



O-902302

Nordsjøplanen. Marine resipienter

Inndeling i resipientområder, tilførsler,
retensjon, mål for vannkvalitet og behov
for reduksjon av tilførsler.

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Breiviken 5
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00
Telefax (47 2) 39 41 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.: 902302
Undernummer:
Løpenummer: 2638
Begrenset distribusjon: Åpen
Dato: 30.august 1991
Faggruppe: Marin eutrofi
Geografisk område: Sørøst-Norge
Antall sider: 51 Opplag: 135

Rapportens tittel:
NORDSJØPLANEN. MARINE RESIPIENTER. Inndeling i resipientområder, tilførsler, mål for vannkvalitet og behov for reduksjon av tilførsler.

Forfatter (e):
Kjell Baalsrud
Lars Golmen
Jarle Molvær
Brage Rygg

Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):

Oppdragsgiver:
Statens forurensningstilsyn, SFT

Ekstrakt:

Kyststrekningen Svenskegrensen-Lindesnes er delt inn i 9 relativt ensartete kystsoneområder. Langs kyststrekningen er videre 48 fjordområder valgt ut. Ut fra tilførsler av vann og forurensninger, hydrografiske forhold og vannutskifting er midlere konsentrasjonsøkninger for nitrogen og fosfor i de enkelte områdene beregnet. Det er oppsatt grenseverdier for kvalitetsklasser for sjøvannet og beregnet antatt nødvendig reduksjon for å nå visse kvalitetsmål.

4 emneord, norske

1. Marin eutrofi
2. Resipientinndeling
3. Kvalitetskriterier
4. Nærings salttilførsler

4 emneord, engelske

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder



Hans Olav Ibrekk

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN 82-577-1970-6

Norsk institutt for vannforskning

O-902302

**NORDSJØPLANEN
MARINE RESIPIENTER**

**Inndeling i resipientområder,
tilførsler, mål for vannkvalitet og
behov for reduksjon av tilførsler**

Oslo,

31. august 1991

Prosjektleder:

Hans Olav Ibrekk
Kjell Baalsrud
Lars Golmen
Jarle Molvær
Brage Rygg

FORORD

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fikk sommeren/høsten 1990 i oppdrag av Miljøverndepartementet (MD) og Statens forurensningstilsyn (SFT) å utrede nærmere det faglige grunnlag for arbeidet med Nordsjø-deklarasjonen. Norge har forpliktet seg til å redusere de norske utslippene av næringssalter med i størrelsesorden 50% på strekningen fra Svenskegrensen til Lindesnes innen 1995, med 1985 som basisår.

Denne rapporten oppsummerer NIVAs arbeid med de marine resipienter. Arbeidet med vassdragene er rapportert i separat rapport. Datagrunnlaget er til dels felles med vassdragsdelen av Nordsjøplanarbeidet. Det er laget en egen sammendragsrapport for denne rapport og for den tilsvarende vassdragsrapport.

Prosjektet har hatt som mål å komme med forslag til hvilke utslippsreduksjoner fra norske kilder som er nødvendig for å bedre vannkvaliteten til et akseptabelt nivå ut fra nasjonale mål. Oppgaven har vært faglig utfordrende. Resultatene gis med generelt forbehold, og resultatene bør revideres når kunnskapsgrunnlaget bedres.

Miljøverndepartementets kontaktperson har vært Bent Arne Sæther, mens Morten Svelle, Erik Hauan, Jon Lasse Bratli og Dag S. Rosland fra Statens forurensningstilsyn (SFT) har bistått i arbeidet. I tillegg er resultatene drøftet i modellgruppen for Nordsjøplanen som består av representanter fra Miljøverndepartementet, Landsbruksdepartementet, Finansdepartementet og Statens forurensningstilsyn. Vi vil takke alle disse for konstruktive bidrag.

NIVAs hovedprosjektleder for arbeidet med Nordsjøplanen har vært Hans Olav Ibrekk. Følgende NIVA-medarbeidere har deltatt i arbeidet: Kjell Baalsrud, Lars Golmen, Jarle Molvær og Brage Rygg. I tillegg har også andre bidratt med synspunkter.

Oslo, 1991.

Hans Olav Ibrekk

INNHOOLD

SIDE

1.	INNLEDNING	4
2.	OMTALE AV BAKGRUNNSMATERIALET	5
3.	INNDELING I RESIPIENTOMRÅDER	6
3.1	Inndeling av skjærgårds- og kyststrømsonen	6
3.2	Inndeling av avstengte områder	9
4.	TILSTANDSBESKRIVELSE	12
4.1	De fri vannmasser	12
4.2	Strandsonen	14
4.3	Bløtbunn	15
5.	TILFØRSEL AV NITROGEN OG FOSFOR	23
6.	DE FYSISKE FORHOLD, FORTYNNING OG OPPHOLDSTIDER	26
6.1	Kyststrømmens hydrografi	26
6.2	Stoffutveksling og blanding med tilstøtende vannmasser	29
6.3	Fjorder og avstengte områder	30
7.	FASTSETTELSE AV KVALITETSKLASSER FOR RESIPIENT-OMRÅDENE	36
7.1	Kriterier og modeller	36
7.2	Kystsonen	37
7.3	Nærområdene	39
8.	NØDVENDIGE N OG P REDUKSJONER	40
8.1	Kystsonen	40
8.2	Nærområdene	43
8.3	Vurderinger	45
9.	REFERANSER	49

FIGURFORTEGNELSE

SIDE

Fig. 3.1	Den aktuelle kyststrekning med tilhørende nedbørfelt og byer ved kysten. Kyststrekningen delt i 9 soner.	7
Fig. 3.2	48 utvalgte nærområder på den aktuelle kyststrekningen.	10
Fig. 4.1	Plott av artsmangfold (H) mot østlig lengdegrad for 500 observasjoner fra 320 bløtbunnfaunastasjoner i Sør-Norge	17
Fig. 4.2	Utbredelse av to hovedgrupper av bløtbunnfaunasamfunn langs kysten av Sør-Norge. Faunaen vest for Farsund inneholder til dels andre arter og er mer artsrik enn faunaen øst for Farsund.	18
Fig. 4.3	Plott av artsmangfold (H) mot østlig lengdegrad på 15 utaskjærs stasjoner på dyp 100-460 m.	19
Fig. 4.4	Artsmangfold på de 21 kystovervåkingsstasjonene 1990. H-verdien er lik antall segmenter på søylene.	20
Fig. 4.5	Individtetthet pr. 0.4 m ² på de 21 kystovervåkingsstasjonene. Hvert segment på søylene representerer 100 individer.	21
Fig. 6.1	Skisse som viser trekk ved en tetthetsdrevet, geofysisk kyststrøm	28
Fig. 6.2	Kyststrømmen med ulike kommunikasjonslinjer til vannmasser og områder den påvirker eller påvirkes av.	30
Fig. 6.3	Innlagringsberegninger for utslipp av kommunalt avløpsvann ved Farsund.	33
Fig. 7.1	Prinsippskisse av dose-responssammenheng.	38
Fig. 8.1	Prinsippskisse for fortykning av forurensningstilførsler fra fjord til kyststrøm.	41

