

568

OPPDRAKSMELDING

Naturfaglig konsekvensutredning for Lier industriterminal

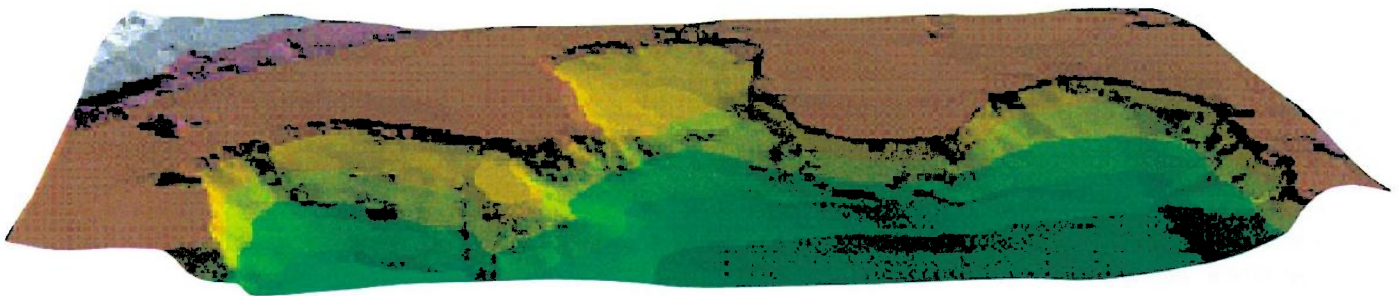
Arne Bjørge
Hartvig Christie
Lars Erikstad
Erik Framstad
Lars Petter Hansen
Ivar P. Muniz
Kjell Magnus Norderhaug
Svein-Erik Sloreid
Odd Stabbetorp
Dag Svalastog



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Naturfaglig konsekvensutredning for Lier industriterminal



Arne Bjørge
Hartvig Christie
Lars Erikstad
Erik Framstad
Lars Petter Hansen
Ivar P. Muniz
Kjell Magnus Norderhaug
Svein-Erik Sloreid
Odd Stabbetorp
Dag Svalastog

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig. Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Det er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a. Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA•NIKU Project-Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelige på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problem eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgruppe.

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Bjørge, A., Christie, H., Erikstad, L., Framstad, E., Hansen, L.P., Muniz, I.P., Norderhaug, K.M., Sloreid, S.E., Stabbetorp, O., Svalastog, D. 1999. Naturfaglig konsekvensutredning for Lier industriterminal. – NINA Oppdragsmelding 568:1-36.

Oslo, april 1999

ISSN 0805-4711

ISBN 82-426-0992-6

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Erik Framstad

NINA, Oslo

Grafisk produksjon:

Lise Nymark, Elisabeth Mølbach

Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU

Kopiering: Kopisentralen AS

Opplag: 150

Trykt på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7485 Trondheim

Tel.: 73 80 14 00

Fax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 15364, 15608

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver: Lier Industriterminal AS.

Referat

Bjørge, A., Christie, H., Erikstad, L., Framstad, E., Hansen, L.P., Muniz, I.P., Norderhaug, K.M., Sloreid, S.E., Stabbetorp, O., Svalastog, D. 1999. Naturfaglig konsekvensutredning for Lier industriterminal. – NINA Oppdragsmelding xxx:1-y.

Denne utredningen tar for seg de naturfaglige forhold knyttet til et utfyllingsareal (et gruntvansareal) ved Drammenselvas Bragernes-utløp, samt de indre deler av Drammensfjorden (Lierstranda). Målet var å vurdere konsekvenser av en utfylling av gruntvansområdet, noe som også sees i relasjon til de omkringliggende områder. Utredningen omfatter beskrivelser og vurderinger av feltene geologi og geomorfologi, estuarine prosesser, vegetasjon, bunndyr, fisk og fiskens næringsdyr, fugl, og forurensninger. Det er utført en landskapsanalyse, bl. a. geografiske analyser av kart (ved hjelp av GIS), som har vist seg velegnet til å anskueliggjøre problemene. Hele vurderingen baseres dels på tilgjengelige data, dels på prøvetaking i felt gjennom sommerhalvåret 1998. Arbeidet er utført av en gruppe forskere i tverrfaglig miljø (NINAs avdeling for landskapsøkologi) som dekker kompetanse på de nevnte fagområder.

Selve utfyllingsarealet er vurdert til å ha liten geomorfologisk og vegetasjonsmessig verdi. Det er også funnet å være fattig m.h.p. bunndyr og fugleliv. På dypere tilgrensende deler er det funnet bunndyr og fisk, men stort sett i mindre omfang enn andre deler av Lierstranda. Den rike og mangfoldige fiskefaunaen i indre Drammensfjord ser ut til å være helt avhengig av bunndyr som næringsdyr gjennom hele sommersesongen, men selve utfyllingsarealet synes lite viktig i denne sammenheng. Vurdering av forurensninger (miljøgifter knyttet til mudringsmasser) tyder ikke på at utfyllingen vil medføre negative konsekvenser. Virkningen av tiltaket (selv tapet av gruntvansarealer) synes således å være små ut fra naturfaglige vurderinger, og de indirekte økologiske konsekvenser for områder utenfor tiltaksområdet synes små. Imidlertid vurderes de foreliggende planene å ha en liten til moderat negativ konsekvens, siden området er det siste gruntvansområdet i Drammenselvas sentrale deltaområde.

Sett i større sammenheng er indre Drammensfjorden unik som et stort estuarie, med flere spesielle naturfaglige forhold. Den planlagte utfyllingen utgjør en del av en rekke inngrep, og utfyllingen settes i et større perspektiv, sammen med vurdering av avbøtende tiltak. Bl. a. vil det være viktig å bevare bunnområder som viktige næringsområder for den mangfoldige fiskefaunaen som består av en blanding av ferskvanns- og saltvannarter.

Emneord: Konsekvensutredning – estuarie – fjord – geologi – geomorfologi – vegetasjon – bunndyr – fisk – fugl – forurensninger – landskapsanalyse - GIS

Arne Bjørge, Hartvig Christie, Lars Erikstad, Erik Framstad, Lars P. Muniz, Kjell Magnus Norderhaug, Svein-Erik Sloreid, Odd Stabbetorp, Dag Svalastog
NINA, Pb 736 Sentrum, N-0105 Oslo.

Abstract

Bjørge, A., Christie, H., Erikstad, L., Framstad, E., Hansen, L.P., Muniz, I.P., Norderhaug, K.M., Sloreid, S.E., Stabbetorp, O., Svalastog, D. 1999. Impact assessment of natural science interests for Lier industrial terminal. - NINA Oppdragsmelding xxx: 1-xx.

This report presents and assesses biological and geological interests tied to a landfill area in a shallow part of the Bragernes exit of the river Drammenselva, as well as the inner parts of the Drammensfjord (Lierstranda). The objective has been to assess the consequences of filling in a shallow part of the estuary, and to see these effects in relation to the surrounding area. The report includes descriptions and assessments within geology and geomorphology, estuarine processes, vegetation, benthic fauna, fish and their diet, birds, and toxicological aspects of pollutants. A landscape analysis, i.e. involving geographical analyses of maps in a Geographical Information System (GIS), has been performed and turned out to be well suited to present and integrate the problems. The entire assessment is based on available data, supplemented by field sampling during the summer of 1998. The work has been conducted by several scientists in NINA's multidisciplinary department of landscape ecology, which together cover the relevant disciplines of the study.

The deposition area itself is assessed to be of little value in terms of geomorphology and vegetation. The area is also found to be poor with respect to benthic fauna and birds. On deeper, adjoining areas some fish and benthic fauna were found, but generally at lower abundances than in other parts of the Lierstranda area. The rich and varied fish fauna of the inner Drammensfjord seems to be entirely dependent on benthic fauna as food through the summer season, but the deposition area appears to be less important in this connection. Assessment of possible effects on pollutants present in previous deposits do not seem to entail additional risks with new deposits. Hence, the effects of new deposits (i.e., loss of the shallow water area) seem to be small from a natural science perspective, and the indirect ecological consequences for the surrounding areas appear minor. However, the existing plans are considered to have a small to moderate negative impact since the affected area is the last shallow water area of the central delta of the Drammensfjord.

In a wider perspective, the inner Drammensfjord is unique as a large estuary, with several special natural science characteristics. The planned landfill represents part of a series of impacts in this part of the fjord, and the landfill should be tied to suitable compensatory actions. An important action will be conserve bottom areas which are important as feeding sites for the diverse, mixed freshwater and saltwater fish fauna.

Key words: Impact assessment - estuary - fjord - geology - geomorphology - vegetation - benthic fauna - fish - birds - pollutants - landscape analysis - GIS

Arne Bjørge, Hartvig Christie, Lars Erikstad, Erik Framstad, Lars P. Muniz, Kjell Magnus Norderhaug, Svein-Erik Sloreid, Odd Stabbetorp, Dag Svalastog
NINA, Pb 736 Sentrum, N-0105 Oslo.

Forord

Prosjektet er utført etter kontrakter med Lier industriterminal AS som hermed takkes for oppdraget. Prosjektets første kontrakt omfattet en utredning og et begrenset feltarbeid våren 1998. Senere ble det inngått avtale om et supplerende feltarbeid, en begrenset opparbeiding av data og utarbeidelse av ny rapport.

H. Nymoen, Lier kommune, T. Opdahl og E. Garnås, MVA Buskerud, og R. Kristiansen, Lier industriterminal takkes for konstruktive innspill i planleggingen og utforming av feltundersøkelsene.

Dette prosjektet omfatter undersøkelser og vurderinger av geologisk, botanisk, zoologisk og økotoksikologisk art, og strekker seg fra sjøen, via tidevannssonen og opp på land. Dette har krevet et bredt samarbeide fra den tverrfaglig kompetanse som NINAs avdeling for landskapsøkologi innehar.

Det ble utarbeidet en rapport, datert 15.06.98, redigert av Bjørge og Erikstad, med vurderinger og resultater fra en feltundersøkelse i mai 1998. Denne rapporten er nesten identisk, men bygger på resultater fra en hel feltsesong.

1.3-1999

Hartvig Christie

Innhold

Referat	3
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	5
1.1 Bakgrunn	5
1.2 Avgrensning av undersøkelsesområdet og stasjoner for prøvetaking	5
1.3 Tidligere undersøkelser	6
2 Geomorfologi	6
3 Vegetasjon og flora	7
4 Bunndyrsamfunn	8
4.1 Bakgrunn	8
4.2 Feltundersøkelser	9
4.3 Vurderinger	9
5 Fisk	12
5.1 Bakgrunn	12
5.2 Feltundersøkelser	13
5.3 Vurderinger	18
6 Fugl	19
6.1 Bakgrunn	19
6.2 Feltundersøkelser	19
6.3 Vurderinger	19
7 Forurensning	21
7.1 Bakgrunn	21
7.2 Aktuelle miljøgifter	21
7.3 Vurderinger	26
8 Naturfaglig landskapsanalyse	26
8.1 Naturanalyse	26
8.2 Digital høyde- og dybdemodell	26
8.3 Naturtyper	27
8.4 Naturverdi	28
8.5 Virkning av tiltaket	28
8.6 Konsekvens	29
8.7 Avbøtende tiltak	29
9 Referanser	30

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

I brev av 14. november 1996 ga Lier kommune NINA i oppdrag å vurdere konsekvensene for biologisk mangfold ved en utfylling av et tidligere regulert utfyllingsareal ved Drammenselvas Bragernesløp. Prosjektet skulle vurdere gruntvannsområdenes betydning for fisk og annen marin fauna, samt gi en grovmaske oversikt over floristiske verdier i disse områdene. Det var en forutsetning at prosjektet skulle være avsluttet innen 31. desember 1996. Prosjektet baserte seg på litteratur og tilgjengelige opplysninger samt en befarings på stedet. Det ble blant annet konkludert med at en fullstendig konsekvensvurdering forutsatte prøvetaking gjennom årstider med høy biologisk produksjon.

NINA inngikk 20.04.98 kontrakt med Lier industriterminal A/S om en mer omfattende undersøkelse i indre Drammensfjord. NINAs undersøkelse våren 1998 bygger på de registreringene som er gjort tidligere, men i samsvar med NINAs tidligere anbefalinger omfatter den også egne feltundersøkelser. Undersøkelsen legger vesentlig vekt på tiltaksområdets økologiske funksjon og dermed områdets betydning for biologisk mangfold i undersøkelsesområdet. Resultatene fra prosjektet er så langt mulig illustrert ved hjelp av geografiske analyser og kart, og foreligger som rapporten Bjørge og Erikstad (red), "Naturfaglig konsekvensutredning for Lier industriterminal" datert 15.06.98.

NINA foreslo opprinnelig at undersøkelsene skulle gjennomføres over en full vår- og sommersesong. Dette førte til at det ble gjennomført en supplerende feltinnsats på fisk og bunndyr gjennom sommer og høst 1998. Det ble gitt en bevilgning til å dekke opparbeiding av et utvalg av disse prøvene, og således dekke mer av den biologisk produktive delen av året. Undersøkelsen kan da betraktes som et mer fyldestgjørende beslutningsgrunnlag i spørsmålet om den aktuelle utfyllingen, eller et mer tilstrekkelig naturfaglig grunnlag for at plan- og miljøvernmyndighetene kan vurdere konsekvensene av en utfylling på Lierstranda.

Etter samråd med MVA Buskerud ble det bestemt at rapporten skulle omfatte følgende tema:

- 1 Artssammensetning og produksjon i bunndyrsamfunn på grunne sandbanker ved Drammenselvas Bragernesløp og i tidevannssonen langs vestre Lierstranda.
- 2 Gruntvannsarealenes funksjon som beite- og oppvekstområde for fisk, og betydningen av bunndyr som næringsgrunnlag for fisk i brakkevannslagene ved elveutløpet.
- 3 Strandvegetasjonens framvekst, herunder takrørets betydning som partikkelfelle og sedimentbinder, samt takrørskogens effekt på det biologiske mangfoldet.
- 4 Artssammensetning og antall fugl på sandbanker og i tidevannssonen ved Drammenselvas Bragernesutløp og langs Lierstranda.
- 5 Virkning på planter og dyr av de miljøgiftene som er påvist (i sedimentene) i det aktuelle området.
- 6 Kartmessig framstilling av økologiske prosesser og spesielt viktige områder, herunder en vurdering av mulighetene for restaurering av biotoper.

Punktene 1-4 er i samsvar med NINAs forslag av 11.02.97. Punktene 5 og 6 er tilføyd etter pålegg i Fylkesmannens brev av 23.02.98 til Lier kommune og er i samsvar med konklusjonene på møte hos MVA Buskerud 10.03.98. NINA mener at punktene 5 og 6 er relevante faglige utvidelser av prosjektet, og punkt 6 vil også gjøre det lettere å bruke prosjektets resultater i den påfølgende plan- og beslutningsprosessen.

Fra NINAs side ble det understreket at vurdering av stabilitet i sedimentene, herunder risiko for resuspensjon av miljøgifter og utglidning av sedimenter, ikke omfattes av undersøkelsen. NINA fraskrev seg ethvert ansvar knyttet til disse problemstillingene dersom undersøkelsen eventuelt skulle resultere i at NINA konkluderer med at utfylling i det aktuelle området kan anbefales.

1.2 Avgrensning av undersøkelsesområdet og stasjoner for prøvetaking

Området som inngår i utredningen (utredningsområdet) strekker seg fra Tangen på Strømsønsiden av Drammenselvas utløp, forbi Lierelvas utløpsdelta til Gullaugbukta (**figur 1**, se side 32) og begrenser seg nedad til ca åtte meters dyp og oppad til flomålet.

Ifølge materiale oversendt fra Lier kommune 24.10.96, og ytterligere dokumentasjon fra Lier industriterminal oversendt i mars 1998, er selve tiltaket begrenset til utfylling i et tidligere regulert utfyllingsareal på Lierstranda ved Bragernesløpet. Utfyllingen gjelder totalt ca. 60 000 m² sjøareal og omfatter ca 200 000 m³ sprengstein. Hele tiltaket er begrenset til arealer innenfor det skraverte feltet i **figur 1**, heretter kalt Tiltaksområdet.

Feltundersøkelsene av bunndyrsamfunn og fisk ble utført på fire stasjoner med følgende plassering:

- Stasjon Verftet: Utenfor Tangen Verft på Strømsønsiden av Drammen havn (bare fisk);
- Stasjon Tiltaksområdet: Grunnbanken utenfor "Shelltomta" på Vestre Lierstranda;
- Stasjon Gilhusodden: Gilhusodden friområde vest for naturreservatet;
- Stasjon Gullaugbukta: Gullaugbukta øst for naturreservatet.

På hver stasjon ble det fisket med garn med varierende maskevidde (Jensen-serier) langs to transekter fra tidevannssonen og ned mot åtte meters dyp, noe varierende etter topografien på stedet. Prøver av sediment og bunndyrsamfunn ble samlet langs transekter fra tidevannssonen til fire meters dyp på de tre sistnevnte stasjonene. På Stasjon Verftet var det ikke egnet substrat for prøvetaking i det aktuelle dybdeintervallet. Transektene for garnfiske og bunndyrprøver er vist i **figur 1**.

En feltundersøkelse ble utført tidlig i mai 1998, og et representativt utvalg av bunndyrprøver og fiskemager ble analysert. Oppfølgende feltinnsamlinger ble utført i juli/august og siste halvdel av september, og et utvalg av disse prøvene er blitt analysert.

1.3 Tidligere undersøkelser

Her omtales bare undersøkelser som har utredet konsekvensene for biologisk mangfold av det aktuelle tiltaket. Andre relevante rapporter blir omtalt i forbindelse med resultatene av denne undersøkelsen i kapitlene 2-8.

NINA påpekte i sin rapport (NINA 1997) at området i Lier kommune som er planlagt utfyllt, allerede er sterkt påvirket av naturinngrep. Lite er bevart av naturfaglig verneverdi, og området har idag meget begrenset verdi for friluftsliv og rekreasjon. Det planlagte inngrepet vil derfor ha liten negativ innvirkning for naturmiljøet på land og for områdets estetiske verdi. For verneverdig vegetasjon og flora vil ikke inngrepet ha vesentlige konsekvenser, fordi avstanden nedstrøms fra tiltaksområdet til nærmeste område med intakt vann- og strandvegetasjon (Gilhusodden) er såvidt stor. Tiltaksområdet representerer imidlertid det siste større gruntvannsområdet ved Drammenselvas utløp. Et omfattende utfyllingsalternativ som dekker hele grunnbanken, kan derfor få betydelig effekt på bunndyrsamfunn, fiskefauna og fugl som beiter i de grunne områdene. NINA pekte på at en grundigere undersøkelse av områdets naturfaglige verdi og økologiske funksjon var nødvendig for å kartlegge konsekvensene av utfyllingen. Videre ble det pekt på at ved en eventuell utfylling bør en vurdere avbøtende tiltak, blant annet med sikte på å gjenvinne bredere tidevannsflater, bevare økologiske korridorer mellom elveutløpene og etablere korridorer for friluftsliv og rekreasjon.

