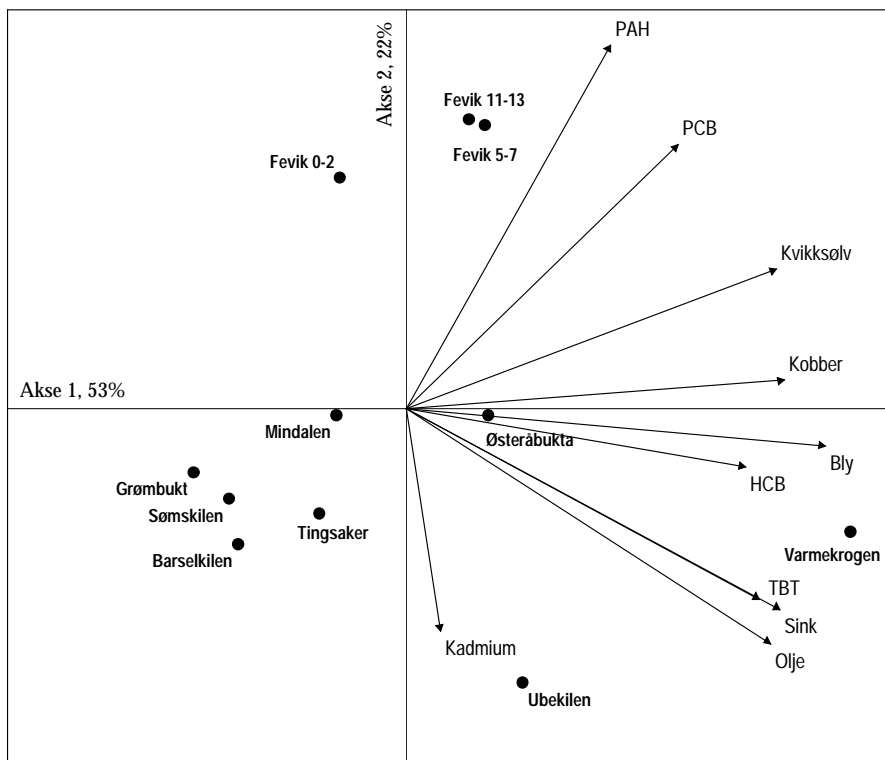
Komponenter som finnes i høye konsentrasjoner i alle havnene er det naturlig å knytte direkte til småbåtene. Dette gjelder spesielt for TBT og oljekomponenter, men også i noen grad PAH. TBT benyttes som antibegroingsmiddel i bunnstoff og skipsmaling. TBT har imidlertid sterke miljøskadelige effekter, noe som har medført at mange land har innført restriksjoner på bruk. I Norge har det vært forbud mot bruk av TBT på båter mindre enn 25 m siden 1989. TBT er særlig giftig overfor arter av snegl og muslinger og fører til kjønnsforstyrrelser og sterilitet. Snegl med karakteristiske TBT-skader er blitt påvist på hele norskekysten, men effektene er sterkest i havneområder (Walday m.fl. 1997).

Resultatet for TBT er bemerkelsesverdig, tatt i betraktning forbudet mot bruk på småbåter. Alle båthavnene i undersøkelsen er imidlertid anlagt før forbudet mot bruk av TBT ble innført. Det kan derfor ikke utelukkes at det er forurensning fra den tiden da TBT var i lovlig bruk som gjenfinnes i sedimentene. Verdiene for TBT var allikevel såvidt høye, også i de senest anlagte havnene, at dette ikke synes å være noen tilstrekkelig forklaring.

Forbindelser av kobber brukes også i bunnstoff. Det ser ikke ut til at dette har medført noen betydelig forurensning i småbåthavnene. Det var ikke spesielt høye konsentrasjoner av kobber i noen av båthavnene.

Tjærestoffer (PAH) dannes ved ufullstendig forbrenning av oljeprodukter, kull og tjære. Endel komponenter inngår også i olje. I småbåthavner kan eksos sammen med oljespill være potensielle kilder til tjærestoffer (PAH). De høye konsentrasjonene i Mindalen og Fevik har trolig sammenheng med sterk lokal beskyttelse (Mindalen) og stor havn (Fevik). Resultatene for havnene under ett viser allikevel ingen særlige tegn til samvariasjon mellom oljekomponenter og PAH i sedimentene, noe som kunne vært forventet. Det er derfor ingen entydig sammenheng mellom bruk og eventuelt søl av drivstoff i småbåthavnene og forurensningen av PAH.

