

RAPPORT LNR 3927-98

**Miljøvurderinger av
utfylling av sprengstein i
Store Lungegårdsvann**

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 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 A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Miljøvurderinger av utfylling av sprengstein i Store Lungegårdsvann	Løpenr. (for bestilling) 3927-98	Dato 28/10-98
	Prosjektnr. Undernr. 0-98121	Sider Pris 46
Forfatter(e) Torbjørn M. Johnsen Birger Bjerkeng Jarle Molvær Einar Nygaard	Fagområde 24	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Bergen Kommune, Kommunalavd. teknisk utbygging, Vann- og avløpsseksjonen, Postboks 805, 5002 Bergen	Oppdragsreferanse Hogne Hjelle
--	-----------------------------------

Sammendrag


Sedimentene i Store Lungegårdsvann er sterkt forurenset av både PCB, PAH, TBT og kvikksølv. Dumping av sprengstein i området vil føre til resuspensjon av forurensete sedimenter og gjøre miljøgiftene mobile. Sedimenteringsforsøk tyder imidlertid på at bare omkring 2% av bunnsedimentene som virvles opp, vil bli svevende så lenge i vannmassene at de kan transporteres ut av Store Lungegårdsvann. Av disse partiklene tyder modellberegninger på at bare ca. 10% til vanlig transporteres med vannmassene ut til Solheimsviken og Damsgårdundet. For å redusere transporten av miljøgifter ut av området under steindumping foreslås det bruk av siltskjørt rundt dumpingsområdene. Transplantasjonsforsøk med blåskjell viste at det foregår en betydelig transport av miljøgifter med vannmassene også uten at det foregår dumping av stein.

Fire norske emneord

1. Store Lungegårdsvann
2. Sprengstein utfylling
3. Sediment oppvirvling
4. Lekkasje av forurensning

Fire engelske emneord

1. Store Lungegårdsvann
2. Boulder dumping
3. Sediment whirling
4. Leakage of pollution


Torbjørn M. Johnsen
Prosjektleder

ISBN 82-577-3516-7


Bjørn Braaten
Forskningssjef

**Miljøvurderinger av utfylling
av sprengstein
i Store Lungegårdsvann**

Prosjektleder: Torbjørn M. Johnsen

Medarbeidere: Birger Bjerkeng
Evy R. Lømsland
Jarle Molvær
Einar Nygaard
Inger Midttun
Åse Bakketun
Eigil Iversen

Forord

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) fikk i oppdrag av Bergen kommune, Vann- og avløpsseksjonen å lage en miljøutredning om effekten av dumping av sprengstein i Store Lungegårdsvann. Prosjektleder hos kommunen har vært sjefingeniør Hogne Hjelle.

NIVAs Vestlandsavdeling har stått for gjennomføring av feltarbeid. Båt har vært stilt til disposisjon av Bergen kommune. Sedimentinnsamlingen i Store Lungegårdsvann ble utført av firmaet Jensen Dykkerservice. NIVA har utført analyser av TBT og tungmetaller i sediment og blåskjell. UNILAB Analyse a.s har analysert PCB i sediment, mens SINTEF har utført analysene av PAH i sediment og blåskjell og PCB i blåskjell.

Hos NIVA har følgende personer vært involvert: Einar Nygaard har hatt ansvaret for gjennomføring av feltarbeid og rapportering av strømmålinger og modellberegninger. Teoretiske beregninger og betraktninger rundt partiklers synkehastighet er utført av Jarle Molvær som også har kommet med faglige innspill i forbindelse med sluttrapporteringen. Sedimenteringsforsøk med sediment har Åse Bakketun med assistanse av Eigil Iversen gjennomført, mens Birger Bjerkeng har vurdert resultatene fra dette forsøket. Inger Midttun har klargjort blåskjell for analyse. Evy R. Lømsland har bidratt under sluttrapporteringen. Miljøgifter i sediment og blåskjell er rapportert av Torbjørn M. Johnsen. Lars G. Golmen og Jens Skei har vært ansvarlige for kvalitetssikringen av rapporten. Ellers har det vært ført faglige diskusjoner med en rekke personer på NIVA, og alle som har gitt sitt bidrag til prosjektet, takkes.

Bergen, 28. oktober 1998

*Torbjørn M. Johnsen
prosjektleder*

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
1.1 Områdebeskrivelse	6
1.2 Utfylling av sprengstein	6
2. Målsetting og tidligere undersøkelser	7
2.1 Målsetting	7
2.2 Tidligere undersøkelser	7
3. Materiale og metoder	9
3.1 Sediment - prøvetaking og analyser	9
3.2 Eksponeringsforsøk med blåskjell	11
3.3 Strømmålinger	11
3.4 Spredningsberegninger	13
3.4.1 Metode	13
3.4.2 Synkehastighet	13
3.4.3 Fortynning og spredning	14
4. Resultater	17
4.1 Miljøgifter i sediment	17
4.1.1 Sedimentbeskrivelse	17
4.1.2 Polyklorerte bifenyler (PCB)	18
4.1.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	19
4.1.4 Tungmetaller	21
4.1.5 Tributyltinn (TBT)	25
4.2 Miljøgifter i blåskjell	25
4.2.1 Tungmetaller	25
4.2.2 TBT	26
4.2.3 PCB	27
4.2.4 PAH	27
4.3 Strømmålinger	29
4.4 Spredningsberegninger	32
4.4.1 Resultater fra sedimenteringsforsøk	32
4.4.2 Synkehastighet for steinstøv	35
4.4.3 Fortynning og spredning	36
5. Diskusjon	39
5.1 Spredning av miljøgifter under dumping av stein	39
5.2 Tiltak for å hindre partikkelspredning under steindumping	40
5.3 Anbefalninger om tiltak og målinger	41
6. Referanser	42
7. Vedlegg	44

Sammendrag

Sedimentet i Store Lungegårdsvann er sterkt forurenset (opptil tilstandsklasse V etter SFTs klassifiseringssystem) av PCB, PAH, TBT og kvikksølv. Spesielt er det høye konsentrasjoner i de dypere delene av Store Lungegårdsvann, men også i det planlagte utfyllingsområdet er bunnsedimentet (særlig i dypere sjikt (10-15 cm)) forurenset av miljøgifter.

Spesielt ved etablering av motfylling, men også ved utfylling fra land, er det fare for at forurenset sediment vil virvles opp til overflatelaget. Sedimenteringsforsøk med sediment viser imidlertid at det bare vil være en liten del (2-3%) av bunnsedimentet som har en så lav synkehastighet at sedimentet vil bli svevende i vannmassene lenge nok til å bli fraktet ut av Store Lungegårdsvann.

Modellberegninger med bakgrunn i strømmålinger og sedimenteringsforsøk tyder på at ca. 10% av de små, lette partiklene som bringes opp i overflatelaget (dvs. 0,2-0,3% av den totale sedimentmasse som antas forstyrret ved steindumping), vil transporteres ut til Damsgårdsundet. Beregningene er imidlertid gjort under gitte betingelser, og partikkeltransporten ut av Store Lungegårdsvann kan variere en del ved blant annet skiftende vanntilførsel, vindforhold og strømforhold.

Steindumping vil føre til resuspensjon av sediment og dermed gjøres miljøgiftene mobile og den potensielle biotilgjengeligheten økes.

For å få en indikasjon på mengden miljøgifter som transporteres ut av Store Lungegårdsvann som følge av at 10 dekar bunnsediment forstyrres, er det gjennomført et regneeksempel. Regneeksempellet indikerer at transporten av miljøgifter ut fra Store Lungegårdsvann vil være ca. 0,005 g PCB, ca. 5 g PAH og ca. 1g kvikksølv.

Transplanteringsforsøk med blåskjell i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet med en forsøksperiode på 38 dager viste en hurtig oppkonsentrering av både PCB, PAH, TBT og kvikksølv i skjellene. Forsøkene viser at det foregår en betydelig transport av miljøgifter med vannmassene i dette området uten at det foregår steindumping i Store Lungegårdsvann.

For å begrense transporten av partikler med miljøgifter ut fra Store Lungegårdsvann under framtidig steindumping foreslås som enkleste løsning, å legge ut et 4-5 m dyp siltskjørt rundt utfyllingsområdene. En slik strategi vil imidlertid ikke eliminere faren for partikkelspredning, og det bør derfor knyttes et overvåkningsprogram til steindumpingsoperasjonen. I overvåkningsprogrammet bør måling av sjiktning, partikkelmengde, størrelsesfordeling av partikler og miljøgifter i vannmassene inne i dumpingsområdet og utenfor inngå.

Målinger av partikkelkonsentrasjonen i vannmassene før, under og etter en steindumpingsperiode i 1994-95 i Store Lungegårdsvann viste en økning i konsentrasjonen av små partikler (2-8 µm) under steindumping (Botnen m.fl. 1995). Partiklene hadde et høyt organisk innhold, og det er derfor rimelig å anta at disse partiklene stammer fra resuspendert bunnsediment. På bakgrunn av de foreliggende resultater er det rimelig å anta at tidligere steindumping i Store Lungegårdsvann har ført til en transport av miljøgifter ut av området. Å kvantifisere miljøgifttransporten ut av området lar seg imidlertid ikke gjøre på grunn av at det ikke foreligger målinger av miljøgifter bundet til partiklene.

1. Innledning

Økt behov for byggeareal langs Store Lungegårdsvann og tilgang på sprengstein (overskuddsmasser fra nylig utsprengt fjell) har ført til at Bergen kommune ønsker å gjennomføre en utfylling i vannets nordvestlige del. Fra før er flere utfyllinger gjennomført for blant annet å gi plass til nye veitraseer. I perioden 1994-97 har det vært gitt tillatelse til og gjennomført dumping av 550.000 m³ sprengstein i vannet som har gitt en landgjenvinning på ca. 18 mål. Tidligere orienterende undersøkelser har imidlertid vist at bunnsedimentene i Store Lungegårdsvann inneholder miljøgifter. Dette har ført til at miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Hordaland har pålagt kommunen å gjennomføre en vurdering av faren for oppvirvling og spredning av bunnsediment med miljøgifter som følge av tidligere og eventuell framtidig dumping av sprengstein i området.

1.1 Områdebeskrivelse

Kart over Store Lungegårdsvann er vist på **Figur 1**. Vannet har et maksimumsdyp på 26 og et terskeldyp på 3 meter (i følge sjøkart 460). Vannets areal er på ca. 0,45 km².

Området tilføres hovedsaklig ferskvann fra Møllendalselva. Vannføringen i elva varierer sterkt over tid. Utfyllingsområdet ligger vest og nord for elvemunningen.

På grunn av den lokale ferskvannstilførselen og terskelen ved Gamle Nygårdsbro viser vannmassene i området en markert vertikal sjiktning.

1.2 Utfylling av sprengstein

I forbindelse med tidligere utfylling av sprengstein langs vestsiden av Store Lungegårdsvann (**Figur 1**) har en fulgt følgende strategi: Først legges det et stykke ut fra land en såkalt motfylling. Under denne operasjonen benyttes det en leker som det plasseres ca. 100 m³ sprengstein på. Lekeren slepes så til riktig posisjon, og hele lasset dumpes i en operasjon. Etter at hele motfyllingen er etablert, starter selve etableringen av nytt landareal. Dette gjøres ved at stein dumpes fra lastebiler fra eksisterende landområde slik at nytt landareal gradvis etableres ut mot motfyllingen. Den samme utfyllingsstrategi ønsker Bergen kommune å benytte også ved den planlagte utfyllingen av den nordvestlige delen av Store Lungegårdsvann som berører ca. 10.000 m² bunnareal (jfr. **Figur 1**).

2. Målsetting og tidligere undersøkelser

2.1 Målsetting

Miljøutredningen forsøker å besvare følgende spørsmål:

- I hvilken grad kan dumping av sprengstein i Store Lungegårdsvann i perioden 1993-98 ha forårsaket spredning av miljøgifter?
- Hvilken fare for spredning av miljøgifter representerer en ytterligere dumping av sprengstein i Store Lungegårdsvann?

Det ble funnet at prosjektets målsetting best kunne besvares gjennom følgende delundersøkelser:

1. *Kartlegging av konsentrasjoner og mektigheten av miljøgiftholdige sedimenter i Store Lungegårdsvann*
2. *Spredningsberegninger*
2. *Eksponeringsforsøk med blåskjell for vurderinger av transport av partikkelbundne miljøgifter*

2.2 Tidligere undersøkelser

Miljøgiftkonsentrasjonene i Store Lungegårdsvann er tidligere målt i forbindelse med miljøgiftundersøkelsen i Bergen havneområde og Byfjorden 1993 (Skei m.fl. 1994). I denne undersøkelsen ble det gjort innsamling på to stasjoner (i nordvestre del og utenfor utløpet av Møllendalselva (jfr. **Figur 1**) i Store Lungegårdsvann i 1993. Analyseresultatene viste at bunnsedimentenes øvre 2 cm inneholdt miljøgifter som polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) (tjærestoffer), polyklorerte bifenyl (PCB) og tungmetaller (særlig kvikksølv (Hg)). I denne undersøkelsen ble det funnet liten forskjell mellom de to stasjonene når det gjaldt PAH og PCB, mens Hg-konsentrasjonene var høyest på den nordvestre stasjon. Tributyltinn (TBT) er målt i blåskjell samlet inn i Damsgårdsundet, og analyseresultatet viste 16,6 mg TBT/kg tørrvekt (grenseverdi for Tilstandsklasse V = 5 mg TBT/kg tørrvekt).

PAH (tjærestoffene) og metaller har et naturlig bakgrunnsnivå. Årsaken til bakgrunnsnivået for PAH er en følge av naturlige fenomen som for eksempel skogbrann, vulkanutbrudd og sig fra oljeforekomster. Ved siden av råolje er den primære kilden for PAH alle former for forbrenning av organisk materiale.

PCB er en gruppe forbindelser som tidligere hadde vid bruk som isolerende, flammebestandig olje i transformatorer, kondensatorer og kabler. PCB ble videre brukt i hydraulisk olje og maling og som mykner i plast. Etter at skadevirkningene av PCB ble påvist, ble det innført strenge restriksjoner på bruk. Forekomster av PCB skyldes i det hele menneskelig aktivitet og skal i prinsippet ikke finnes i naturen.

TBT brukes som begroingshindrende tilsetning i skipsmaling og i impregnerings- og desinfeksjonsmidler. TBT er en naturfremmed forbindelse uten et naturlig bakgrunnsnivå og har vist seg å være ekstremt giftig (ng/l nivå) overfor enkelte arter av snegl og muslinger, som flere steder har vært truet

med utryddelse i regional målestokk (Knutzen et al 1995). Som følge av dette ble det i siste halvdel av 1980-tallet innført restriksjoner på bruk av TBT i flere land, blant annet Norge. Hovedelementet i restriksjonene er forbud mot bruk av TBT-holdig maling/bunnstoff på småbåter, dvs. under 25 m.

Botnen m. fl. (1995) fant at partikkelmengden i Store Lungegårdsvann og i inn- og utstrømmende tidevann ved Gamle Nygårdsbro økte i perioder med utlegging av sprengsteinfylling. Resultatene tydet på mer uorganisk materiale i sjøen ved utlegging av steinfylling, muligens forårsaket av mer steinstøv i vannet. Ved Nordnes ble det ikke sporet effekter av fyllingsarbeidet.

McClimans (1992) fant at teoretisk oppholdstid for vann over terskeldyp (<3m) for Store Lungegårdsvann var 2 dager, men at virkningsgraden til utskiftningen fører til en faktisk oppholdstid på ca. 1 uke.

3. Materiale og metoder

3.1 Sediment - prøvetaking og analyser

For å få kartlegge eventuell horisontale forskjeller i konsentrasjoner og mektighet av miljøgifter i Store Lungegårdsvann ble det 30. juni 1998 gjennomført innsamling av bunnsediment på 7 stasjoner (Figur 1). Prøvetakingen av sediment ble utført ved bruk av dykker fra firmaet Jensen Dykkerservice (dykkerrapport vedlagt (Vedlegg 1)). På de dypeste stasjonene (St. 1, 2 og 4) var prøvetakingen vanskelig pga. dårlig sikt for dykker (Tabell 1).

Fra alle 7 prøver ble sedimentets overflatelag (0-2 cm) prøvetatt for analyse av PCB, PAH, tributyltinn (TBT) tungmetaller og andre metaller. I tillegg er det på stasjonene 1 og 5 tatt ut prøver fra 3 snitt av sedimentet ned til 17 cm for analyse av PAH og kvikksølv (Hg), mens det på stasjon 7 kun er tatt ut 2 snitt ned til 12 cm pga. kort sedimentprøve.