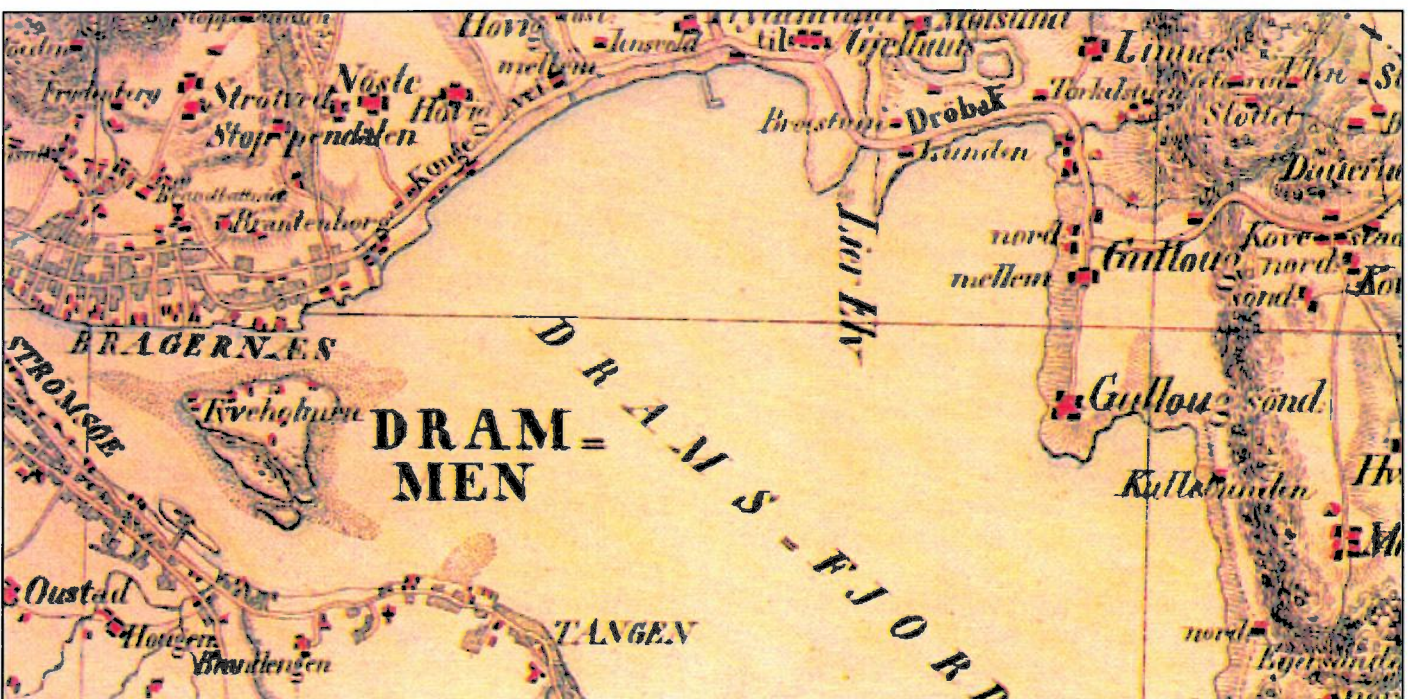
En undersøkelse av biologiske verdier i det aktuelle området ble utført av LFI, Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo, vår og sommer 1997 (Rigstad & Olsen 1997). Denne undersøkelsen omfattet blant annet feltundersøkelser av bunndyrsamfunn og flora. Undersøkelsen var lagt opp som deskriptiv faunistikk og floristikk med liten vekt på områdenes økologiske funksjon. Den konkluderte med at en utfylling i tiltaksområdet vil ha liten eller ingen effekt på dyre- og plantelivet på Lierstranda siden undersøkelsen bare hadde påvist få arter med spesiell verneverdi.

2 Geomorfologi

Området ligger i Oslofeltet og har en berggrunn bestående av permiske dyperuptiver (Drammensgranitt) og dagbergarter (ulike porfyriske lavabergarter) (Sigmond et al. 1984). Berggrunnen er bare synlig i åsene. De største dalgangene (Lierdalen, Drammensdalen og Drammensfjorden) er glasialt preget og fremstår som typiske Udaler. Dalgangene er fylt av løsmasser. Disse er avsatt i forbindelse med avslutningen av siste istid og tiden etter.

Området ligger mellom det såkalte Åstrinnet (Svelvikryggen) som markerer hvor brefronten lå for nær 10 000 år siden (Sørensen 1983) og de mektige israndtrinnene i Lierdalen og Drammensdalen som er 200-400 år yngre. Mens isen sto med fronten i Lier- og Drammensdalen, var havnivået drøyt 200 meter høyere enn i dag. Vannstrømmen av smeltevann ut i fjordsystemet var betydelig, med stort innslag av sediment som ble avsatt i de områdene som var dekket av hav. Disse sedimentene besto vesentlig av silt og leire. De grovere fraksjonene ble avsatt i umiddelbar nærhet av brefronten. Etersom havet steg, førte stranderosjon til at løsmaterialet ble vasket ned fra høyereliggende partier i terrenget til de lavereliggende partiene. Samtidig startet erosjon i frilagte sedimenter i dalbunnen. Den flate dalbunnen ble angrepet av bekkeerosjon som skapte et oppfliket ravinelandskap. Landhevningen er fremdeles aktiv, selv om hevingstakten nå er betydelig lavere enn rett etter istiden. For området innerst i Drammensfjorden kan vi regne med en hevingstakt på ca. 0,5 cm i året (Sørensen et al. 1987). Det betyr at hvis vi sammenligner med kart fra 1844 (figur 2), så har landet hevet seg drøyt 75 cm siden da. Dette utgjør relativt betydelige arealer i så slett terreng som langs denne kystlinjen.

Lierelva i sine ytre deler har startet å utvikle en elveslette med meanderende løp. I dette terrenget utvikles meanderne gradvis, inntil løpet bryter gjennom indre deler av meanderbuene, og vi får enten kroksjøer eller endret elveløp. På kartet fra 1844 ser vi at Lierel-



Figur 2. Lierstranda – kart fra 1844

va har utløp ytterst på Gilhusodden, mens den idag bygger ut et delta i bukta mellom Gilhusodden og Gullaug. Det gamle elveløpet er stedvis godt synlig og kommer bl.a. godt fram på høydemodellen (**figur 3**). Denne typen skifte i løpsmønster har nok skjedd flere ganger tidligere, og i bygdebok for Lier refereres det til eiendomstvist på syttenhunderttallet mellom gårdene Gullaug og Gilhus knyttet nettopp til endring av elveløpet.

Området har store avsetninger av marin leire. Stabiliteten i den marine leira er avhengig av at saltioner fra det sjøvannet leira opprinnelig ble avsatt i, inngår i binding med leirpartiklene. Hvis saltet vaskes ut, mister leira stabilitet og blir "kvikk". Da kan selv små ytre påvirkninger føre til at leira raser ut (leirfall). Det er kjent en rekke slike leirfall fra Lierområdet. Et typisk eksempel på en leirskredgrop finnes ved Gullaug helt øst i området.

Leirfall og lignende utglidninger av leire kan også foregå i marint miljø. Selv om en skulle tro at saltvannet i sjøen ville stabilisere leira, kan grunnvannstrømmer vaske ut saltet i lag av leira slik at denne blir "kvikk". Slike leirfall er kjent fra Drammensfjorden, bl.a. ved en skredulykke i Hyggen for en del tid siden. Høyde/dybdemodellen over indre del av Drammensfjorden viser en topografi som gjør det nærliggende å tolke bunntopografien nær land som en skredtopografi, med skred inn i buktene mellom de ulike industriutfyllingene, både øst og vest for Gilhusodden. Vi har ikke framskaffet ytterligere dokumentasjon til støtte for denne tolkningen, men anser det som nokså sikkert at større leirfall har vært med på å forme sjøbunntopografien her.

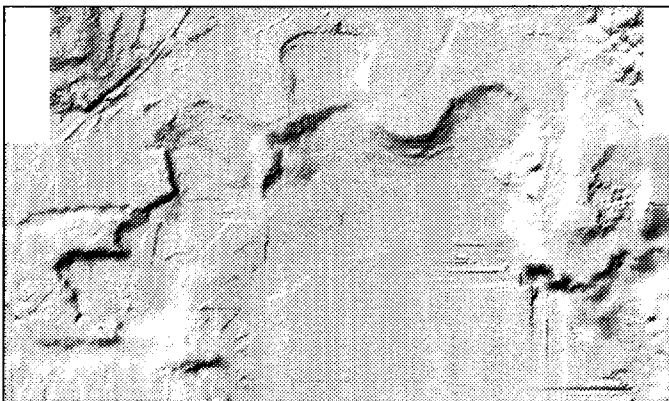
Områdets status pr idag er sterkt preget av menneskelig aktivitet. Så godt som alle gruntområder vest for Gilhusodden er utfylt og utbygd. Disse utfyllingsområdene samsvarer i all hovedsak med gruntområdene som er registrert på flyfoto fra 1963 (**figur 4**).

3 Vegetasjon og flora

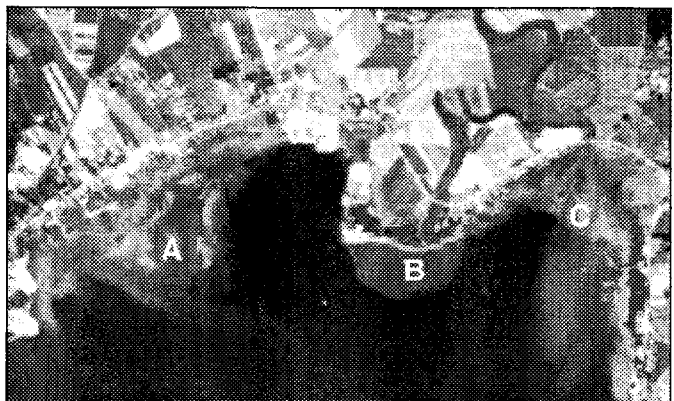
Bortsett fra en liten bukt med sandstrand er området utfylt fra tiltaksområdet til Gilhusodden, og dagens avgrensning mot sjøen er stort sett forbygninger uten vegetasjon. Sandstranden og littoralsonen er vegetasjonsløs i hele industriområdets lengde. Hist og her har høvokste sumpplanter etablert seg i vannkanten. Det synes som kvass-starr (*Carex acuta*), vasshøymol (*Rumex aquaticus*) og kattehale (*Lythrum salicaria*) er de artene som har best evne til slik nykolonisering. Ved "Schreinerbygget" er det gjort forsøk på å plante inn noen sumparter, bl.a. dikesvineblom (*Senecio aquaticus*) og strandrug (*Leymus arenarius*). Substratet på innplantingsstedet er imidlertid så grovt at det er tvilsomt om disse artene vil overleve her.

Området fra industriområdets østende, rundt Gilhusodden og langs Linnestranda er som helhet ganske enhetlig med hensyn til vegetasjon. Substratet er i hovedsak sandig, men med iblanding av leirpartikler. Innerst i området dominerer frodig, næringsrik sumpskog. Rundt vannansamlinger innen skogbeltet er det gjerne stor dominans av vassrørkvein (*Calamagrostis canescens*), med forekomster av bred dunkjelve (*Typha latifolia*) og dronningstarr (*Carex pseudocyperus*). I skogkanten mot stranda er det et usedvanlig høyt antall av pilearter (langbladete arter av slekta *Salix*), med arter som istervier (*Salix pentandra*), mandelpil (*S. triandra*) og korgpil (*S. viminalis*), og ulike hybrider mellom disse artene.

Selve tidevannssonen (littoralsonen) er i hovedsak dominert av takrør (*Phragmites australis*). Stedvis antar takrørbestandene store dimensjoner, særlig i de indre og mest beskyttede områdene. I den innerste delen forekommer bred dunkjelve (*Typha latifolia*) og kjempesøtgras (*Glyceria maxima*) i blanding med takrøret. I utkanten av takrørbestandene, og til en viss grad utover de mer bølgeksponte delene av flatene, finnes "pusleplantesamfunn",



Figur 3. Høydemodell over området. Målestokk 1:30 000



Figur 4. Flyfoto fra 1963 (Norfly serie 189.401). Legg merke til de omfattende gruntområdene som nå er utfylt (A) og sedimentstrømmen ut fjorden langs dette gruntområdet, Lierelvas gamle delta (B) med det gamle elveløpet innenfor og Lierelvas nye delta (C) med sedimenttransport ut langs Gullaugstranda. Målestokk 1:30 000.

bestående av små arter som nålesivaks (*Eleocharis acicularis*), dverg-sivaks (*E. parvula*), korsevjeblom (*Elatine triandra*), nordlig evjeblom (*E. hydropper*) og evjebrodd (*Limosella aquatica*) ned til ca. 1,5 m dyp (Mjelde & Hvoslef 1986). Innenfor undersøkelsesområdet er disse best utviklet på vestsiden av Lierelva (Gilhusodden og Linnestranda); på østsiden synes sedimenteringen av finpartikler å skje for hurtig til at disse småvokste plantene klarer å opprettholde bestander. Flekkvis forekommer kolonier av sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*). Øst for Lierelva (ved Gullaug) forekommer flytebladplanter som gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*) flekkvis. Av langskuddsplanter kan nevnes granttjønnaks (*Potamogeton pusillus*, lokalt svært vanlig), hjertetjønnaks (*P. perfoliatus*) og vasskrans (*Zannichellia palustris*).

Det har ikke vært utført vegetasjonsanalyse av Gullaugbukta, vegetasjonen her ble undersøkt i 1983 (Mjelde & Hvoslef 1986). På det tidspunkt fantes en frodig helofyttvegetasjon, også her dominert av takrør, i indre deler av littoralsonen, med et belte av pollisivaks (*Schoenoplectus tabernaemontani*) utenfor. Utenfor helofyttene forekommer flytebladsvegetasjon flekkvis og en forholdsvis artsrik undervannsvegetasjon.

Plantesamfunnene rundt Lierelvas munning virker svært dynamiske. Dette skyldes delvis partikkelføringen i Lierelva. Ifølge professor Reidar Elven ved Botanisk museum, Universitetet i Oslo, ser det ut til at partikkeltransporten har økt i de seinere år, og dette får konsekvenser for en forskyvning av strandsoneringen i brakkvannsområdet utenfor elvemunningen. I tillegg kommer at takrørbestandene synes å være i stadig ekspansjon. Dette skjer i stor grad på bekostning av det øvrige botaniske mangfoldet som er knyttet til tidevannsflatene. Vi har ikke hatt mulighet for å dokumentere en generell økning i takrørbestandenes omfang. Studier av eldre flyfoto ga liten mulighet for direkte å observere takrørets utbredelse for sammenligning med nåtidssituasjonen. Det er i denne sammenheng interessant å nevne at av de 21 planteartene som er dokumentert å ha forsvunnet fra Liers flora (Elven & Elven in prep.), er hele 10 arter som tidligere har blitt observert i dette området. Sannsynligvis ble strandområdene tidligere benyttet til storfebeite, og beite bidrar erfaringsmessig til å holde takrørbestandene nede.

4 Bunndyrsamfunn

4.1 Bakgrunn

Generelt er estuarine bunndyrsamfunn artsfattige, men individrike. Eurohaline arter (arter som tåler stor variasjon i saltholdighet) dominerer bunndyrsamfunn i blandingssonen. Primært limniske arter med en viss salttoleranse dominerer over blandingssonen, mens marine arter med en viss ferskvannstoleranse dominerer dyper.

Selv om tidevannsforskjellen kun er 20-30 cm i Skagerrak-området, kan store tidevannsflater blottlegges i lavvannsperioden, og bløtbunnsstrendene får et stort omfang. Siden bløtbunnsstrendene forekommer innerst i fjorder, bukter m.m., blir de gjerne påvirket av ferskvannstilsg, og i Skagerrak blir de påvirket av frost om vinteren og sterk varme om sommeren. Slike ekstreme fysiske påvirkninger er det ikke mange arter som tåler, og strender av denne typen blir derfor ofte artsfattige. Til gjengjeld kan disse artene opptre i meget høye tettheter, noe som viser at slike strender er produktive. Det rike dyrelivet tilknyttet sedimentene på bløtbunnsstrendene utnyttes av fugl og i høyvannsperioden av fisk. Dette er enten fisk som beiter direkte på bunnfaunaen, eller fisk som beiter på mindre fisk eller invertebrater som kommer inn på flata for å beite. Ved utfylling av relativt flate tidevannsflater, slik det er gjort langs vestre og midtre del av Lierstranda, blir individrike og tildels høyproduktive arealer sterkt redusert. Dette kan ha negative konsekvenser for næringskjeder som ender opp i fisk og fugl.

Bløtbunnsstrender, slik man finner innerst i Drammensfjorden, er typiske for lite eller moderat bølgeeksponerte områder. Bunnsubstratet bestemmes gjerne av bølgeenergi. Med mye bølgebevegelse domineres stranda av sand, mens på beskyttede steder får man leirbunn. Det er særlig de beskyttete leire/mudder-strendene som er kjent for sitt rike dyreliv.

Øra-deltaet er det andre store elvedeltaområdet i Sør-Norge. En undersøkelse i dette området viste at blant de relativt få invertebratartene som ble registrert, var det hele 14 ekte brakkvannarter, dvs. arter som utelukkende forekommer i brakkvann. Av disse var det fire arter manglebørstemark, to arter snegler og åtte arter krepsdyr (Pethon 1981).

I Presterødkilen ved Tønsberg er det store tidevannsflater som ved vekslende vannstand og nedbørsforhold har store fluktasjoner i salinitet. Det er ikke urimelig å anta at disse tidevannsflatene har store likhetstrekk med tidevannsflatene som eksisterte langs Lierstranda før utfylling. I Presterødkilen ble det påvist 30 ulike dyreformer i bløtbunnsamfunnet i tidevannssonen (Leinaas & Christie 1991). Bare ca. ti arter ble karakterisert som vanlige. Noen var særdeles tallrike. I vårmånedene og på forsommeren var bunndyrsamfunnet dominert av relativt små arter som fåbørstemarken *Tubifex costatus*, manglebørsteormen *Manayujunkia aestuarina* og muslingkrepsen *Cyprideis littoralis*. *Manayujunkia aestuarina* forekom i tettheter på 2-300 000 individer pr kvadratmeter. Den større (inntil 15 cm lange) manglebørstemarken *Nereis diversicolor* ble gradvis mer dominerende utover sommeren og høsten. Sammen med svømmende arter som mysider er disse bunndyrene viktige næringssemner for fisk og fugl.

Leinaas & Christie (1991) fant at vinterfrosken reduserte de fleste artene, og om våren var det kun lave forekomster av små dyr (såkalt meiofauna) med frysetoleranse som hadde overlevd. Disse former seg kraftig utover sommeren. Da innvandret eller rekrutterte også både små dyr og større makrofauna tidevannsfåta. Vinterfrosken førte derfor til meget store sesongvariasjoner i dyrelivet på bløtbunnsstrender, og særlig stor tetthet av makrofauna ble ikke etablert før uti juli.

4.2 Feltundersøkelser

På alle de avmerkete lokalitetene (Tiltaksområdet, Gullaug og Gilhus) er det samlet inn prøver for analyse av makrofauna og meiofauna. Makrofauna er analysert fra 25-30 cm dype kjerneprøver. Kjernerørene som ble brukt, var 9 cm i diameter for prøvene fra strandkanten, 0,5 m og 1 m, og 7 cm i diameter fra 2 m og 4 m dyp. De øverste 5 cm av sediment-kjernen er siktet (500 µm), og den nederste delen er kun brukket opp for å plukke ut store dyr eller se etter rester av dyr (ganger etter gravende polychaeter, skall fra døde dyr m.m.). Meiofauna er samlet med kjerner på 3 cm i diameter og 3 cm dype. Disse prøvene er siktet på 250 µm maskevidde. Det er samlet fire replikate prøver av hver type (makro- og meiofauna) i strandkanten, på ca 0,5 m, på ca 1 m dyp, mens kun makrofaunaprøver er innsamlet på ca 2 m og 4 m dyp, alt i transjekter utover fra strandkanten. Til denne undersøkelsen er tre replikater fra strandkant og 1 m analysert for meiofauna, og tre replikater fra strandkant, 1 m og 4 m analysert for makrofauna. Innsamlinger er foretatt i mai, juli/august og september, mens kun de to førstnevnte innsamlingene er analysert.

Sedimentet på de ulike lokalitetene kan kort beskrives:

- Tiltaksområdet: Grovkornet (sand) i strandkanten, finere partikkelstørrelse nedover mot 4 m. Betydelig innslag av treflis fra 0,5 m.
- Gilhusodden: Grovkornet (sand) ned til 1 m, leire/sand fra 2 m.
- Gullaugbukta: Sand/leire iblandet planterester i strandkanten. Leire med innslag av planterester fra 1 m dyp.

På alle lokaliteter fantes også betydelige innslag av tomme skall fra gastropodene *Potamopyrgus antipodarum* og *Lymnaea peregra* i sedimentet, noe som tyder på at disse artenes bestander kan være av viktighet i form av høy tetthet eller som næringsorganismer.