For komponenter med mer varierende opptrøden kan det være ulike kilder. Noen av båthavnene ligger nær ved eller i tilknytning til bosetningsområder og skipshavner hvor det kan finnes ulike andre kilder. I denne undersøkelsen gjelder dette særlig for Varmekrogen, som nok er betydelig influert av forholdene i Arendal havn. Også Fevik og i noen grad Østeråbukta kan være influert av andre kilder enn dagens småbåthavn.



Figur 23. Sammenfattende analyse av miljøgifter i bunnsedimenter i småbåthavner i Aust-Agder, utført ved Prinsipal komponent-analyse (PCA). I plottet er miljøgiftene illustrert ved vektorer som peker i retning av økende verdier (fallende verdier i motsatt retning). Båthavnene er illustrert med punkter, nærliggende punkter viser båthavner som har lignende fordelingsmønster for miljøgiftene. Analysen er utført som 'standardisert PCA' fordi miljøgiftene er målt i forskjellige enheter. For Fevik er også dyspsnittene tatt med i analysen.

I **Figur 23** er det vist en samlet analyse av forurensningene i alle småbåthavnene. I analysen sammenlignes alle sedimentprøvene innbyrdes for å illustrere hvilke som ligner hverandre med hensyn på sammensetningen av miljøgifter og hvilke som er forskjellige. Samtidig gir analysen en fremstilling av hvordan miljøgiftene korrelerer med hverandre og hvordan de er fordelt over båthavnene. Analysen viser at Varmekrogen, Fevik og Ubekilen skiller seg mest ut, mens det er stor grad av likhet mellom Grømbukt, Sømskilen, Barselkilen og Tingsaker. Varmekrogen er karakterisert ved generelt høye verdier for de fleste komponenter (ligger i den retningen i diagrammet de fleste vektorene peker). Fevik er karakterisert ved høye verdier for PAH, PCB og i tildels kvikksølv. Det er også en tendens til generelt forhøyde verdier i Østeråbukta. Analysen bekrefter derfor at forurensningen i småbåthavner som ligger i tilknytning til større skipshavner og bosetningsområder, hvor det har vært ulik industri, er påvirket av disse kildene. Likheten mellom Grømbukt, Sømskilen, Barselkilen og Tingsaker indikerer at småbåthavner som ligger lenger fra områder med større industrivirksomhet, generelt har et nokså likt forurensningsmønster.

Ubekilen skiller seg ut ved en særlig høy forekomst av kadmium, men i noen grad også ved oljekomponenter og sink. Det er ikke kjent hva kilden til kadmium kan være.

Prøvene fra ulike sedimentsjikt i Fevik var innbyrdes forholdsvis like sammenlignet med sedimentene i de andre småbåthavnene. Dette viser at hovedmønsteret i forurensningene ikke endret seg i betydelig grad nedover i sedimentet.

I tilknytning til analysen ovenfor, som beskriver forholdene mellom prøver og miljøgifter, ble det også foretatt en analyse mot faktorer som kan ha betydning for forurensningsmønstrene i havnene. Disse faktorene omfatter dyp, sammensetning av bunnsedimentet (tørrestoffinnhold, organisk innhold), tilstedeværelse av terskler, havnenes størrelse (antall båter), vinteropplag, og ordning for mottak av olje. Analysen ble utført med såkalt 'redundancy-analyse' (RDA). Resultatet viste at faktorene som best kunne relateres til miljøgiftinnholdet var organisk innhold i bunnsedimentet (TOC), antall båter i havnen, vinteropplag og tørrestoffinnhold i sedimentet. TOC var klart relatert til sink, bly, kvikksølv og olje, og litt mindre tydelig til kadmium, TBT og PCB. Relasjonene var statistisk signifikante på 1% nivå. Faktorene for havnestørrelse og vinteropplag var relatert til PAH og HCB, men relasjonene var svakere og var ikke statistisk signifikante (p-verdi på 10-15%). Prøven fra Varmekrogen 'forstyrret' hovedmønstrene og måtte utelates for å få fram tydelige relasjoner. Dette er åpenbart fordi Varmekrogen er påvirket av andre betydelige kilder enn de som er knyttet til småbåtene.