TABELLFORTEGNELSE

SIDE

Tabell 3.1	Beskrivelse av 9 soner langs Skagerrakkysten.	8
Tabell 3.2	9 kystsoner med 48 utvalgte nærområder.	11
Tabell 5.1	Total-tilførsel og antropogenbettinget tilførsel av nitrogen og fosfor til 48 utvalgte nærområder. Tall for 1990, dels 1991. Antatt dyp og oppholdstid for overflatelaget.	25
Tabell 6.1	Topografiske data for 48 utvalgte fjorder, og anslått dyp og oppholdstid for overflatelaget. Tilhørende nedbørfelt og midlere avrenning.	35
Tabell 8.1	Konsentrasjonsøkninger av antropogent nitrogen og fosfor i de enkelte sonene ved to antatte alternative overføringer mellom sonene.	42
Tabell 8.2	Utslipp til 48 nærområder. Beregnet konsentrasjonsøkning av dagens utslipp. Beregnet behov for utslippsreduksjoner (t/år) for å nå alternative kvalitetsmål.	47
Tabell 8.3	Tilførsler av antropogent nitrogen og fosfor til nærområder i hver sone, sammenlignet med tilførslene til hele sonen.	48
Tabell 8.4	Gjenværende utslipp i hver sone etter at utslippsreduksjoner (tabell 8.2) er gjennomført.	48

1. INNLEDNING

Miljøverndepartementet og Statens forurensningstilsyn, SFT, gjennomfører en tiltaksanalyse for Nordsjøen, der målet er å vurdere omfanget av tiltak for å oppfylle Nordsjødeklarasjonen.

Som ledd i denne planen skal det foretas en vurdering av behovet for tiltak mot utslipp av næringssaltene nitrogen og fosfor langs kyststrekningen Svenskegrensen - Lindesnes.

SFT henvendte seg høsten 1990 til NIVA for å få belyst behovet for tiltak ut fra nasjonale mål for vannforekomstene i det aktuelle kystområdet med tilhørende nedbørfelt.

Arbeidet skal bestå i:

1. å inndelegge kyststrekningen Svenskegrensen - Lindesnes med innenforliggende nedbørfelt i resipientområder,
2. å utarbeide sammenheng mellom fosfor- og nitrogenreduksjoner og vannkvaliteten i de enkelte resipientområdene,
3. å utarbeide overslag over nødvendige fosfor- og nitrogenreduksjoner i de aktuelle resipientområdene for å nå ulike mål-nivåer.

Utredningene er forutsatt å bygge på eksisterende data for utslipp og forholdene i kystsonen. Det har vært nødvendig med en grundig vurdering av selve kystsonen med henblikk på å lokalisere steder hvor de nasjonale mål ikke er tilfredsstillende eller er i faresonen. Det har videre vært nødvendig ved hjelp av sjøkart, landkart, vassdragsregister og andre opplysninger å få et inntrykk av topografien i kystsonen og tilrenningen av ferskvann.

Langs kysten måler den aktuelle strekningen ca. 300 km. Selve kystlinjen er betydelig lengre. I følge Statistisk årbok er fastlandets kystlinje på Skagerrakkysten ca 2000 km og øyenes kystlinje ca. 3000 km. Det er valgt ut 48 mer eller mindre avstengte nærrområder i tillegg til den sammenhengende åpne kystsonen. For mange lokaliteter er grunnlagsopplysningene sparsomme eller de mangler. For å sikre at opplysningene er gode, har materialet vært på en kort høring hos de respektive miljøvernmyndigheter. I flere tilfeller hadde det vært ønskelig med befaringer og direkte målinger i felten.

2. OMTALE AV BAKGRUNNSMATERIALET

Utslippsverdiene for nitrogen og fosfor er basert på beregninger. De data som lagt til grunn, er fremkommet gjennom bruk av en EDB-basert beregningsmodell som NIVA har utviklet (Tjomsland, 1991) etter oppdrag fra SFT.

Dagens tilstand i fjord- og kystområdene er beskrevet i en rekke rapporter over de siste par ti-år. Alle tilgjengelige rapporter fra kystavsnittet er samlet inn og utgjør en viktig del av datagrunnlaget. En sammenstilling ble gjort som en landsomfattende vurdering av eutrofisituasjonen i norske kystfarvann (Erga m.fl., 1990). Det er i tillegg trukket på egen lokalkunnskap og informasjon fra de enkelte miljøvernavingene og fra SFT.

Langs Skagerrakkysten kommer storparten av tilførselene fra tettbebyggelser og industri langs kysten. Det har skjedd tildels store endringer i avløpssystemene mange steder, samtidig som industriprosesser er omlagt og renseanlegg installert. I mange byer er avløpene samlet til få steder med anordning av renseanlegg og utslipp på dypt vann. Ved telefonkontakt til de tekniske etater i kystkommunene har vi søkt å ajourføre situasjonen til første halvår 1991.

De fleste store utslipp foregår på dypt vann, tildels gjennom diffusor. Avløpsvannet vil da bli innlagret på et visst dyp, mer eller mindre i sprangsjiktet. Innlagringen vil noen steder være godt under det dypet hvor alger kan vokse, andre steder mindre dypt hvor lyset slipper til og utslippet dermed vil bidra til økt algevekst.

For mange byers vedkommende ligger utslippsstedet så åpent til at det innlagrede vannet vil bli utvekslet ved horisontale strømmer og ikke komme til overflaten på det lokale sted eller i nærliggende avgrensede sjøområder.

3. INNDELING I RESIPIENTOMRÅDER

Den aktuelle kyststrekning er lang og komplisert. For å kunne gjennomføre en tallmessig vurdering av behovet for utslippsreduksjoner har det vært ønskelig å dele opp kystavsnittet i soner og områder som hver for seg kan behandles som enheter med konstante indre forhold. Denne forenklingen av resipientbildet har vært nødvendig for å kunne foreta en likeverdig og oversiktlig behandling av problemene. Det bør tas i betraktning ved tolkning av resultatene.

Inndelingen av kyststrekningen Svenskegrensen - Lindesnes i resipientområder har primært tatt utgangspunkt i topografiske og hydrografiske forhold.