Tabell 1 viser en liste over små bunndyrarter meiofauna funnet i de små kjerneprøvene på de ulike lokalitetene. Resultatene viser få arter og for de fleste lokalitetene relativt lave tettheter. I mai var innslaget av de antallsmessig dominerende faunagruppene Nematoda og Oligochaeta størst på 1 m på Tiltaksområdet og Gilhus, mens det var mer likt og endog flest oligochaeter på 0 m på Gullaug. Tiltaksområdet var spesielt fattig i tidevannssonen, mens de andre lokalitetene viste en mer rik og variert meiofauna. Høyest tetthet ble funnet på 1 m dyp på Gilhus, med en tetthet omregnet til ca 90 000 individer meiofauna pr kvadratmeter. Tatt i betraktning at prøvenes areal var lite, er tetthetsestimaterne omregnet til antall pr arealenhet (særlig på 1 m dyp) ikke ualminnelig lave til å være såpass tidlig på året.

Tettheter av meiofauna viste ingen økning i august sammenliknet med mai. Resultatene viser en endring i artssammensetning, noe

som er en naturlig sesongmessig prosess. Men i stedet for en forventet økning av en rekke arter utover sommeren, ble det totale tetthetsnivået av meiofauna funnet å ligge på samme nivå, eller noe redusert i august. Fortsatt viser 0 m på Tiltaksområdet en fattig fauna, mens tidevannssonen på Gullaug også hadde lite dyr i august.

Tabell 2 viser en liste over makrofauna funnet på de ulike lokalitetene. Også for makrofaunaen er tetthetene lave (særlig på 0 m) og artene få. Innslaget av store dyr er mest tydelig på det midterste dypet (1 m) på grunn av insektlarver, særlig i mai. Innslaget av andre makrofaunakomponenter ser ut til å øke med dypet, men som for meiofauna var innslaget av fauna rikere på 0 m på Gullaug enn på de to andre stasjonene. For makrofauna er forskjellene mellom Bragernes (Tiltaksområdet) og de to andre lokalitetene meget markerte, og Bragernes synes å være langt fattigere, særlig i mai og på 0 m i august. En forventet økning av snegl og store flerbørstemark utover sommeren (i august) ble ikke registrert.

4.3 Vurderinger

Det sparsomme innslaget av dyr i mai, og særlig lave forekomster av makrofauna på bløtbunnsstrendene (0 m), kan henge sammen med at innsamlingene er foretatt tidlig på året, og at faunaen ikke har startet reproduksjonen. I følge Leinaas & Christie (1991) overlever de fleste arter av meiofauna nedfrosset på sedimentflata, mens makrofaunaen fryser i hjel om vinteren hvis de ikke har klart å emigrere ut på dypere vann. Denne faunaen vil ut fra tidligere erfaringer pga både reproduksjon og migrasjon opp fra sublittoralen normalt forventes å øke i individtetthet utover sommeren. Vår innsamling på sensommeren viste imidlertid ingen klar økning i faunaen, og på enkelte stasjoner hadde faunatettheten gått tilbake. I grove trekk synes det som om den totale faunatetthet var ganske lik i mai og august, men at artssammensetningen endret seg noe. En endret fordeling av artene utover sommeren er et normalt fenomen, men mangelen på en markert økning av faunatetthet utover sommeren var mer uventet.

De fleste vanlige formene av bløtbunnsfauna som kan forventes å finnes på estuarine bløtbunnsstrender er funnet i prøvene. Imidlertid mangler muslinger, og innslaget av krepsdyr og flerbørstemark er sparsomt, noe som kan tyde på at forholdene er lite gunstige for en del arter typiske for estuarine bløtbunnsområder. Tetthetene, i alle fall på 1 og 4 m dyp i mai, kan synes å være relativt høye for enkelte organismer ved å estimere antall pr kvadratmeter, men tyder heller ikke på at disse områdene er spesielt rike eller interessante. Særlig synes de grunneste områdene på Bragernes og Gilhus å være fattige. Faunaen generelt, og på de grunneste områdene spesielt, var fattigere på Bragernes enn for de to andre områdene. Substratets struktur indikerer også at en kan forvente en rikere fauna (høyere produksjon) ved Gilhus og Gullaug enn i Tiltaksområdet. Sammenliknet med Presterødkilen ved Tønsberg, er faunaen innerst i Drammensfjorden fattig, særlig mhp tetthet. Den kan synes mer artsfattig enn det Hovde (1975) fant i Øra-området, men selv om det kan være vanskelig å sammenlikne ulike innsamlingsmetoder, synes ikke tettheten i Drammensfjordenn å være vesentlig mye lavere.

Tabell 1. Antall registrerte meiofaunakomponenter, som gjennomsnittlig antall fra tre replikater (\pm SE) for hver av tre stasjoner Tiltaksområdet, Gilhusodden (kun i mai) og Gullaugbukta fra 0 m (strandkant) og 1 m dyp i mai og august.

Stasjon	Tiltaksområdet		Gilhusodden		Gullaugbukta	
	Dato		Dato		Dato	
	11.05.98		04.05.98		05.05.98	
Dyp (m)	0	1	0	1	0	1
Nematoda	1,7 (0,4)	19,7 (2,5)	2,7 (0,5)	29,0 (6,4)	12,3 (0,5)	11,0 (1,8)
<i>Spirosperma ferox</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	3,7 (1,3)	1,0 (0,6)	0 (0)
Oligochaeta sp.I	0,3 (0,2)	1,7 (0,5)	0 (0)	10,0 (3,5)	2,0 (1,1)	0,3 (0,2)
Oligoch.: Tubificidae	0 (0)	0 (0)	0 (0)	2,3 (1,1)	0,3 (0,2)	0 (0)
Oligoch.: <i>Limnodrilus</i> sp.	0 (0)	2,3 (0,8)	0 (0)	0(0)	0 (0)	0 (0)
Oligochaeta sp.II	0 (0)	0,7 (0,2)	0 (0)	0,7 (0,4)	0,3 (0,2)	0,7 (0,4)
Oligochaeta indet.	0 (0)	14,3 (1,3)	0,7 (0,2)	5,3 (1,6)	5,7 (1,5)	0,7 (0,4)
Ostracoda	0 (0)	0 (0)	0 (0)	3,0 (0,3)	0,3 (0,2)	0 (0)
Cop. Harpactoida	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1,3 (0,4)	3,3 (0,8)	0 (0)
Cop. Cyclopoida	0 (0)	0 (0)	0,3 (0,2)	0,7 (0,2)	0 (0)	0 (0)
Ceratopogonidae	0 (0)	0,3 (0,2)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Chironomidae	0 (0)	4,7 (1,6)	1,7 (0,4)	6,3 (1,7)	5,0 (2,6)	5,3 (1,4)
Arachnida	0 (0)	0 (0)	0 (0)	2,3 (1,1)	0,7 (0,2)	0 (0)
Total, meiofauna	2,0	43,7	5,4	64,6	30,9	18,0
Antall pr m ²	2830	61836	7641	91409	43724	25470
	Tiltaksområdet		Gullaug			
	august		august			
Dyp	0 m	1 m	0 m	1 m		
Nematoda	1,3(0,3)	9,3(5,0)	0(0)	4,3(1,2)		
Oligochaeta sp.I	0(0)	6,3(3,5)	0(0)	3,3(0,9)		
Oligochaeta sp.II	0(0)	0,7(0,7)	0(0)	2(1,2)		
Oligochaeta sp.III	0(0)	5,0(2,6)	0,7(0,3)	0,7(0,3)		
Ostracoda	0,3(0,3)	12,7(2,4)	0(0)	1,7(0,7)		
Copepoda	0(0)	1,0(1,0)	0(0)	0,3(0,3)		
Chironomida	0(0)	2,7(0,9)	3,3(0,3)	1,0(1,0)		
Ceratopogonida	0(0)	0(0)	0,7(0,3)	0(0)		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0(0)	1,3(1,3)	0,3(0,3)	0,3(0,3)		
<i>Lymnaea peregra</i>	0,3(0,3)	0,3(0,3)	0,3(0,3)	0(0)		
Total meiofauna	1,9	39,3	5,3	13,6		
Ant pr m ²	2688	55609	7499	19244		

Tabell 2. Antall registrerte makrofaunakomponenter, som gjennomsnittlig antall fra 3 replikater (\pm SE) for hver av 3 stasjonene Tiltaksområdet, Gilhusodden (kun i mai) og Gullaugbukta fra 0m (strandkant), 1m og 4m dyp i mai og august.

Stasjon	Tiltaksområdet			Gilhusodden			Gullaugbukta		
	Dato			Dato			Dato		
	11.05.98			04.05.98			05.05.98		
Dyp (m)	0	1	4	0	1	4	0	1	4
Nematoda	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
<i>Nereis diversicolor</i>	0 (0)	0 (0)	1,3 (0,3)	0 (0)	0 (0)	6,7 (0,9)	0 (0)	0 (0)	3,7 (0,9)
<i>Corophium volutator</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	2,7 (2,2)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Ceratopogonidae	0 (0)	0,7 (0,7)	0 (0)	0,3 (0,3)	13,0 (4,0)	0,3 (0,3)	7,0 (2,1)	5,7 (2,6)	0,3 (0,3)
Chironomidae	1,0 (1,0)	13,3 (5,9)	0 (0)	1,7 (0,9)	45,3 (7,3)	0,7 (0,7)	20,3 (5,5)	29,0 (11,8)	1,3 (0,3)
Insecta indet.	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,3 (0,3)	0 (0)
Arachnida	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,7 (0,3)	0,3 (0,3)	0 (0)	1,0 (0,6)	0 (0)
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0,3 (0,3)	1,3 (0,9)	1,3 (0,3)	0 (0)	0 (0)	4,3 (1,9)	1,7 (0,7)	1,3 (0,9)	4,3 (0,7)
<i>Lymnaea peregra</i>	0 (0)	0,3 (0,3)	0,3 (0,3)	0 (0)	0 (0)	1,7 (0,9)	0 (0)	0 (0)	0,7 (0,3)
Gastropoda indet.	0 (0)	0 (0)	0	0 (0)	0,3 (0,3)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Total makrofauna	1,3	15,8	2,9	2,0	59,3	16,7	29,0	37,3	10,3
Antall pr m2	205	2480	754	314	9310	4342	4553	5856	2678
	Tiltaksområdet			Gullaug			Gullaug		
	August			August			August		
	0m	1m	4m	0m	1m	4m	0m	1m	4m
Nematoda	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)
Oligochaeta sp.I	0(0)	3,3(0,3)	3,0(0,6)	5,0(4,0)	9,7(4,2)	0(0)	5,0(4,0)	9,7(4,2)	0(0)
Oligochaeta sp.II	0(0)	1,3(0,9)	0,3(0,3)	0,7(0,7)	0(0)	0(0)	0,7(0,7)	0(0)	0(0)
Oligochaeta sp.III	0(0)	4,7(2,0)	4,7(0,9)	3,3(1,9)	2,0(1,0)	0(0)	3,3(1,9)	2,0(1,0)	0(0)
Oligochaeta sp.IV	0(0)	0(0)	0(0)	1,7(0,7)	0(0)	0(0)	1,7(0,7)	0(0)	0(0)
<i>Nereis diversicolor</i>	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	5,0(1,0)	0(0)	0(0)	5,0(1,0)
Ostracoda	0(0)	0(0)	0(0)	0,3(0,3)	0(0)	0(0)	0,3(0,3)	0(0)	0(0)
Copepoda	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)
<i>Gammarus</i> sp.	0(0)	0(0)	0(0)	0,3(0,3)	0(0)	0(0)	0,3(0,3)	0(0)	0(0)
Chironomidae	0(0)	4,0(1,5)	9,0(3,5)	12,0(11,0)	19,3(10,6)	2,7(0,9)	12,0(11,0)	19,3(10,6)	2,7(0,9)
Ceratopogonida	0(0)	0(0)	0(0)	1,3(1,3)	0,3(0,3)	0(0)	1,3(1,3)	0,3(0,3)	0(0)
Diptera	0(0)	0(0)	0(0)	0,7(0,7)	0,7(0,3)	0(0)	0,7(0,7)	0,7(0,3)	0(0)
Halacarida	0(0)	0(0)	0(0)	0,3(0,3)	0,7(0,3)	0,7(0,7)	0,3(0,3)	0,7(0,3)	0,7(0,7)
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0(0)	9,7(2,0)	24,3(2,8)	3,0(2,5)	4,0(2,5)	4,3(1,3)	3,0(2,5)	4,0(2,5)	4,3(1,3)
<i>Lymnaea peregra</i>	0(0)	0(0)	0(0)	0(0)	0,3(0,3)	0(0)	0(0)	0,3(0,3)	0(0)
Total makrofauna	0	23,0	41,3	28,6	37,0	12,7	28,6	37,0	12,7
Antall pr m2	0	3611	10738	4490	5809	3302	4490	5809	3302

Det er ingen klar årsak som kan forklare et noe begrenset bunndyrsamfunn innerst i Drammensfjorden, men sansynligvis en kombinasjon av flere. En årsak til at dyrelivet er begrenset, er påvirkning fra elveutløpene og eksponering for bølger skapt av sørlige vinder. Et relativt høyt innhold av sandpartikler tyder på at tilførsler fra elver og bølgeenergi påvirker sedimentet innerst i Drammensfjorden. Sand under stadig omrøring er mindre stabilt og lite attraktivt for bløtbunnsorganismer. Manglende innslag av den lille mudderbunnspolycheten *Manayujunkia aestuarina*, mens forekomster av robuste former som oligochaeter og chironomider kan tyde på dette. Også manglende forekomst eller merker etter gravende makrofauna (rester etter rørganger) fra både flerbørstemark og muslinger kan skyldes sandbunn og mindre gunstige betingelser enn man normalt kan forvente innerst i slike grunne estuarier. Dette vil først og fremst forklare den lave faunatettheten på de grunneste partiene både vår og særlig utover sommeren. Fiskepredasjon kan være medvirkende årsak til å holde faunaen nede i nedre del av tidevannssonen og dypere. Forekomster av mange fiskearter og deres valg av bunndyr som næring (se senere), kan i stor grad være en viktig strukturerende faktor og bidra til å holde bunndyrsamfunnet på et lavt eller moderat nivå. Et område som det her undersøkte med en slakt skrånende bunn vil også være mer tilgjengelig for fiskepredasjon enn de store tidevannsflatene i Presterødkilen, og fiskepredasjon kan således være en sannsynlig årsak til de store forskjellene i faunatetthet. Det kan derfor i et slikt tilfelle som ved Lier være mulig at observasjon av relativt liten biomasse (lave tettheter) ikke nødvendigvis betyr lav produksjon fordi bunndyrproduksjonen blir maskert av fiskepredasjon.

5 Fisk

5.1 Bakgrunn

I Norge har vi kun to betydelige brakkvannsområder av noen størrelse og med mange fiskearter. Det er Drammensfjorden og Øraområdet ved utløpet av Glomma. I Øraområdet ble det i forbindelse med menneskelig påvirkning observert store forandringer i miljøforholdene som resulterte i forandringer av forekomst av fisk og andre vannlevende organismer (Pethon 1981). Det ble derfor satt igang et prosjekt som skulle undersøke dette nærmere. Prosjektet resulterte i en grundig kartlegging av faunaen på årsbasis og fluktuasjonen i faunaen i forhold til forandringer i miljøet. Resultatene er publisert i flere rapporter og er oppsummert i Krohn (1981). Undersøkelsene viste bl.a. en klar sammenheng mellom forekomst av forskjellige fiskearter og miljøet. Ved høy vannføring i Glomma gikk saltholdiget i området ned, og det ble observert flere arter og større individtetthet av ferskvannsfisk. Det motsatte skjedde når vannføringen var liten (Pethon 1980). Ved å analysere vekstmønster ble det funnet at for eksempel mort (*Rutilus rutilus*) ikke har noen regulær tilbakevandring opp i Glomma for å overvintre (Hansen & Pethon 1977). Dette synes heller ikke å være tilfelle for brasme (*Abramis brama*), mens vederbuk (*Leuciscus idus*) og abbor (*Perca fluviatilis*) synes å vandre regelmessig mellom nedre del av Glomma og brakkvannsområdet hvert år (Pethon 1980).

Resultatene fra Øraområdet kan ikke overføres ukritisk til Drammensfjorden, fordi forholdene her er annerledes. Hele det estuariene området med Drammenselva, Lierelva og Drammensfjorden, også utenfor Svelvik, er unikt i norsk målestokk, og må sees i sammenheng. Systemet er svært komplisert, og det vil kreve omfattende helårsundersøkelser å kartlegge forekomst og økologi til fiskesamfunnet i dette området. Ifølge Jensen (1996) er det påvist hele 43 fiskearter i Drammenselva og områdene rundt utløpet.

Generelt er fiskefaunaen i Lierelva, Drammenselva og Drammensfjorden lite kjent, selv om vi har mye kunnskap om laksen (*Salmo salar*) (se Hansen et al. 1996). Ferskvannsortene vil være knyttet til elvene og fersk- og brakkvannslagene i fjorden, mens en rekke arter saltvannsfisk, ofte i store mengder, kan vandre ut og inn av fjorden. På enkelte tider av året kan man i visse områder finne både saltvanns- og ferskvannsfisk i de samme lokalitetene (Eken og Granås 1993). Tilstedeværelsen av forskjellige arter i det aktuelle området vil imidlertid være avhengig av variasjoner i miljøet. Drammenselva har relativt store fluktuasjoner i vannføring gjennom året og vil derfor ha en dominerende effekt på forholdene i det aktuelle området. Endringer i vannhastighet og vanndybde vil forskyve artssammensetningen av fisk. Gruntvannsområder, der vannhastigheten er liten, vil fungere som oppvekstområder for yngel av spesielt karpefisk, men dette er også lokaliteter hvor man finner gjedde, abbor og ørret. Mange fiskearter, både ferskvanns- og saltvannsfisk foretar vandringer. Disse kan være i forbindelse med gyting, ernæring og overvintring. Vi har svært liten kunnskap om dynamikken i dette for andre arter enn laks og til en viss grad sjørret, men vi vet at noen av artene kan forekomme i store tettheter, for eksempel hvitting (*Merlangius merlangus*) og karpefisk som mort og guilbust (*Leuciscus leuciscus*).

5.2 Feltundersøkelser

Materiale og metoder

Det ble prøvefisket med garn på fire lokaliteter: Gilhusodden, Gullaugbukta, Tiltaksområdet og Verftet (Tangen). Alle lokalitetene ble fisket i mai, i juli/ august og i september. I mai ble det på Gilhusodden fisket tre ganger, mens på de andre lokalitetene ble det fisket kun én gang.

Det ble brukt 8 garn av forskjellige maskestørrelser (såkalt Jensen-serie). Disse besto av ett garn med maskestørrelse henholdsvis 52, 45, 39, 35, 29 og 26 mm og 2 garn med maskestørrelse 22 mm. Fangsten ble artsbestemt og talt opp. Dessuten ble det av stikkprøver av materialet fra mai lengdemålt, veiet, kjønnsbestemt og vurdert om de var gytefisk eller umodne.

Artsfordeling

Totalt ble det fanget 9 arter av fisk på Gilhusodden, 10 på Gullaugbukta, 8 på Tiltaksområdet og 5 på Verftet (**tabell 3** og **4**). På Gilhusodden var det tydelig økning i totalt antall fisk fanget 19. mai sammenlignet med 5. og 11. mai (**tabell 3**). Den mest mest åpenbare forskjellen i artsfordeling på denne stasjonen i perioden var det store innslaget av hork 19. mai. Totalt ble hork, vederbuk, gullbust og sik fanget i størst antall. Antall arter øket noe utover sommer/høst på tre av stasjonene, men ikke på tiltaksområdet (**tabell 5**). Forskjellen på vår og senere i sommer- og høst-sesongen er at innslaget av marine arter øker utover i sesongen.

Mengden fisk fanget på Gilhusodden og Gullaugbukta var større enn på Verftet og for Tiltaksområdet om våren (**tabell 4** og **5**). Den

Tabell 3. Fordeling av fisk fanget på Gilhusodden ved tre fiskedøgn i mai.