Analysen viser at organisk innhold i sedimentene er svært viktig for forekomsten av miljøgifter. Dette indikerer at havnenes beliggenhet og grad av lokal beskyttelse er viktig. Relasjonen er særlig tydelig for Ubekilen og Østeråbukta, som har høye TOC-verdier og generelt høye verdier for metaller, PCB og olje, i kontrast til Grømbukt, som er en større havn med vinteropplag av båter, har lav TOC og forholdsvis lave konsentrasjoner av disse komponentene. Havnestørrelse og vinteropplag av båter synes å være av relativt mindre betydning enn TOC. Det må imidlertid understrekes at antall prøver i denne undersøkelsen er forholdsvis lite og ikke gir grunnlag for omfattende konklusjoner.

Undersøkelsen har vist at det er tildels betydelig forurensning av miljøgifter i småbåthavnene. Det vil være behov for å utvide undersøkelsene også til andre småbåthavner. Dette vil gi et bedre grunnlag for å karakterisere hvilke forhold som er av betydning for forurensningene, og følgelig hvordan tiltak mot forurensninger best kan settes i verk. I dette arbeidet kan det være behov både for å klarlegge kilder nærmere og å få mer kunnskap om mekanismer bak opptak og transport i miljøet.

Bunnsedimentene i så godt som alle havnene var anoksiske og uten dyreliv. Det er uklart i hvilken grad miljøgiftene er medvirkende til dette, eller om det primært er en følge av organisk overbelastning i sedimentene. Det er heller ikke kjent hvilke virkninger miljøgiftene har for naturlige organismer i nærområdet til båthavnene. De høye konsentrasjonene av TBT er i så måte urovekkende, siden skader av TBT på marine organismer er godt dokumentert mange steder på kysten (se f.eks. Walday m.fl. 1997).

Undersøkelsen viser at det er behov for tiltak for å motvirke forurensninger i småbåthavner. Dette vil omfatte tiltak for å begrense oljespill, tilførsler av organisk materiale, og sikre bruk av mest mulig miljøvennlige bunnstoffer og båtpleieprodukter. Dessuten viser resultatene at havnenes beliggenhet og lokale forhold er av stor betydning, noe som bør tas hensyn til ved utbygginger og nyanlegg. Det kan også være spørsmål om behovet for tiltak mot de eksisterende forurensningene, spesielt sett i lys av at det nå utredes opprydning av forurensede sedimenter i industri- og havneområder.

6. Referanser

- Baalsrud, K. og R. Gulbrandsen 1988. Tiltaksanalyse for indre Oslofjord. Forurensning fra fritidsbåter og skip. NIVA rapport 2103. 39 s.
- Jacobsen, T., E. Oug og J. Magnusson 1996a. Vannkvalitet i kystområdene i Arendal kommune 1992-1994. NIVA rapport nr. 3378. 100 s.
- Jacobsen, T., T. Johannessen, T. Johnsen, J. Molvær, E. Oug og I. Saanum 1996b. Undersøkelse av Skogsfjordsystemet i Mandal. Hydrografi, planteplankton, strandsone, bløtbunn, fiskeforekomster. NIVA rapport nr. 3505. 79 s.
- Jacobsen, T., E. Dahl, E. Oug, T. Johannessen og F. Moy 1997. Tilstanden i sjøområdene i Grimstad før start av biologisk renseanlegg på Groos. NIVA rapport nr. 3622. 91 s.
- Konieczny, R.M. 1995. Undersøkelse av mudringsmasser i kommunale småbåthavner i Bestumkilen, Ormsundet og Paddehavet, indre Oslofjord 1995. NIVA rapport nr. 3276. 23 s.
- Konieczny, R.M. og A. Juliussen 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase I. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. SFT overvåkingsrapport nr. 587/94. NIVA rapport nr. 3275. 185 s.
- Kroglund, T., E. Dahl og E. Oug 1998a. Miljøtilstanden i Tvedestrand kystområder før igangsetting av nytt renseanlegg. Oksygenforhold, hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna. NIVA rapport nr. 3907-98. 57 s.
- Kroglund, T., E. Dahl og E. Oug 1998b. Miljøtilstanden i Risørs kystområder før igangsetting av nytt renseanlegg. Oksygenforhold, hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna. NIVA rapport nr. 3908-98. 58 s.
- Kroglund, T., J. Magnusson og E. Oug 1998c. Tilstanden i Harkmarkfjorden, Mandal kommune. Tåler fjorden økt belastning ? NIVA rapport nr. 3869. 44 s.
- Kroglund, T., E. Oug og E. Dahl 1999. Miljøtilstanden i Lillesands kystområder. Oksygenforhold, hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna. NIVA rapport nr. 4052-99. 75 s.
- Mannvik, H.P., S. Cochrane, F. Mikkola, K.L. Gabrielsen, A. Pettersen, L. Hansen, V. Lyngmo, T. Pearson og R. Palerud, 2000. Regional miljøundersøkelser Region IV 1999. Akvaplan-niva rapport 411.99.1612-1.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT 97:03, TA-1467/1997.
- Morseth, B.R. 2000. Miljøundersøkelser i småbåthavner i Møre og Romsdal. Fylkesmannen i Møre og Romsdal rapport nr. 2000:05 (Noteby/Multiconsult). 11 s.
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen og F. Moy 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA rapport nr. 2645. 104 s.