Kjemiske analyser av tungmetaller og TBT (tributyltinn) i sediment og blåskjell har vært gjennomført ved NIVAs laboratorium. Tungmetallanalysene ble analysert på ICP-Metode Multi for å få en oversikt over forekomsten og konsentrasjonsnivåene til flest mulige element. Unntaket er kvikksølv (Hg) som har vært bestemt ved atomabsorpsjon etter saltpetersyreoppslutning. UNILAB Analyse a.s har gjennomført analysene av PCB₇ ("The seven Dutch") i sediment, mens SINTEF har utført analyser av både PCB₇ og PAH i blåskjell og PAH i sediment. PAH-analysene omfatter 15 parametere angitt som EPA16 (acenaften, acenaftylen, antracen, benz(a)antracen, benzo(b)/(j)/(k)fluoranten, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylene, dibenz(ac-ah)antracen, fenantren, fluoranten, fluoren, indeno(1,2,3-cd)pyren, krysen/trifenylene, naftalen, pyren)

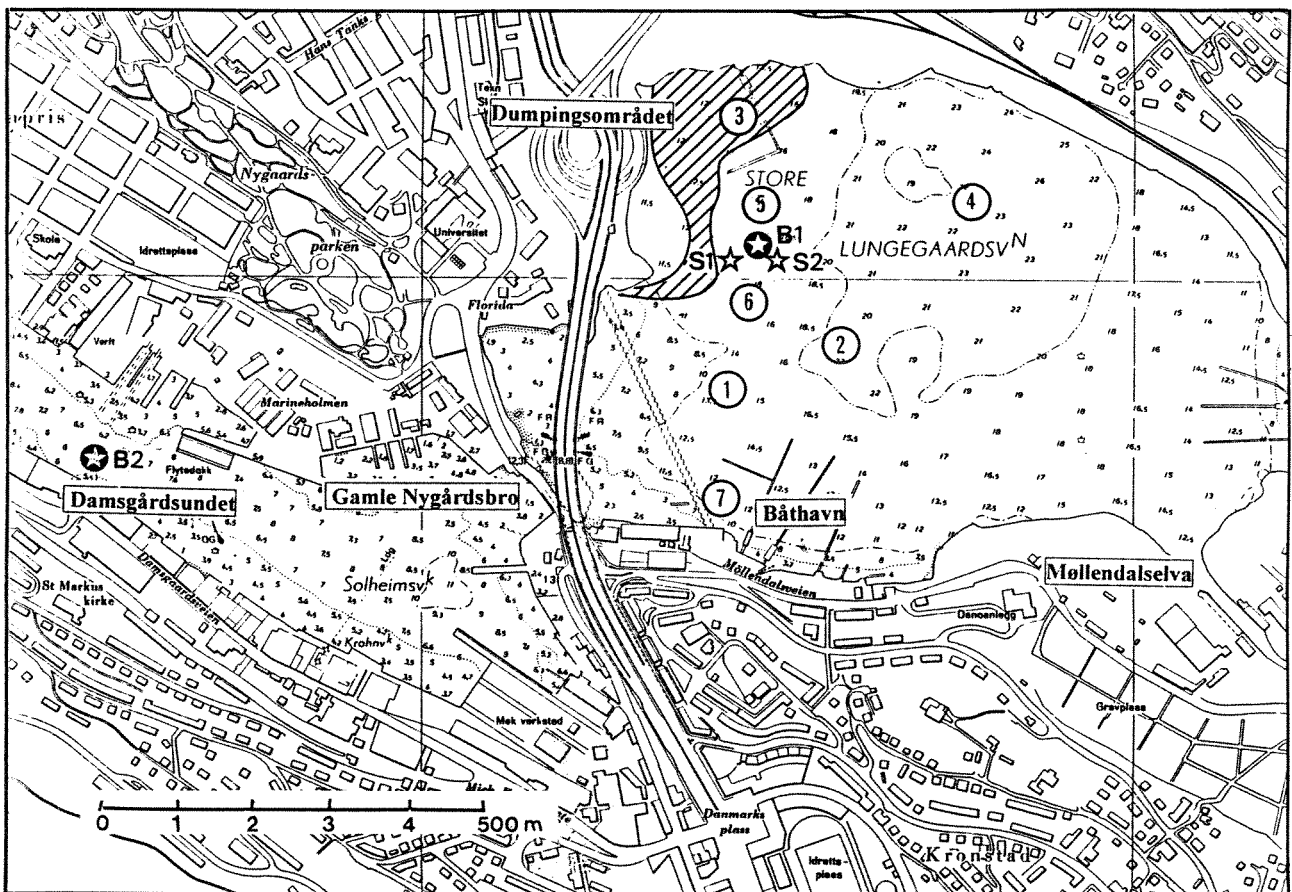
Fra stasjon 3 (dvs. i det planlagte utfyllingsområdet) ble det samlet inn ca. 5 liter bunnsediment på for sedimenteringsforsøk. Sedimentet ble først lufttørket for å lette transporten til laboratoriet i Oslo. På

Tabell 1. Stasjonsoversikt og notater fra prøvetaking 30. juni 1998.

Stasjon nr.	Dyp (m)	Kommentarer
1	14,5	Fullt prøverør - kan ikke se skillet mellom vann og sediment. Dykker kunne ikke se under prøvetakning.
2	21,5	Flytende overgang mellom vann og sediment - derfor vanskelig å få prøve av overflatesedimentet. Dykker kunne ikke se under prøvetakning.
3	10,2	Fin prøve med tydelig overgang mellom vann og sediment.
4	22,1	Fullt prøverør. Litt fastere bunn enn på stasjon nr. 2. Dykker kunne ikke se under prøvetakning.
5	10,1	Fin prøve med tydelig overgang mellom vann og sediment. <i>Beggiatoa</i> ¹⁾ på toppen av sedimentet.
6	12,0	Fin prøve med tydelig overgang mellom vann og sediment. <i>Beggiatoa</i> på toppen av sedimentet.
7	12,4	Fin prøve med tydelig overgang mellom vann og sediment.

¹⁾ *Beggiatoa* er en bakterie som ofte danner et hvitt belegg på sedimentoverflater hvor det er H₂S i sedimentet, men ikke i vannmassene over sedimentet.

laboratoriet ble sedimentet tilsatt 2 liter sjøvann fra Drøbak med salinitet på 25. Slammet ble godt omrørt og prøve til tørrvekt tatt ut. Av dette slammet ble det tatt ut 316,25 g vått sediment som ble tilsatt 30 liter sjøvann. Denne blandingen ble tømt i en sylinder med indre diameter på 19 cm og en vannsøyle på 100 cm med prøveuttak på 10, 30, 50, 70 og 90 cm fra sylindertoppen. Ved forsøksstart ble det tatt ut prøve for turbiditetsmåling på 50 cm. Sedimentasjonsforsøket ble kjørt i 32 timer med prøveuttak på de angitte dyp og i overflaten etter 5, 10, 30, 60, 240 og 1920 minutter. Turbiditeten i alle vannprøver ble målt ved bruk av et Hach 2001 turbidimeter.



Figur 1. Kart over Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet. Prøvetakningsstasjoner for sediment er markert med ①-⑦, posisjoner for blåskjellrigger med ⊕ (B1 og B2) og posisjoner for strømrigger med ☆ (S1 og S2).

3.2 Eksponeringsforsøk med blåskjell

For å få et mål på transporten av miljøgifter via partikler ble det 30. juni 1998 utplassert to rigger med to kurver ca. 1 meters dyp på hver rigg og med 25 blåskjell i hver kurv. Blåskjellene som ble satt ut, var innsamlet i Vindenespollen i Fjell kommune. 25 av de innsamlede skjellene ble frosset ned umiddelbart etter innsamling. Den ene riggen ble utplassert på vestsiden i Store Lungegårdsvann, mens den andre ble plassert i Damsgårdsundet (**Figur 1**). Blåskjellene ble høstet 7. August. Disse skjellene sammen med skjellene til analyse av referanseverdi ble rensset og innmaten frosset ned. Materialet ble videresendt i nedfrosset tilstand til NIVAs laboratorium for homogenisering og klargjøring for analyse av tungmetaller og miljøgifter.

3.3 Strømmålinger

For å kunne vurdere i hvilken grad oppvirvlet sediment vil føres ut av området, er det nødvendig å kjenne vannsirkulasjonen i området. Strømmålinger har ikke vært gjennomført i Store Lungegårdsvann tidligere, og slike målinger ble derfor inkludert i prosjektet.

Det er blitt målt strøm med forankrede strømmålere i to posisjoner (**Figur 1**). Det ble målt i 1,5 og 5,5 m dyp på begge stedene. Målingene ble utført i perioden fra 10. juli til 7. august. Den øverste måleren i posisjon S2 stoppet etter kort tid.

Tabell 2 gir en oversikt over bunndyp og måledyp ved strømmålingspunktene.

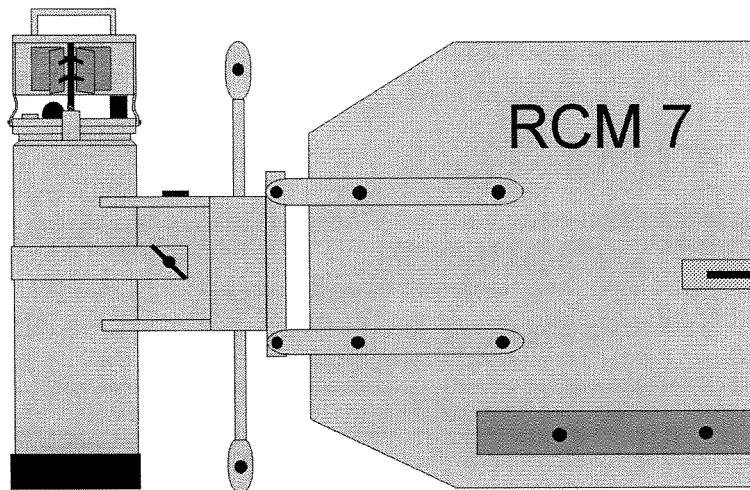
Tabell 2. Oversikt over strømmålingene i Store Lungegårdsvann i perioden 10. juli – 7. august 1998.

	S1 (nærmest land)	S2 (lengst fra land)
Bunndyp (m)	7	12
Måledyp (m)	1,5 og 5,5	1,5 og 5,5
Kommentar		Måler i 1,5 m dyp stoppet etter noen timer

Strømmålingene ble utført med Aanderaa Instruments RCM 7 og RCM 9 (Recording Current Meter) strømmålere. RCM 7- og RCM 9- strømmålerne ble montert i rigg med overflatebøye.

Figur 2 viser ei skisse av en Aanderaa Instruments strømmåler (RCM 7). Strømfarten (strømstyrken) registreres ved hjelp av en rotor på toppen av instrumentet. Rotoromdreiningene registreres av loggeenheten i instrumentet ved hjelp av en magnet montert på rotoren. Strømretningen registreres ved hjelp av det store roret og et innebygget kompass som avleses elektronisk. Målerne registrerer også sjøvannets temperatur og salinitet. Strømmålerne har internt minne til å logge data.

Farten vektormidles over måleintervallet ved å registrere fart og strømretning flere ganger i et måleintervall. Temperaturen og saliniteten som også måles, er øyeblikksverdier målt på slutten av måleintervallet. Måleintervallet ble satt til 10 minutt på alle instrumentene.



Figur 2. Skisse av Aanderaa Instruments RCM 7 strømmåler.

Målenøyaktighetene for de enkelte sensorene på Aanderaa Instruments RCM 7 strømmålere er oppgitt til (Aanderaa Instruments, 1983):

Konduktivitet:	$\pm 0,1$ mmho/cm
Temperatur:	$\pm 0,05^{\circ}\text{C}$
Kompassretning:	$\pm 7,5^{\circ}$ når farten er 2,5-5 cm/s $\pm 5^{\circ}$ når farten er 5-100 cm/s
Fart:	± 1 cm/s eller $\pm 2\%$ av farten. Den høyeste av disse gjelder.

Laveste målbare fart for RCM 7 strømmåler er 1,1 cm/s.

RCM 9 er en ultralyd strømmåler, og bruker Doppler prinsippet til beregning av strømfarten. Fordelen med dette instrumentet er at det ikke har noen utvendige bevegelige deler. Det vil si at groe, maneter og lignende ikke forstyrrer målingene. RCM 9 strømmålere måler også turbiditet. Dette gir et mål på mengden partikler i vannet, og kan blant annet brukes til å studere perioder med algeoppblomstring.

Målenøyaktighetene for de enkelte sensorene på Aanderaa Instruments RCM 9 strømmålere er oppgitt til (Aanderaa Instruments, 1996):

Konduktivitet:	$\pm 0,1$ mmho/cm
Temperatur:	$\pm 0,05^{\circ}\text{C}$
Kompassretning:	$\pm 7,5^{\circ}$ for $15 - 35^{\circ}$ helling av instrument $\pm 5^{\circ}$ for $0 - 15^{\circ}$ helling av instrument
Fart:	± 2 cm/s eller $\pm 2\%$ av farten. Den høyeste av disse gjelder.
Turbiditet:	2 % av full skala. Måleområde 0,1-20 FTU.

For RCM 9 strømmåler er laveste målbare fart 0,5 cm/s.

3.4 Spredningsberegninger

3.4.1 Metode

Utfyllingen vil medføre spredning av to type partikler med ulike fysiske og kjemiske egenskaper:

- ◆ Steinstøv som følger med steinmassen som dumpes. Vi vil anta at dette steinstøvet har egenvekt som gneis. Disse partiklene vil sannsynligvis ikke inneholde miljøgifter.
- ◆ Bunnsedimenter som virvles opp – hovedsaklig bestående av organisk materiale (Botnen et al., 1995). Disse partiklene kan inneholde miljøgifter.

Utfyllingen skal foregå i et område med maksimumsdybder på 10-18 meter. Under steindumping for etablering av motfylling vil bunnsediment bli virvlet opp. Hvor høyt opp i vannsøylen sedimentpartiklene vil bringes, vil blant annet avhenge av sjiktningen i vannmassene på det tidspunkt dumpingene skjer. Hvis dumpingene skjer i en periode hvor det er store tetthetsforskjeller mellom overflatelaget (0-3 meter) og det underliggende vannet, er det mindre fare for at sedimentpartikler skal bringes helt til overflaten enn om dumpingene skjer i perioder med liten tetthetsforskjell mellom de ulike vannlagene. Også strømforholdene på utfyllingstidspunktet vil påvirke partikkelspredningen.

Utfylling fra land mot motfyllingen vil antas å gi en mer moderat oppvirvling av partikler fra bunnsedimentet pr. tidsenhet. Denne aktiviteten vil imidlertid foregå i adskillig lengre tid enn etableringen av motfylling. Dessuten vil utfyllingen påvirke bunnsediment fra strandlinjen ned til ca. 14 meters dyp og berøre en større del av bunnarealet enn motfyllingen. Av den grunn representerer denne delen av utfyllingsoperasjonen muligens en større forurensningsrisiko.

3.4.2 Synkehastighet

Partiklenes teoretiske synkehastighet kan beregnes ved Stokes' lov:

$$v = \frac{2}{9\mu} * g * R^2 * \Delta\rho \quad (1)$$

der: v = synkehastigheten

μ = sjøvannets viskositet (her satt til 0,014 kg/ms, for sjøvann ved 10°C)

g = 9,81 m/s²

R = partikkelens radius

$\Delta\rho$ = tetthetsforskjell mellom partikkelen og sjøvannet

Formelen gir en grov tilnærming av de virkelige synkehastighetene i området, ved at flere av forutsetningene ikke er oppfylt:

- a) Vannmassene er neppe stillestående, noe som trolig spiller mindre rolle for de største partiklene, men turbulens kan redusere synkehastigheten for de minste partiklene.
- b) Viskositeten vil variere med temperatur og salinitet, spesielt i de øvre 5 m.
- c) Partiklene er ikke "kulerunde", men har en irregulær form med større overflate enn en kule. Dette vil bidra til å redusere synkehastigheten. Sannsynligvis av størst betydning for de minste partiklene.

3.4.3 Fortynning og spredning

Mens partiklene synker, blir de transportert bort fra utfyllingsområdet i en retning og med en hastighet som til enhver tid er bestemt av de rådende strømforholdene. Underveis reduseres partikkelkonsentrasjonen ved fortynning og som varierende grad av sedimentering.