Bestemmende faktorer har vært:

1. Tilførsel av ferskvann
2. Kyststrømmen
3. Graden av avstengthet (fjorder og trange farvann)

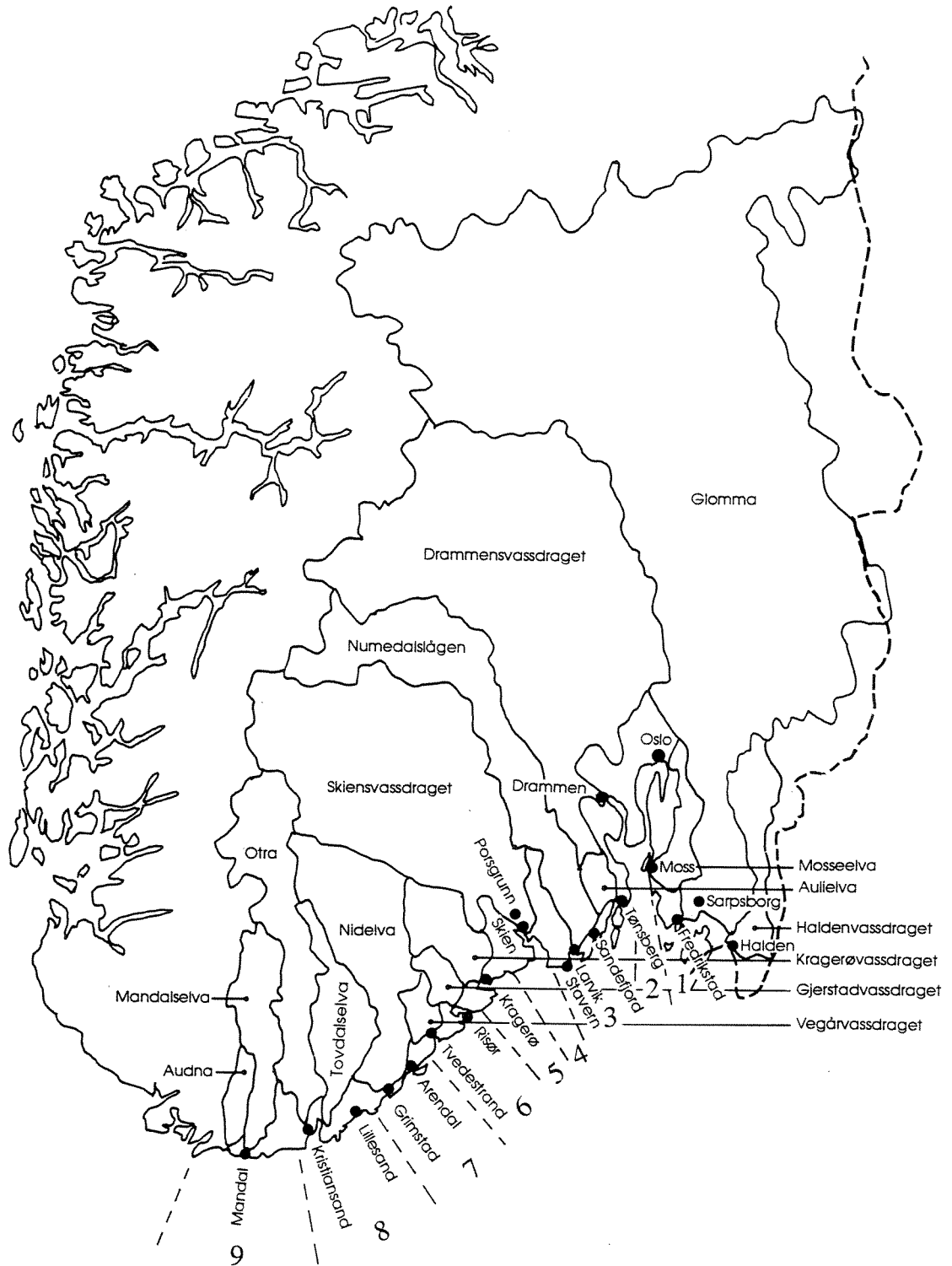
Det har vært rimelig å avgrense vurderingene til områdene innenfor Grunnlinjen (den offisielle linje trukket mellom faste ytterpunkter i skjærgården og fastlandet) eller like utenfor den. Det vi vanligvis oppfatter som den norske kyststrømmen, strekker seg fra Grunnlinjen og kanskje 40 km ut i havet. I kyststrømmen og utenfor den er det store vannmasser og lite oversiktlige strømningsforhold. Kyststrømmen vil også påvirke strømningsmønstrene og oppholdstidene for vannet i det åpne skjærgårdsområdet og de ytre områdene av de større fjordene.

I de mer lukkede og avstengte fjordene vil vannets oppholdstid, bevegelse og lagdeling stort sett være bestemt av de lokale forholdene. Det er funnet hensiktsmessig å benytte to slags inndelinger:

- a. En sammenhengende inndeling av den åpne kyststrekningen (åpen skjærgård og kyststrøm) i soner.
- b. En punktvis utvelgning av resipientmessig viktige nærområder.

3.1. Inndeling av skjærgårds- og kyststrømsonen

Den 300 km lange kystlinjen fra Svenskegrensen til Lindesnes er delt inn i 9 områder, hovedsakelig bestemt av utløpene av de større vassdragene. Se fig 3.1. Det tilhørende nedbørfeltet representerer en stor del av NORGE: Ca. 100 000 km² med ca. 2,2 mill. innbyggere.



Figur 3.1 Den aktuelle kyststrekning med tilhørende nedbørfelt og byer ved kysten. Kyststrekningen delt i 9 soner.

Nedenfor er gitt en oversikt over de 9 sonene med angivelse av beliggenhet og viktige forurensningskilder som byer ved kysten og hovedvassdrag.

Tabell 3.1 Beskrivelse av 9 soner langs Skagerrakkysten

Sone 1, Svenskegrensen - Missingen
Fylke: Søndre Østfold
Kystbyer: Halden, Sarpsborg, Fredrikstad
Vassdrag: Glomma, Haldenvassdraget
Sone 2, Missingen - Fulehuk, med hele Oslofjorden innenfor
Fylker: Østfold, Akershus, Oslo, Buskerud, Vestfold
Kystbyer: Moss, Oslo, Drammen, Holmestrand, Horten, Tønsberg
Vassdrag: Drammensvassdraget
Sone 3, Fulehuk - Nevlunghavn
Fylke: Søndre Vestfold
Kystbyer: Sandefjord, Larvik, Stavern
Vassdrag: Numedalslågen, Aulielva, Farris
Sone 4, Nevlunghavn - Melby
Fylker: Vestfold, Telemark
Kystbyer: Porsgrunn, Skien, Brevik, Langesund
Vassdrag: Skiensvassdraget
Sone 5, Melby - Jærnestangen
Fylke: Telemark
Kystbyer: Kragerø
Vassdrag: Kragerøvassdraget
Sone 6, Jærnestangen - Flosta
Fylke: Aust-Agder
Kystbyer: Risør, Tvedestrand
Vassdrag: Gjerstadelva, Storelva
Sone 7, Flosta - Homborsund
Fylke: Aust-Agder
Kystbyer: Arendal, Grimstad
Vassdrag: Nidelva
Sone 8, Homborsund - Svensheia
Fylker: Aust-Agder, Vest-Agder
Kystbyer: Lillesand, Kristiansand
Vassdrag: Tovdalselva, Otra
Sone 9, Svensheia - Lindesnes
Fylke: Vest-Agder
Kystbyer: Mandal
Vassdrag: Søgneelva, Mandalselva, Audna