Art	5 mai		11 mai		19 mai		Total	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Gullbust	1	14	3	19	25	20	29	19
Sik	1	14	1	6	19	15	21	14
Vederbuk	2	29	8	50	20	16	30	20
Hork	0	0	0	0	40	31	40	27
Abbor	0	0	1	6	3	2	4	3
Ørret	0	0	2	13	1	1	3	2
Skrubbe	2	29	1	6	9	7	12	8
Sild	1	14	0	0	8	6	9	6
Torsk	0	0	0	0	2	2	2	1
Total	7	100	16	100	127	100	150	100

Tabell 4. Fordeling av fisk fanget på Gullaugbukta 12 mai, Tiltaksområdet 14 mai og Verftet 14 mai.

Art	Gullaugbukta		Tiltaksområdet		Verftet	
	Antall	%	Antall	%	Antall	%
Gullbust	43	26	21	27	23	62
Sik	37	22	7	9	7	19
Vederbuk	12	7	36	47	0	0
Laks	1	1	2	3	0	0
Mort	8	5	0	0	0	0
Hork	13	8	1	1	0	0
Abbor	37	22	5	6	1	3
Ørret	1	1	1	1	0	0
Skrubbe	3	2	4	5	3	8
Sild	10	6	0	0	0	0
Torsk	0	0	0	0	3	8
Total	165	100	77	99	37	100

Tabell 5. Fordeling av fisk fanget på hver av de fire stasjonene i juli/august og i september.

Gullaug Juli/Aug			Gullaug Sept	
Art	Antall	%	Antall	%
Gullbust	0	0	6	9
Abbor	8	20	18	28
Hork	7	18	10	15
Ørret	1	3	2	3
Sik	2	5	13	20
Skrubbe	7	18	2	3
Sild	11	28	9	14
Torsk	2	5	2	3
Hyse	1	3	1	2
Hvitting	1	3	0	0
Knurr	0	0	1	2
Ål	0	0	1	2
Total	40	100	65	100

Tiltaksområdet Juli/Aug			Tiltaksområdet Sept	
Art	Antall	%	Antall	%
Gullbust	10	10	25	20
Vederbuk	25	26	14	12
Mort	25	26	16	14
Abbor	13	14	20	16
Hork	1	2	3	2
Sik	11	11	25	20
Skrubbe	11	11	5	5
Sild	0	0	14	11
Total	96	100	122	100

Gilhusodden Juli/Aug			Verftet Juli/Aug	
Art	Antall	%	Antall	%
Gullbust	20	23	0	0
Vederbuk	6	7	2	10
Mort	13	15	0	0
Abbor	8	9	5	25
Hork	6	7	0	0
Sik	4	5	4	20
Skrubbe	13	14	3	15
Sild	4	5	0	0
Torsk	10	11	4	20
Hyse	3	3	1	5
Hvitting	1	1	0	0
Knurr	0	0	1	5
Total	88	100	20	100

Gilhusodde Sept			Verftet Sept	
Art	Antall	%	Antall	%
Flire	2	1		
Gullbust	25	17	1	2
Vederbuk	14	10	2	5
Mort	15	11		
Abbor	23	16	6	15
Hork	1	1		
Sik	19	13	11	27
Skrubbe	25	17	8	20
Sild	4	3	3	7
Torsk	10	7	6	15
Hvitting	3	2	3	7
Sei			1	2
Knurr	1	1		
Ål	1	1		
Total	143	100	41	100

prosentvise fordelingen av artene tyder på at gullbust, sik og abbor var mest vanlig på Gullaugbukta den 12. mai, mens de dominerende artene på Tiltaksområdet to dager etter var vederbuk og gullbust, mens gullbust og sik var mest vanlig på Verftet. Det er også interessant at det var et innslag av saltvannsartene sild og torsk på henholdsvis Gullaugbukta og Verftet, mens ingen var tilstede på Tiltaksområdet før utpå sommeren. Det er imidlertid usikkert å sammenlikne mengdene ut fra de forholdsvis fåtallige fangstene, men et framtrekkende trekk er et jevnt innslag av mange arter og med en blanding av ferskvanns og marine arter.

De viktigste fiskeartene

Vekt av gullbust, sik og vederbuk på de forskjellige lokalitetene i mai 1998 er vist i **tabell 6**. For alle de tre artene er fiskestørrelsen innenfor det som er regnet som vanlig for arten. Det kan også nevnes at silda varierte i størrelse mellom 42 og 160 g, mens tilsvaren-

de for abbor var 37 og 953 g. Det ble observert gytende individer av gullbust, vederbuk, hork og abbor. Disse artene er vårgytere og gyter normalt på denne tiden av året.

Fiskens næringsdyr: mageundersøkelser

Tabellene 7-10 viser resultatene av analysene av fiskemager fra hver lokalitet i mai. **Tabellene 11 og 12** viser fiskemageinnhold fra to stasjoner i august, og tabell 13 fiskemageinnhold fra Tiltaksområdet (Bragernes) i september. Tallene angir totalt byttedyrinhold i magene til alle individene som ble opparbeidet (antall fisk som ble opparbeidet er presentert). Så langt som mulig ble det opparbeidet 3 individer av hver av de mest tallrike artene på hver lokalitet. I de tilfellene der magene til en eller flere av individene var tomme, ble det så langt som mulig opparbeidet flere mager.

Tabell 6. Vekt (g) av de mest tallrike fiskeartene gullbust, sik og vederbuk på de forskjellige lokalitetene i mai 1998.

	Antall fisk	Gjennomsnitt	Standardavvik	Maksimum	Minimum
<i>Gullbust</i>					
Gillhusodden	28	68	23	136	37
Gullaugbukta	28	87	22	140	49
Tiltaksområdet	19	78	23	141	44
Verftet	22	75	16	108	43
<i>Sik</i>					
Gillhusodden	20	134	44	266	75
Gullaugbukta	25	115	44	224	42
Tiltaksområdet	5	79	22	107	57
Verftet	6	156	70	268	72
<i>Vederbuk</i>					
Gillhusodden	29	280	130	488	57
Gullaugbukta	11	303	86	528	212
Tiltaksområdet	24	275	126	554	94

Tabell 7. Innholdet i mager fra utvalgte fisk samlet inn fra Tiltaksområdet 14.05.98

Art	Abbor	Sik	Vederbuk	Gullbust	Hork	Skrubbe
Antall fisk	3	4	3	3	1	3
planterester	0	0	x	0	0	0
Polychaeta indet.	0	3	0	0	1	0
Ostracoda	0	100	0	0	0	0
Chrinomidae	0	1	0	9	0	1
Diptera	0	0	0	4	0	0
Insecta indet.	0	0	0	0	0	1
Arachnida	1	0	1	0	0	0
<i>Lymnaea peregra</i>	1	0	0	0	0	0
Gastropoda indet.	0	0	1	0	0	0
Bivalvia	0	1	0	0	0	4
Teleostei indet.	4	0	0	0	0	0

Tabell 8. Innholdet i mager fra utvalgte fisk samlet inn fra Gilhusodden 11.05.98.

Art	Abbor	Sik	Vederbuk	Gullbust	Hork	Skrubbe	Sild	Torsk
Antall fisk	3	3	4	4	4	3	1	2
<i>Nereis diversicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	4
Polychaeta indet.	0	0	0	1	1	3	0	2
Cumacea	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>Neomysis integer</i>	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Corophium volutator</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	2
Amphipoda indet.	0	0	0	0	2	0	0	0
Brachyura	0	0	0	0	0	0	0	10
Ceratopogonidae	0	0	0	0	1	0	0	0
Chrinomidae	0	2	0	1	1	0	0	0
Insecta indet.	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	30	20	0	0	0	0	0
<i>Lymnaea peregra</i>	0	0	25	0	0	0	0	0
Gastropoda indet.	0	0	0	0	3	0	0	0
Cardidae?	0	0	10	0	0	15	0	0
Pectinidae?	0	0	10	0	0	0	0	0
Bivalvia	0	29	5	0	0	0	0	1
Ophiuroidea	0	0	0	0	0	0	0	2
Teleostei indet.	1	0	0	0	0	0	1	0

Tabell 9. Innholdet i mager fra utvalgte fisk samlet inn fra Gullaugbukta 12.05.98.

Art	Abbor	Sik	Vederbuk	Gullbust	Hork	Skrubbe	Sild
Antall fisk	6	7	3	3	3	3	3
Polychaeta indet.	0	3	0	0	0	3	6
<i>Neomysis integer</i>	0	8	0	0	0	0	8
Crustacea indet.	0	1	0	0	0	0	1
Ceratopogonidae	0	4	0	0	2	2	8
Chrinomidae	0	32	0	18	3	0	53
Diptera	0	0	0	4	0	0	4
Insecta indet.	0	0	0	0	0	1	7
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	3	0	0	0	0	3
<i>Lymnaea peregra</i>	0	0	1	0	0	0	1
Gastropoda indet.	0	7	3	0	0	0	10
Bivalvia	0	0	1	0	0	0	1
Ascidiacea	0	5	0	0	0	0	5
Teleostei indet.	1	0	0	0	0	0	3

Tabell 10. Innholdet i mager fra utvalgte fisk samlet inn fra Verftet 14.05.98.

Art	Abbor	Sik	Gullbust	Skrubbe	Torsk
Antall fisk	1	3	3	3	3
<i>Nereis diversicolor</i>	0	0	0	0	1
Polychaeta indet.	1	2	1	6	0
Ostracoda	0	60	0	0	0
Copepoda	0	120	0	0	0
Cumacea	0	0	0	1	0
<i>Neomysis integer</i>	0	0	0	0	1
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	0	2	2
Amphipoda indet.	0	0	0	0	1
Crustacea	0	0	0	1	0
Ceratopogonidae	0	0	4	1	0
Chrinomidae	0	1	12	15	0
Diptera	0	0	7	0	0
Insecta indet.	0	0	0	2	0
Gastropoda indet.	0	0	0	1	0
Bivalvia	0	3	1	0	0
Teleostei indet.	0	0	0	0	1

Tabell 11. Innholdet i mager fra utvalgte fisk samlet inn fra Gullaug august 1998.

	Sild (4)	Hork (3)	Torsk (1)	Abbor (3)	Skrubbe (3)	Hyse (1)	Sik (2)
<i>Oligochaeta sp.I</i>	0	0	0	0	0	0	7
<i>Oligochaeta sp.II</i>	0	0	0	0	0	0	4
Glyceridae?	0	0	0	0	0	3	0
Eunicidae?	0	0	0	0	0	1	0
Polychaeta	0	6	0	0	2	8	0
Chrinomida	0	0	0	0	0	0	388
Ceratopogonida	0	2	0	0	2	0	1
Diptera	0	0	0	0	0	0	2
Copepoda calanoida	0	0	0	0	0	0	2
<i>Corophium volutator</i>	0	4	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	537
<i>Lymnaea peregra</i>	0	0	0	0	0	0	35
gastropoda indet.	0	0	0	0	0	0	1
Cardidae?	0	0	0	0	0	1	0
Bivalvia indet.	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ophiura albida</i>	0	0	0	0	0	2	0
Ophiurioidea indet.	0	0	0	0	0	1	0
Pisces indet.	4	0	1	7	0	0	0
indet.	1	0	0	0	0	1	0

Tabell 12. Innholdet i mager fra utvalgte fisk samlet inn fra Tiltaksområdet i august 1998.

	Gullbust (4)	Abbor (4)	Hork (1)	Skrubbe (3)	Vederbuk (3)	Mort (3)	Sik (4)
Algae	0	0	0	0	x	x	1
Nematoda	0	0	0	3	0	0	0
polychaeta	0	0	1	2	0	0	1
copepoda calanoida	0	0	0	0	0	0	4
ostracoda	0	0	0	0	0	0	1265
chironomida	6	0	6	368	0	0	38
diptera	1	0	0	0	0	0	2
halacarida	0	0	0	0	1	0	1
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	12	0	8	0	0	302	48
<i>Lymnaea peregra</i>	1	0	0	0	0	1	0
gastropoda	0	0	0	0	0	0	0
bivalvia	0	0	0	0	0	0	1
pisces	0	7	0	0	0	0	0
indet	2	0	0	2	0	0	0
Bunnmatriale	0	0	0	x	0	0	0

Tabell 13. Innholdet i mager fra utvalgte fisk samlet inn fra Bragernes 23.09.98.

Art	Abbor	Sik	Vederbuk	Mort
Antall fisk	3	5	3	3
Polycheata	0	0	0	0
Chironomida	0	325	0	0
Ceratopogonida	0	14	0	0
Diptera	0	1	0	0
<i>Lymnaea peregra</i>	0	1	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	243
Teleostei indet.	2	0	0	0
planterester	0	0	x	0

5.3 Vurderinger

Fiskesamfunnet

Det er relativt lite generell informasjon som kan trekkes ut av dette materialet. Fiskefaunaens sammensetning vil variere gjennom året, avhengig av temperatur og salinitet, og dessuten med tilgangen på skjul og næring. Garnfiske over et kort tidsrom vil kun gi et øyeblikksbilde fra en undersøkt lokalitet. Garnseriens maskestørrelser skulle dekke et relativt bredt størrelsesspekter av fisk, men svært små fisk vil ikke bli fanget. Hvor mye fisk som fanges i garn, er også avhengig av fiskens aktivitet på det gitte tidsrom. Bevegelsesaktiviteten er i vesentlig grad avhengig av temperaturen, men for flere fiskearter har den en tendens til å øke i forbindelse med gytingen. Men selv med slike reservasjoner er det grunn til å konkludere med at gullbust, sik og vederbuk synes å være de dominerende artene i

mai. I tidsrommet juli-september synes det å være større variasjon og et større innslag av saltvannsfisk, i hovedsak sild og torsk. Lokalt var det også stor tetthet av mort, abbor, hork og skrubbe. Det ble tatt få laks og ørret. Det kan nevnes at Eken & Garnås (1993) i et prøvofiske over store deler av Drammensfjorden høsten 1991 fant at sik, gullbust og abbor var de vanligst forekommende ferskvannsfiskene, mens torsk, skrubbe og hvitting dominerte blant saltvannsfiskene.

Det synes ikke å være fundamentale forskjeller i artssammensetning mellom lokalitetene på gitte tidspunkt. Forskjellene i både tid og rom kan være av tilfeldig art, men kan også skyldes forskjeller i mil-

jø (temperatur og salinitet), og materialet preges av at det er innsamlet i korte tidsrom. En kan heller ikke se at fiskefaunaen i tiltaksområdet skiller seg markert ut fra naboområdene, men det synes som om det var færre arter tilstede i tiltaksområdet.

Næringsdyr

Nesten samtlige analyser av mageprøver hos fisk viser at bunndyr ser ut til å være den viktigste føden for fisk i området innerst i Drammensfjorden. Dette gjelder for de analysene som er utført av fangster fra både vår, sommer og høst. Selv om mageinnholdet var redusert (sannsynligvis pga. at fisken hadde stått noen timer i garnet) viste både abbor, sik, flere arter karpfisk, flyndre, sild og torsk at bunndyr utgjorde hovednæringen på de tidsrom fiskingen ble utført. De eneste unntakene var gullbust, som antakelig i tillegg til bunnlevende byttedyr finner insekter tilknyttet overflaten, samt sik på stasjonen Verftet, som om våren hadde spist noe copepoder som må antas å være pelagiske. Selv om dyr som mysider og cumaceer har svømmende eller pelagisk levevis, er de delvis knyttet til bunnen, slik at påvirkning av bunnforhold også vil ha en betydning for disse. Mange av næringsdyrene var de samme som er funnet i bunnprøvene, særlig på 1 og 4 m dyp, og det var i flere tilfeller god overenstemmelse mellom de mest vanlige bunndyr og de mest vanlige byttedyr. At sild, som regnes som pelagisk, i vårt materiale kun utnyttet bunndyr som næring, kan tyde på at pelagisk næring var begrenset (eller skjult av elveslam), og at fiskene var avhengig av et rikt bunndyrsamfunn hele året for å finne næring. Det synes således viktig å ivareta de rikeste bunnområdene for å opprettholde den spesielle fiskefaunaen med sammensetning av marine og limnisk arter i området. Siden de mest tallrike artene i bunnprøvene i stor grad gikk igjen i fiskemageprøvene, kan det tyde på at de grunneste estuarine områdene inntil i fjorden er viktige i denne sammenheng.

Drammensfjorden er unik og vårt eneste store estuarie av fjordkarakter med svært mange fiskearter. Det er viktig å være klar over at stadig nye utbyggingsprosjekter som medfører reduksjon og forandring av fiskehabitatet (ikke minst næringsområdene på bunnen) vil svekke dette områdets spesielle natur.

6 Fugl

6.1 Bakgrunn

Områdene i indre Drammensfjord antas å ha vært rike fuglehabitater. De best bevarte fuglehabitatene finnes nå i Linnestranda naturreservat og er beskrevet i forbindelse med etablering av vern av dette området. Viktige fuglebiotoper som tidligere må ha forekommet i midtre og vestre deler av undersøkelsesområdet er nå sterkt redusert og tildels ødelagt av tidligere utfylling av tidevannssonen. Sandbankeformasjonene ved Bragernesutløpet er de eneste gjenværende grunne områdene av noen utstrekning ved utløpet av Drammenselva. Det grunneste partiet av sandbanken er kunstig oppbygget, men har utviklet seg til et viktig beiteområde for fugl. Ender, gjess, måker og vadere hører naturlig hjemme i dette området. Fuglefaunaen ved utløpet av Drammenselva er beskrevet av Jensen (1996). Jensen (1996) påpeker også at fjordområdene i Drammen kommune er næringsområder for fiskeørn (*Pandion haliaetus*).

Undersøkelser i Presterødkilen har vist at i vår- og sommerperioden var de små bunndyrartene særdeles viktige næringsemner for fugler som siler sediment, eksempelvis gravender (*Tadorna tadorna*). På sommeren og særlig opp mot høsttrekket fikk tidevannflatene økende betydning for vadefugl som plukker større bunndyr enkeltvis. Eksperimenter med utestenging av fugl viste at så mye som 50 % av biomassen av mangelørstemark og fåbørstemark ble spist av fugl (Leinaas & Christie 1991).

6.2 Feltundersøkelser

Kvalitative registreringer av fugl ble gjort samtidig som det ble innsamlet prøver av bunndyr og fisk. Som en supplering av disse registreringene ble det i tillegg gjennomført en separat registrering 4 juni (ca 2t ved Tiltaksområdet, ca 8t ved Lierelva-Gilhusodden, ikke ved Gullaugbukta). I forhold til arealene av de respektive områdene anslår vi den samlede registreringsinnsatsen som forholdsvis representativ. Vi vil i utgangspunktet likevel vente å observere flere arter og individer i områder med større areal, slik som området ved Lierelva-Gilhusodden. Resultatene av registreringene om våren/for sommeren er gitt i **tabell 14**.

Det ble ikke observert noe innslag av vadere om høsten. Økende innslag av ender, bl.a. store flokker kvinender under trekk, samt en flokk toppskarv ble observert i området innerst i Drammensfjorden om høsten.

6.3 Vurderinger

Tilsammen ble 49 arter fugl registrert ved Gilhusodden og naturreservatet ved Lierelva, 22 ved Gullaugbukta og 9 ved utfyllingsområdet. Den største forskjellen mellom områdene ligger trolig i at de to østre områdene har relativt intakt strandsone og landarealer med vegetasjon, mens de terrestre biotopene ved tiltaksområdet er til dels ødelagt som fuglehabitat. Sandbanken i tiltaksområdet er svært grunn og til dels tørrlagt, og fungerer blant annet som hvileplass for fugl som slår seg ned der. Kråke, hettemåke og gråmåke

Tabell 14. Kvalitative registreringer av fugl i utvalgte observasjonsområder. **A** angir arter som enten hekker innen området, eller hvor området inngår som en del av artens habitat. **B** angir arter som er observert på trekk innenfor området. **O** er arter hovedsakelig knyttet til omliggende kulturmark.