- Næs, K., J. Knutzen, J. Håvardstun, T. Kroglund, M.C. Lie, J.A. Knutsen og M.L. Wiborg 2000. Miljøgiftundersøkelse i havner på Agder 1997-1998. PAH, PCB, tungmetaller og TBT i sedimenter og organismer. Stat. prg. forurensningsovervåk. rap. 799/00, SFT/NIVA. (NIVA rapport nr. 4232-2000). 139 s.
- Næs, K. og J. Håvardstun 2000. Miljøgiftundersøkelse i småbåthavner i Aust-Agder. Foreløpig notat. NIVA Sørlandsavdelingen. 9 s.
- Oug, E. 1998. Vannkvalitet i kystområdene i Arendal. Bløtbunnsfauna i Tromøysund og Galtesund 1994. NIVA rapport nr. 3829. 34 s.
- Oug, E. og T. Kroglund 2001. Konsekvensutredning for utvidet småbåthavn i Barselkilen, Grimstad kommune. NIVA rapport nr. 4302. 20 s.
- Walday, M., J.A. Berge og N. Følsvik 1997. Imposex og nivåer av organotinn hos populasjoner av purpursnegl (*Nucella lapillus*) i Norge. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 694/97 (NIVA rapport nr. 3665). 28 s.
- Wikander, P.B. 1986. Overvåking av sjøområdet utenfor Utnes, Hisøy. Delrapport 7. Bløtbunnsfauna 1981, 1983 og 1985. Sedimenter. NIVA rapport nr. 1939. 79 s.
- Wikander, P.B. 1987a. Bløtbunnsfaunaen i Tvedestrandsfjorden. Resultatene fra 1983, 1984 og 1986. NIVA rapport nr. 1978. 72 s.
- Wikander, P.B. 1987b. Overvåking av bløtbunnsfaunaen i fjordene ved Lillesand 1983-1986. NIVA rapport nr. 2023. 63 s.

7. Vedlegg

Vedleggstabell 7.1. Fullstendige analyseresultater for bunnsedimenter i småbåthavner i Aust-Agder oktober 2000. Verdier markert med symbolet 'mindre enn' (<) er lavere enn analysemetodens deteksjonsgrense.