Oslofjorden er en viktig del av det aktuelle kystområdet. Omtrent

1/3 del av Norges befolkning sogner avløpsmessig til Oslofjorden. Denne fjorden er stor og komplisert med mange sidearmer og avstengte områder. Det kunne for så vidt være aktuelt å dele den inn i flere soner. I mange av lokalområdene av Oslofjorden har det imidlertid nylig vært gjennomført til dels omfattende undersøkelser av resipientssituasjonen. Ferske rapporter behandler tilstand, tilførsler og behovene for utslippskontroll. En samlet fremstilling av all informasjonen ble presentert i en Hovedrapport høsten 1990 (Baalsrud og Magnusson, 1990).

I samsvar med inndelingen og vurderingene i Hovedrapporten for Ytre Oslofjord er den delt i de tre sonene:

- Sone 1 Søndre Østfold
- Sone 2 Oslofjorden til Missingen-Fulehuk
- Sone 3 Søndre Vestfold

3.2. Inndeling av avstengte områder

På hele den 300 km lange kyststrekningen finnes det en rekke mer eller mindre avstengte sjøvannsområder. Særlig ømfintlige for påvirkning er terskelfjordene. I flere av disse er vannfornyelsen så begrenset at bunnvannet fra naturens side kan ha sterkt redusert oksygeninnhold, eller sogar være råttent. Eksempler på det er Hellefjorden, Sønedeledspollen, Tvedestrandsfjorden, Trysingsfjord og Sniksfjord (Strøm, 1936).

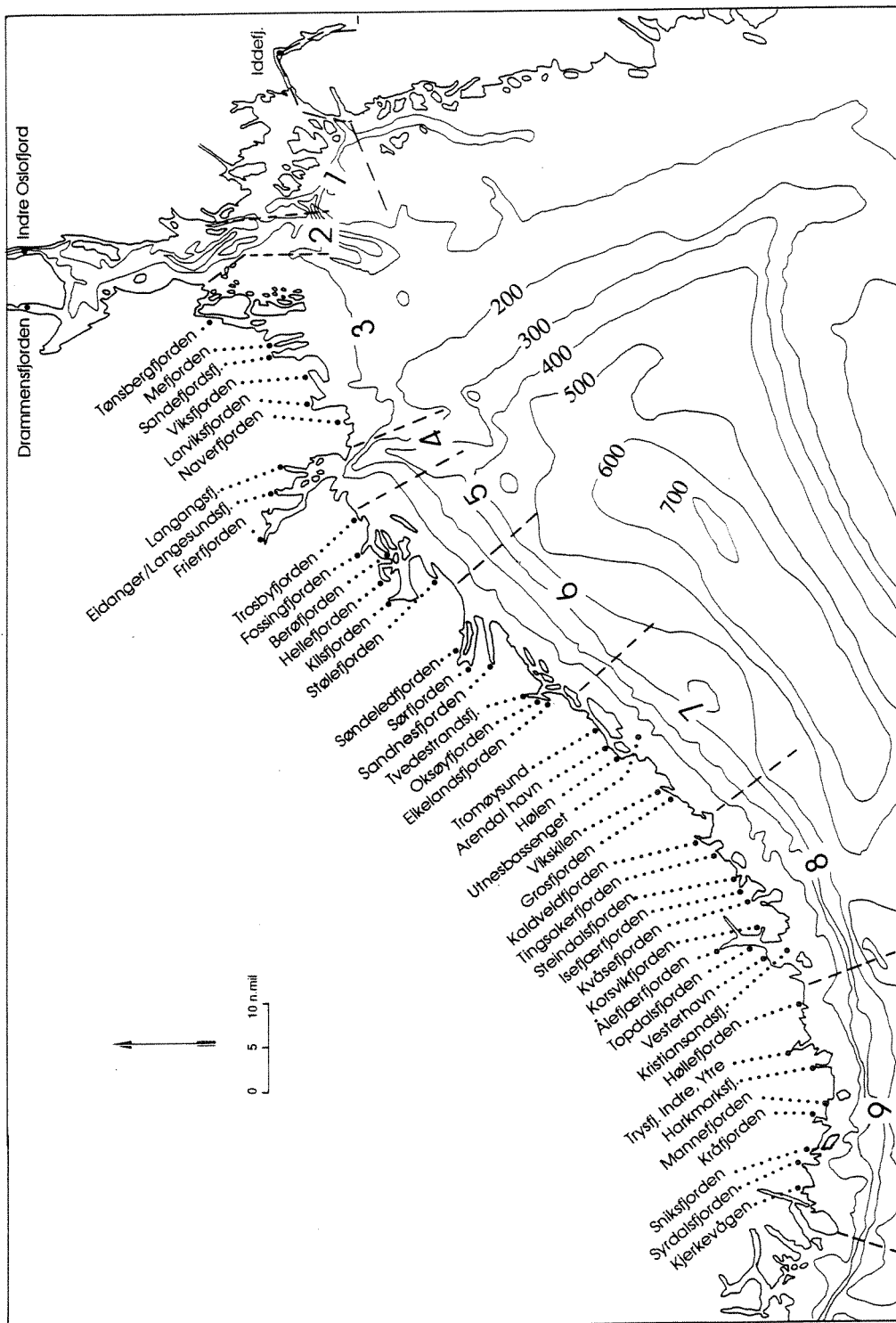
Innenfor hvert av de 9 kystsoneområdene er det plukket ut avstengte sjøvannsområder hvor det kan ventes at lokale forurensningseffekter har oppstått eller kan komme. Det ble funnet 120 sjøområder som var så avgrenset, dels med terskler, at det kunne ventes spesiell ømfintlighet overfor forurensninger. Så ble antallet redusert, idet områder med sjøflate mindre enn 0,5 km² ble utelatt. Noen få fjorder som enten var meget lite belastet eller som var så avsondret at de falt utenfor den praktiske rammen, ble også tatt bort.

Det endelige antallet vurderte fjorder er 48.

Det betyr at en rekke små bukter og poller ikke er kommet med. Mange av disse fortjener oppmerksomhet i forurensningssammenheng. Felles for dem alle er imidlertid at de ikke tåler tilførsler. Der hvor ikke utløp av vassdrag sørger for hyppig vannfornyelse, bør slike små og avstengte sjøresipienter skjermes mot enhver tilførsel av forurensninger.

Utvalget av avstengte områder er gjort i samråd med SFT.