	Omr. Gilhusodden- Lierelva (Sumpskog + grunntomr.)	Gullaugbukta (4/5, 12/5)	Tiltaksområdet (utfyllingsområdet)
Sanglerke	O		O
Tårnsvale	O		O
låvesvale	O		O
Taksvale	O		
Linerle	A	A	A
Stær	A	A	
Kråke	A	A	A
Skjære	A		
Gjerdsmett	A	A	
Jernspurv	A	A	
Løvsanger	A	A	
Hagesanger	A	A	
Munk	A	A	
Rørsanger	A		
Gulsanger	A		
Bøkesanger	B		
Rødstrupe	A	A	
Svarthvit fluesnapper	A	A	
Grå fluesnapper	A		
Kjøttmeis	A	A	
Blåmeis	A	A	
Løvmeis	A	A	
Spettmeis	A	A	
Sivspurv	A	A	
Gulspurv	A	A	
Pilfink	O		
Rosenfink	A		
Grønnefink	A		
Bokfink	A	A	
Gråtrost	A	A	
Rødvingetrost	A	A	
Svarttrost	A		
Nattergal	A		
Dvergspett	A		
Strandsnipe	A		
Vipe	O		
Siland	A		A
Stokkand	A	A	
Kvinand	B		
Toppand	B		
Knoppsvane	A		A
Sangsvane	B		
Ringdue	A		
Hettemåke	A		A
Gråmåke	A	A	A
Svartbak	A		
Fiskemåke	A	A	
Makrellterne	A		
Fasan	A		

antas å beite på blant annet drivende materiale. Sanglerke og sva-lene tar insekter i luft. Siland og knoppsvane er trolig de eneste registrerte fugleartene i tiltaksområdet som ernærer seg av næringsdyr som er direkte tilknyttet grunnbanken i tiltaksområdet.

Det må understrekes at de mest omfattende kvalitative fugleregistreringene har foregått over en kort periode på våren. Inntrykket fra våren 1998 er imidlertid at de to østre og mer intakte områdene (Gilhusodden/Lierelvas utløp og Gullaugbukta) totalt sett synes være langt viktigere fuglebiotoper enn tiltaksområdet.

Det manglende innslag av vadefugl om høsten kan henge sammen med det sparsomme dyrelivet som er funnet på de grunneste områdene gjennom hele sesongen. Det mest markerte innslaget av de artene som utnytter fjorden var planteetere, dykkende bunndyrtene, og fiskespisere.

7 Forurensning (effekter av aktuelle miljøgifter i tiltaksområdet)

7.1 Bakgrunn

Drammenselva er et av de to største Østlandsvassdragene og munn-ner ut i Drammensfjorden. Det definerte influensområdet omfatter østre del av munningsområdet fra Bragerensløpet til munningsom-rådet av Lierelva t.o.m. Gullaugbukta. Drammenselva danner et bredt og til dels grunt deltaområde med to hovedløp på hver side av Strømsøy, mens Lierelvas delta er mindre. Det tidligere løpet mel-lom Bragerøya og fastlandet er nå stort sett gjenfylt og fører bare vann under flom.

Miljøgifter har vært tilført Drammensfjorden fra jordbruk, kommu-nal kloakk og industri gjennom mange år. Vassdragene er også til-dels overgjødset, noe som også har påvirket selve Drammensfjor-den (Faafeng et al. 1986, Lingsten 1986). Selv om tilførslene det sis-te tiåret nok har blitt redusert, fører ferskvannet fortsatt endel næ-ringsstoffer og miljøgifter, men i mindre omfang (Knutzen et al. 1993). En har imidlertid fortsatt "gamle" deponier av både orga-niske og uorganiske miljøgifter i sedimenter i elveløpet, i fjordom-rådet. Endel er også akkumulert i biota. Noen av disse stoffene er tungt nedbrytbare eller omsettes svært langsomt. Tungmetaller vil for eksempel pga. de ofte oksygenfrie (anoksiske) forhold i sedi-mentene være tungt løselige. Når det organiske innholdet i konta-minert sediment er høyt, f.eks. i fiberbanker fra treindustrien som inneholder kvikksølv, kan det mobiliseres ved at mikroorganismer lager organometallforbindelser som da kan tas opp i planter og dyr. Stoffe som er oppløst eller i suspensjon, vil suksessivt kunne fel-les ut, avhengig av bl. a. hydrologiske forhold og saliniteten. Se-songmessige lokale endringer i hydrologiske forhold påvirker par-tikkel- eller sedimenttransporten slik at kontaminert materiale for-flyttes og resedimenteres. Sedimentasjon, sorpsjons- og desorp-sjonsprosesser pågår hele tiden i munningsområdet og påvirkes også sterkt av endringer i saliniteten. Dette fører til et kjemisk sett ustabil miljø som også påvirker miljøgiftenes mengde og fore-komstform og derved deres virkninger på organismene.

I samråd med MVA Buskerud ønsket oppdragsgiver primært å få vurdert hvordan de ulike miljøskadelige stoffene som tidligere er påvist i vann og sediment i området, kan påvirke dyr og planter. Det er derfor ikke lagt opp til ytterligere feltundersøkelser av miljøgifter i dette prosjektet.

7.2 Aktuelle miljøgifter

Det er utført flere undersøkelser både av selve hovedelva, brakk-vannsområdet og fjorden utenfor, og våre vurderinger bygger på disse. Våre viktigste kilder har vært undersøkelser som NGI og NIVA har utført, samt kommunale og fylkeskommunale rapporter og ut-redninger. Disse kildene er gitt i referanselista og blir benyttet un-der gjennomgangen av de ulike miljø- og forurensningsbetingel-sene i den indre delen av fjorden og deres virkninger på biota. I til-legg til dette har også vi benyttet opplysninger fra faglitteraturen.

Vi har dessuten benyttet LFIs utredning fra 1997 (Rigstad & Olsen 1997).

Den virksomheten som gjennom mange år har foregått i og omkring Drammenselva og Lierelva har brukt vassdraget og de indre fjordområder som resipient. Det finnes derfor et bredt spektrum av miljøgifter i vannfasen, i sediment og i biota (Faafeng et al. 1986; Knutzen et al. 1993, Lingsten 1986, Mjelde & Hvoslef 1985, Næs 1984). Disse stammer fra tettstedene (kloakk og overflateavrenning), fra jordbruk (næringsstoffer og plantevernmidler) og fra industri (organiske miljøgifter og metaller). Dette er stoffer som enkeltvis eller oftest i samvirkning med andre, direkte og indirekte kan påvirke individer, arter, populasjoner og samfunn og derved deler av økosystemet.

Stoffene kan gi direkte dødelighet (toksisk) eller virke subletalt slik at individenes livsfunksjoner endres. Noen miljøgifter kan akkumuleres i individene og føres videre i næringskjeden og anrikes i de øverste nivåene (biomagnifikasjon). Forhøyede nivåer hos fisk, fugl og pattedyr er eksempler på dette. Hvorvidt en slik akkumulering skjer, er avhengig av type miljøgift, trofiske strukturer i systemet og miljøvariabler som salinitet, surstoffinnholdet (bl.a. anoksiske forhold), partikkelinnhold og temperatur. Spesielt høye konsentrasjoner i fisk fører f.eks. ofte til restriksjoner på konsum. Noen miljøgifter kan brytes ned over tid eller elimineres på annen måte, andre er svært lite nedbrytbare (persistente) og vil forbli i systemet over lang tid. Noen miljøgifter akkumuleres i sedimentet og danner deponier som mer eller mindre raskt omsettes eller avgis til vann og organismer (NIVA/NOTEBY 1994). I noen tilfeller tar denne omsetningen mange år.

Når det gjelder vegetasjonsutformingen i tiltaksområdet ser den ut til å være bestemt av næringstilførsel, saltholdighet, vannstandsvekslinger og erosjon. Mjelde & Hvoslef (1986) fant ikke holdepunkter for at miljøgifter kunne forklare lokale forskjeller i vegetasjonen. Vi har bl.a. på den bakgrunnen antatt at direkte virkninger av miljøgifter på vannvegetasjonen i Lierstrandområdet er små, og at hovedeffekter av inngrepet vil være knyttet til de endringer i substratet (eller voksested) som måtte følge av dette.

Ut fra de opplysningene om forurensningssituasjonen i Drammenselva og indre fjordområder som foreligger, har vi valgt å behandle de stoffene som forekommer i klart forhøyede konsentrasjoner i sediment eller biota. De mer generelle virkninger av overgjødsling er her ikke tatt med, bortsett der eutrofiering kan påvirke virkningene av en eller flere av slike miljøgifter. Det samme gjelder organisk stoff som kan kotransportere miljøgifter (Næs 1984), som nevnt f.eks. kvikksølv i fibre fra treforedlingsindustrien som tidligere brukte dette som sopphindrende middel i tremasseproduksjonen.

Polyklorerte bifenyler (PCB)

På midten og slutten av 1980-tallet ble det funnet forhøyede halter av PCB i fisk fra indre deler av fjorden (Knutzen et al. 1986), og bl.a. av den grunn advarte helsemyndighetene i Drammen mot å spise lever fra torsk fanget i indre fjord (Hetland 1988). Næs (1984) fant også betydelige overkonsentrasjoner av persistente organiske klorforbindelser (40x) i dypereliggende overflatesedimenter (20 m) i indre fjord, men PCB-haltene var mindre enn i Oslofjorden og i Hvalerområdet. Oppfølgingsundersøkelsene i 1991 viste fortsatt

høye halter av PCB i torskelever og kjøtt fra ål og sjørret hvor det også ble påvist høye konsentrasjoner av den spesielt giftige treklor non-ortho formen av PCB som i virkninger minner om dioksiner. Dibensodioxin 2,3,7,8, eller med 5 kloratomer i molekylet (1,2,3,7,8) er ekstremt giftige og gir 50 % dødelighet hos marsvin (*Cavia spp.*) når kroppen inneholder 2-3 µg/kg (Poiger & Schlatter 1983). I forbindelse med NIVA/NOTEBYs undersøkelser i 1993 kartla en miljøgifter i sedimenter på flere stasjoner i indre fjord (NIVA/NOTEBY 1994). Denne undersøkelsen påviste PCB i overflatesedimentene som lokalt forekom i tildels betydelige overkonsentrasjoner (tilstandsklasse III-VI), spesielt i området utenfor Holmen og i Bragernesløpet som var tidligere målt. Målingene viste avtakende PCB-nivåer utover i fjorden, og en regner med at dette kommer fra flere kilder (NIVA/NOTEBY 1994).

Kildene til PCB er vanligvis syntetiske oljer som er benyttet i elektriske installasjoner som transformatorer og kondensatorer og i hydrauliske systemer som ved branner eller andre typer utslipp kommer ut i miljøet. PCB er pga meget lav dielektrisitetkonstant, god varmeledningsevne og stor temperaturbestandighet velegnet til slike formål. PCB er praktisk talt uløselig i vann, men er meget fettløslig (lipofilt) og anrikes i fett hos planter og dyr. PCB er en systemgift som påvirker celler, organer og hele organismen. Giftigheten eller de subletale virkninger er i tillegg til dosen også avhengig av hvilken kjemisk form PCB har. Molekylet består av to ringstrukturer (bensenring) som er koblet sammen (hvorav navnet bi-fenyler = B) som kan ha et varierende antall kloratomer i ringene (polyklorerte = PC), og hvor ringene kan ligge i samme plan (koplanare) eller danne en vinkel med hverandre. Ulike molekylformer kalles *kongener* og koplanare kongener er de mest giftige. Hvis de to ringstrukturene bindes sammen med to oksygenatomer (doble broer), oppstår dioksiner. Hvis den ene oksygenbroen erstattes med en direkte binding mellom to karbonatomer mellom ringene, dannes bensofuraner.

I tillegg til å kunne være ekstremt giftige, er PCB i miljø sammenheng mest skadelig ved kronisk giftighet som påvirker reproduksjonsprosesser, ved at de virker kreftfremkallende (karsinogene), gir fosterskader (teratogene) (McConell 1980), og påvirker et bredt spektrum av livsfunksjoner. Virkemåtene er minst av to typer. PCB induserer en øket MFO aktivitet ("Mixed Function Oxidase") i oksiderende enzymsystemer som cytokrom P450, bl.a. i leverceller. Dette kan medføre en forstyrrelse i omsetningen av viktige steroidhormoner. Nedbrytningsprodukter av PCB (metabolitter) kan dessuten nedsette blodets evne til å transportere Vitamin A og føre til mangelsykdommer. Hos fisk vil kronisk subletal eksponering av PCB øke sjansen for hale- og finneråte (Wedemeyer & McLeay 1981).

Høy MFO aktivitet finner en hos fuglegrupper som hønsfugl, duefugler og vadere og hos flere grupper pattedyr (f.eks. rottetdyr og harer), mens den er generelt lav hos fisk (Walker 1980). Lav MFO aktivitet fører til mindre nedbrytning og mer akkumulering hos fisk enn hos grupper som har høy slik aktivitet og derfor biotransformerer raskere. Dette skjer ved at PCB (eller DDT) oksideres, får påkoblet et molekyl som gjør hele det nye molekylet vannløslig, og derved gjør det mulig å skille ut via nyrene (van Straalen & Verkleij 1991). Fiskearter som ål og laksefisker som har relativt mye kroppsfett, vil også av den grunn være spesielt utsatt for akkumulering. Samlet sett er nivåene i enkelte fisk såpass høye at en antagelig kan

påregne effekter av de typer som er nevnt over. En må dessuten utvise varsomhet ved bruk av fangstene til konsumpsjon.

Det mest kjent tilfellet av PCB-effekter på marine organismer med store fettdeponier er nok selene i Østersjøen som i flere år hadde stor ungedødelighet og mange hunner som aborterte (Helle 1980). Antallet seler i Waddenhavet i Holland falt fra ca. 3000 i 1950 til ca 500 i 1990, antagelig pga en kombinasjon av reproduksjonssvikt og øket følsomhet for sykdommer (van Straalen & Verkleij 1991). Generelt kan en si at PCB både påvirker dyrenes evne til å overleve og deres verdi som mat for mennesker og andre predatorer (for en nylig oversikt over virkningene på marine pattedyr se ICES 1998). PCB er en av våre mest alvorlige typer av miljøgifter og er derfor strengt regulert.

I forbindelse med sedimentundersøkelsene NGI utførte i 1996, ble det analysert for tungmetaller, men ikke for PCB eller andre klororganiske forbindelser (eller kvikksølv).

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og olje

PAH er en stor gruppe organiske karbon- og hydrogen-forbindelser som består av to eller flere bensenringer (sekskanter) bygget sammen, og eventuelt med en enklere femkantet ringstruktur innebygget. Det finnes en rekke basalstrukturer med egne navn, feks. fenantren (tre ringer som danner en "L"), anthracen (tre ringer på linje), fluoranthen (tre ringer ordnet rundt en femkant) og coronen (fem bensenringer ordnet rundt en sentralt plassert femkant). Hvis det i tillegg til karbon og hydrogen også sitter svovel eller nitrogenatomer i molekylet, kalles de heterosykliske aromatiske hydrokarboner.

Kildene er mest stein- eller jordolje, også fra offshorevirksomhet. PAH er vanlige komponenter i produkter som bensin, tjære, asfalt og kreosot. De oppstår også ved forbrenning av organisk materiale ved lav temperatur. Mikrobiell nedbrytning av organisk materiale (feks. kinoner fra plantemateriale) i anoksiske sedimenter kan danne PAH-forbindelser som perylen, benzo (g,h,i) perylen og koronen. Næs (1984) fant også betydelige overkonsentrasjoner av

PAH (6-8x) i dypereliggende overflatesedimenter (20 m) i indre fjord, som er på samme nivå som i Hvalerområdet. Det meste av PAH som finnes i miljøer som i Drammensfjorden, er sannsynligvis av antropogen opprinnelse.

PAH forbindelsene omsettes i organismene og danner ulike mellomprodukter. Benzo(a)pyren som finnes i prøver fra Lierstranda, er kjent for, sammen med MFO, å danne stoffer som kobler seg til arvestoffet DNA. Dette gjør at stoffene da blir både karsinogene og mutagene. Nedenforstående **tabell 15** viser relativ karsinogenitet hos noen aktuelle forbindelser som forekommer i forhøyede konsentrasjoner i NGIs og NIVA/NOTEBYs prøver.

PAH-stoffer kan som PCB også inducere øket MFO-aktivitet, og det er i prinsippet de samme mekanismene som virker. Som det framgår av **tabell 15**, er ikke alle PAH-er skadelige på organismenivå, men det er ingen tvil om at de på samme måte som PCB kan påvirke organismenes livsutfoldelse og påføre dem sykdomstilstander som kan ha døden til følge.

I forbindelse med NIVA/NOTEBYs undersøkelser i 1993 ble forekomst av miljøgifter kartlagt i sedimenter på flere stasjoner i indre fjord (NIVA/NOTEBY 1994). Denne undersøkelsen påviste PAH i overflatesedimentene som lokalt forekom i tildels svært høye overkonsentrasjoner (tilstandsklasse VI-V), spesielt i området Tangen-Holmen-Brakerøya, men med lite spredning utover i fjorden. Disse forekomstene kunne tilbakeføres til forbrenningsprosesser og til oljerelatert virksomhet. Nivåene av benzo(a)pyren var spesielt høye; lokalt i Gilhusbukta besto sedimentene av 10% PAH (våttvektsbasis). Blant annet funn av PAH i løsmasser fra NSBs impergnerings-tomt og egne observasjoner gjør at NGI antar at også ABBs industriområde er kilde til PAH. Disse tre områdene/tomtene ligger som naboer langs Lierstranda. Ett av NGIs prøvepunkter (stasjon 9), som ligger noen hundre meter utenfor utfyllingsområdet, hadde 2,14 mg PAH/kg sediment som mengdemessig klassifiseres som mindre god (tilstandsklasse II) (SFT 1993).

PAH-forbindelser	Karsinogenitet
fenantren	0
anthrasen	+/- variabelt
fluoranthen	0
pyren	0
benzo (a) antrasen	1
crysen	usikkert, antakelig svakt karsinogent (1)
benzo (b) fluoranten	2
benzo (k) fluoranten	0
benzo (a) pyren	3
benzo (a,h) anthrasen	3
indeno (1,2,3-c,d) pyren	1

Tabell 15. Karsinogenitet hos noen PAH-forbindelser påvist i sediment fra Drammensfjorden (NGI 1997). Karsinogenitet angies på en skala fra 0 (ingen), 1 svakt og til 4 som er PAH-stoffer som er meget karsinogene.

PAH og oljeforurensning er også påvist i løsmasser med strandlinje mot inngrepsområdet. I en miljøteknisk undersøkelse i 1994 av Shellanlegget på Lierstranda, fant en både grunn- og grunnvann sterkt forurenset av oljeprodukter og PAH. Dette stammer etter alt å dømme fra tankanlegget hvor flere mål jord var forurenset (NGI 1994). All industrivirksomheten som foregår her, er kilder for PAH i utbyggingsområdet og indre fjord, men kildene er antagelig diffuse.

NGI (1997) tok et nytt sett med 18 sedimentprøver i et ca. 300 x 300 m område langs Lierstranda sør for Shell-tomta, fra de grunne områdene (< 1 m) som på utsiden øker til ca. 5 m dyp. Prøvetakingsdyppet er oppgitt til 20 cm for alle prøvene. Sedimentkvaliteten varierte fra sand til grov leire, enkelte med treflis. Noen prøver lukket sterkt av H₂S og var følgelig anoksiske. Rundt sandbanken midt i området var materialet grovere, lysere og antagelig mudret fra annet sted. PAH-prøvene viste at fem prøver i den sentrale delen hadde akseptable nivåer (tilstandsklasse I), mens de øvrige var forurenset i varierende grad, noen betydelig. De strandnære prøvene var i tilstandsklasse II (middels god), og en prøve tatt langs ytterkanten av oppfyllingen var meget sterkt påvirket og inneholdt 15 500 µg/kg som tilsvarer tilstandsklasse IV (dårlig).