	Min- dalen	Østerå	Ube- kilen	Varme- krogen	Søm	Fevik 0-2 cm	Fevik 5-7 cm	Fevik 11-13 cm	Barsel- kilen	Grøm	Tings- aker
Sedimentparametre											
TTS %	17.2	23.5	12.5	21.6	22.4	36.2	30.9	41.2	14.8	51.6	19.7
TOC (µg/mg TS)	86	131	154	104	75.5	39.3	59.1	44.1	98.8	27.7	110
Metaller											
Cd (µg/g t.v.)	2.14	0.64	3.45	1.53	1.87	0.76	1.61	1.57	2.52	0.51	1.93
Cu (µg/g t.v.)	74.2	243	189	227	34.7	132	155	144	66.3	62.9	92.8
Hg (µg/g t.v.)	0.4	0.62	0.9	1.51	0.15	0.39	0.92	1.67	0.2	0.057	0.29
Pb (µg/g t.v.)	96.6	94	120	212	72.6	57.4	107	110	50.4	12.5	86.3
Zn (µg/g t.v.)	235	368	458	487	238	158	286	272	225	198	294
Tinnorganiske forbindelser											
Mono- <i>n</i> -butyltinn (µg/kg t.v.)	45	64	99	38	10	29	58	8.2	9.5	37	16
Di- <i>n</i> -butyltinn (µg/kg t.v.)	150	88	190	110	14	46	94	14	34	68	50
Tri- <i>n</i> -butyltinn (µg/kg t.v.)	340	190	430	660	40	120	180	28	87	110	150
Tributyltinn (µg/kg t.v.) molekylet!	829.6	463.6	1049.2	1610.4	97.6	292.8	439.2	68.32	212.28	268.4	366
Monofenyltinn	9.8	57	17	60	6.5	9.8	30	9.6	7	13	9.1
Difenyltinn	16	54	12	16	9	8.1	33	12	7.1	14	14
Trifenyltinn	12	85	38	95	7.4	9.8	27	<2,0	7.1	23	16
Polyklorerte bifenyler (PCB)											
Polyklorertbifenyl 28 (µg/kg t.v.)	1.6	1.7	2.5	1.8	0.27	2.1	7.5	12	0.48	0.25	0.8
Polyklorertbifenyl 52 (µg/kg t.v.)	1.1	4.1	4.4	2.1	0.69	3.3	12	20	0.59	0.29	1.1
Polyklorertbifenyl 101 (µg/kg t.v.)	0.85	4.1	1.6	3.9	0.58	1.9	1.8	9.7	0.51	0.23	0.97
Polyklorertbifenyl 118 (µg/kg t.v.)	1.1	6.7	2.4	5.3	1	2.8	7.5	11	0.82	0.35	1.7
Polyklorertbifenyl 105 (µg/kg t.v.)	0.3	4.6	0.96	2	0.35	1.4	4.5	7	0.37	<0,2	0.42
Polyklorertbifenyl 153 (µg/kg t.v.)	1.5	3.4	2.2	8.8	0.64	1.3	3.9	5.9	0.96	0.42	2
Polyklorertbifenyl 138 (µg/kg t.v.)	1.56	3.8	2.4	9.9	0.75	1.4	4.3	6.5	0.93	0.4	1.9
Polyklorertbifenyl 156 (µg/kg t.v.)	<0,2	0.35	<0,2	0.77	<0,2	<0,2	0.45	0.8	<0,2	<0,2	<0,2
Polyklorertbifenyl 180 (µg/kg t.v.)	0.87	1.9	1	5.6	0.32	0.64	2.4	5.6	0.42	<0,2	0.85
Polyklorertbifenyl 209 (µg/kg t.v.)	<0,2	3.9	0.32	1.2	<0,2	<0,2	0.42	0.6	0.42	<0,2	<0,2
Sum PCB	8.88	34.55	17.78	41.37	4.6	14.84	44.77	79.1	5.5	1.94	9.74
Seven Dutch	8.58	25.7	16.5	37.4	4.25	13.44	39.4	70.7	4.71	1.94	9.32
Pestisider:											
Pentaklorbenzen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Heksaklorbenzen	<0,1	0.14	0.27	3.3	<0,1	0.99	0.14	0.14	0.18	<0,1	0.2
alpha HCH	<0,2	<0,2	<0,2	<0,4	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0.21	<0,2
Lindan	<0,2	<0,2	0.46	<0,4	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Oktaklorstyren	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	0.26	0.49	<0,1	<0,1	<0,1
p,p'-DDE	0.28	4	0.78	1.5	0.35	0.42	0.95	1	0.68	0.25	0.64
p,p'-DDD	<0,3	11	0.72	2.6	<0,3	2	4.5	2.9	0.59	<0,3	0.37

Vedleggstabell 7.1. fortst.