En oversikt er gitt i figur 3.2 og tabell 3.2



Figur 3.2 48 utvalgte nærrområder på den aktuelle kyststrekningen.

Tabell 3.2 9 kystsoner med 48 utvalgte nærområder.

SONE	NAVN	KOMMUNE	FYLKE
1	Iddefjorden Hvalerbassenget	Halden	Østfold Østfold
2	I. Oslofjord Drammensfjorden	Flere Flere	Flere Buskerud
3	Tønsbergfjorden Mefjorden Sandefjordsfjorden Viksfjorden Larviksfjorden Naverfjorden	Tønsberg Sandefjord Sandefjord Larvik Larvik Larvik	Vestfold Vestfold Vestfold Vestfold Vestfold Vestfold
4	Langangsfjorden Eidanger-/Langestj. Frierfjorden	Porsgrunn Porsgrunn Flere	Telemark Telemark Telemark
5	Trosbyfjorden Fossingfjorden Hellefjorden Kilsfjorden	Bamble Kragerø Kragerø Kragerø	Telemark Telemark Telemark Telemark
6	Søndeledfjorden Sørfjorden Sandnesfjorden Tvedestrandsfjorden Oksøyfjorden Eikelandsfj.	Risør Risør Risør Tvedestrand Tvedestrand Moland	Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder
7	Tromøysund Arendal havn Utnesbassenget Grosfjorden Vikkilen	Flere Arendal Hisøy Grimstad Grimstad	Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder
8	Kaldvellfjorden Tingsakerfjorden Steindalsfjorden Isefjærfjorden Kvåsefjorden Korsvikfjorden Ålefjærfjorden Topdalsfjorden Vesterhavn Kristiansandsfjorden	Lillesand Lillesand Lillesand Lillesand Lillesand Kristiansand Kristiansand Kristiansand Kristiansand Kristiansand	Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder Aust-Agder Vest-Agder Vest-Agder Vest-Agder Vest-Agder Vest-Agder
9	Høllefjorden Trysfjord, ytre Trysfjord, indre Harkmarksfjorden Mannefjorden Sniksfjorden Syrdalsfjorden Kjerkevågen	Søgne Søgne Søgne Mandal Mandal Lindesnes Lindesnes Lindesnes	Vest-Agder Vest-Agder Vest-Agder Vest-Agder Vest-Agder Vest-Agder Vest-Agder Vest-Agder

4. TILSTANDSBESKRIVELSE

4.1. De fri vannmasser

Det er en utbredt oppfatning at Skagerrak er et produktivt havområde, og at det foregår en betydelig sedimentering av alger og annet biologisk materiale i området mellom Danmark, Sverige og Norge. Dette skyldes antagelig for en stor del at Østre Skagerrak er et "upwellings"-område hvor en direkte undersjøisk havstrøm fra Atlanterhavet blander seg med overflatevannet. Tilskudd av forurensninger via Kattegat-strømmen fra Østersjøen og Jyllandstrømmen fra Tyskebukt bidrar til økt produksjon av alger, uten at det ennå kan sies med hvor meget.

Når man følger kyststrømmen fra Oslofjorden og rundt det sydlige Norge, vil brakkvanns-karakteren avta (saltholdigheten øke). Enkle overslag viser at samtidig vil forurensningsgraden minke, og i praksis være vanskelig å måle.

Giftige alger har i de senere år tiltrukket seg stor oppmerksomhet. Mange observasjoner tyder på at de forekommer oftere, i større mengder og over en større del av året enn tidligere. Det er fremsatt hypoteser om at tilførsler av næringssalter har vært en medvirkende faktor til dette. Dels kan det tenkes at en høyning av næringssaltnivået i seg selv har hatt betydning, dels at en forskyvning av forholdet mellom nitrogen og fosfor har vært viktig. Selv om disse hypoteser er ubesvart, bør muligheten for at de er riktige ikke forkastes. Det vises her til egne rapporter om disse forhold, Thaulow m.fl., 1990, Erga m.fl., 1990.

Det foreligger en betydelig mengde oseanografiske data fra fjorder og skjærgårdsområder i det aktuelle kystområdet. Det er usikkert om det materialet som foreligger, er av en slik karakter og kvalitet at en fremstilling med sikte på å vise endringer med tiden og endringer langs kysten er mulig. Følgende parametre har spesiell interesse:

Saltholdighet. Overflatelagets saltinnhold gir informasjon om brakkvannssituasjonen som igjen gir informasjon om hvor fort tilført ferskvann blandes med sjøvann, som igjen har betydning for bedømmelsen av oppholdstiden i det aktuelle lokalområdet. Overflatevannets saltholdighet kan variere mye på kort tid. Størst betydning har den lokale ferskvannstilførsel hvor det øverste laget i flomtiden kan være sterkt ferskvannspreget. Kraftig vind kan likeledes føre overflatevannet bort, slik at dypere og saltere vann kommer til overflaten. På Sørlandet er det et velkjent fenomen at fralandsvind på få timer kan gi kaldere badevann. Det vil samtidig være saltere. Stort sett ligger saltholdigheten i overflatelaget mellom 20 og 30 promille.

Dypvannets saltinnhold i avstengte områder gir indikasjon på hvor bunnvannet stammer fra. Saltholdigheten i bunnvannet er alltid mindre enn 35 promille som det er vanlig å bruke som grense for å

skille atlantisk dypvann fra ferskvannspåvirket overflatevann. Dybden på terskelen og eventuelt flere terskler på rad vil bestemme egenskapene til nytt bunnvann. Det er en generell konklusjon at fornyelsen av bunnvannet skjer ved utveksling med mellomdypt vann i kystvannet utenfor.

I terskelfjordene pendler bunnvannets saltholdighet stort sett mellom 30 og 35 promille, men lavere verdier kan forekomme.

Oksygeninnhold i dypvannet. I perioder hvor avstengt bunnvann får ligge i ro, vil det skje en reduksjon av oksygenkonsentrasjonen som følge av de biologiske nedbrytningsprosesser i bunnvannet og sedimentene. Oksygenforholdene vil til enhver tid være bestemt av tiden siden siste fornyelse, graden av avstengthet og belastningen med sedimentert organisk stoff, som ledd i naturlige prosesser eller som følge av forurensninger.

I terskelfjordene kan det ofte påvises oksygenvinn og en rekke av dem har kortere eller lengre perioder med anoksiske forhold. Noen synes å ha et permanent dyplag med råttent (anoksisk) vann. Målinger som kan vise det spesifikke oksygenforbruket i forskjellige dyp, gir godt holdepunkt for å vurdere den belastningen med sedimenterende organisk stoff som dypvannet blir utsatt for.