Det er analysert på i alt 16 prioriterte PAH-forbindelser. I middels forurensete prøver er det anrikning av stoffer som anthracen, fluoranthen, pyren, benzo(a)anthrasen, crysen, benzo (b,k) fluoranten og benzo(a)pyren. Disse finnes også i høyere konsentrasjoner i den mest forurensete prøven, hvor det i tillegg også forekommer fenantren, benzo (a,h) antrasen, benzo (ghi) perylen og indeno (1,2,3-c,d) pyren. Vi har konsentrert oss om å drøfte virkningene av de enkelte stoffene som er påvist i vesentlige konsentrasjoner (i forhold til sine analytiske deteksjonsgrenser). Vi har derimot ikke drøftet synergistiske eller antagonistiske effekter av stoffblandinger. Oljeinnholdet i sedimentene er heller ikke drøftet, siden konsentrasjonene er lave og omkring deteksjonsgrensen for anvendt analysemetode. Det samme gjelder flyktige organiske forbindelser som i alle prøver er under deteksjonsgrensen for analysemetoden.

Andre klororganiske forbindelser

I forbindelse med fiskeundersøkelsene utført av Byveterinærene i Drammen (Hetland 1988), ble det i tillegg til PCB og DDE også analysert for andre klorerte hydrokarboner i lever fra torsk. På en av stasjonene, kalt Holmenområdet, i munningsområdet til Drammenselva, fant en heksaklorbensen (HCB) og indirekte lindan eller lindanisomerer som stort sett følger HCB. Nivåene er imidlertid relativt lave. HCB har ulike kilder, det benyttes bl.a. som fungicid på såkorn. Akuttgiftigheten av HCB er lav, men det bioakkumuleres lett i fettvev, kan transporteres i næringskjedene, og er svært tungt nedbrytbart. HCB virker i høye konsentrasjoner kreftfremkallende. Lindan og dens isomerer stammer oftest fra deres bruk som sprøytemiddel og har virkninger på organismene som ligner på DDT og tilsvarende forbindelser. Slike forhold har betydning for bruk av indre fjord til rekreativt fiske pga av restriksjoner på konsumpsjonen.

Kvikksølv

Næs (1984) fant overkonsentrasjoner av kvikksølv (x 2-7) i dypere-liggende overflate sedimenter (20 m) i indre fjord men nivåene var lavere enn i Oslofjorden og i Hvalerområdet. Konsentrasjonene i se-

dimentprofilene samvarierer med organisk stoff som tyder på at det meste er organisk bundet. Det gjelder også de øvrige tungmetallene som også viste overkonsentrasjoner om enn i varierende grad.

Knutzen og medarbeidere (1993) fant forhøyede halter i abbor og gjedde i de nedre ferskvannsdelen av Drammenselva men ikke hos torsk, skrubbe, sjøørret og abbor fanget i saltvanns-brakkvannsdelen av fjorden som hadde mer normale verdier. Det siste tiår har mengden organisk stoff i elva, og gjødselstoffmengden avtatt, og kvikksølvinnholdet i fisk har vist synkende tendens. Det kan tilbakføres til bedre kloakkrensing, nedlegging av tremasseindustrien på 80-tallet mm. Det er viktig å merke seg at torsk fra indre fjord hadde lavere kvikksølvinnhold i 1991 enn i 1987.

Kildene for kvikksølv i våre områder er i hovedsak industrielle prosesser som kloralkali- og metallurgisk industri, plastfremstilling, batteriproduksjon og var tidligere brukt som beisemiddel for korn og som fungisid i tremasseproduksjon. Endel kvikksølv emitteres også til atmosfæren og kan via langtransport avsettes på steder langt unna kildene. Globale utslipp fra naturlige kilder er vulkaner, varme kilder og fra primærproduksjonen i de ekvatoriale oppstrømningsområdene.

Via biogene prosesser kan dette stoffet gjøres biotilgjengelig bl.a. ved metyleringsprosesser i sedimenter. Oppholdstiden er imidlertid svært lang, oftest flere tusen år. Kvikksølv har ingen kjent biologisk funksjon og forskjellen mellom akseptable naturlige nivåer og nivåene hvor det oppstår skadelige effekter er eksepsjonelt liten. Det anrikes ofte i næringskjedene, det er mutagent, teratogent og karsinogent og kan påvirke organismer, organ, ulike vev og celler og påvirker viktige fysiologiske og atferdsmessige funksjoner hos organismene. Anrikning i næringskjedene er vanlig med det høyeste nivåene hos toppredatorer i enden av kjeden dvs. fisk, fiskespisende fugl, pattedyr og mennesker. Akutte effekter opptrer når kroppens innhold har nådd et visst nivå. Opptaket i vannmiljøet øker med temperaturen, avtagende ioneinnhold (salinitet) og med økende mengde organisk stoff (TOC) (Muniz & Aagaard 1990). Fisk fra Drammenselva hadde også høyere nivåer av kvikksølv enn fisk i fjorden.

Tungmetaller som sink og kadmium øker også opptaket under slike betingelser og når eksponeringstiden øker med økende alder, akkumuleres stadig mer i kroppen, mest hos de eldste individene. Opptaket er også avhengig av hvor organismene befinner seg i næringsveien, hva de spiser og hvem de blir spist av. Nivåene blir derfor gjerne høyere hos gjedde enn hos en planktonspiser som mort. Noen arter akkumulerer derfor mer enn andre og noen arter utskiller mer kvikksølv enn andre, mest ved høyere temperaturer når stoffskiftet er høyest (se Muniz & Aagaard 1990 for flere detaljer).

I de indre deler av Drammensfjorden må en derfor regne med at fisk vil være kvikksølvkontaminert i flere tiår fremover men de observerte tendenser til nedgang hos enkelte arter vil antagelig fortsette. Det er i denne sammenheng viktig at de sedimentdeponier som finnes, i minst mulig grad berøres på måter som øker biotilgjengeligheten av kvikksølv.

Andre tungmetaller

I forbindelse med sedimentundersøkelsene til NIVA/NOTEBY (1994)

konkluderte en med at forekomsten av tungmetaller i overflatesedimentene var små til moderate, men med lokale overkonsentrasjoner av bly og kopper. Dypområdene utenfor Sandtangen antydes som akkumuleringsområde. I undersøkelsene som NGI utførte i 1996 ble det også analysert for tungmetallene krom, nikkel, kopper, sink, kadmium og bly og for arsen i tilsammen 5 prøver. Prøvene ble ikke analysert for kvikksølv. Tilstandsklassifisering gir for alle prøvene klasse 1 dvs. "god" men en av prøvene (st.18 lengst øst i området) er muligens klasse II ("mindre god"). Av de metaller som foreligger i klart forhøyede mengder i forhold til deteksjonsgrensen for metoden har vi valgt å se på nikkel, kopper, sink og kadmium. I de sedimentene som er oksygenfrie (f.eks. prøve 9) vil metallene kunne foreligge som tungt oppløselige sulfider og være mindre biologisk tilgjengelige enn i surstoffholdige prøver. Ellers foreligger ofte tungmetaller i sedimentet bundet til organisk materiale men kan gjøres mer tilgjengelige for opptak i organismene. I svakt buffrete anoksiske sedimenter vil oksygentilgang føre til oksidasjon av sulfider til sure sulfatforbindelser og øke mengden vannløslige metallforbindelser slik at toksiske virkninger oppstår. Ved mikrobielle prosesser kan de metyleres eller kommer over i en form som gjør dem vannløslige eller i former som muliggjør direkte opptak fra vannfasen (van Straalen & Verkleij 1991). De metallanalyser som NGI har utført er totalanalyser som ikke gir grunnlag for i stor detalj å vurdere hvilken kjemisk tilstandsform metallene foreligger i, mengdeforholdet og derved deres virkninger.

Kildene for nikkel, kopper, sink og kadmium er oftest menneskelig aktivitet, enten som lokale utslipp til luft, jord eller vann eller via langtransport. Atmosfærisk langtransport av metaller fra industriområder til mer fjerne områder og til andre land er ikke uvesentlige. Av disse metallene inngår kopper og sink og i mindre grad nikkel i biokjemiske reaksjoner eller molekyler, mens kadmium ikke har kjente naturlige funksjoner i organismene. De kan akkumuleres både planter og dyr som lever i vann eller i fuktige miljøer, der de virker direkte fra vannfasen og kan gi direkte toksiske virkninger eller taes opp via føden. Tungmetaller vil utover giftvirkninger på ulike livsstadier også kunne gi teratogene effekter.

Nikkel kan i betydelig grad taes opp i strand og våtmarksvegetasjon og i moser og lav, og i enkelte lavere dyregrupper og hos fisk. Blåskjell tar opp nikkel når vannet inneholder mer enn ca. 50 µg/l. Det akkumuleres lite oppover i næringskjedene. I små mengder er det et essensielt grunnstoff for pattedyr, men kan i større mengder føre til kreft. Skader på reproduksjonen hos fisk er dokumentert og vekstreduksjon er også funnet hos planter på nikkelkontaminert jord eller sediment. Nikkelresistens opptrer hos planter på nikkelholdig berggrunn (serpentiner) som ofte har en spesiell konkurransesvak flora. Nikkel kan virke som enzymhemmer og påvirker dannelsen av hemoglobin (via jern). Resultatet kan da bli blodanemi. Sedimentnivåene er imidlertid lave og sjansene for effekter tilsvarende små.

Kopper er et essensielt mikronæringsstoff og kofaktor for en rekke viktige enzymsystemer. Hovedkilder er bl.a metallindustri og vitring av koppermetall m.m.. Kopper har i løst form et bredt spektrum av virkninger på organismer. Det omfatter adferd, vekst, forplantning generelt, fysiologiske prosesser som saltregulering, blodkjemi, respirasjon- og stoffskifte og sansene (lukt). Kopper har i visse henseende en miljøkjemi som andre tungmetaller, og tilstands-

formene varierer med salinitet, oksygeninnhold (redoxpotensial i sedimentene), pH og med mengden kompleksdannere (i ferskvann med mengden organisk stoff) osv. Det binder seg til leirpartikler særlig når saliniteten er relativt høy. I blandingssonen mellom ferskvann og saltvann tenderer mengden fritt kopper å øke fordi økt saltholdighet fører til at organisk bundet kopper da koples av/fri-settes (desorpsjon). Men samtidig skjer en betydelig utfelling i brakkvannsområder og spesielt i sjøvannsdelen. Estuarier er derfor en felle for det aller meste av partikkelbundet kopper fra ferskvann. Kopperet er her fast bundet som sulfider, oksyder eller som silikatminerale. Kun en mindre del av dette sedimenterte kopperet (ca. 5 - 15%) er biotilgjengelig. I et slikt miljø forekommer ofte betydelig påvirkning av flo, fjære og strøm som forflytter bundet kopper og som etterhvert sedimenteres ut (Loring 1978). Dette er et dynamisk system hvor fysiske inngrep lett kan påvirke mengden giftig metall. Det er også viktig å merke seg at marine organismer er generelt mer følsomme for kopper enn rene ferskvannsformer. Sedimentnivåene av kopper i indre fjord er imidlertid lave og sjansene for effekter tilsvarende små.

Sink er som kopper også et essensielt mikronæringsstoff og kofaktor for en rekke viktige enzymsystemer. Antropogene hovedkilder er bl.a galvanisk industri og vitring av behandlede metalloverflater. Dets giftighet er også avhengig av kjemisk tilstandsform. Den form som er mest giftig (hydratisert toverdlig sink) blir mindre giftig når saliniteten, pH og alkaliniteten øker. Sink i giftige former påvirker bl.a. reproduksjon hos ferskvannsfisk og larveutviklingen hos marine organismer. I områder hvor sink felles ut på sedimentoverflatene eller avgis (remobiliseres) kan sink akkumuleres i organismer. Det gjelder dyr som lever av avsatt organisk materiale på sedimentoverflaten (feks. fåbørstemarkere) eller i vannet rett over (filtre som skjell) og dessuten i planter og andre organismer som lever her. Når nivåene i individene øker over et visst nivå opptrer toksiske effekter. På samme måte som for kopper, vil det svært tungt oppløselige sink-sulfid i anoksiske sedimenter bli vannløselig når det utsettes for surstoff og oksideres. Sink har en tildels komplisert kjemi hvor bl.a. saliniteten er viktig, og hvor det i overgangen fra ferskt til brakt sjøvann skjer store endringer i tilstandsform (Loring 1978). Sedimentnivåene av sink er imidlertid lave og sjansene for effekter tilsvarende små.

Kadmium er kjent for å gi skjellettdeformasjoner (ryggradskrøninger eller deformerte halefinner hos fisk og mutagene og karsinogene effekter hos pattedyr f.eks. hos husmus (*Mus musculus*) (van Straalen & Verkleij 1991, Munz & Aagaard 1990). Metallresistens hos planter og dyr er vel kjent og det er betydelige forskjeller mellom ulike arter. Av de elementer som er analysert for i sedimentene er sink og nikkel mest anrikt i prøvene. Som hovedregel kan disse tungmetallene i varierende grad skilles ut (eliminert) via nyre og faeces. De største virkninger må en i vårt tilfelle regne med å få hos bunndyr som lever i forurensede sediment. Sedimentnivåene av kadmium er imidlertid lave og sjansene for effekter tilsvarende små.

Plantevernmidler

På 80-tallet ble det også funnet forhøyede halter av plantevernmidlet DDT og deres nedbrytningsprodukter (DDE) i fisk fra indre deler av fjorden (Knutzen et al. 1986). Dette sammen med PCB resultatene førte til advarsel mot å spise torskelever fra disse områ-

dene (Hetland 1988). Bortsett fra DDT som i NIVA/NOTEBYs undersøkelser (1994) viste en overkonsentrasjon på inntil 20 ganger av normalnivå, var sedimentinnholdet av andre pestisider relativt lavt. Lierelva er utpekt som mulig kilde.

Det er fra flere årtier tilbake innført restriksjoner på bruken av plantervernmidler og for DDTs del ble det i mange land innført forbud mot bruk på 60- og 70-tallet. DDT var et meget effektivt plantevernmiddel. Pga sen nedbrytning (persistens), DDTs evne til å oppkonsentreres i næringskjedene, og spesielt virkningene på rovfugl (eggskallfortynning og dødelighet) m.m. (Moriarty 1972), er det nå ikke i bruk i Norge. DDT omsettes i organismen til DDE og DDD som er mer stabile og er de som dominerer i årene etter at DDT er tatt opp. Hovedvirkningen av DDT er at det påvirker cellenes membraner og de proteinene og fosfolipidene som "kler" de kanalene der ionetransporten foregår og reguleres, og påvirker bl.a. nervesystemet (Narahashi 1979).

7.3 Vurderinger

Det definerte tiltaksområdet ligger i tilknytning til eksisterende og tidligere kilder for miljøgifter. Det er på enkelte steder høye halter av enkelte stoffer, men det er stor variasjon i mengdene. Dette tyder på at det skjer lokale forflytninger av stoffene. Tilførsler fra Drammenselva er heller ikke ubetydelige, og området er i tillegg påvirket av overgjødning, variasjoner i strøm og salinitet, mudringer og derved masseforflytninger av kontaminerte sedimenter. Disse inneholder både organiske miljøgifter som PAH, PCB og DDT og uorganiske miljøgifter i form av tungmetaller i varierende mengder. Klorerte organiske forbindelser som DDT og dets nedbrytningsprodukter, kvikksølv og PCB er påvist i biota (fisk). Dette er miljøgifter som enkeltvis og samlet har klare potensielle virkninger på planter og dyr. Brakkvannsområder er generelt artsfattige når det gjelder akvatisk/marin fauna og flora, og har antagelig relativt enkle næringskjeder. Dette kan gi høyere bioakkumulering enn i mer kompliserte systemer. Fuglefaunaen og strandvegetasjonen er stedvis rik og artsmangfoldet i fiskefaunaen er høy. En kan forvente effekter av miljøgifter på både individ- og populasjonsnivå, men dette er svært lite undersøkt i tiltaksområdet og i indre fjord (vi observerte deformasjoner hos fisk).

Fysiske inngrep kan føre til at forholdene i sedimentene endres, f.eks. ved endring i red/oks-forholdene pga øket tilgang på oksygen eller ved at kontaminerte sedimenter virvles opp og sedimenteres andre steder i området. Dette bør så langt som mulig unngås. Det gjelder også undersjøiske setninger eller ras pga endring i skjærspenningen mellom overliggende last i form av sedimenter og steinfyllinger (NGI 1976). Finnes det da lag av avsaltet leire, kan denne bli kvikk og føre til utrasninger. På den andre siden kan en innbygging av eksisterende masser i tiltaksområdet begrense spredningen av kontaminerte sedimenter fra dette området, så fremt nødvendige tiltak treffes for å stabilisere massene og hindre frigjøring av sedimentene.

8 Naturfaglig landskapsanalyse

8.1 Naturanalyse

Vi har valgt å oppsummere prosjektet i form av en naturanalyse. Formålet med en slik analyse er å se de ulike naturområder som er berørt av planene i en flerfaglig sammenheng og også i sammenheng med områder utenfor de direkte berørte arealene. Naturanalysen består av en beskrivende del som med bakgrunn i en tverrfaglig analyse deler området opp i landskapstyper og naturtyper (Erkstad et al 1998).

Begrunnelsen for en slik tverrfaglig tilnærming til problemstillingen er at vi ser en sammenheng mellom naturtypene og det biologiske mangfoldet. Sammenhengen er ofte strukturert av grunnleggende geologiske og geomorfologiske egenskaper som påvirker såvel vegetasjon som arealbruk. Økosystembegrepet er svært sentralt innen naturforvaltningen og i forhold til biologisk mangfold. Samtidig er det vanskelig å benytte begrepet direkte i praktisk forvaltning. Det er nødvendig å foreta en vurdering og kartlegging av spesielle komponenter av økosystemer for å få et praktisk forvaltningsgrunnlag. I denne sammenhengen er det nyttig å ta utgangspunkt i allmenne naturbegreper som er greie å identifisere i terrenget og som gir mulighet for å se ulike fagfelt i sammenheng.

Landskap er et slikt begrep på et noe overordnet nivå. Begrepet er svært mangesidig. Selv om landskap i naturforvaltningen de senere årene ofte relateres til de estetiske sidene av naturbildet, er det et begrep som tradisjonelt er knyttet til en flerfaglig vurdering av naturen.

Enhver landskapstype består av en rekke landskapselementer slik som spesielle landformer, vegetasjonstyper o.l. En eller fler landskapselementer som sammen danner et enhetlig område ut fra en flerfaglig vurdering, kan kalles en *naturtype*. Denne inndelingen i naturtyper er greit identifiserbar i terrenget og har et fåtall nøkkel-elementer definert ut fra områdets geologi og vegetasjon.

8.2 Digital høyde- og dybdemodell

Det er ikke bare områdets geologi i form av ulike sedimenter og bergarter som har betydning for å klassifisere og vurdere landskapet på denne måten. Også landskapet fysiografi (terrengets former) er av stor betydning. Disse vil normalt være avhengige direkte av områdets geologi, samt de prosesser som har formet og former landskapet. Data om dette er ikke alltid lett tilgjengelige. Tradisjonelt er flyfoto en god datakilde for denne type tolkning, men de er til begrenset hjelp under vann.

Etablering av en digital høydemodell (i dette tilfelle en høyde- og dybdemodell) vil kunne være til stor hjelp. I dette prosjektet har vi samlet høyde- og dybde data fra økonomisk kartverk, sjøkartverk samt spesialoppmålinger for industriområdene langs Lierstranda.

De eksisterende digitale dataene om dybdeforhold er koblet sammen til et felles datasett. Fra den samlede mengden av punkter med kjent dybde har vi generert en dybdemodell for området (**figur 3**). Dette er gjort ved interpolasjonsmetoden *kriging* (lineær

modell uten anisotropi, se Keckler 1996). Resultatet er et datasett som inneholder dybdeverdi for punkter i et rutenett for hele området, i dette tilfellet er 10 x 10 m valgt som rutestørrelse. Dybdeverdien for kjente punkter beholdes, mens verdiene for mellomliggende punkter blir estimert ut fra dybden til nærliggende punkter og generelle trender i dybden i det nærliggende området. Selv om modellen ikke representerer den virkelige situasjonen i detalj, gir det en god tilnærming som gir et godt grunnlag for vurdering av forholdene. Modellen gir sikrest verdier i områder med tette målepunkter. I praksis vil dette si områder hvor dybden skifter mye innen små distanser, og det er samtidig her det er viktigst å få en god representasjon.