	Min- dalen	Østerå	Ube- kilen	Varme- krogen	Søm	Fevik 0-2 cm	Fevik 5-7 cm	Fevik 11-13 cm	Barsel- kilen	Grøm	Tings- aker
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)											
Naftalen (µg/kg t.v.)	105	97	82	253	33	116	311	135	49	13	111
2-Metylnaftalen (µg/kg t.v.)	52	85	70	191	21	71	156	67	44	9	105
1-Metylnaftalen (µg/kg t.v.)	37	54	31	126	12	59	109	47	23	4	39
Bifenyl (µg/kg t.v.)	22	62	36	173	13	32	99	31	7	13	32
2,6-Dimetylnaftalen (µg/kg t.v.)	39	88	101	580	17	70	113	43	24	7	51
1,6-Dimetylnaftalen (µg/kg t.v.)	43	44	28	174	10	65	89	36	15	3	29
1,5-Dimetylnaftalen (µg/kg t.v.)	353	297	110	607	64	387	594	262	70	16	128
Acenaftalen* (µg/kg t.v.)	21	35	13	257	4	31	186	30	3	1	5
Acenaften* (µg/kg t.v.)	25	26	13	65	8	98	288	82	4	1	8
2,3,6-Trimetylnaf (µg/kg t.v.)	32	18	8	37	14	56	70	44	5	5	22
2,3,5-Trimetylnaf (µg/kg t.v.)	41	21	8	40	7	43	52	32	5	<1	9
1,2,4-Trimetylnaf (µg/kg t.v.)	11	5	2	5	2	10	12	9	<1	<1	2
Fluoren* (µg/kg t.v.)	82	56	31	133	35	354	465	168	11	3	25
1,2,3-Trimetylnaf (µg/kg t.v.)	96	18	29	10	9	16	34	15	17	5	24
Dibenzotiofen (µg/kg t.v.)	70	37	36	154	27	220	270	145	8	2	71
Fenantren* (µg/kg t.v.)	993	397	226	697	320	2232	2270	1442	57	20	241
Antracen* (µg/kg t.v.)	509	115	47	223	56	712	564	409	11	4	49
2-Metylfenantren* (µg/kg t.v.)	210	83	82	255	75	457	471	328	16	18	152
1-Metylfenantren* (µg/kg t.v.)	132	57	37	136	35	639	670	199	15	4	49
3,6-Dimetylfenantren* (µg/kg t.v.)	33	20	18	57	9	63	93	59	4	2	26
Fluoranten* (µg/kg t.v.)	2303	1161	559	2950	540	3773	5208	3762	140	44	367
9,10-Dimetylfen (µg/kg t.v.)	2	1	6	24	4	3	6	4	<1	<1	1
Pyren* (µg/kg t.v.)	2030	980	527	2859	425	3055	4784	3375	114	36	450
Benz(a)antracen* ¹ (µg/kg t.v.)	1047	546	354	864	228	1926	1920	1948	69	19	433
Chrysen+trifenylen* (µg/kg t.v.)	1138	449	440	1031	241	1710	1953	1773	82	22	769
Benzo(b+j,k)flu* ¹ (µg/kg t.v.)	2265	975	933	2248	416	2905	3904	3500	274	60	756
Benzo(e)pyren* (µg/kg t.v.)	884	399	474	1031	156	1115	1571	1392	109	25	586
Benzo(a)pyren* ¹ (µg/kg t.v.)	1135	455	369	1138	208	1629	2138	1881	86	21	402
Perylen* (µg/kg t.v.)	307	124	96	304	63	433	570	488	419	19	142
Indeno(1,2,3cd)pyren* ¹ (µg/kg t.v.)	965	373	405	858	153	960	1260	1222	150	28	315
Dibenz(a,c/a,h)ant* ¹ (µg/kg t.v.)	267	112	150	292	46	355	480	420	36	6	213
Benzo(ghi)perylene* (µg/kg t.v.)	1029	419	513	1033	162	1008	1477	1308	173	34	491
totalsum PAH	16278	7609	5834	18805	3413	24603	32187	24656	2040	444	6103
Sum PAH SFT klassifisering	15375	6782	5287	16431	3180	23455	30272	23786	1773	367	5479
Sum KPAH	5679	2461	2211	5400	1051	7775	9702	8971	615	134	2119
Sum NPDP	2249	1322	874	3346	659	4507	5320	2867	352	108	1060
Olje	865	1660	3190	4710	1090	860	980	1090	1300	990	1710

* inngår i sum PAH for SFT klassifisering.

¹ inngår i sum KPAH

Seven Dutch: sum av 7 PCB. IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

Sum NPDP er summen av naftalener, fenantrener og dibenzotiofener