I de fleste fjordbassengene vil oksygenforholdene vise betydelige tidsvariasjoner. Påvisning av eventuelle trender er derfor svært vanskelig uten lange og relativt tette tidsserier. Slike tidsserier er mangelvare for Sørlandskysten. Data som Statens Biologiske Stasjon Flødevigen har fra tidsrommet 1922 - 90 fra Topdalsfjorden ved Kristiansand (upublisert) og Kilsfjorden ved Kragerø (Bøhle et al., 1989) kan imidlertid tyde på en viss forverring av oksygenforholdene i disse to fjordene. Men sikkerhet for dette får man ikke uten en nærmere analyse av datamaterialet.

Innhold av næringsalter. Nitrogen og fosfor forekommer i mange former. En full beskrivelse av mengdene av de enkelte formene krever mange analyser, som det er sjelden man finner det hensiktsmessig å utføre. I denne utredningen er det viktig å kjenne potensialet for algevekst, enten algene allerede foreligger eller de kan ventes å komme. Oppmerksomheten er derfor konsentrert om totalinnholdet av nitrogen og fosfor, kalt Tot-N og Tot-P. Analysen vil da omfatte uorganiske, løste former og næringsalter bundet i organismer eller på annen måte i organisk stoff.

Innholdet av total nitrogen og total fosfor på et sted kan variere betydelig. Viktige årsaker til dette vil være

- * tilførsel av næringsrikt sjøvann (f.eks. oppstrømning av dypvann).
- * tilførsel av ferskvann, med lavt innhold av fosfor og relativt høyt innhold av nitrogen.
- * tilførsler fra land.

* biologisk produksjon som fører til at organisk bundet næringssalter fjernes fra overflatelaget av synkende plankton.

På samme måte som for oksygen betyr dette at påvisning av trender er vanskelig. I fjorder er det hittil bare påvist klare overkonsentrasjoner pga. antropogene utslipp i områder med relativt stor belastning, som Indre Oslofjord og Grenlandsfjordene. I disse fjordene har også utslippsbegrensende tiltak ført til markert lavere næringssaltkonsentrasjoner i vannmassene. Videre er det påvist betydelige konsentrasjonsøkninger omkring innlagringsdypet for dyputslipp, f.eks. innerst i Larviksfjorden (Hasle m.fl., 1990). Det er sannsynlig at samling av utslipp, rensetiltak og etablering av dyputslipp de senere år har gitt lavere næringssaltkonsentrasjoner i en rekke lokale fjordområder, men dette er hittil ikke dokumentert gjennom etterundersøkelser.

Fra kystvannet foreligger så korte dataserier at noen tidsutvikling ikke vil være mulig å påvise. Data fra Havforskningsinstituttet, Bergen, tyder imidlertid på at man iblant kan finne forhøyede næringssaltkonsentrasjoner så langt vest som til Lindesnes (Skjoldal, 1990). Årsaken antas å være stofftransport fra sør-østlige deler av Nordsjøen.

Innholdet av totalt nitrogen varierer betydelig. I det øvre vannlag ligger det ofte mellom 200 og 300 mg N/m³. Noen få verdier ligger under og en god del over. Det siste må skyldes forurensninger og er til dels eldre tall. Det er foreslått at vann med under 250 mg N er i kvalitetsklasse 1 (Rygg, 1989).

Innholdet av totalt fosfor variere også betydelig og ligger oftest mellom 10 og 20 mg P/m³. Det er foreslått at vann med under 12 mg P er i kvalitetsklasse 1 (Rygg, 1989).

4.2. Strandsonen

Det foreligger en rekke undersøkelser og data om flora og fauna i strandsonen på hard bunn. De viktigste trekk er kommentert av Erga m.fl., 1990. Materialet er ikke uten videre egnet til en sammenstilling hvor det er mulig å se utviklingen over tid eller se geografiske forskjeller. De lokale forhold, graden av eksponering mot strøm og bølger, undersøkelsesopplegg og systematikk varierer slik at det ikke har vært mulig innen de gitte rammer å foreta en faglig forsvarlig analyse av det foreliggende materiale.

Etter episoden med den giftige algen *Chrysochromulina polylepis* i mai 1988 har det vært foretatt omfattende undersøkelser langs Skagerrak-kysten for å påvise skadenes omfang og hvor fort organismesamfunnene gjenoppstår. Gjenveksten av alger på hardbunn har vært vellykket (Pedersen m.fl., 1990). Åsen (1988) har påvist at et 20-talls arter av fastsittende alger ble borte på

Agderkysten. Pågående undersøkelser viser at de arter som Åsen rapporterte som manglende, nå er tilbake (Pedersen m.fl., 1991). Biomassen ser ut til å bli høyere enn tidligere.

En interessant observasjon langs hele Skagerrakkysten er de store blåskjellforekomstene som er funnet etter algegifteepisoden i 1988 (Christie m.fl.1990). Algegiften drepte sjøstjerner og purpursnegl som normalt spiser blåskjell og holder bestanden i sjakk. Som ventet har senere store mengder sjøstjerner kommet tilbake og har tatt for seg av blåskjellene og gitt plass for reetablering av fastsittende alger. Det kan ta flere år før det blir en slags likevekt mellom alger, blåskjell og sjøstjerner. Reetableringen av purpursnegl går meget langsommere.

På stasjoner ytterst i Oslofjorden ble det observert betydelig redusert voksedyp for fastsittende alger fra 1952 til 1989 (Fredriksen og Rueness, 1990). NIVA har fått meldinger fra hobbydykkere at de kan spore en negativ utvikling i algebestandene langs kysten over noen år. Selv om sikre tegn på en viss eutrofiering ikke er rapportert, kan muligheten for det ikke utelukkes.

I mange lokale områder er det helt spesielle forhold som gjør seg gjeldende. Dels er dette naturbestemt ved f.eks. tilførsel av ferskvann som hindrer utvikling av saltkrevende arter, dels kan det skyldes at den lokale forurensningsbelastning er stor. Mange steder har utslipp tidligere spilt en stor rolle. Fra flere treforedlingsbedrifter har store mengder fiber avsatt seg på bunnen. Disse tidligere utslipp kan fremdeles påvirke bunnfaunaen og oksygenforholdene enkelte steder. Det er også foretatt inngrep med kanalisering, mudring, molobygging og veganlegg som har endret vannutskiftningen og skapt nye forhold. Det kreves både kunnskaper og erfaring for å avgjøre om tilstanden på et bestemt sted og til et bestemt tidspunkt er påvirket av forurensninger, eller om det er utslag av lokale forhold og naturbestemte variasjoner.

4.3. Bløtbunn

Bløtbunnfauna som indikator på tilstand og forurensningsgrad

Undersøkelser av marin bløtbunnfauna er særlig godt egnet til å fastslå hvordan miljøforholdene er på sedimentbunn i de dypere vannlag. Økt sedimentering av organisk materiale og eventuell oksygenmangel, endrer faunaens artssammensetning og artsmangfold.