Småvariasjoner innen gruntvannsområdene, f.eks. på Gilhusodden, som kan ha biologisk betydning, fanges ikke nøyaktig opp av noen høydemodell som kun er basert på eksisterende data. Modellen har derfor mindre relevans for å vurdere økologiske variasjoner på en finere skala. Siden dette heller ikke var formålet med denne undersøkelsen, er også denne mangelen ved modellen av liten betydning.

Området har gjennom industrialisering fått redusert mye av sitt opprinnelige areal med flater som avdekkes ved lav vannstand (tørrfall), og utenfor det gjenværende gruntvannsarealet går fjorden ganske brått ned til 10-20 m dyp. Dette innebærer at tiltaksområdet utgjør en relativt stor del av det gjenværende gruntvannsarealet i området (**figur 5**). Utenom naturområdene ved Lierelvas tidligere og nåværende utløp, samt Gullaugbukta, er tiltaksområdet det eneste større gruntarealet.

Figur 3 og 5 viser tydelig at tiltaksområdet utgjør et kunstig areal som ikke følger den generelle kurvaturen og dybdevariasjonen i området. Dette stemmer også med opplysninger fra oppdragsgiver om at tiltaksområdet består av et massedeponi av flis og mudringsmasser i Bragnesløpet.

Dybdeedataene og -modellen gjør at vurderingen av områdets framtidige funksjoner kan gjøres på et mye sikrere grunnlag enn hva som var tilfelle i den foreløpige undersøkelsen utført av NINA (1997). Den gang ble det antatt at området hadde et sterkere preg av å være et stort gruntvannsområde enn hva som virkelig er tilfelle. Derfor vil diskusjonen om avbøtende tiltak i forbindelse med en eventuell utfylling ha et helt annet utgangspunkt enn i den foreløpige rapporten (NINA 1997). Dette er forklaringen på at synspunktene i forbindelse med flere problemstillinger har endret seg vesentlig fra den forrige rapporten.

8.3 Naturtyper

Området ligger ved utløpet av Drammenselva og Lierelva i Drammensfjorden. Landskapsmessig er det et kystlandskap innerst i Drammensfjordens estuarium. Landformene domineres av leirsletter, elveløp, samt Drammenselvas og Lierelvas deltaområder.

Samtidig har vi fjorden som visuelt vil oppfattes som en egen landskapstype, eventuelt en egen naturtype. Funksjonelt er imidlertid de indre delene av fjordsystemet, estuariet, en del av deltalandskapet. Det kan synes å være unaturlig å benytte ordet "landskap" på forholdene i fjorden og sjøbunnens former. I litteraturen finner vi også

begrepet "sjøskap -seascape" i denne sammenheng. Både fordi dette ikke er noe egentlig innarbeidet ord og for enkelthets skyld velger vi imidlertid å benytte oss ensidig av begrepet landskap.

De vestre og midtre delene av undersøkelsesområdet er sterkt preget av inngrep. Det vestre området har ikke lengre naturlige terrengformasjoner og kun en meget begrenset "naturlig" strandflate er fortsatt synlig. Det visuelle inntrykket er dominert av den industrielle aktiviteten som foregår, og av næringsbygg med varierende grad av vedlikehold. Deler av dette området synes å ligge brakk. Rivningsmaterialer, terrenginngrep og forbygninger medvirker til at det ikke er framkommelig til fots på eller langs stranda mot kommunegrensen. Tiltaksområdet ligger i sin helhet innenfor denne delen av undersøkelsesområdet. Langs "Schreinerbygget" og "tømmerterminalen" er det imidlertid benyttet brutt stein til å gjenskape en kunstig tidevannssone, og det er foretatt beplantninger. Opprydding, konstruksjon av kunstig strandssone og beplantning har bedret områdets estetiske verdi sammenliknet med øvrige deler av dette området. Det er framkommelig langs vannkanten, og områdets verdi for rekreasjon og friluftsliv er bedret.

Også midtre del av området er strekt preget av inngrep med omfattende utfylling av tidligere tidevannsfletter.

Østre del av området består av et friområde, Gilhusodden, og fortsetter i Linnestranda naturreservat på begge sider av Lierelvas utløp. I disse områdene er den opprinnelige strandsonen og vegetasjonen i hovedsak intakt. En frodig sumpskog dominerer landsiden. Mot strandkanten avløses skogen av takrør (*Phragmites australis*) som visuelt dominerende art.

Drammenselvas deltaområde er med andre ord i praksis totalt utbygd. Denne utbyggingen er såvidt massiv at vi har valgt å la den dominere over de bebygde arealenes opprinnelige klassifikasjon. Vi har derfor delt området inn i følgende naturtyper (**figur 6**):

- **Drammen by**, med industri og kaiområder ved kysten. Kystlinjen er endret ved omfattende utfyllinger. Området dekker fastlandsdelen av Drammenselvas delta.
- **Drammenselvas delta - sentrale del**. Her finnes det på grunn av utbygging knapt frie arealer igjen. Tiltaksområdet kan oppfattes å ligge i denne naturtypen og omfatter en eldre fylling. Det opprinnelige gruntområdet her er med andre ord ikke intakt, og en kan likeverdig oppfatte området som en del av by- og industriområdet.
- **Lierelvas tidligere delta, innerste del**. Består av gammelt elveløp med sumpvegetasjon og deltauutbyggingsområder dekket av rik skog.
- **Lierelvas tidligere delta, sentrale del**. Består av gruntvanns-områdene ved Gilhusodden og er en deltauutbygging omformet og modifisert av strandprosesser.
- **Lierelvas nåværende delta, innerste del**. Består av Lierelvas nederste elveslette med elva, meanderrester og vegetasjon langs elveløpet.
- **Lierelvas nåværende delta sentrale del**. Består av dagens deltauutbyggingsområder innerst i bukta mellom Gilhusodden og Gullaug.

- **Øvrige gruntområder ved Gullaug og i Gullaugbukta.** Status på gruntområdene langs Gullaugstranda er ikke vurdert fordi disse arealene (innenfor fabrikkområdet) ikke var tilgjengelige.
- **Leirsletteområder, hovedsakelig dyrket.** Stedvis finnes leirskredgroper og i innerste deler også raviner, selv om de fleste former av denne type er planert.
- **Drammenselvas og Lierelvas ytterste deltaområder.** Omfatter dypere deler av indre fjord som er preget av elvedeltasedimentasjon. Overgangen er stedvis bratt og ligger langt inn mot land, delvis på grunn av leirskred/utglidninger.

I tillegg kommer åslandskapet som omkranser Lierdalen og Drammensdalen og indre del av Drammensfjorden. Dette landskapet er ikke videre omtalt her i og med at rapporten konsentrerer seg om de kystnære områdene.

Naturområdene (uavhengig av naturtype) er svært viktige landskapselementer der de forekommer i området. Dette gjelder både visuelt og funksjonelt. De representerer den siste forholdsvis intakte delen av estuariet i Indre Drammensfjord. Geologisk gir området en god representasjon av viktige kvartærgeologiske prosesser som skiftende elveløp i en meanderende elv og oppbygging av løsmassedeltaer i Lierelvas utløp. Vegetasjonen er velutviklet og variert, og reflekterer overgangen mellom ferskvann og saltvann ved at typiske ferskvannsarter finnes sammen med saltvannsarter. En sjelden art som firling (*Crassula aquatica*) har her sin eneste kjente brakkvannforekomst i Norge. Variasjonen i vegetasjon gir grunnlag for et rikt fugleliv av arter knyttet til både land- og vannområder. Mye vannfugl beiter i de grunne områdene; både planter og bunndyr er viktige for det rike vannfuglsamfunnet.

I det industrialiserte området er tidligere tiders landform- og vegetasjonsverdier ødelagt. For de ulike dyregruppene knyttet til estuariet er avdekking av områdets funksjon langt mer komplisert. Våre resultater indikerer generelt at et utvalg av de artene som finnes i naturområdene, også benytter den grunne flaten i tiltaksområdet. Mengden av bunndyr er noe lavere enn i naturområdene (noe som delvis kan skyldes manglende vegetasjon, men også andre substratforhold), og artsantallet synes å være redusert. De foreliggende fiskedataene indikerer ikke at fisk utnytter tiltaksområdet i særlig grad til næringsøk, men muligens foregår det noe gyting her. Av fugl ble bare siland og knoppsvane observert å benytte området til næringsøk.

8.4 Naturverdi

Verdisetting av de enkelte naturområdene og forekomstene er gjort innenfor rammeverket til det klassiske naturvernarbeidet og presentert i **figur 7**. Selv om det finnes sett med allment aksepterte kriterier, finnes det fremdeles forskjeller mellom ulike fag og fagretninger. Det er her tatt utgangspunkt i hver enkelt fagretning og dets tradisjon, og det er ikke gått videre inn i en beskrivelse av dette problemet her. For en nærmere diskusjon vises til Erikstad (1997a,b).

Det er benyttet fire verdiklasser:

- nasjonal verdi
- regional verdi

- forhøyet lokal verdi
- generell lokal verdi

I tilfeller der områder er formelt vernet etter naturvernloven, er området klassifisert med nasjonal verdi uten videre diskusjon. Dette gjelder konkret i dette tilfelle for Linnestranda naturreservat (kgl.res. 28.06.85).

Indre Drammensfjord er et estuarium preget av store ferskvannsmengder og en meget smal fjordterskel ved Svelvik. Dette gjør estuariet spesielt i norsk målestokk, og vi vurderer at dette estuariet som helhet har minst regional verdi. Verdien er da knyttet til møtet mellom de marine og ferske vannmassene og de økologiske prosesser som foregår i denne sammenheng.

På naturtypenivå skiller de bebygde arealene seg ut med små eller ingen definerte naturverdier.

Linnestranda naturreservat ble opprettet som del av våtmarksplanen for Buskerud og har nasjonal verdi, mens resten av Lierelvas deltasystem (både det nye og gamle) som faller utenfor reservatet er vurdert å ha regional verdi. Dette skyldes både områdenes kvalitet geologisk og vegetasjonsmessig, men også på grunn av deres betydning som gruntområder i Drammensfjordens estuarium. Spesielt forekomstene av pusleplanter i brakkvann gjør at littoralsonen innen naturreservatet har nasjonal verneverdi også ut fra rene botaniske kriterier.

Gullaugbukta er også vurdert å ha regional verdi både ut fra vegetasjonen langs stranda og som et viktig gruntområde i indre del av fjorden. Området bør ifølge Mjelde & Hvoslef (1986) prioriteres i vernesammenheng.

De øvrige gruntområdene sør for Lierelvas munning er vurdert å ha forhøyet lokal verdi (med forbehold om dagens status i gruntvannsonen langs Gullaug, der vi ikke har fått gjort feltkontroll).

De mindre naturlige gruntområdene ved tiltaksområdet, i Bragernesløpet og ved Verftet er vurdert å ha generell lokal verdi.

Kaiområdene og industri/byområdene er ikke klassifisert ut fra naturverdi. Dypområdene i fjorden er heller ikke klassifisert ut over at de tilhører Drammensfjordens estuarium. Oppdraget omfatter ikke områdene dypere enn 8 meter.

8.5 Virkning av tiltaket

Virkningen av tiltaket kan deles i to:

- Tap av gruntvannsarealer
- Virkninger utenfor selve utfyllingen enten som arealmessige virkninger (evt. utglidninger, transport av forurensning e.l.) eller som virkninger knyttet til områdets økologiske funksjoner og strukturer (f.eks. knyttet til trekk av fugl, beite/gyteområde for fisk e.l.).

Spørsmålet om utglidninger ligger ikke inne i denne rapportens vurderingstema.

Forurensningsdataene tyder på at en stor del av miljøgiftene knyttes til mudringsmasser som er deponert i tiltaksområdet, allerede er vasket ut og ligger på dypere vann utenfor. Ellers er det ikke påvist økologiske funksjoner som gjør det påregnelig at det vil oppstå indirekte virkninger av utfyllingen utenfor tiltaksområdet. Virkningen av tiltaket vil dermed i hovedsak omfatte det direkte arealtap av den restbiotopen som tiltaksområdet representerer.

8.6 Konsekvens

Konsekvensen av et tiltak vil dels være avhengig av virkningen tiltaket vil ha på naturmiljøet og dels den naturverdi de berørte arealene eller funksjonene har (Erikstad 1997a).

I dette tilfelle er de påviste virkningene knyttet til det direkte arealtap utfyllingen representerer.

Området som skal benyttes, er allerede for en stor del dominert av en eksisterende fylling med liten verdi geomorfologisk og vegetasjonsmessig. De biologiske undersøkelsene som er gjort indikerer heller ikke at Tiltaksområdet har spesielle økologiske funksjoner i estuariet som medfører høy naturverdi, dyrelivet viste lave verdier både av mangfold og individtetthet sammenliknet med andre deler av Lierstranda. På den annen side er området det siste gruntvannsområdet i Drammenselvas sentrale deltaområde. Vi har vurdert naturverdien til å ligge på et generelt lokalt nivå. Dette tilsier at de foreliggende planer vil ha liten til moderat negativ konsekvens.

Ser en litt ut over selve Tiltaksområdet, er Drammensfjorden unik og vårt eneste store estuarie av fjordkarakter, med svært mange fiskearter som synes helt avhengig av de grunne bunnområdene som næringsområder. Det er viktig å være klar over at stadig nye utbyggingsprosjekter som medfører reduksjon og forandring av dette habitatet vil svekke dette områdets spesielle natur.

8.7 Avbøtende tiltak

Selv om tiltaket isolert vil ha begrenset negativ konsekvens, kan det ses på som siste del i en total utfylling av gruntvannsområdene i indre fjord. Denne utfyllingen har ødelagt naturlige biotoper av gruntvannskarakter og kystkarakter i hele Drammenselvas deltaområde (**figur 3**). Virkningen av dette har vært omfattende. I og med at tiltaket vil fullføre en nesten total utfylling og utbygging av disse områdene, vil det viktigste avbøtende tiltaket være at det utarbeides en forvaltnings- og tiltaksplan for hele Drammensfjord-estuariet slik at det som gjenstår av økologiske verdier, blir tatt vare på på en forsvarlig måte. Dette gjelder både arealbruk og ikke minst forurensningskontroll.

For indre del av fjorden er det av særlig betydning at Linnestranda naturreservat, med grunt- og naturområder som ligger inntil reservatet, blir godt tatt vare på. Det samme gjelder Gullaugbukta. Kyststripen mellom Lierelvas utløp og Gullaugbukta er også viktig i denne sammenheng.

Når det gjelder avbøtende tiltak i innerste deler av fjorden, har det vært foreslått etablering av kunstige øyer og sedimentasjonsfeller

langs stranda fra Bragernesløpet til Gilhus. På denne kyststrekningen finnes knapt gruntvannsområder. Som nevnt ovenfor ble det i en tidligere rapport (NINA 1997) antatt at arealene med grunner var langt større enn det de ved nærmere undersøkelser har vist seg å være. De foreliggende forslagene om å anlegge "barriere-øyer" er derfor ikke særlig aktuelle.

Det meste av området utenfor det industrialiserte området ligger utenfor en markert brattkant som ligger svært tett inntil dagens kunstig anlagte strandlinje (**figur 8**). Et forsøk på å utvikle dette området som gruntvannsområde ved hjelp av sedimentasjon framskyndet ved kunstige barrierer for partikkelstrømmen synes derfor ikke realistisk. Den eventuelle arealgevinsten av det ønskede habitatet vil være minimal, og det vil neppe føre til målbar endring i arealets økologiske funksjon. Samtidig vil avbøtende tiltak her i seg selv representere større inngrep som neppe er ønskelige.

De eneste alternative lokalitetene for slike avbøtende tiltak vil være på tørrfallsområdet for den planlagte utfyllingen, umiddelbart nord for utfyllingen og i Bragernesløpet hvor det finnes et par grunner knyttet til tidligere konstruksjoner i elveløpet.

Så vidt vi kan se er det tvilsomt om avbøtende tiltak her vil ha vesentlig betydning for estuariets økologi. Helt lokalt vil tiltak imidlertid kunne ha en viss effekt. En skal heller ikke se bort fra at tiltak av denne typen kan ha visuell betydning og generell allmenn verdi.

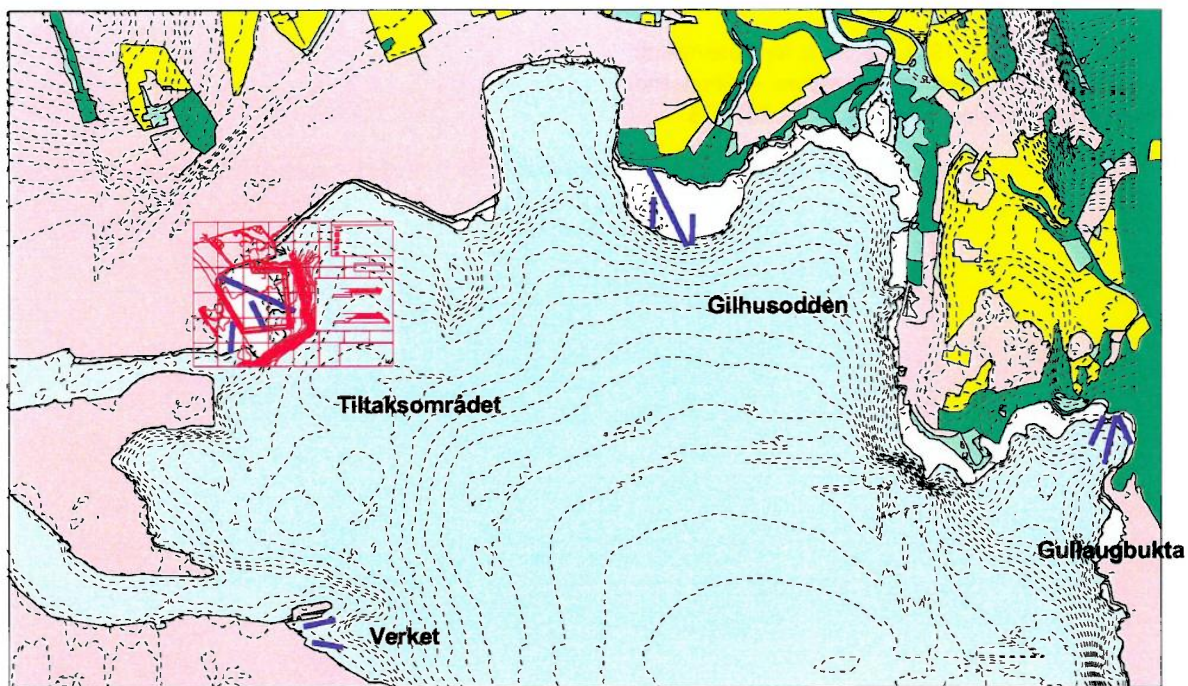
Om det er aktuelt med tiltak på disse to lokalitetene, må en forsikre seg om at tiltaket ikke kan føre til fare for utglidninger samt mobilisering av giftstoffer i sedimentene. Man må også være klar over at Bragernesløpet er et elveløp, og forholdet til elvens dynamiske prosesser må avklares både reelt og formelt (vassdragsloven).


I den foreløpige rapporten (NINA 1997) ble det på samme grunnlag vurdert om ekspansjon av takrør kunne være et potensielt problem i en slik restaureringsfase. Denne problemstillingen blir også uaktuell ut fra de foreliggende dybdeforholdene. Takrørproblemstillingen er imidlertid aktuell for gruntvannsområdene ved Lierelvas utløp: Takrørets arealdekning bør overvåkes, fordi en ekspansjon av denne arten helt klart vil gå på bekostning av de verdifulle undervannsplantesamfunnene som forekommer her. Dette kan også tenkes å påvirke områdets funksjon som beiteområde for vannfugl. I relasjon til det aktuelle tiltaket er imidlertid denne problemstillingen irrelevant.