Til å beregne fortynning og spredning av partikler fra dumping ble det benyttet en 2-dimensjonal numerisk modell (SMS). Forkortelsen SMS står for "Surface Water Modeling System", og er et interfaceprogram til blant annet den numeriske modellen RMA-2 (ECGL, 1994).

RMA2

RMA-2 er en dynamisk, to-dimensjonal, dybde integrert numerisk modell med fri overflate. Modellen egner seg best i områder uten lagdeling. Modellen beregner løsninger ved hjelp av endelig-element (finite element) metoden.

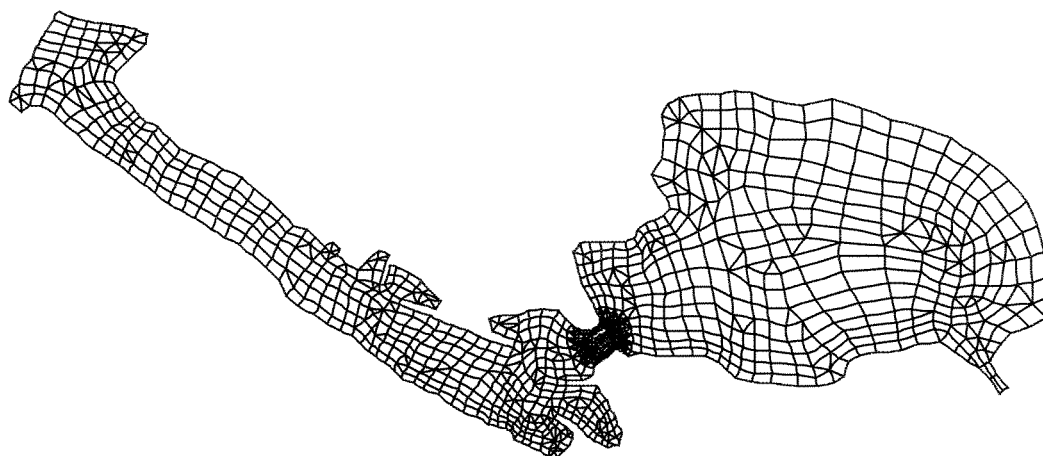
Gruntvannsligningene i RMA-2 er Navier-Stokes ligninger for bevarelse av bevegelsesmengde og volum (volumkonservering).

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(uh)}{\partial x} + \frac{\partial(vh)}{\partial y} = 0$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + g \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial \alpha_0}{\partial x} \right) + fv - \frac{\varepsilon_{xx} \partial^2 u}{\rho \partial x^2} - \frac{\varepsilon_{xy} \partial^2 u}{\rho \partial y^2} + \frac{gu}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + g \left(\frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\partial \alpha_0}{\partial y} \right) - fu - \frac{\varepsilon_{yx} \partial^2 v}{\rho \partial x^2} - \frac{\varepsilon_{yy} \partial^2 v}{\rho \partial y^2} + \frac{gv}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

- x = Distanse i x-retning (positiv mot øst)
- y = Distanse i y-retning (positiv mot nord)
- u = Horisontal strømningshastighet i x-retning
- v = Horisontal strømningshastighet i y-retning
- t = Tid
- g = Tyngdens akselerasjon
- h = Vanndyp
- α_0 = Helling av bunnen
- ρ = Væskens tetthet
- ε_{xx} = Normal turbulent utvekslingskoeffisient i x-retning
- ε_{xy} = Tangensiell turbulent utvekslingskoeffisient i x-retning
- ε_{yx} = Tangensiell turbulent utvekslingskoeffisient i y-retning
- ε_{yy} = Normal turbulent utvekslingskoeffisient i y-retning
- C = Chezy ruhetskoeffisient (Beregnet ut fra Mannings n)
- f = Coriolis parameter



Figur 3. Numerisk nettverk som ble brukt til modelleringene.

Input til modellen

Modellen trenger flere typer data. Først må man konstruere et nettverk (grid) med diskrete punkter (dvs. data over posisjon og dyp, som interpoleres til et nettverk i SMS).

Figur 3 viser et slikt nettverk for Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet.

Modellen må videre gis verdier for de turbulente utvekslingskoeffisientene, og for friksjonskoeffisienten Manning's n . Disse kan gis forskjellige verdier i forskjellige deler av nettverket. Koeffisientene varierer med bunnforholdene, og er samtidig en egenskap ved selve bevegelsen. De er følgelig svært vanskelige å bestemme nøyaktig. Oppgitte størrelser på koeffisientene varierer med flere størrelsesordener (ECGL, 1994), uten at løsningene endres tilsvarende mye.

Modellen må også gis grensebetingelser. Modellen ble drevet av en tidevannsamplitude på 0,5 meter ytterst i Damsgårdsundet. Det ble også tilført 70 l/s i bekken som renner ut i Store Lungegårdsvanns sørøstre del.

Man må også tilegne nettverket en initialtilstand. Dette gjøres ved å legge en flat overflate over hele nettverket i starten (alt er i ro). Det vil si at systemet trenger en del tid ("spin up") på å finne representative løsninger.

Ved hjelp av de topografiske dataene, grenseflatebetingelsene og initialbetingelsene beregner RMA-2 løsninger for hvert tidssteg. Modellen beregner verdier for fart, retning og vannstand i hvert av punktene i nettverket der det er lagt inn posisjon og dyp.

RMA-4 modellen

RMA-4 modulen er spredningsdelen av modellen. Her brukes de hydrodynamiske løsningene fra RMA-2 til å definere et tidsvariabelt hastighetsfelt for et gitt nettverk. Modellen må også gis opplysninger om hvor mye og hvor et stoff tilføres nettverket. Modellen beregner spredning av stoffet for hvert tidssteg.

$$h\left(\frac{\partial c}{\partial t} + u\frac{\partial c}{\partial x} + v\frac{\partial c}{\partial y} - D_x\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - D_y\frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - \sigma + kc\right) = 0$$

hvor:

- x = Distanse i x-retning (positiv mot øst)
- y = Distanse i y-retning (positiv mot nord)
- u = Horisontal strømningshastighet i x-retning
- v = Horisontal strømningshastighet i y-retning
- t = Tid
- h = Vanndyp
- c = Konsentrasjon av stoff; $c(x, y, t)$
- D_x = Turbulent diffusjonskoeffisient i x-retning
- D_y = Turbulent diffusjonskoeffisient i y-retning
- σ = Lokal tilførsel eller sluk av stoff
- k = Halveringsrate for stoff ("decay").

Kornfordeling

Partiklenes størrelsesfordeling i vannmassene er ikke kjent, men vi vil legge til grunn at Botnen et al. (1995) fant at mer enn 90% av partiklene i Store Lungegårdsvann var i størrelsesgruppen 2-8 μm .

4. Resultater

4.1 Miljøgifter i sediment

4.1.1 Sedimentbeskrivelse

Tabell 3 gir en beskrivelse av de forskjellige sjiktene i sedimentet på de 7 stasjonene. Generelt sett var overflatesedimentet på samtlige stasjoner bløtt, svart og finkornet, og på de fleste stasjonene var det en mer eller mindre flytende overgang mellom vann og sediment. Samtlige sedimentprøver luktet hydrogensulfid (H₂S).

Tabell 3. Stasjonsoversikt og sedimentbeskrivelse.

Stasjon nr.	Bunndyp (m)	Prøve nivå (cm)	Sedimentbeskrivelse
1	14,5	0-2 cm 5-7 cm 10-12 cm 15-17 cm	0-9 cm - bløtt svart finkornet sediment. H ₂ S-lukt. 9-17 cm - litt fastere sediment, men finkornet og svart. H ₂ S-lukt.
2	21,5	0-2 cm	0-20 cm - svart, finkornet, tyntflytende sediment. H ₂ S-lukt.
3	10,2	0-2 cm	0-1 cm - svart finkornet sediment. H ₂ S-lukt. <i>Beggiatoa</i> ¹⁾ . 1-11 cm - gråsvart finkornet sediment. 11-15 cm - brunaktig finkornet sediment.
4	22,1	0-2 cm	0-20 cm - svart, finkornet, tyntflytende sediment. H ₂ S-lukt.
5	10,1	0-2 cm 5-7 cm 10-12 cm 15-16 cm	0-1 cm - bløtt svart finkornet sediment. H ₂ S-lukt. <i>Beggiatoa</i> . 1-13 cm - litt fastere blågrått sediment. H ₂ S-lukt. 13-16 cm - bløtt brunsvart sediment.
6	12,0	0-2 cm	0-1 cm - svart finkornet sediment. H ₂ S-lukt. <i>Beggiatoa</i> . 1-11 cm - gråsvart finkornet sediment. 11-15 cm - brunaktig finkornet sediment.
7	12,4	0-2 cm 5-7 cm 10-12 cm	0-13 cm - svært flytende svart sediment på toppen. Litt fastere lenger ned i sedimentet. H ₂ S-lukt.

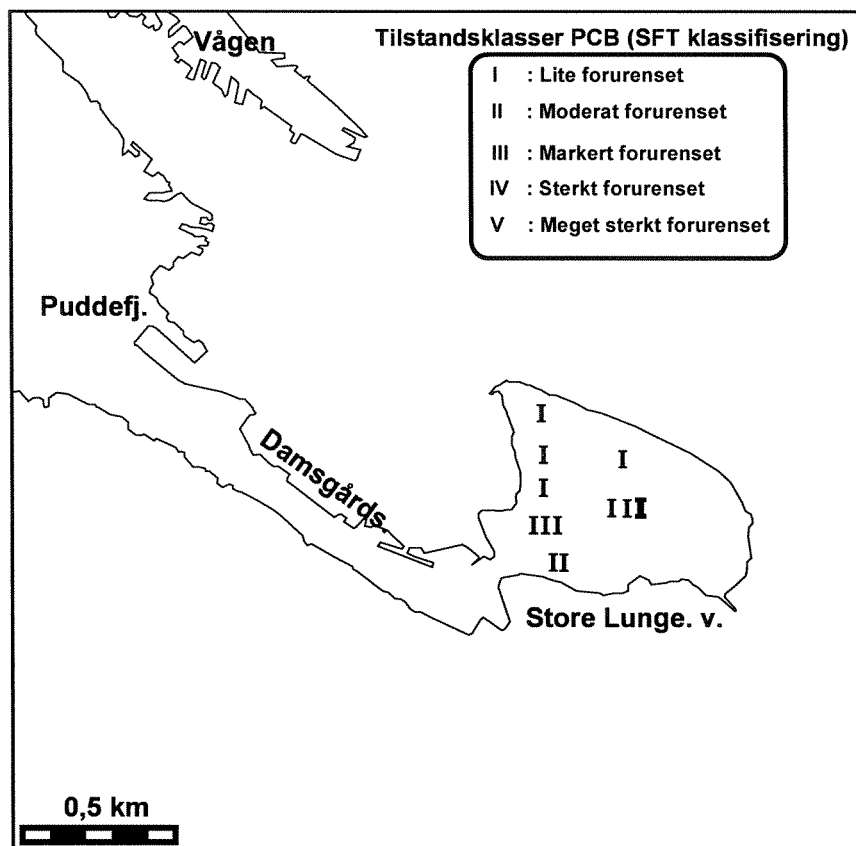
4.1.2 Polyklorerte bifenyler (PCB)

Resultatene av analysene av PCB₇ i sedimentets overflatelag (0-2 cm) i Store Lungegårdsvann er presentert i **Tabell 4**. **Figur 4** viser hvilke tilstandsklasser, etter SFTs klassifiseringssystem, sedimentet i Store Lungegårdsvann faller inn i med hensyn på PCB. På stasjon 1 og 2 som ligger henholdsvis nær Puddefjordsbroen og i dypområdet i Store Lungegårdsvann, viste analysene at overflatesedimentene var markert forurenset med PCB (Tilstandsklasse III). På stasjon 7 i den sørlige delen av Store Lungegårdsvann var overflatesedimentet moderat forurenset (Tilstandsklasse II), mens det for de andre stasjonene ble funnet lite PCB-forurensning (Tilstandsklasse I).

Prøvene fra stasjon 3 og 5 som ligger innenfor det planlagte steindumpingsområdet i Store Lungegårdsvanns vestlige del, viste relativt lite eller ingen PCB-forurensning i sedimentets overflatelaget. Det ble ikke gjennomført analyser av PCB nedover i sedimentet. Analyser av PAH og kvikksølv (Hg) fra stasjon 5 viste imidlertid også relativt lave konsentrasjoner i sedimentets overflatelag, men dypere ned i sedimentet økte forurensningen av disse miljøgiftene betydelig (jfr. 4.1.2 og 4.1.3). Uten at det foreligger analyseresultater fra de ulike sedimentsjiktene, kan det ikke med sikkerhet sies noe om PCB-konsentrasjonene nedover i sedimentet, men PAH- og Hg-resultatene gir mistanke om at også mengden PCB er betydelig høyere på 10 cm sedimentdyp enn i sedimentets øvre 2 cm.

Tabell 4. PCB i sediment i Store Lungegårdsvann. Tallene angir µg PCB/kg tørt sediment.

IUPAC	St.1 0-2 cm	St.2 0-2 cm	St.3 0-2cm	St.4 0-2 cm	St.5 0-2 cm	St.6 0-2 cm	St.7 0-2 cm
PCB-28	-	3,0	-	-	-	-	-
PCB-52	3,0	14,0	-	0,6	-	-	1,0
PCB-101	7,0	20,0	-	0,6	-	-	1,0
PCB-118	5,0	15,0	-	0,7	-	-	1,0
PCB-138	17,0	21,0	0,5	1,0	-	-	2,0
PCB-153	15,0	16,0	0,5	1,0	-	-	2,0
PCB-180	11,0	11,0	0,7	1,0	-	-	2,0
Sum PCB₇	58,0	100,0	1,7	4,9	-	-	9,0
Tilstands- klasse	III	III	I	I	I	I	II
% tørrstoff	15,0	26,1	29,6	28,8	56,0	41,9	20,6



Figur 4. PCB i øvre 2 cm i sediment i Store Lungegårdsvann gitt etter SFTs klassifiseringssystem for PCB i sedimenter.

4.1.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

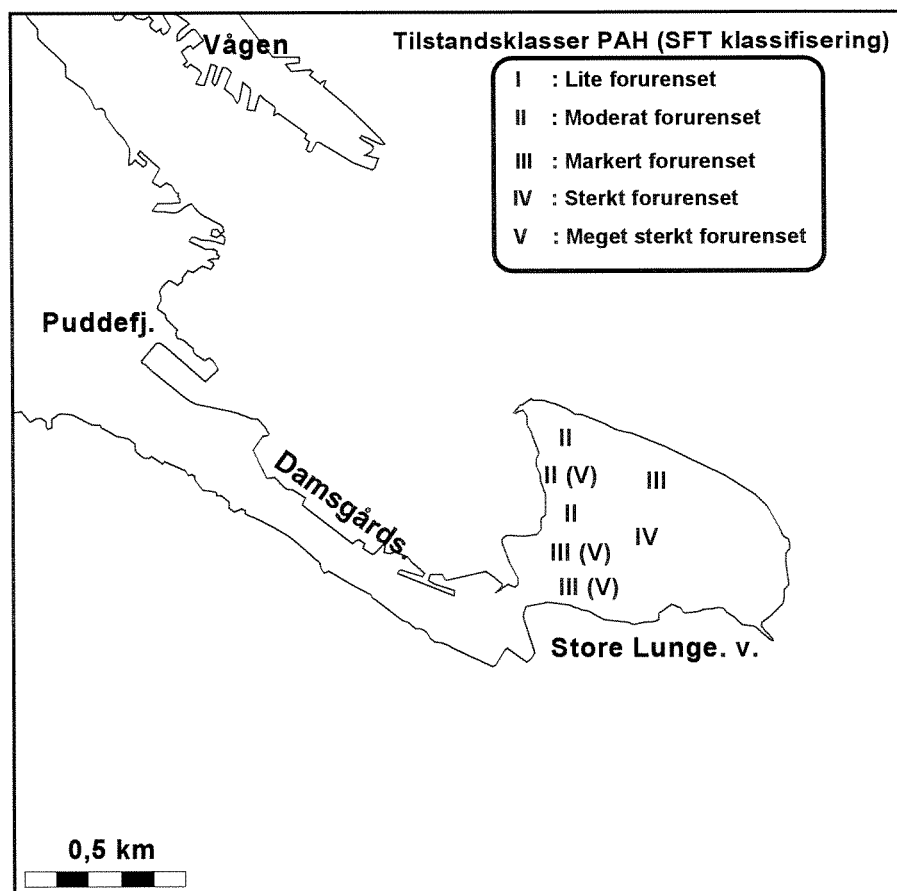
I marine fjordsediment antas normalkonsentrasjonen av Σ PAH å være mindre enn 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$. I Store Lungegårdsvann varierte konsentrasjonen i sedimentets øvre 2 cm mellom 755 og 18.574 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mens høyeste målte konsentrasjon på 80.716 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ble funnet i snittet 15-17 cm på stasjon 1 (**Tabell 5**). **Figur 5** viser hvilke tilstandsklasser, etter SFTs klassifiseringssystem, sedimentet i Store Lungegårdsvann faller inn i med hensyn på PAH. Sediment med mer enn 20.000 μg PAH/kg blir karakterisert som meget sterkt forurenset (Tilstandsklasse V). Dette viser at bunnsedimentet i Store Lungegårdsvann må betraktes som betydelig PAH-forurenset selv om det er store horisontale forskjeller. Generelt sett øker imidlertid PAH-konsentrasjonene fra overflaten ned til 15-17 cm sedimentdyp. Dette viser at tilførslene av PAH er redusert i forhold til tidligere.