Bløtbunnfaunaundersøkelser utføres både i åpne kystområder, i fjorder og i estuarområder, men hovedsakelig på bunnområder dypere enn der hvor primærproduksjon foregår. Faunaen ernærer seg av de organiske partikler som synker ned.

Overbelastning med organisk materiale fører til at opportunistiske arter øker sine individantall og blir dominerende

i samfunnet, mens ømfintlige arter slås ut. Artsmangfoldet blir lavere.

Den vanligst brukte indeks for artsmangfold er Shannon-Wiener's diversitetsindeks (H) (Shannon og Weaver, 1963). Indeksens laveste verdi er 0 (bare en art til stede). Bare i sjeldne tilfeller er artsmangfoldet høyere enn 6. Aschan og Skullerud (1990) brukte følgende klassifisering av indeksverdiene:

0-2: Svært lavt artsmangfold	
2-3: Lavt	"
3-4: Moderat	"
> 4: Høyt	"

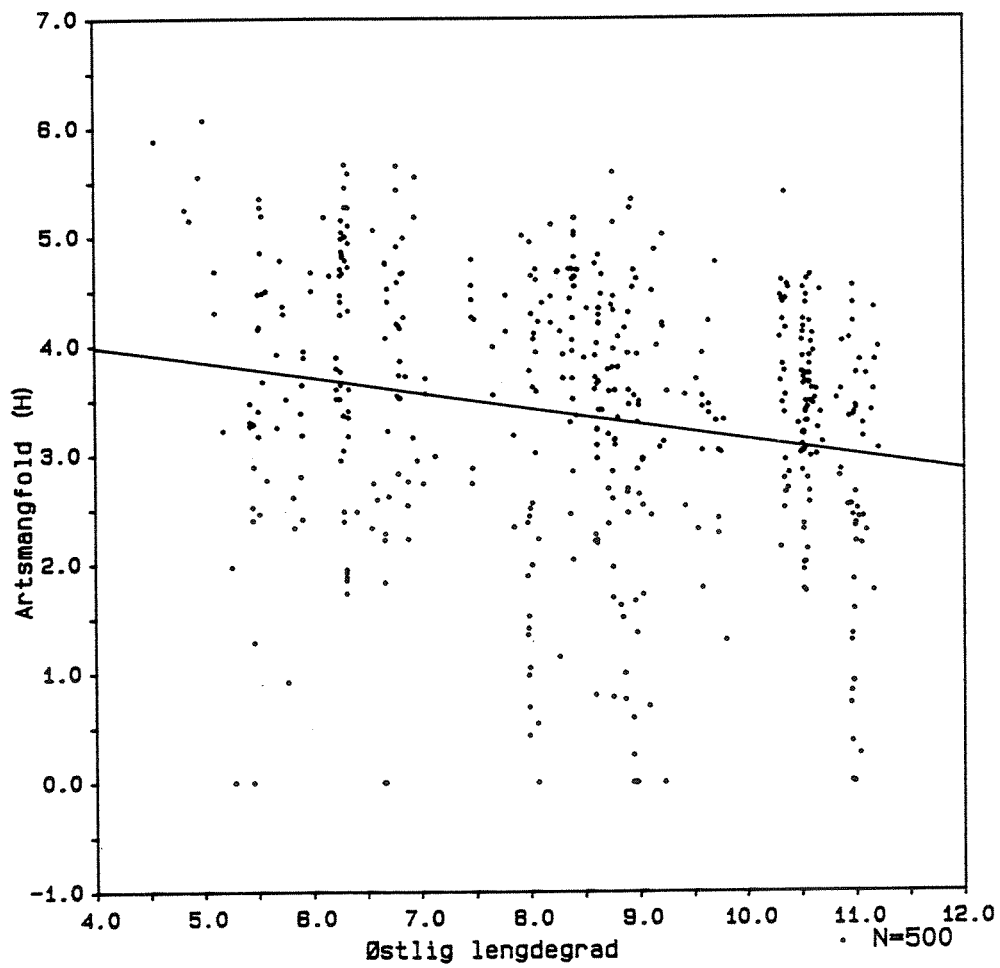
Bløtbunnfaunastasjoner i Sør-Norge

Det er gjort en sammenstilling av artsmangfoldverdiene for 320 stasjoner på strekningen Svenskegrensen til Sotra ved Bergen. Noen av stasjonene er prøvetatt ved flere tidspunkter, slik at det totale materialet omfatter 500 observasjoner. I Fig. 4.1 er H-verdiene plottet mot østlig lengdegrad og regresjonen beregnet. Selv om variasjonene er store, også innenfor korte kystavsnitt, øker H-verdiene signifikant fra øst mot vest. Dette er særlig tydelig for maksimumsverdiene (den øvre konturen av punktskyen). De lave verdiene representerer stasjoner i fjordbassenger eller nær elvemunninger. Mange av dem er påvirket av lokale forurensninger.

Det er to hovedgrupper av bløtbunnfaunasamfunn langs kysten av Sør-Norge. Fig. 4.2 viser resultatet av en likhetsanalyse basert på materiale fra 21 stasjoner innsamlet i 1990 innenfor kystovervåkingsprogrammet (Rygg, 1991). Analysen viser at faunaen vest for Farsund inneholder til dels andre arter og er mer artsrik enn faunaen øst for Farsund.