9 Referanser








- Beyer, F. 1976. Influence of freshwater outflow on the hydrography of the Dramsfjord in southern Norway. - Pp 75-87 in S. Skreslet, R. Leinebø, R. Matthews & E. Sakshaug (eds.). Freshwater on the sea. Norske Havforskeres Forening, Oslo.
- Bygdebok for Lier
- Eken, M. & Garnås, E. 1993 Fiskeribiologiske undersøkelser i Drammensfjorden 1991. - Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernvedlingen, Rapport nr. 22.
- Elven, A. & Elven, R. in prep. Floraen i Lier kommune
- Erikstad, L. 1997a. Geological heritage and environmental impact assessment: Can quality and quantity be merged? - I Marinou, Koukis, Tsambaos & Stourmaras (red) Engineering Geology and the Environment. 1997. Balkema, Rotterdam: 2927-2931.
- Erikstad, L. 1997b. Geofaglig landskapsanalyse. - I Erikstad, L. & Jonsson, B. (red.) Landskapsøkologi Sluttrapport. NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95: 43-49.
- Erikstad, L., Reitan, O., Storeid, S.-E. & Stabbetorp, O. 1998. Kartlegging av naturtyper og verdi-full og sårbar natur ved Sundvollen i Hole kommune. - NINA Oppdragsmelding 540: 1-40.
- ESRI 1996. ArcView GIS. ESRI inc.
- Faafeng, B., Lillegård, E. & Vennerød, K. 1986. Drammensfjorden-områdebeskrivelse, brukerinteresser og tilførsler av forurensninger. Forurensningssituasjonen i Drammenselva og Drammensfjorden - en artikkelsamling. pp 191-201
- Hansen, L.P. & Pethon, P. 1977. Age, growth and migration patterns of the roach in the Øra area. - Fauna 30: 29-37.
- Hansen, L.P., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1996. Overvåking av laks fra lmsa og Drammenselva. - NINA Oppdragsmelding 401: 1-28.
- Helle, E. 1980. Lowered reproductive capacity in female ringed seals (*Pusa hispida*) in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea, with special reference to uterine occlusion. - Annales Zool. Fennici, 17: 147-158.
- Hetland, A. 1988. Undersøkelser av kvikksølv og enkelte klorerte hydrokarboner i fisk fra Drammensfjorden. - Byveterinæren i Drammen. Rapport 1/1 1988. 22s.
- Hovde, H.R. 1975. Øraundersøkelsene. Årsrapport 1974. Universitetet i Oslo. 111 s.
- ICES 1998. Report of the Working group on marine mammals habitats, København, Danmark 18-20 mars 1998. 27 s. (in press/prep)
- Jensen, T. 1996. Biologisk mangfold i Drammen. - Rapport nr 2/96 Naturforvaltnings-seksjonen, Drammen kommune. 102 pp.
- Keckler, D. 1996. Surfer for Windows, Version 6 User's Guide. - Golden Software, Inc., Golden.
- Knutzen, J., Kopperud, I., Magnusson, J. & Skåre, J.U. 1993. Overvåking av fisk i Drammensfjorden og Drammenselva 1991. - NIVA Rapport nr.O-92202. 50 s.
- Krohn, O. 1981: Øra Naturreservat. - Østlandske Naturvernforening og Østfold Naturvern, Ås.
- Leinaas, H.P. & Christie, H. 1991. Innvirkning av olje på strukturende prosesser i littoralsonen - bløtbunn. - Pp. 24-41 in R.T. Barrett (ed) Forkningsprogram, om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO). Sluttrapport, NINA Forskningsrapport 17.
- Lingsten, L. 1986. Kjemisk og bakteriologisk vannkvalitet i Drammenselva. Forurensnings-situasjonen i Drammenselva og Drammensfjorden - en artikkelsamling. s. 202-209.
- Loring, D.H. 1978). Geochemistry of zinc, copper and lead in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence. - Can. J. Earth Sc. 15: 757-772
- McConell, E.E. 1980. Acute and chronic toxicity, carcinogenesis, reproduction, teratogenesis and mutagenesis in animals. - I Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. (red. R.D. Kinbrough) Elsevier/NorthHolland Biomedical Press, Amsterdam: 109-150.
- Mjelde, M & Hvoslef, S. 1985. Undersøkelser i Drammensfjorden 1982-84. Delrapport: Høyere vegetasjon. - NIVA Rapport nr. 208/96. 11 s.
- Moriarty, F. 1972. The effects of pesticides on wildlife: exposures and residues.- Soc. Total Environ. 1: 267-288.
- Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransport forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av endel sporelementer og aluminium. - NINA Utredning 13: 1-64.
- Narahashi, T. 1979. Effects of insecticides on nervous conduction and synaptic transmission. - I Insecticide Biochemistry and Physiology (red. C.F.Wilkinson). Plenum Press, NY: 327-352.
- NGI 1976. Lierstranda Vest. Grunnundersøkelser for nytt havneområde. - NGI Rapport nr. 75048-1. 18 s.
- NGI 1994. Shellterminalen, miljøteknisk undersøkelse. - NGI rapport 944038-1. 5 des. 1994. 17pp
- NGI 1997. Utfylling utenfor Shellanlegget, Lierstranda. 31.7.97
- NINA 1997. Foreløpig utredning av de biologiske verdier i grunntvannsområdene fra grensa mot Drammen til Gilhusodden. - upubl. notat til Lier Industriterminal, 12 s.
- NIVA/NOTEBY 1994. Kartlegging av miljøgifter i sedimenter. Indre Drammensfjord 1993. - NIVA rapport 0-93208, 28.03.94. 33 pp.
- Næs, K. 1984. Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84-Delrapport: Sedimenter. - NIVA Rapport nr. 158/84. 28 s.
- Pethon, P. 1981. Fiskefaunaen. - Pp. 33-38 in O. Krohn (ed.) Øra Naturreservat. Østlandske Naturvernforening og Østfold Naturvern, Ås.
- Pethon, P. 1980. Variations in the fish community of the Øra Estuary, SE Norway, with emphasis on the freshwater fishes. - Fauna norvegica Series A, 1: 5-14.
- Pethon, P. 1987. Salinitetsmålinger i Drammensfjorden og Oslofjorden høsten 1987. - Direktoratet for Naturforvaltning, Forskningsavdelign, Teknisk Notat 1. 16 pp.
- Pethon, P. & Hansen, L.P. 1990. Migration of Atlantic salmon smolts *Salmo salar* L. released at different sites in the River Drammenselv, SE Norway. - Fauna norvegica Series A 11: 17-22.
- Poiger, H. & Schlatter, C. 1983. Animal toxicology of chlorinated dibenzo-p-dioxines. - Chemosphere 12: 453-462
- Rigstad, K. & Olsen, K.M. 1997. Biologiske verdier i og innenfor et grunntvannsområde i indre deler av Drammensfjorden. Konsekvenser ved utfylling. - LFI rapport 29 s. tekst samt figurer og tabeller.
- SFT 93:03. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon, 20 pp.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M & Roberts, D. 1984. Bergrunnskart over Norge. NGU
- Sørensen, R. 1983. Glacial deposits in the Oslofjord area: 19-27. - I Ehlers, J. (Red), Glacial deposits in north-West Europe. A.A. Balkema/Rotterdam, 470 s.
- Sørensen, R., Bakkelid, S. & Torp, B. 1987. Landhevning 1: 5 000 000. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 2.3.3. Statens kartverk.
- van Straalen, N.M. & Verkleij, J.A.C. 1991. Leerboek Oecotoxicologie. - VU Uitgeverij, Amsterdam. 422 pp.

- Walker, C.H. 1980. Species variation in some hepatic microsomal enzymes that metabolize xenobiotics. - Prog. Drug Met. 5: 113-164.
- Wedemeyer, G.A. & McLeay, D.J. 1981. Methods for Determining the Tolerance of Fishes to Environmental Stressors. - I Stress and Fish (A.D. Pickering red). Academic Press, London:247-275

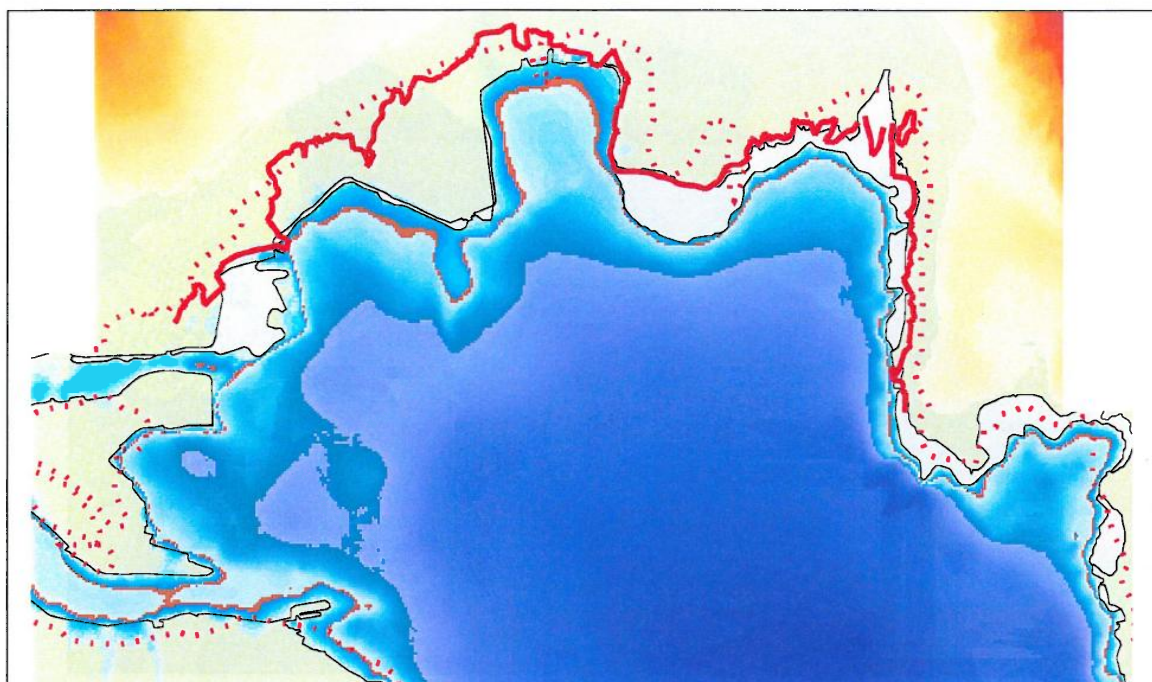


 Transekter for fisk- og bunndyrundersøkelser

Arealtype

	Annen jorddekket fastmark
	Bebyggd areal
	Hav
	Jordbruk
	Skog
	Tørrfall
	Vann

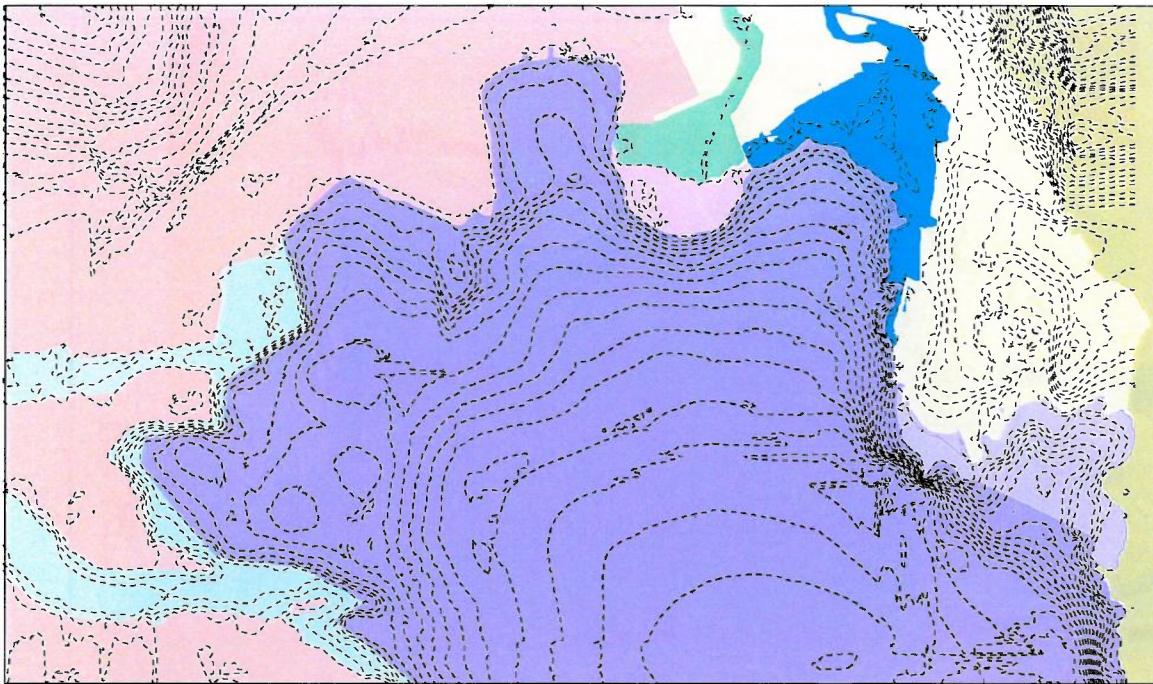
Figur 1. Oversiktskart m tiltaksområdet inntegnet. Tiltaksområdet avmerket med rødt. Målestokk 1 : 30 000



 Kystlinje fra flyfoto 1963

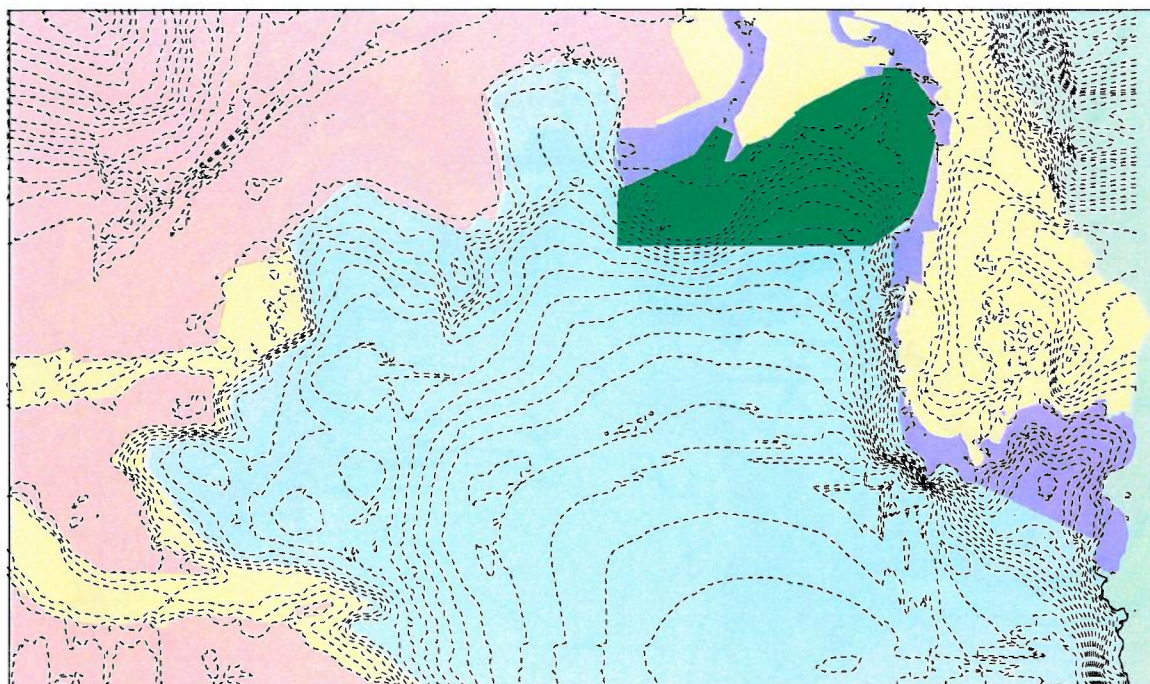
 Kystlinje fra kart 1844

Figur 5. Dybde- og høydeforholdene i tiltaksområdet. Dybdeforholdene er vist i to serier med blåfarger, røde pixler markerer dybde 8 m. Tørrfallet er grått og høydeforholdene på land er vist fra grønt til brunt. Målestokk 1: 30 000.



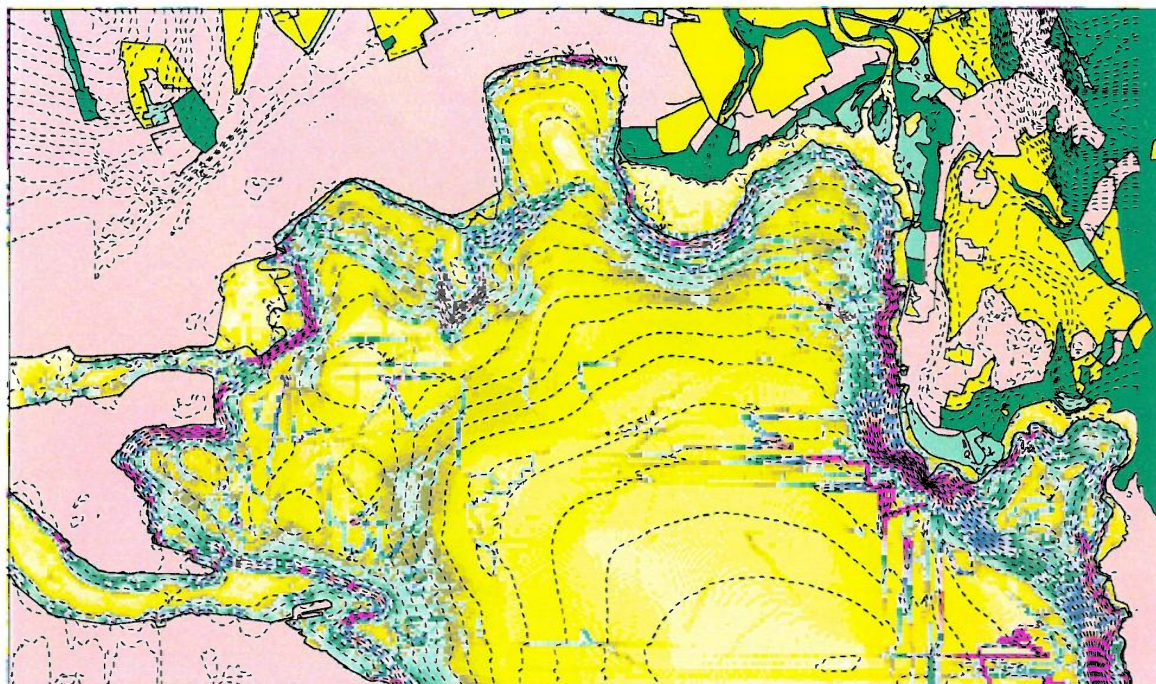
- Drammen by
- Drammenselvas sentrale delta
- Gullaugbukta
- Leirlandskapet
- Lierelvas nåværende delta, sentrale del
- Lierelvas gamle delta, sentrale del
- Ytre deltaområde for begge elver
- Åsene
- Lierelvas gamle delta, indre del

Figur 6. Naturtypeinndeling. Målestokk 1 : 30 000.



- Ikke klassifisert - sjøareal
- Ikke - klassifisert - landareal
- Tettbebygd areal
- Generell lokal verdi
- Regional verdi
- Nasjonal verdi

Figur 7. Klassifikasjon av naturverdi innen undersøkelsesområdet. Målestokk 1: 30 000.



-  Annen jorddekket fastmark
-  Bebyggd areal
-  Jordbruk
-  Skog

Figur 8. Skråningsforholdene i sjøbunnen. Gult viser flate områder, mens fargenyanser fra grønt til fiolett viser bratte områder. Avvikende lineære strukturer skyldes beregningstekniske feil. Målestokk 1: 30 000.

ISSN 0805-4711
ISBN 82-426-0992-6

568

**NINA
OPPDRAGS-
MELDING**

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 58 33

NINA Avd. for landskapsøkologi
Dronningens gt. 13
Postboks 736 Sentrum
0105 OSLO
Telefon: 23 35 50 00
Telefax: 23 35 50 01

**NINA
Norsk institutt
for naturforskning**