Av **Tabell 5** framgår det at økende PAH-konsentrasjoner nedover i sedimentet også gjelder for stasjon 5 som ligger i den nordvestlige delen av Store Lungegårdsvann. I dette området har det foregått dumping av store mengder sprengstein i forbindelse med tidligere utfyllinger. Ved dumping av sprengstein etter den metode som er benyttet og de relativt bløte sedimentmassene, må det antas at sediment adskillig dypere enn 20 cm kan bli virvlet opp i vannsøylen. Mulige forklaringer på de relativt lave PAH-konsentrasjonene i sedimentets øver 7 cm på denne stasjonen kan være at steindumping har ført til at dyptliggende renere sediment er brakt opp i vannmassene og/eller at sand og jord som har fulgt med sprengsteinen har bidratt til lavere verdier. Dette sedimentet sammen

tørstoff på stasjonene nær tidligere dumpingsområde (stasjon 5 og 6) (jfr. Tabell 4) enn på de øvrige stasjoner sannsynliggjør en slik forklaring.

Tabell 5. PAH i sediment fra Store Lungegårdsvann. Tallene angir μg PAH/kg tørt sediment.

Stasjon og sedimentdybde	Sum EPA16 ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.)	Naftalen ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.)	Sum EPA16 - Naftalen ($\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.)	Tilstandsklasse
St. 1, 0-2 cm	3.210	37	3.173	III
St. 1, 5-7 cm	47.488	962	46.526	V
St. 1, 10-12 cm	38.892	516	38.376	V
St. 1, 15-17 cm	81.163	447	80.716	V
St. 2, 0-2 cm	18.747	153	18.594	IV
St. 3, 0-2 cm	1.430	0	1.430	II
St. 4, 0-2 cm	2.578	30	2.548	III
St. 5, 0-2 cm	764	9	755	II
St. 5, 5-7 cm	371	6	365	II
St. 5, 10-12 cm	11.459	74	11.385	IV
St. 5, 15-16 cm	33.798	226	33.572	V
St. 6, 0-2 cm	983	11	972	II
St. 7, 0-2 cm	4.484	14	4.470	III
St. 7, 5-7 cm	26.470	227	26.243	V
St. 7, 10-12 cm	25.751	235	25.516	V



Figur 5. PAH i øverste 2 cm i sedimenter i Store Lungegårdsvann. Tallene i parentes gir tilstandsklassen i sjiktet med høyest PAH innhold for de stasjonene (stasjon 1, 5 og 7) hvor det ble målt i flere sedimentsjikt.

4.1.4 Tungmetaller

Kvikksølv

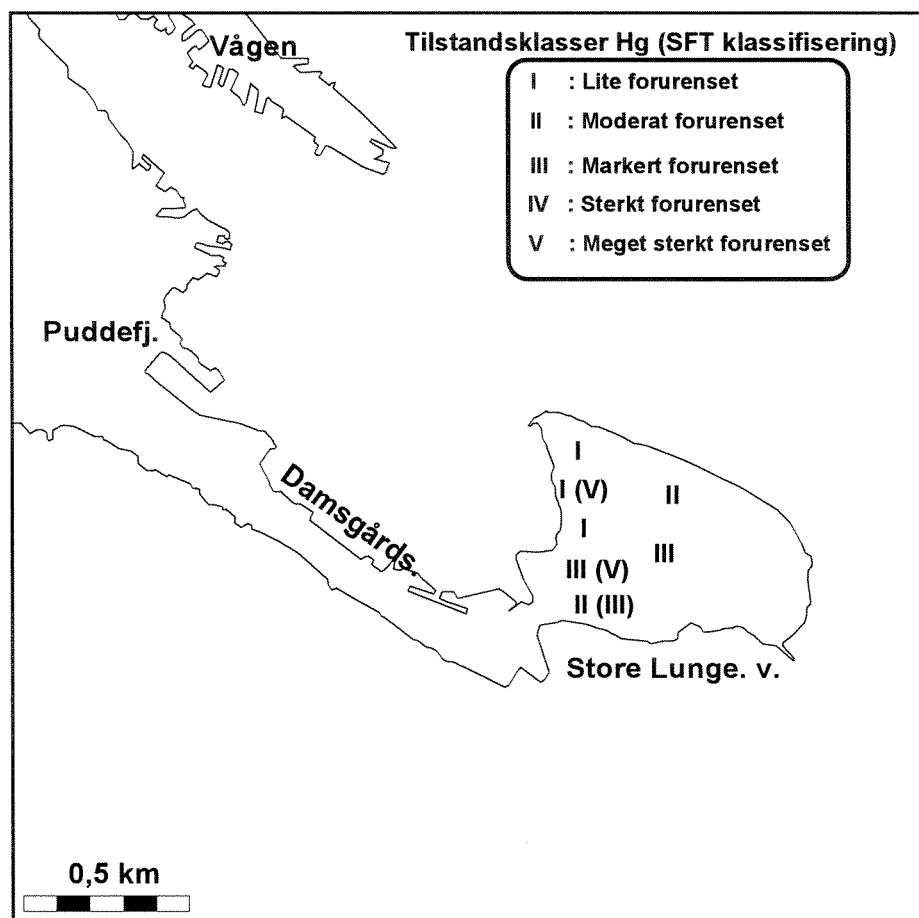
Resultatene for kvikksølv (Hg) viser konsentrasjoner mellom 0,07 og 2,12 $\mu\text{g/g}$ i sedimentets øvre 2 cm (**Tabell 6**). **Figur 6** viser hvilke tilstandsklasser etter SFTs klassifiseringssystem som sedimentet i de undersøkte delene av Store Lungegårdsvann faller inn i med hensyn på kvikksølv. Uforurenset marint sediment inneholder normalt mindre enn 0,15 $\mu\text{g Hg/g}$, mens sediment som inneholder mer enn 5 $\mu\text{g Hg/g}$, karakteriseres som meget sterkt forurenset (Tilstandsklasse V). De høyeste verdiene som tilsvarer tilstandsklasse III etter SFTs klassifiseringssystem (Molvær m.fl. 1997), ble funnet i området nær utløpet (Stasjon 1) og i dypområdet (Stasjon 2) av Store Lungegårdsvann. Nivåene samsvarer godt med konsentrasjonene som ble funnet under miljøgiftundersøkelsen i Bergen havneområde og Byfjorden i 1993 (Skei m.fl. 1994), og også den gang ble det funnet store horisontale variasjoner i sedimentet (0,31 og 2,66 $\mu\text{g Hg/g}$ i de øvre 2 cm henholdsvis sørøst og nordvest i Store Lungegårdsvann).

I det planlagte dumpingsområdet (Stasjon 3 og 5) er overflatesedimentet relativt lite forurenset av kvikksølv, men analysene av dybdesnittene på stasjon 5 viser at det dypere i sedimentet er sterk kvikksølvforurensning (jfr. **Tabell 6**). Ut fra de gjennomførte analysene kan det se ut som om økende kvikksølvforurensning nedover i sedimentet, er en generell situasjon for Store Lungegårdsvann.

De senere år er det kommet retningslinjer for behandling av kvikksølvholdig materiale. Nå må for eksempel tannleger samle opp amalgamavfall som tidligere gikk rett i kloakken. Restriksjonene på avhending av kvikksølvholdig materiale er imidlertid av en så ny dato at de ikke kan forklare de relativt lave konsentrasjonene av kvikksølv i de øvre 7 cm på stasjon 5. Kvikksølv bindes ofte lett til partikler og oppkonsentreres derfor lett i bunnsediment. Hvis slikt sediment ikke forstyrres, er kvikksølvet lite mobilt (Skei m.fl. 1987, Konieczny m.fl. 1991). Blir slikt sediment virvlet opp, skjer det imidlertid en betydelig utlekking av kvikksølv (Skei & Næs 1989), og utlekkingen er størst for partikler som holder seg lenge svevende i vannmassene (Skei 1992). Den sterke kvikksølvforurensningen av bunnsedimentet i dumpingsområdet bør derfor vies betydelig oppmerksomhet.

Tabell 6. Resultater av analyser av kvikksølv (Hg) i sediment fra Store Lungegårdsvann. Tallene angir $\mu\text{g Hg/g}$ tørt sediment. Romertallene i parentes angir tilstandsklasse.

Stasjon	0-2 cm	5-7 cm	10-12 cm	15-17 cm
St. 1	2,12 (III)	1,67 (III)	2,34 (III)	5,07 (V)
St. 2	1,49 (III)			
St. 3	0,10 (I)			
St. 4	0,29 (II)			
St. 5	0,07 (I)	0,02 (I)	0,80 (III)	6,91 (V)
St. 6	0,12 (I)			
St. 7	0,44 (II)	1,92 (III)	2,04 (III)	



Figur 6. Kvikksølv (Hg) i øverste 2 cm i sedimenter i Store Lungegårdsvann. Tallene i parentes angir tilstandsklassen i sjiktet med høyest kvikksølv innhold for de stasjonene (stasjon 1, 5 og 7) hvor det ble målt i flere sedimentsjikt.

Andre element

En screeninganalyse for påvisning av ulike element i bunnsedimentets øvre 2 cm viste ingen ekstremverdier (**Tabell 7**). Konsentrasjonen av kadmium (Cd) i overflatesedimentet er imidlertid så høy at de fleste stasjoner gir klassifikasjonen Tilstandsklasse III (Markert forurenset). Det vil si at hele Store Lungegårdsvannet må ansees som forurenset av kadmium. Ettersom dette metallet akkumuleres i marine organismer, spesielt fiskelever og blåskjell, tilsier det varsomhet under forstyrning av kadmiumforurensete sedimenter.

Bly, kobber, krom, nikkel og sink er viktige element i forurensningssammenheng. Ingen av disse elementene forekom i urovekkende høye konsentrasjoner i sedimentets overflatelag selv om Store Lungegårdsvann må betraktes som mer eller mindre forurenset.

Tabell 7. Analyseresultater av sedimentprøver fra Store Lungegårdsvann analysert på ICP-Metode Multi. Uthevede tall angir konsentrasjoner som overstiger grenseverdiene for Tilstandsklasse III etter SFT's klassifiseringssystem.

Parameter (mg/g)	St. 1 0-2 cm	St. 2 0-2 cm	St. 3 0-2 cm	St. 4 0-2 cm	St. 5 0-2 cm	St. 6 0-2 cm	St. 7 0-2 cm
Ag	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Al	18,0	22,1	20,4	20,0	31,5	27,6	29,0
As	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
B	0,13	0,13	0,13	0,14	0,10	0,09	0,12
Ba	0,35	0,36	0,13	0,16	0,15	0,15	0,18
Be	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ca	17,8	15,4	22,0	23,3	35,3	32,8	31,4
Cd	0,002	0,003	0,002	0,003	<0,001	<0,001	0,002
Co	0,02	0,02	0,01	0,02	0,04	0,03	0,03
Cr	0,08	0,09	0,12	0,07	0,20	0,23	0,20
Cu	0,33	0,24	0,05	0,06	0,06	0,05	0,13
Fe	31,2	38,4	33,3	46,5	43,5	40,0	42,0
K	9,0	9,9	10,9	13,5	9,4	10,5	11,9
Li	0,028	0,037	0,026	0,042	0,039	0,036	0,038
Mg	16,3	15,6	18,2	13,1	33,1	28,4	29,7
Mn	0,33	0,42	0,56	1,01	0,82	0,77	0,61
Mo	0,08	0,06	0,02	0,05	0,04	0,04	0,05
Na	54,5	29,1	22,8	24,2	7,4	12,6	38,6
Ni	0,03	0,04	0,07	0,03	0,12	0,14	0,12
Pb	0,18	0,22	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,03
S	14,7	13,5	10,3	11,1	3,7	4,7	9,8
Sb	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Se	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Si	1,26	0,82	1,01	1,12	1,42	0,94	1,05
Sn	0,49	0,62	0,52	0,78	0,72	0,64	0,67
Sr	0,15	0,13	0,07	0,08	0,04	0,05	0,11
Ti	1,63	2,42	1,94	2,81	1,15	1,36	1,50
V	0,09	0,10	0,10	0,09	0,10	0,09	0,10
Zn	0,65	0,61	0,13	0,26	0,10	0,13	0,30

4.1.5 Tributyltinn (TBT)

Analyseresultatene fra Store Lungegårdsvann viser svært høye verdier av TBT i sedimentet (**Tabell 8**). Verdiene kvalifiserer generelt til tilstandsklasse V - "Meget sterkt forurenset" (>100 µg/kg) og verdiene på stasjon 1 og 7 som ligger nær småbåthavn i sørøst, viser verdier som er 13-27 ganger over nedre grense for tilstandsklasse V-"Meget sterkt forurenset".

Tabell 8. Verdier av Tributyltinn (TBT) i sedimentet i Store Lungegårdsvann.

Stasjon	Sedimentdyp (cm)	TBT (µg/kg tørrvekt)	Tilstandsklasse
St. 1	0-2	2.668	V
St. 2	0-2	778	V
St. 3	0-2	103	V
St. 4	0-2	259	V
St. 5	0-2	25	IV
St. 6	0-2	177	V
St. 7	0-2	1.330	V

4.2 Miljøgifter i blåskjell

4.2.1 Tungmetaller

Etter en transplanteringstid på 38 dager viser det seg at konsentrasjonen av flere metaller økte betydelig i blåskjell plassert både i Store Lungegårdsvann og i Damsgårdsundet. Størst var konsentrasjonsøkningen for kobber hvor økningen var på 71 og 104% for blåskjell plassert henholdsvis i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet (**Tabell 9**). Økningen er betydelig ettersom blåskjell har evnen til å regulere sitt opptak av både kobber og sink, spesielt ved moderate konsentrasjoner. På grunn av at kobberopptaket var høyt, mens sinkopptaket var mer moderat, kan dette tyde på høyt kobberinnhold i partiklene i eksponeringsområdet. Også opptaket av kvikksølv synes å være relativt stort med en konsentrasjonsøkning i løpet 38 dager på 37 og 68% for henholdsvis blåskjell plassert i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet.

Konsentrasjonene av tungmetaller som ble funnet i blåskjellene etter eksponeringstiden, ligger på samme nivå som for stasjonære blåskjell samlet inn høsten 1993 (Skei m.fl. 1994). Årsaken til konsentrasjonsøkningen av kobber kan ha sammenheng med at både Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet ligger i et område med stor båtthet, relativt stor båttrafikk og verksteder. Mye kobber i vannmassene kan derfor ha sammenheng med utlekking fra kobberholdig bunnsjøing. Økningen av kvikksølv i blåskjell kan imidlertid ikke kobles til en slik sammenheng.

At blåskjellene i Damsgårdsundet øker sitt innhold av metaller hurtigst, har sannsynligvis sammenheng med at skjellene i sundet har større tilgang på partikler enn skjellene utplassert inne i Store Lungegårdsvann. I Damsgårdsundet er vannhastigheten mye større enn innenfor terskelen ved Gamle Nygårdsbro. Dette innebærer at skjellene her får en bedre fødetilgang i form av partikler enn skjellene i Store Lungegårdsvann. Forsøk har vist at skjell hurtig tar opp miljøgifter gjennom fødeopptaket

(Hylland m.fl. 1997), men foreligger metallene i ioneform vil også konsentrasjonen i vannmassene innvirke på skjellenes metalloptak.

Det må bemerkes at den relativt store konsentrasjonsøkningen av metaller i skjellene har funnet sted i en periode hvor det ikke har vært steindumpingsaktivitet i Store Lungegårdsvann. Når så økningen i metallkonsentrasjoner i skjellene øker så hurtig som tilfellet var i dette eksponeringsforsøket, viser det at partiklene som blåskjellene i løpet av eksponeringsperioden har filtrert ut fra vannmassene, må ha et relativt høyt metallinnhold. Det vil si at transporten av metaller knyttet til partikler ut fra Store Lungegårdsvann normalt er relativt høy.

Tabell 9. Målt tungmetallinnhold og %-vis økning i blåskjell transplantert til Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet.

Element	Store Lungegårdsvann		Damsgårdsundet		Referansestasjon (µg/g v.v.)
	(µg/g v.v.)	%-økning	(µg/g v.v.)	%-økning	
Arsen (As)	2,4	-	2,4	-	2,5
Bly (Pb)	0,81	12,5	0,92	27,8	0,72
Kadmium (Cd)	0,20	11,1	0,21	16,7	0,18
Kobber (Cu)	2,4	71,4	2,9	107,1	1,4
Krom (Cr)	0,1	-	<0,1	-	<0,1
Kvikksølv (Hg)	0,026	36,8	0,032	68,4	0,019
Nikkel (Ni)	0,03	-	<0,03	-	<0,03
Sink (Zn)	37	23,3	29	-	30

4.2.2 TBT

Verdiene av tributyltinn (TBT) i de transplanterte blåskjellene (**Tabell 10**) viser at TBT tilføres vannmassene både i Store Lungegårdsvann og i Damsgårdsundet. I løpet av 38 dager akkumulerte skjellene TBT til et nivå som lå 10-12 ganger over referanseverdien og som kvalifiserer til tilstandsklasse IV "Sterkt forurenset". TBT-innholdet i blåskjell kan være et resultat av både TBT-innholdet i fødepartikler og TBT løst i vannmassene. I dette tilfellet viser analysene at skjellene transplantert i Store Lungegårdsvann hadde et høyere innhold av TBT enn skjellene utplassert i Damsgårdsundet.

Tabell 10. Målte konsentrasjoner av TBT i blåskjell fra referansestasjon og etter en transplantasjonstid på 38 dager i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet.

Stasjon	TBT (mg/kg tørrvekt)	Tilstandsklasse
Store Lungegårdsvann	3,438	IV
Damsgårdsundet	2,891	IV
Referansestasjon	0,283	II

4.2.3 PCB

Konsentrasjonene av PCB i blåskjellene som var transplantert til Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet viste at PCB tilføres vannmassene og akkumuleres av blåskjellene på begge lokalitetene (**Tabell 11**). PCB verdiene var i utgangspunktet svært høye i de transplanterte blåskjellene, men i løpet av 38 dager hadde innholdet av PCB₇ økt med 53 % i Store Lungegårdsvann og med 91 % i Damsgårdsundet (for forklaring til forskjeller mellom de to stasjonene henvises til pkt. 4.2.1). Det ble påvist økning i alle kongenene som det ble analysert på.

PCB løses i liten grad i vann. Økningen av PCB i skjellene må derfor i det alt vesentligste antas å ha sammenheng med at skjellene gjennom sin filtreringsaktivitet (fødeopptak) oppkonsentrerer partikkelbundet PCB. I tillegg vil noe PCB bundet til løst organiske materiale (DOC) tas opp.

Tabell 11. Målte konsentrasjoner av PCB i blåskjell fra referansestasjon og etter en transplantasjonstid på 38 dager i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet.

IUPAC	Store Lungegårdsvann	Damsgårdsundet	Referansestasjon
PCB-28	4	4	-
PCB-52	7	8	3
PCB-101	13	18	8
PCB-118	9	11	6
PCB-138	20	25	18
PCB-153	12	16	9
PCB-180	7	8	3
Sum PCB₇	72	90	47

4.2.4 PAH

De transplanterte blåskjellene akkumulerte betydelige mengder PAH (**Tabell 12**), noe som viser at også PAH tilføres vannmassene på begge lokalitetene. I Store Lungegårdsvann viste verdiene av de analyserte hydrokarbonforbindelsene (Sum EPA16) en økning på over 4 ganger (347 %) i forhold til referanseverdien, mens økningen i Damsgårdsundet var 20 ganger høyere enn referanseverdien (1.890 %). Skjellene i Store Lungegårdsvann akkumulerte et bredere spekter av forbindelser enn skjellene i Damsgårdsundet.

Som for PCB er PAH i det alt vesentligste bundet til partikler. Dette innebærer at økningen av PAH i skjellene må antas å komme fra inntak og oppkonsentrasjon av partikkelbundet PAH.

Når det gjelder forklaring på forskjellen mellom PAH-konsentrasjonen i blåskjell høstet fra Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet, henvises til forklaring under pkt. 4.2.1.

Tabell 12. Målte konsentrasjoner av PAH i blåskjell fra referansestasjon og etter en transplantasjonstid på 38 dager i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet.

Stasjon	Sum EPA16 (µg/kg tørrvekt)	Naftalen (µg/kg tørrvekt)	Sum EPA16 - Naftalen (µg/kg tørrvekt)
Store Lungegårdsvann	425	10	415
Damsgårdsundet	1.891	0	1.891
Referansestasjon	95	4	91

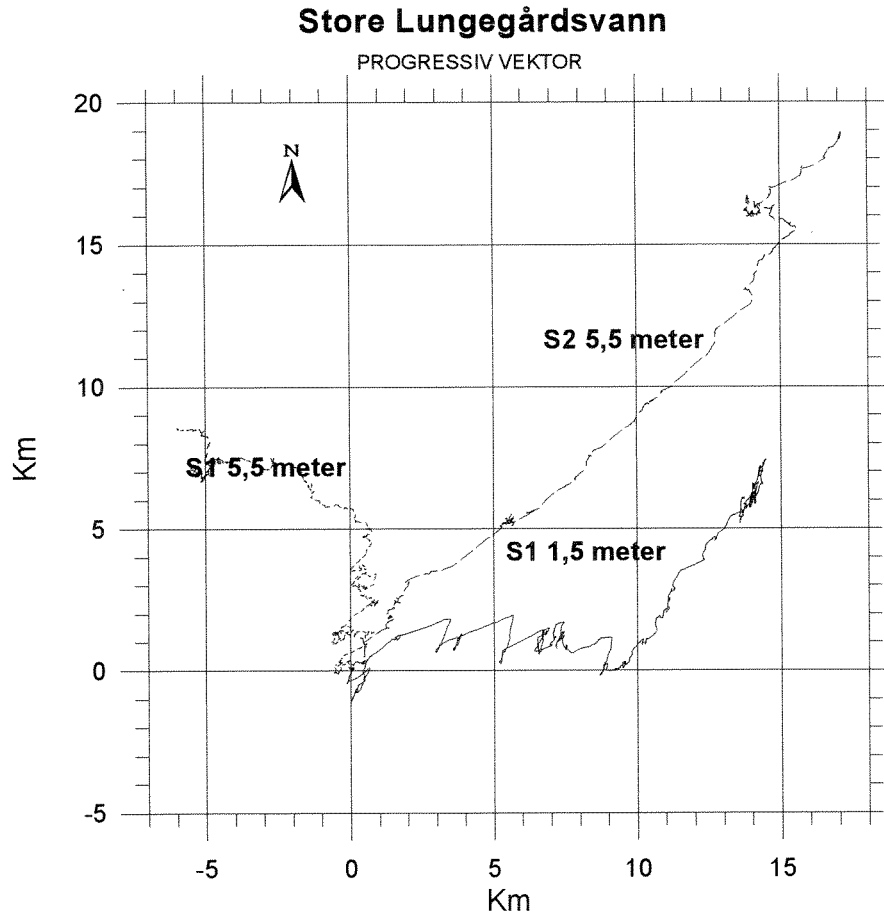
4.3 Strømmålinger

Resultater fra strømmålingene i Store Lungegårdsvann er vist i **Figur 7** og i Vedlegg (**Figur 17-19**). **Tabell 13** viser noen beregnede middelveidier fra strømmålingene. **Figur 8-10** viser strømfart inn og ut av Store Lungegårdsvann på 1,5 og 5,5 meters dyp på stasjon S1 (nærmest land) og på 5,5 meters dyp på stasjon S2.

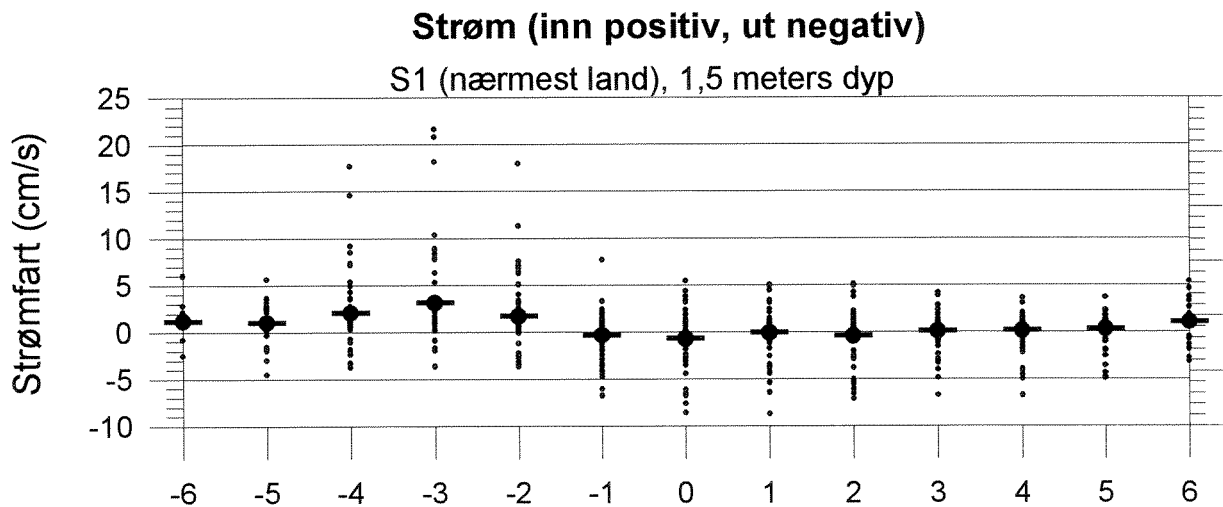
Strømforholdene i Store Lungegårdsvann var variable. Den største strømskapende effekten ser ut til å være tidevann. En hadde de høyeste strømfartene på fløende sjø, retningen var da mot nordøst. Dette passer godt med orienteringen på åpningen under Gamle Nygårdsbro som er mot nordøst. Strømmen var svakere på fallende sjø, og retningen var dårligere definert. Dette indikerer et sirkulasjonsmønster i Store Lungegårdsvann med relativt høy strømfart innover i nordvestre deler på fløende sjø. Muligens skaper det innstrømmende vannet ved fløende sjø en sirkulasjon med urviseren i Store Lungegårdsvann. På fallende sjø ser det ut til å være svak strøm mot sørvest ved begge målestedene. Dette vil si at partikler som virvles opp i fyllområdet i all hovedsak vil transporteres innover. Om partiklene synker sakte ut vil de etterhvert bli spredd utover hele Store Lungegårdsvann og delvis bli transportert ut. Hvis de synker fort, vil de sedimentere i Store Lungegårdsvann.

Tabell 13. Statistiske resultater fra strømmålingene i Store Lungegårdsvann. For strømfart er det blitt beregnet både skalar- (aritmetisk) og vektormiddel (tar hensyn til både fart og retning). Stabilitetsfaktoren viser hvor retningsstabil strømmen var. Om vannet har strømmet i samme retning hele tiden vil denne bli 1. Svært vekslende strøm vil gi en lav stabilitetsfaktor.

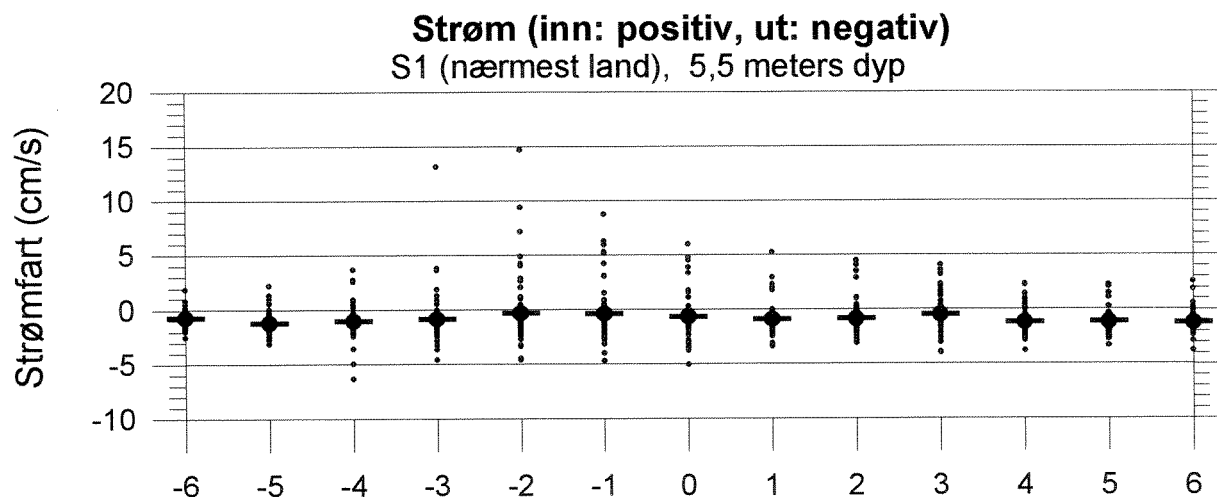
Posisjon	Måledyp (m)	Skalare middelveidier				Vektor midler for strøm	
		Strømstyrke (cm/s)	Temp. (°C)	Sal. (‰)	Stabilitetsfaktor	Styrke (cm/s)	Retning (°)
S1	1,5	2,68	14,04	22,50	0,24	0,65	66
S1	5,5	2,52	14,50	28,00	0,18	0,45	325
S2	5,5	2,03	12,02	27,30	0,53	1,08	42



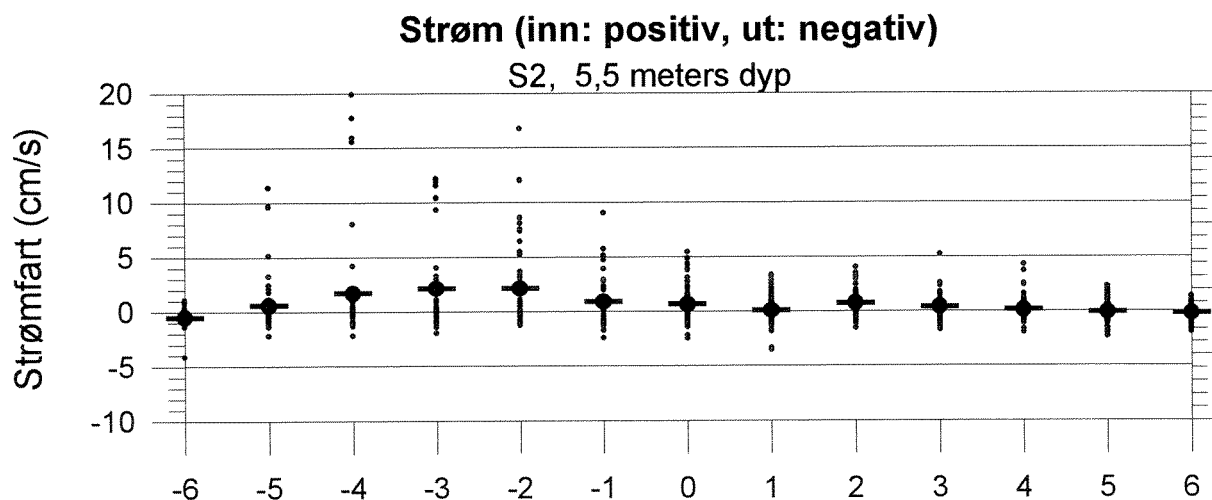
Figur 7. Strømmålinger i Store Lungegårdsvann i posisjon S1 og S2 fra 1,5 og 5,5 meters dyp. Figuren viser fiktiv forflytning av vannmasser og gir et inntrykk av dominerende strømretninger.



Figur 8. Strømfart inn (positive verdier) og ut (negative verdier) av Store Lungegårdsvann i posisjon S1 i 1,5 meters dyp referert til tidspunkt (timer) før og etter høyvann i Bergen (høyvann ved tidspunkt 0).



Figur 9. Strømfart inn (positive verdier) og ut (negative verdier) av Store Lungegårdsvann i posisjon S1 i 5,5 meter dyp referert til tidspunkt (timer) før og etter høyvann i Bergen (høyvann ved tidspunkt 0).



Figur 10. Strømfart inn (positive verdier) og ut (negative verdier) av Store Lungegårdsvann i posisjon S2 i 5,5 meter dyp referert til tidspunkt (timer) før og etter høyvann i Bergen (høyvann ved tidspunkt 0).

4.4 Spredningsberegninger

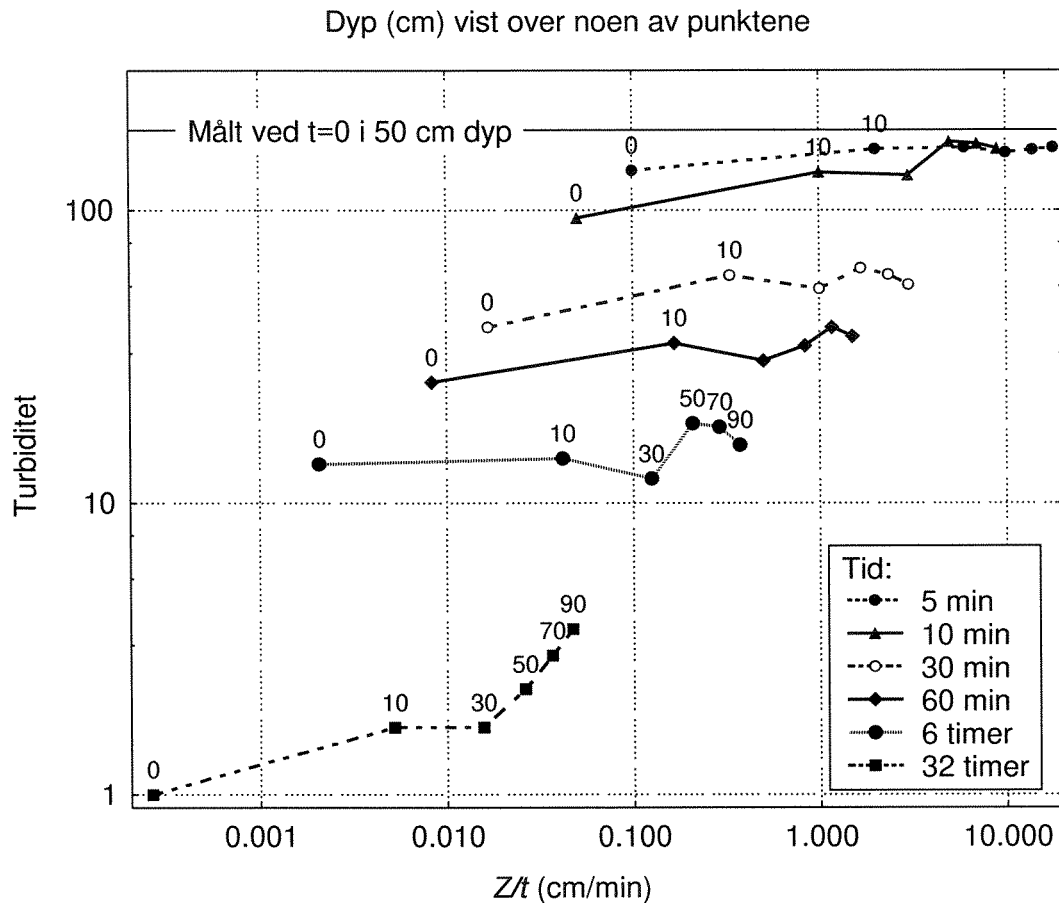
4.4.1 Resultater fra sedimenteringsforsøk

Hvis det partikulære materialet i sedimenteringsforsøket består av et spektrum av partikler med ulike synkehastigheter, som synker ut hver for seg uten interaksjon, fra en situasjon med full blanding ved tid $t=0$, og med neglisjerbar turbulens i vannsøylen, vil partikler i dyp Z ved tid t bestå av partikler med synkehastighet $u \leq Z/t$. Målte konsentrasjoner vil avta med økende tid, og øke med økende dyp. I et plott av målte konsentrasjoner mot Z/t skal punktene ligge langs den kumulative fordelingskurven for partikkelkonsentrasjon mot synkehastighet. Hvis den totale konsentrasjonen i starten er C_0 , vil $F = C(Z/t)/C_0$ være den andel av partikkelmengden som synker ut med hastigheter $u \leq Z/t$.

Data fra Store Lungegårdsvann viser et annet forløp. Resultatene fra sedimenteringsforsøk med sediment fra stasjon 3 er presentert i **Tabell 14**. I stedet for at konsentrasjonene følger en slik enkel funksjon av Z/t , reduseres konsentrasjonene i stor grad som en enkel funksjon av dyp, parallelt i alle dyp. Det stemmer godt med resultater som tidligere er funnet med sedimenter fra Iddefjorden (Berge et al. 1997). **Figur 11** viser i et dobbelt-logaritmisk plott de målte konsentrasjonene (dvs. som turbiditet) som funksjon av Z/t , som profiler for hvert enkelt tidspunkt. Prøver fra nominelt dyp 0 tilsvarer i virkeligheten 0,5-1 cm (sugd ut med pipette), i plottet er det brukt verdi 0,5 cm for å regne om til hastighet, slik at punktene kommer fram på et dobbelt-logaritmisk plott. For hvert tidspunkt ligger punktene med økende dyp fra venstre mot høyre, som angitt på profilene for de to siste tidspunktene.

Tabell 14. Resultater fra sedimenteringsforsøk hvor tallene angir turbiditet (NTU).

Dyp, cm	Tid, min ->						
	0	5	10	30	60	240	1920
0	188	136,7	94,2	39,9	25,9	13,6	1,0
10	188	161,8	134,8	59,9	35,2	14,2	1,7
30	188	164,0	131,7	54,0	30,7	12,1	1,7
50	188	157,3	171,6	63,4	34,5	18,7	2,3
70	188	161,0	169,1	60,3	39,9	18,2	3,0
90	188	164,0	162,6	55,8	37,2	15,8	3,7



Figur 11. Dobbelt-logaritmisk plott over de målte turbiditetsverdier som funksjon av Z/t , som profiler for hvert enkelt tidspunkt. Vannsøylen høyde var 100 cm.

Dataene lar seg imidlertid ikke tilpasse til en slik enkel modell som en ren funksjon av nominell synkehastighet. De kan derimot tilpasses ganske godt som en funksjon av en justert synkehastighet

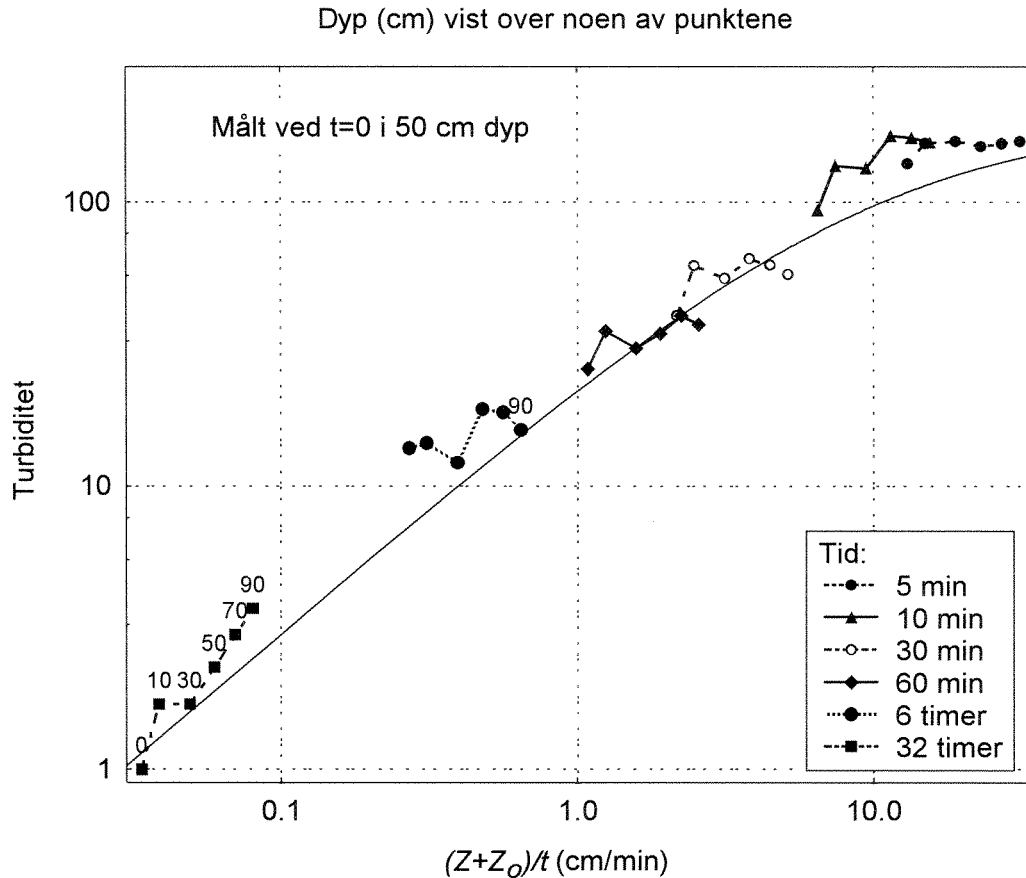
$$u = \frac{Z + Z_0}{t}$$

hvor Z er dyp, og t er tid siden start av forsøket, mens Z_0 er en konstant som tilpasses ut fra data. Ved ikke-lineær regresjon, med minimering av kvadrat-avvik på log-skala, finnes at data beskrives forholdsvis godt av funksjonen

$$C = C_0 \frac{u^a}{(k + u)^a}$$

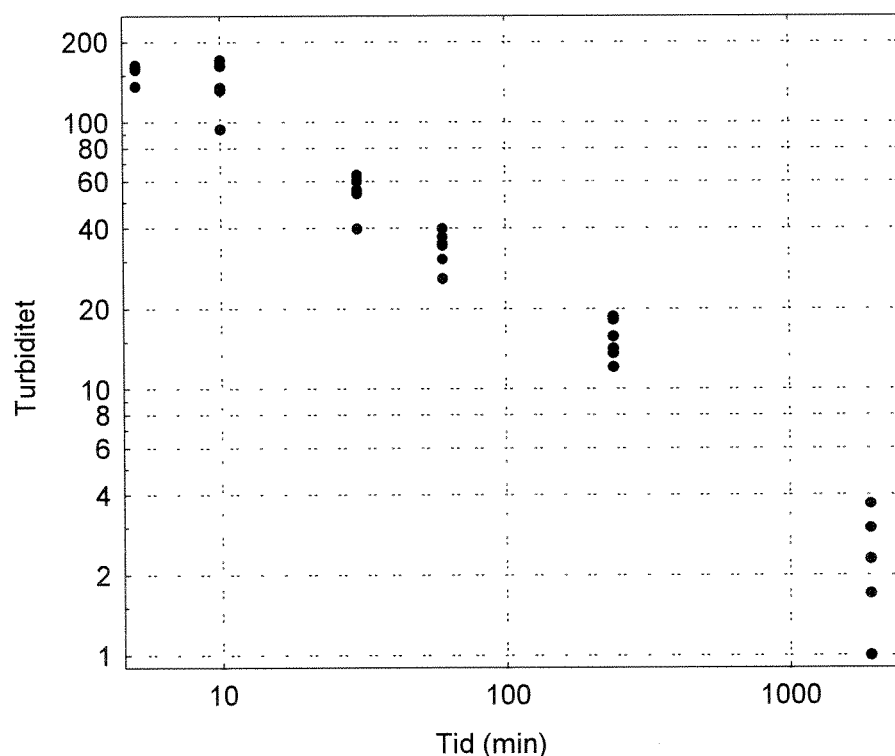
hvor $C_0 = 195$ (ikke signifikant forskjellig fra målt verdi 188), $k = 8$ cm/min, $a = 0,9$, og $Z_0 = 64$ cm.

Figur 12 viser hvordan observerte konsentrasjoner faller langs samme funksjon av den justerte u , selv om det er visse avvik fra den tilpassede funksjonen, som er tegnet inn på figuren. En noe annen funksjonsform kunne være mer hensiktsmessig.



Figur 12. Figur over hvordan observerte konsentrasjoner av turbiditet faller langs en justert funksjon av synkehastighet.

Det observerte forløpet kan forklares dersom det skjer en interaksjon mellom partiklene når de synker ut, ved at det dannes partikkelaggregater på vei nedover i vannsøylen. Hvis den effektive synkehastigheten i forsøket øker nedover i vannsøylen pga. aggregering av partikler, vil en nettopp få en mer parallell reduksjon av konsentrasjonen i alle dyp, dvs. at utsynkingen i den øverste delen av vannsøylen blir mindre effektiv, fordi aggregeringen gjør seg mindre gjeldende der. Det som bli igjen i vannet er stadig finere og lettere partikler, slik at utsynkingen av den gjenværende partikelmengden vil gå stadig langsommere. **Figur 13** illustrerer at hovedtrekket i forløpet av sedimenteringsforsøket er at konsentrasjonen målt som turbiditet reduseres med tid t omtrent som en funksjon $t^{-0.7}$.



Figur 13. Illustrasjon av partikkelkonsentrasjonen målt som turbiditet over tid.

Det er ikke uten videre så lett å oversette resultatene fra forsøket til en karakteristisk synkehastighet. Hvis det skjer interaksjon i form av aggregering av partikler kan sedimenteringen tenkes å være uavhengig av hvor tykk partikkelskyen er, og være mer karakterisert av en sedimenteringsrate med enhet tid^{-1} . Sedimenteringsraten kan tenkes å avhenge av opprinnelig partikkelkonsentrasjon, slik at samme partikkelmengde fordelt i lave konsentrasjoner i en stor vannmasse vil synke ut langsommere enn hvis den er mer konsentrert i et mindre volum. Skal en antyde en fordeling av partikkelmengden (målt som turbiditet) mot synkehastighet, ser det ut til at halvparten av "turbiditetsmengden" kan ha synkehastigheter omkring 3 cm/minutt eller raskere. Ca. 10 % av partikkelmengden har synkehastighet 0,5 cm/minutt eller mindre, mens bare ca. 3 % har synkehastigheter under 0,1 cm/minutt (dvs. 6 cm/time). Ser en på sedimenteringsrate viser data at ca. 2/3 av partiklene er sunket ut fra 1 meters vannsøyle etter 30 minutter, mens 90-95 % er forsvunnet etter 4 timer. Etter 32 timer er det bare igjen 1-2 prosent av den opprinnelige partikkelmengden, målt som turbiditet.

Ved dumping av sprengstein på 10-18 meters dyp vil sannsynligvis bare de letteste sedimentpartiklene nå opp til overflatelaget. Det innebærer at de partiklene som bringes helt opp mot overflaten som følge av steindumping, vil være små partikler med liten synkehastighet (størrelsesorden 0,1-0,5 cm/minutt eller mindre). Dette stemmer godt overens med de observasjoner som ble gjort under steindumping i 1994-95 hvor det ble målt en økning i konsentrasjonen av partikler i størrelsesgruppen 2-8 μm i Store Lungegårdsvann (Botnen m.fl. 1995).

4.4.2 Synkehastighet for steinstøv

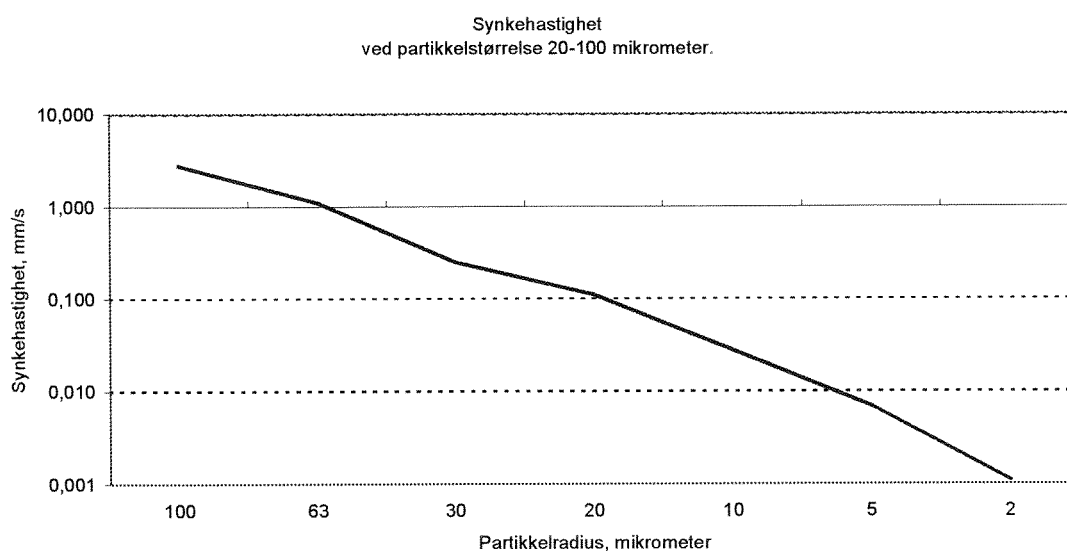
Ved bruk av Stokes formel (ligning 1) kan synkehastigheten for partikler (steinstøv) i stillestående vann beregnes, og dermed også den tid som partiklene teoretisk sett vil trenge for å synke fra overflaten til

under terskeldypet. **Figur 14** viser den teoretiske synkehastigheten for partikler med diameter 2-100 μm . Verdiene er små og en partikkel med diameter på 20 μm vil synke mindre enn 10 cm i timen. Den mest aktuelle partikkelstørrelsen er $<10 \mu\text{m}$ som vil ha en teoretisk synkehastighet på ca. 2 cm/time.

Sedimenteringsegenskapene for de partiklene som virvles opp fra bunnen som følge av utfyllingen vil ha mindre synkehastighet enn partiklene fra utfyllingsmassene. Hovedgrunnen vil være mindre tetthetsforskjell mellom partikler og sjøvann ($\Delta\rho$ i Stokes formel), og kanskje også at partiklene er mer langstrakte og mindre kuleformede enn partiklene fra steinstøvet. Små resuspenderte partikler vil dermed kunne spres over hele Lungegårdsvann og til området utenfor. Større partikler vil i større grad sedimentere i nærheten av fyllingskanten.

Ut i fra disse tallene (synkehastighet 2 cm/time) og den estimerte oppholdstiden (1 uke) for vannet over terskeldyp i Store Lungegårdsvann kan det gjøres estimater over hvor mye partikler relativt sett som blir transportert ut. En synkehastighet på 2 cm/time vil si at det omtrent tar en uke for partiklene å synke under terskeldyp. Antar en at partiklene fordeler seg jevnt over hele Store Lungegårdsvann, vil ca. halvparten av partiklene bli transportert ut i Damsgårdsundet.

Det tas ikke hensyn til flokkulering og aggregering, det vil si at små partikler har en tendens til å danne større enheter (jfr. kap.4.4.1). Dette vil i så tilfelle føre til raskere sedimentering og mindre transport av partikler ut fra Store Lungegårdsvann.



Figur 14. Beregning av synkehastighet for partikler med diameter 2-100 μm etter Stoke's lov.

4.4.3 Fortynning og spredning

Figur 15 viser resultatet av spredningsberegninger av en partikkelsky sluppet ut i nordvestre hjørne av Store Lungegårdsvann. Synkehastigheten for partikkelskyen ble satt lik 2 cm/time. En slik synkehastighet for små partikler (2-8 μm) synes å være realistisk både ut fra beregninger ved bruk Stoke's lov og ut fra det gjennomførte sedimenteringsforsøket og gjelder anslagsvis et par prosent av den totale suspenderte partikkelmengden (se side 35).

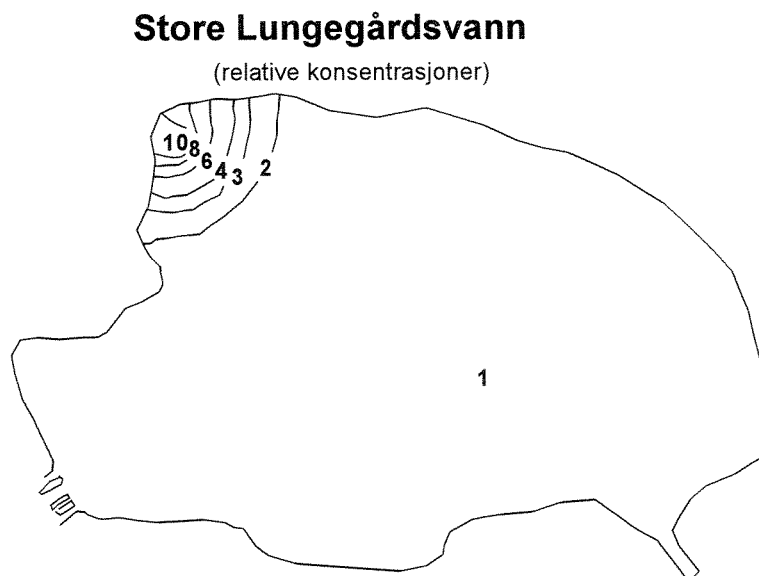
Figur 16 viser fortynningsgrad av partikler ved Gamle Nygårdsbro sammenlignet med konsentrasjonen ved dumpingsstedet i nordvestre del av Store Lungegårdsvann. Modellberegningene for ett enkelt utslipp (ett lass eller en dumping fra lekter) viser at vannet som passerer Gamle Nygårdsbro det første døgnet vil ha en minimumsfortynning på ca. 40 ganger ved fjærende sjø og en maksimumsfortynning på ca. 120 ganger ved fløende sjø. Etter 3 døgn vil det fremdeles være en betydelig mengde partikler igjen i vannmassene, og fortynningen ved Gamle Nygårdsbro vil være i overkant av 100 ganger både ut- og innstrømmende vann. Etter ca. 6 dager vil partikkelskyen ha sunket under terskeldyp.

På grunnlag av disse beregningene er det mulig å beregne hvor stor prosentandel av partiklene som vil unnsnippe til Damsgårdsundet. Totalt sett vil ca. 10% av partiklene som befinner seg i vannmassene rundt dumpingspunktet (**Figur 15**) bli fraktet ut fra Store Lungegårdsvannet (**Tabell 15**), mens resten vil sedimentere innenfor terskelen. De større partiklene vil ha en større synkehastighet enn de små og vil derfor i liten grad bidra til partikkeltransporten ut fra Store Lungegårdsvann.

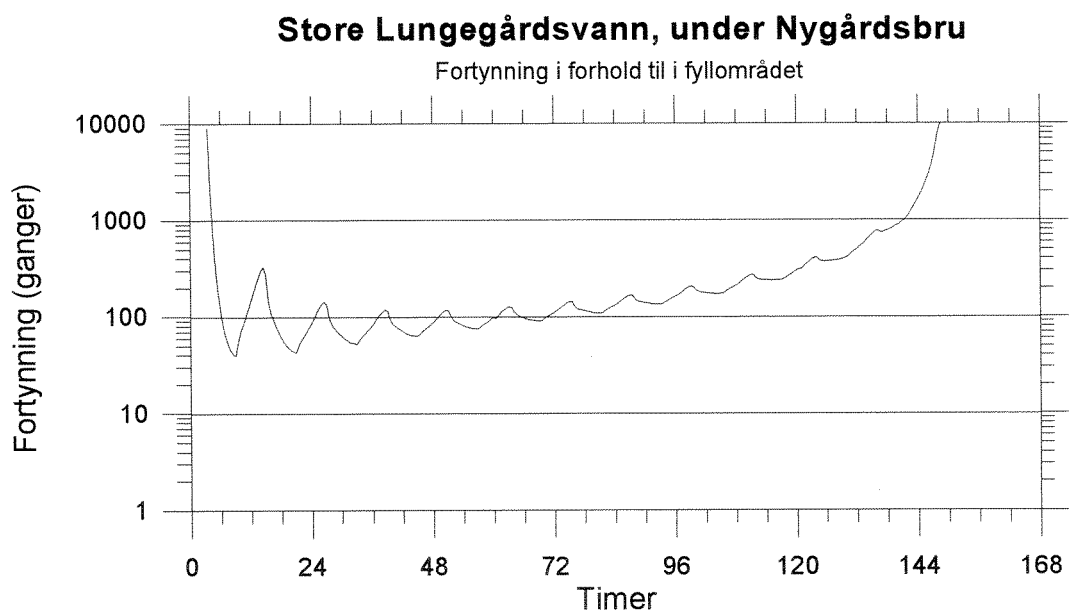
Estimatet for partikkeltransport ut fra Store Lungegårdsvann gjort under pkt. 4.4.2 ga som resultat at ca. 50% av de letteste partiklene fra ett lastebillass eller en dumping fra lekter ville bli transportert ut til Damsgårdsundet, mens modellresultatene viste at kun ca. 10% av partiklene vil transporteres ut. Forskjellen mellom disse estimatene kan forklares med at modellen tar bedre hensyn til resirkulering mellom vann i Damsgårdsundet og Store Lungegårdsvann.

Tabell 15. Fortyning under Nygårdsbroen i forhold til i fyllområdet.

Partikkelstørrelse (μm)	Synkehastighet (cm/time)	Tid for å synke under terskeldyp (dager)	Prosent av total partikkelmengde (%)	Prosent som transportes ut til Damsgårdsundet (%)
< 10	2	6,25	>90	11



Figur 15. Initiell partikkelsky i fyllområdet med relative konsentrasjoner som blir benyttet til spredningsberegningene i Store Lungegårdsvann.



Figur 16. Fortynning i inn- og utstrømmende vann under Gamle Nygårdsbru i forhold til i fyllområdet.

5. Diskusjon

5.1 Spredning av miljøgifter under dumping av stein

Modellberegninger viser at ca. 10% av de partiklene som blir oppvirvlet og holder seg lenge i suspensjon som følge av utfylling av sprengstein i Store Lungegårdsvann, vil lekke ut til Damsgårdsundet, mens resten vil spres og sedimentere i Store Lungegårdsvann. En utlekking på 10% må imidlertid sees på som et gjennomsnittstall. Utfyllingen vil foregå over mange uker og måneder hvor dumpingsdypet vil variere, og det samme vil vind, nedbør, strøm, sjikttingsforhold osv. gjøre. Sterk sjiktning i vannmassene som følge av stor ferskvannstilførsel til Store Lungegårdsvann, vil redusere og kanskje i enkelte tilfeller forhindre at partikler kom opp i overflatesjiktet. Faren for at forurenset bunnsediment trenger opp i overflatelaget reduseres også når dumpingsdypet øker, og dette er faktorer som vil redusere transporten av partikler ut fra området. På den annen side kan det for eksempel skje en innstrømming av tungt vann under en steindumpingsperiode. Det vil føre til at bunnvann med forurensete partikler presses opp mot overflaten og føre til en periode hvor en større andel av partiklene føres ut til Damsgårdsundet.

Under utfylling vil spesielt den anvendte utfyllingsmetoden (bruk av lekter med fall-lem) for etablering av motfylling kunne føre til en kraftig forstyrrelse og oppvirvling av bunnsedimenter. Sedimentet i Store Lungegårdsvann er betydelig forurenset av ulike miljøgifter (PCB: Tilstandsklasse I-IV, PAH: Tilstandsklasse II-V, Hg: Tilstandsklasse I-V, TBT: Tilstandsklasse IV-V). Også i det nye fyllområdet er sedimentet forurenset - særlig i dypere sjikt i sedimentet. Det vil si at en må gjøre regning med at steindumping vil føre til at oppvirvlet forurenset bunnsediment vil strømme ut i Damsgårdsundet hvis ikke partikkelspredningen forhindres. Gjennom oppvirvlingen av forurenset sediment vil miljøgiftene tildels gjøres biotilgjengelige ved at de bringes opp i godt oksygenerte vannmasser hvor miljøgiftene blir tilgjengelige for både planktoniske organismer og fisk. I tillegg vil en viss andel av miljøgiftene fraktes ut av Store Lungegårdsvann og gi potensiale for opptak i organismer både i Damsgårdsundet og videre utover i Puddefjorden.

Botnen m. fl. (1995) fant i 1994-95 at andelen små partikler (2-8 μm) økte i vannmassene i Store Lungegårdsvann under utlegging av stein. Disse partiklene hadde et høyt organisk innhold, og det er derfor sannsynlig at det dreier seg om oppvirvlede sedimentpartikler. Partikkelkonsentrasjonen økte også i det vannet som strømmet ut til Damsgårdsundet. Både disse målingene og resultatene fra modellberegningene tilsier at det har foregått en transport av forurenset bunnsediment ut fra Store Lungegårdsvann under tidligere utfyllingsperioder. En kvantifisering av økningen i transport av miljøgifter som følge av steindumping, kan imidlertid ikke gjennomføres på grunn av at det ikke foreligger målinger av miljøgifter bundet til partiklene før og under steindumping.

For å få et mål på dimensjonen av spredningen av miljøgifter ut fra dumpingsområdet, kan en gjennomføre et regneeksempel med følgende forutsetninger. Området som skal fylles ut med sprengstein, er ca. 10 dekar. Under utfyllingen regnes det med at de øvre 10 cm av sedimentet (antatt egenvekt 1,2) i utfyllingsområdet blir påvirket av steindumping, men bare 2,5% av sedimentet bringes opp til overflatelaget. Mengden PCB, PAH og kvikksølv (Hg) antas å være jevnt fordelt i sedimentet med gjennomsnittsverdier på henholdsvis 10, 10.000 og 2.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment. I beregningene er 1 g tørt sediment satt lik 6 g vått sediment. Videre antas det at 10% (dvs. 0,25% av den totale sedimentmengden) av sedimentet som bringes opp over terskeldyp, fraktes ut fra Store Lungegårdsvann. Under disse gitte forutsetningene vil den planlagte steindumping føre til en transport av ca. 0,005 g PCB, ca. 5 g PAH og ca. 1 g Hg ut fra Store Lungegårdsvann. Tallene fra dette regneeksempellet er ment kun for å gi indikasjoner på størrelsen av transport av miljøgifter ut fra dumpingsområdet. Et

bedre grunnlag for vurdering av transport av miljøgifter ut fra Store Lungegårdsvann vil framkomme hvis det gjennomføres analyser av miljøgiftinnholdet i vannmassene før og under steindumping.

Hvis forutsetningene satt i dette regneeksempelet er riktig, representerer transporten av miljøgifter ut fra Store Lungegårdsvann som følge av steindumping en liten mengde i forhold til de miljøgiftmengder som ligger lagret i sedimentet i Damsgårdsundet. Resultatene fra miljøgiftundersøkelsen i Bergen havneområde og Byfjorden fra 1993 viser sterkere forurensning av sedimentene både for PCB, PAH og kvikksølv i Damsgårdsundet enn i Store Lungegårdsvann (Skei m.fl. 1994). Problemet ved at forurenset sediment bringes opp i vannmassene er imidlertid, som tidligere nevnt, at miljøgiftene på denne måten gjøres potensielt biotilgjengelige.

Transporten av miljøgifter fra Store Lungegårdsvann vil foregå ut til Damsgårdsundet og videre utover mot Puddefjorden. Sedimentene i Damsgårdsundet er i dag allerede sterkt forurenset (Skei m.fl. 1994). I sundet er tidevannstrømmen sannsynligvis sterk nok til at sediment kan virvles opp. Propellvann fra store båter som for eksempel går til og fra skipsverftet, kan tenkes å oppvirvle forurenset bunnsediment. Transplantasjonsforsøk med blåskjell har også vist at det foregår en betydelig transport av miljøgifter med vannmassene uten at det foregår steindumpingsaktivitet i Store Lungegårdsvann. Steindumping vil imidlertid føre til en midlertidig økt miljøgifttransport. Hvor stor denne økningen vil være, er vanskelig å anslå blant annet fordi det ikke foreligger data for miljøgiftinnholdet i vann og partikler fra perioder med og uten steindumping. Økt transport av forurensete partikler vil gi økt forureningsbelastning på Puddefjordområdet, men denne økningen er sannsynligvis liten.

5.2 Tiltak for å hindre partikkelspredning under steindumping

Tidligere målinger har vist at steindumping i Store Lungegårdsvann medfører økt transport av partikler ut fra området (Botnen m.fl. 1995). Fordi partiklene med stor sannsynlighet stammer fra forurenset bunnsediment, er det ut fra et forurenings synspunkt ønskelig å forhindre/begrense denne partikkeltransporten. Flere ulike strategier kan velges for å redusere spredningen. Langs traséen for motfyllingen kan sedimentet i forkant av steindumping dekket med duk. Selv om sedimentet er bløtt, vil tildekning med duk kunne redusere oppvirvlingen av partikler. I forbindelse med etableringen av motfylling kan for eksempel sedimentet først dekket med duk som forankres langs kantene. Dette vil redusere forstyrrelsen av sedimentet og dermed oppvirvlingen av sedimentpartikler.

Tildekning med duk av hele sedimentflaten som blir berørt av utfyllingsplanene, vil også være en effektiv måte å forhindre/ redusere oppvirvling av sedimenter. I Store Lungegårdsvann er det imidlertid flere steder et flere meter tykt, bløtt sedimentlag som kan redusere effekten av en slik løsning. Tildekning av hele området med duk vil også innebære betydelige ekstrakostnader.

En enkel metode for å begrense partikkelspredningen vil være å stenge inne utfyllingsområdet med et siltskjørt. Hvis dybden av skjørtet er større enn terskeldypet, vil en stor del av partiklene sedimentere innenfor siltskjørtet. Vann dypere enn siltskjørtet vil imidlertid stå i forbindelse med resten av Store Lungegårdsvann. Denne forbindelsen vil finne sted dypere enn terskeldyp og dermed reduseres faren for utlekking av partikkelholdig vann til Damsgårdsundet betydelig. Hvis det ikke foregår utfyllingsaktivitet på mange områder samtidig, kan det være tilstrekkelig med utlegging av siltskjørt i et avgrenset område rundt dumpingsstedet. Det bør imidlertid påpekes at selv om det benyttes siltskjørt, kan ugunstig sjiktning i vannmassene, strøm og vær, innstrømming av tungt vann osv. føre til at dypere liggende vannmasser med partikler likevel blir ført opp til overflatelaget og ført ut mot Damsgårdsundet. Et slikt tiltak vil med andre ord ikke eliminere faren for partikkelspredning, men redusere den betydelig.

5.3 Anbefalinger om tiltak og målinger

Tiltak

For å redusere faren for spredning av partikler under dumping av stein i Store Lungegårdsvann anbefales det:

- Etablering av siltskjørt med dybde 5 meter rundt dumpingsområdene. Dette vil føre til at de tyngre partiklene sedimenterer innenfor siltskjørtet og de mindre partiklene føres ned under terskeldyp før de kan spres utover i vannmassene.

Målinger

For å overvåke partikkelmengden, mengden miljøgifter i vannmassene og spredning av forurenset vann som følge av steindumping i Store Lungegårdsvann anbefales følgende undersøkelser:

- Målinger av turbiditet i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet før og under steindumping.
- Måling av miljøgifter (PCB, PAH, Hg) i vannmassene i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet før og under steindumping.
- Måling av partikkelmengde og organisk karbon (TOC) i vannmassene før og under steindumping.
- Måling av saltholdighet og temperatur i Store Lungegårdsvann.

Som tilleggsundersøkelse foreslås:

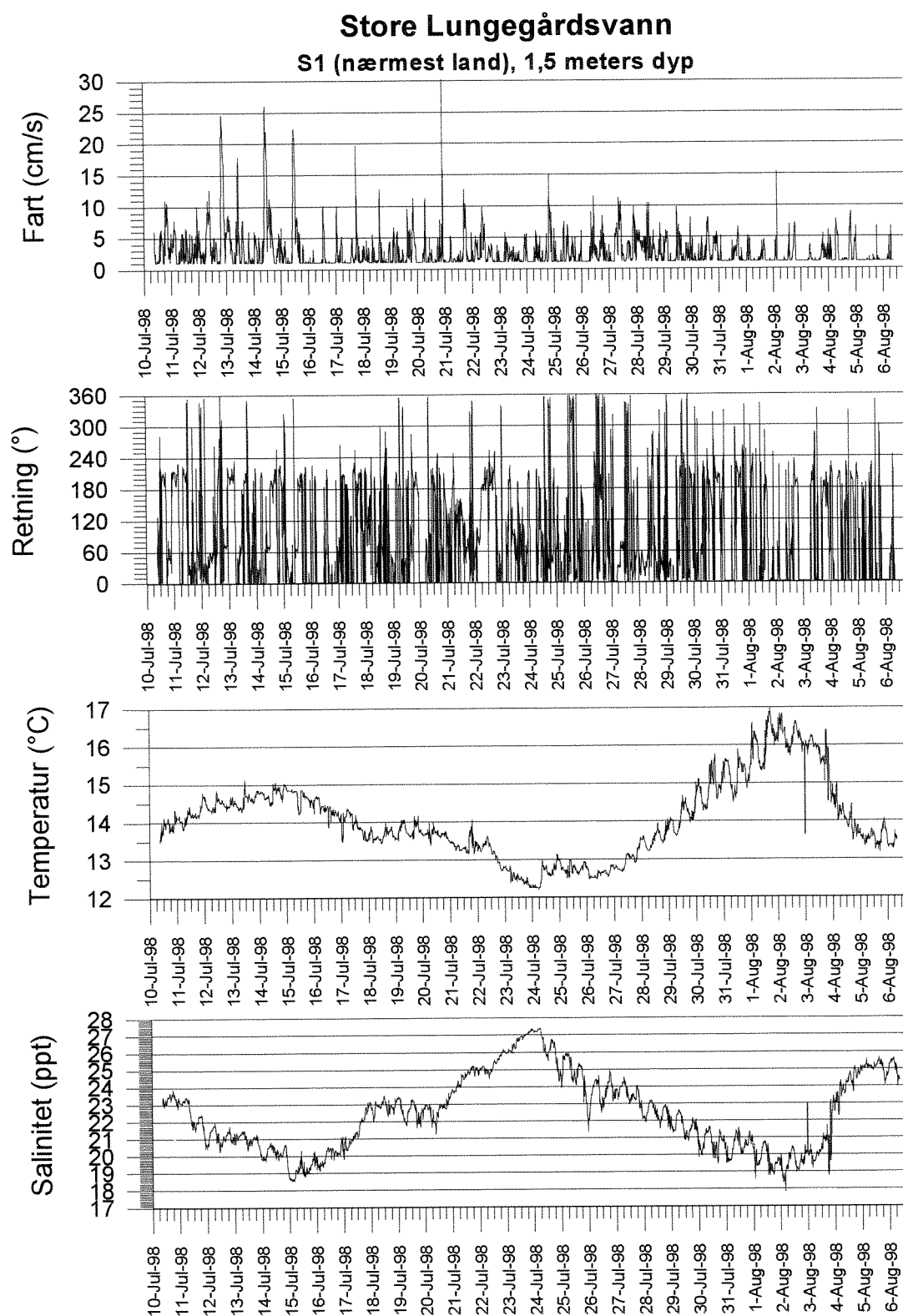
- Eksponeringsforsøk med blåskjell plassert i Store Lungegårdsvann og Damsgårdsundet under steindumping i Store Lungegårdsvann.

6. Referanser

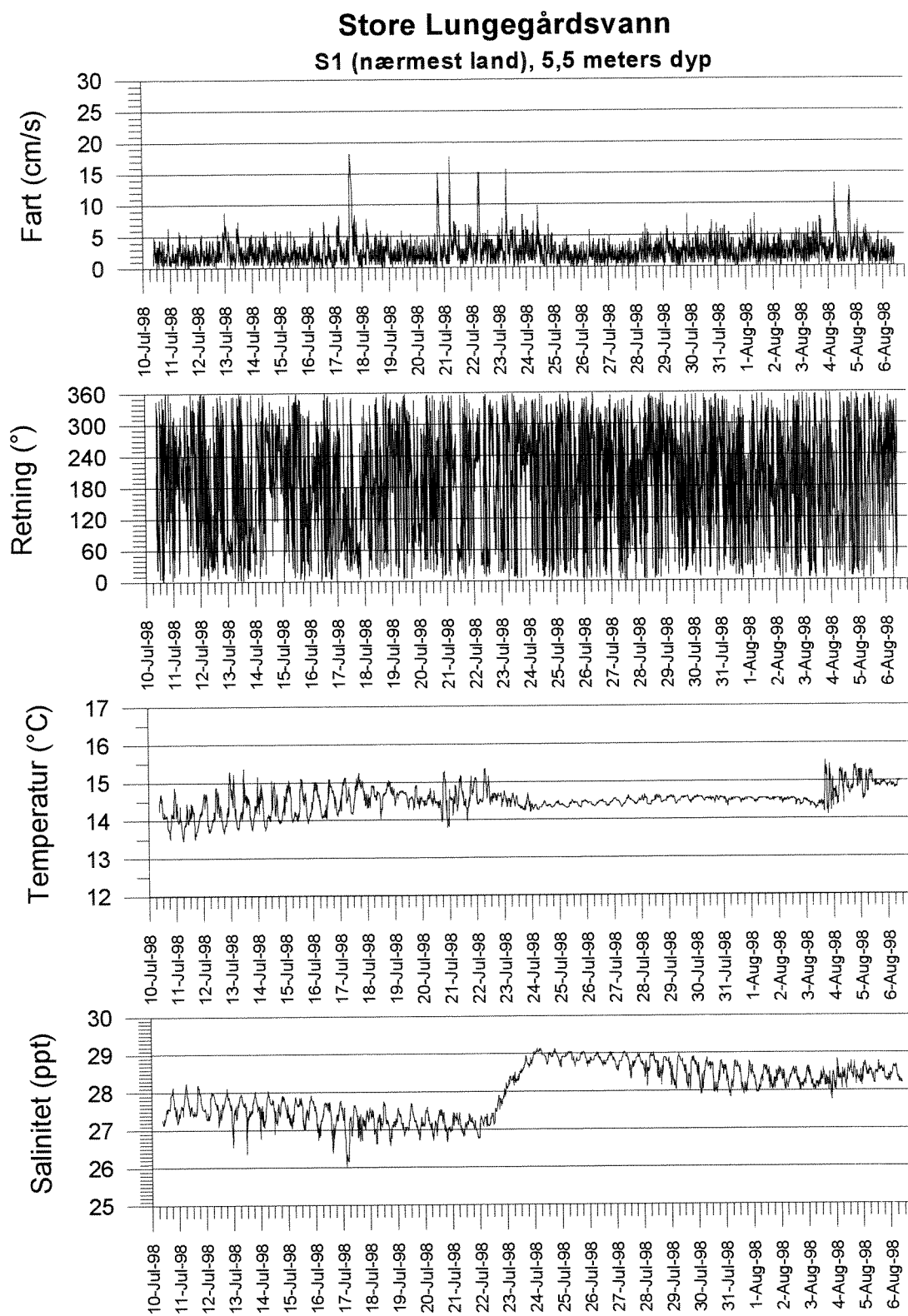
- Aanderaa Instruments. 1983. RCM 7 & 8 Recording Current Meter. Operating Manual. Aanderaa Instruments, Bergen, Norway.
- Aanderaa Instruments. 1996. RCM 9 Recording Current Meter. Operating Manual. Aanderaa Instruments, Bergen, Norway.
- Berge J.A., B. Bjerkeng,, J. Magnusson, B. Rygg, A. Stigebrandt & M. Walday. 1997. Miljøundersøkelser i forbindelse med en mulig utdyping av tersklene i Iddefjorden/ Ringdalsfjorden.
- Botnen, H.B., A. Aadnesen & P.J. Johannesen. 1995. Partikkelkonsentrasjon i Store Lungegårdsvann under utlegging av sprengstein. IFM-rapport 2, 1995. 13 s.
- ECGL 1994. SMS Surface Water Modeling System. Reference Manual, 1995. Brigham Young University. Engineering Computer Graphics Laboratory. 369 B CB, Provo, Utah 84602, USA.
- Hylland, K., M. Schaanning, J. Skei, J.A. Berge, D.Ø. Eriksen, M. Sköld & J. Gunnarsson. 1997. Interactions between eutrophication and contaminants – partitioning, bioaccumulation and effect on sediment-dwelling organisms. NIVA-rapport l.nr. 3700-97. 53 s.
- Knutzen, J., L. Berglind & E. Brevik. 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte Kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. NIVA-rapport l.nr. 3296. 79 s.
- Koenieczny, R. M., J. Knutzen & J. Skei. 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensede områder: Rapport 2: Forsøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport l.nr 2572. 80s.
- McClimans, T.A. 1992. Dykket ferskvannsutslipp til Store Lungegårdsvann. SINTEF-rapport STF60 F922055. 14 s. Fortrolig.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA-1467/1997. 36 s.
- Skei, J, J. Knutzen,. & J. Klungsoyr 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. NIVA-rapport nr. O-93017. 88 pp.
- Skei, J. 1992. A review of assessment and remediation strategies for hot spot sediments. *Hydrobiologia*, 235/236: 629-638.
- Skei, J., & K. Næs. 1989. Experimental work on polluted sediments. *Proceed. Heavy metals in the Environment*. vol. 1: 508-511, Geneva, Switzerland.

Skei, J., A. Pedersen, J.A. Berge, T. Bakke & K. Næs. 1987. Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport l.nr. 2067. 101 s.

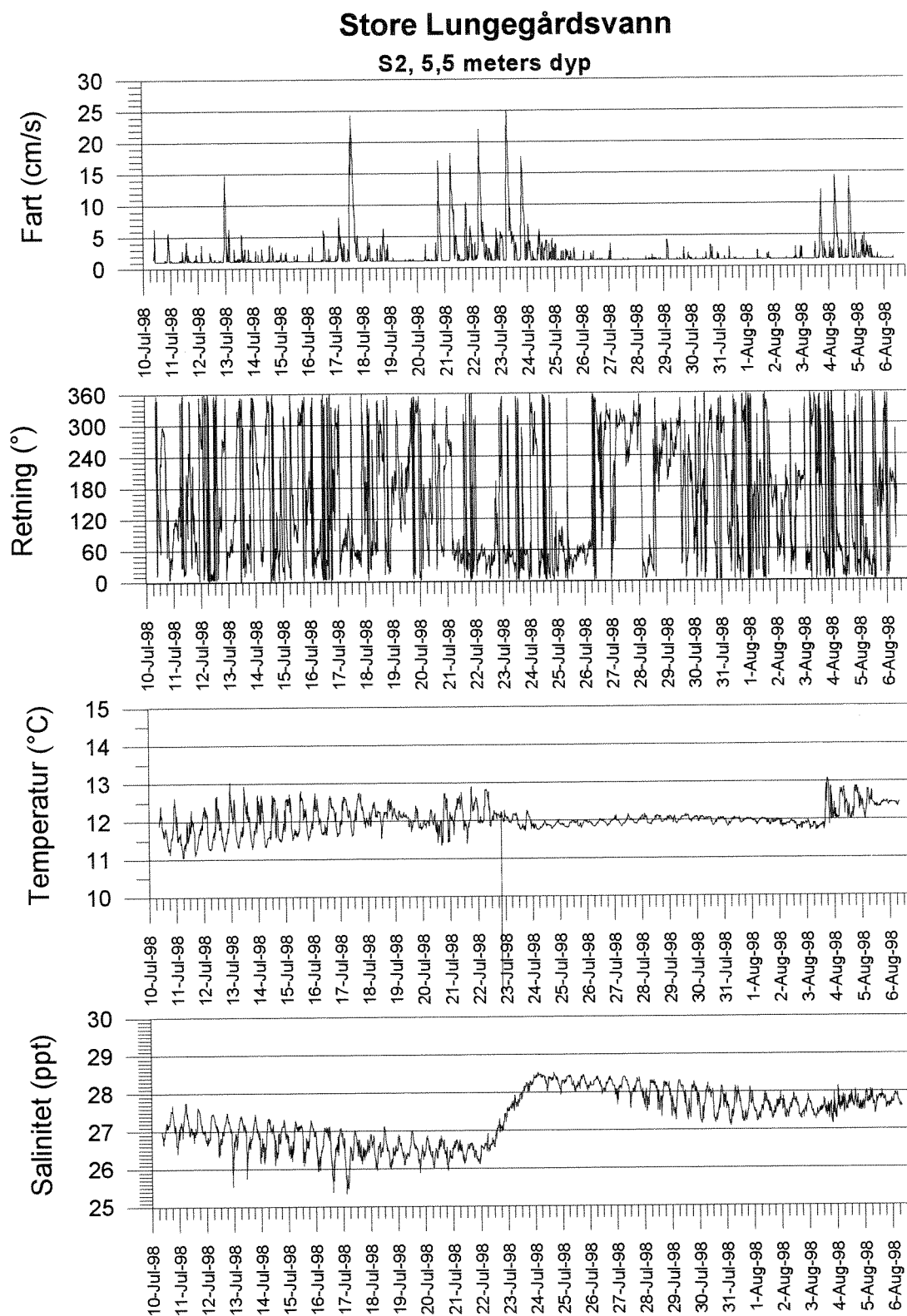
7. Vedlegg



Figur 17. Strømmålinger i Store Lungegårdsvann i posisjon S1 fra 1,5 meters dyp.



Figur 18. Strømmålinger i Store Lungegårdsvann i posisjon S1 fra 5,5 meters dyp.



Figur 19. Strømmålinger i Store Lungegårdsvann i posisjon S2 fra 5,5 meters dyp.