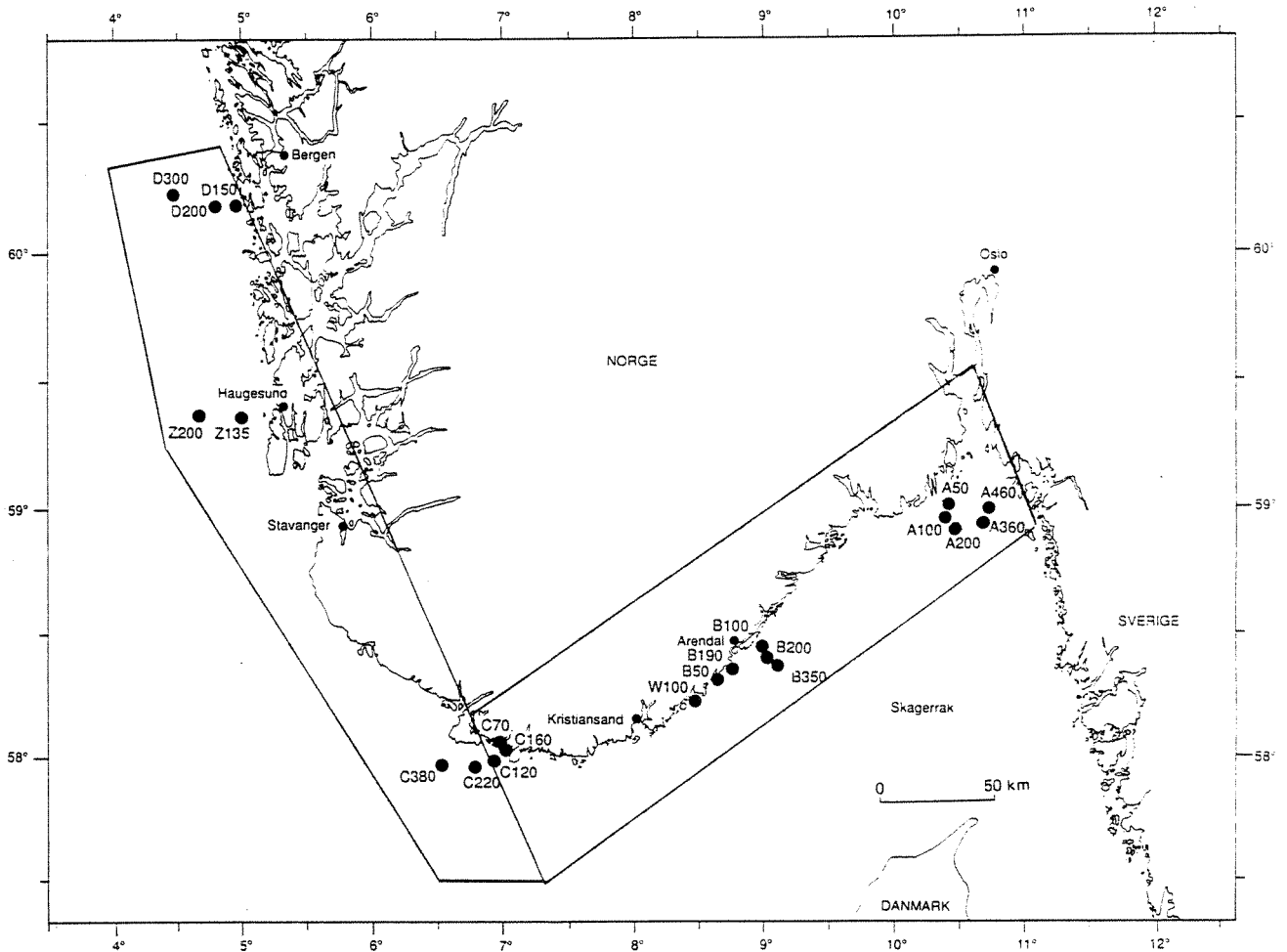
Utaskjærs stasjoner i kystovervåkingsprogrammet

På grunn av lokale utslipp og lokale særtrekk i de naturgitte forhold kan det være vanskelig å sammenligne innaskjærs stasjoner fra forskjellige kystavsnitt med hverandre (ikke alle stasjonene er representative for det kystavsnitt de ligger i). Det er derfor gjort en egen analyse av de 15 utaskjærs dype stasjoner fra kystovervåkingsprogrammet. Disse stasjonene er representative for tilstanden i større områder. Ulikheter blant disse stasjonene antas å gjenspeile reelle regionale gradienter. I Fig. 4.3 er stasjonenes artsmangfold (H) plottet mot østlig lengdegrad. Tallene i stasjonskodene angir dyp. Stasjonenes plassering er vist i Fig. 4.2.

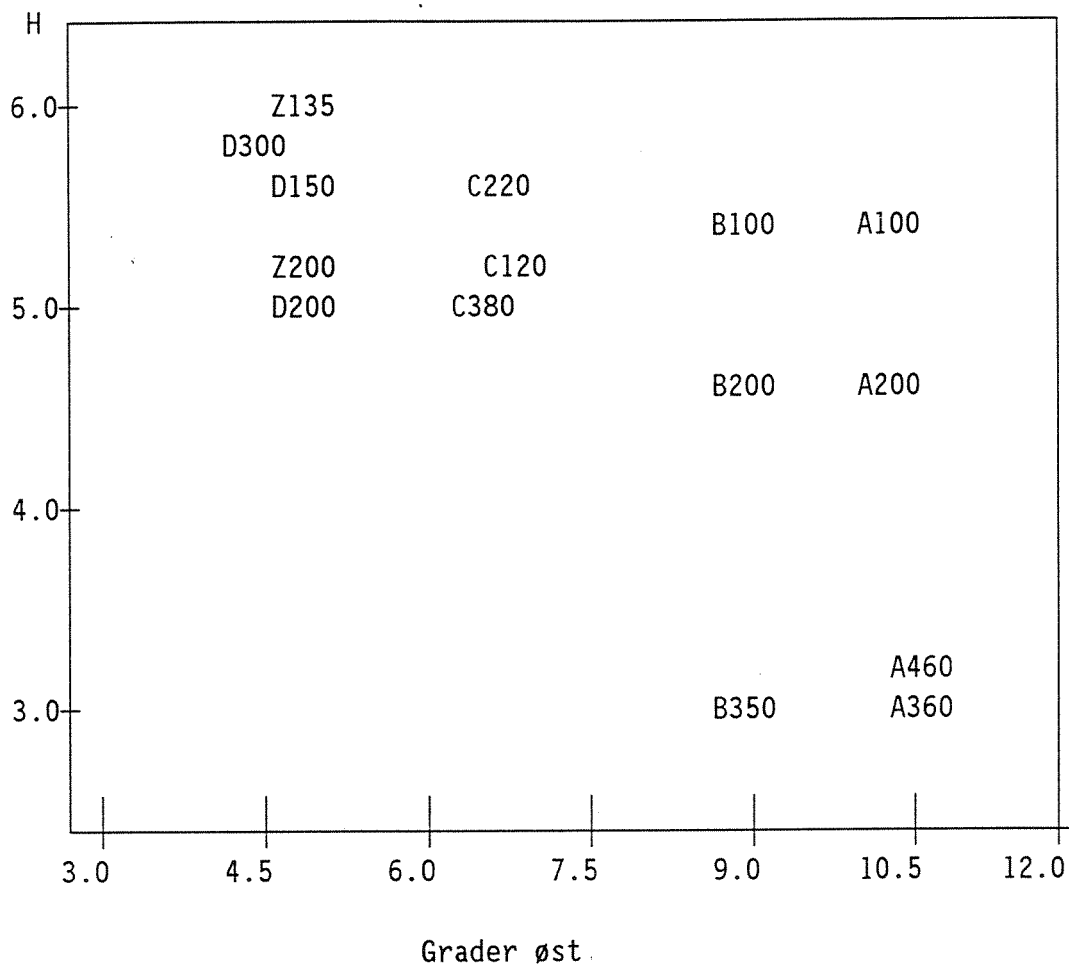


$$Y = -0.14X + 4.55 \quad R = -0.19 \quad P < 0.001 \quad SD = 0.11$$

Figur 4.1 Plott av artsmangfold (H) mot østlig lengdegrad for 500 observasjoner fra 320 bløtbunnfaunastasjoner i Sør-Norge.



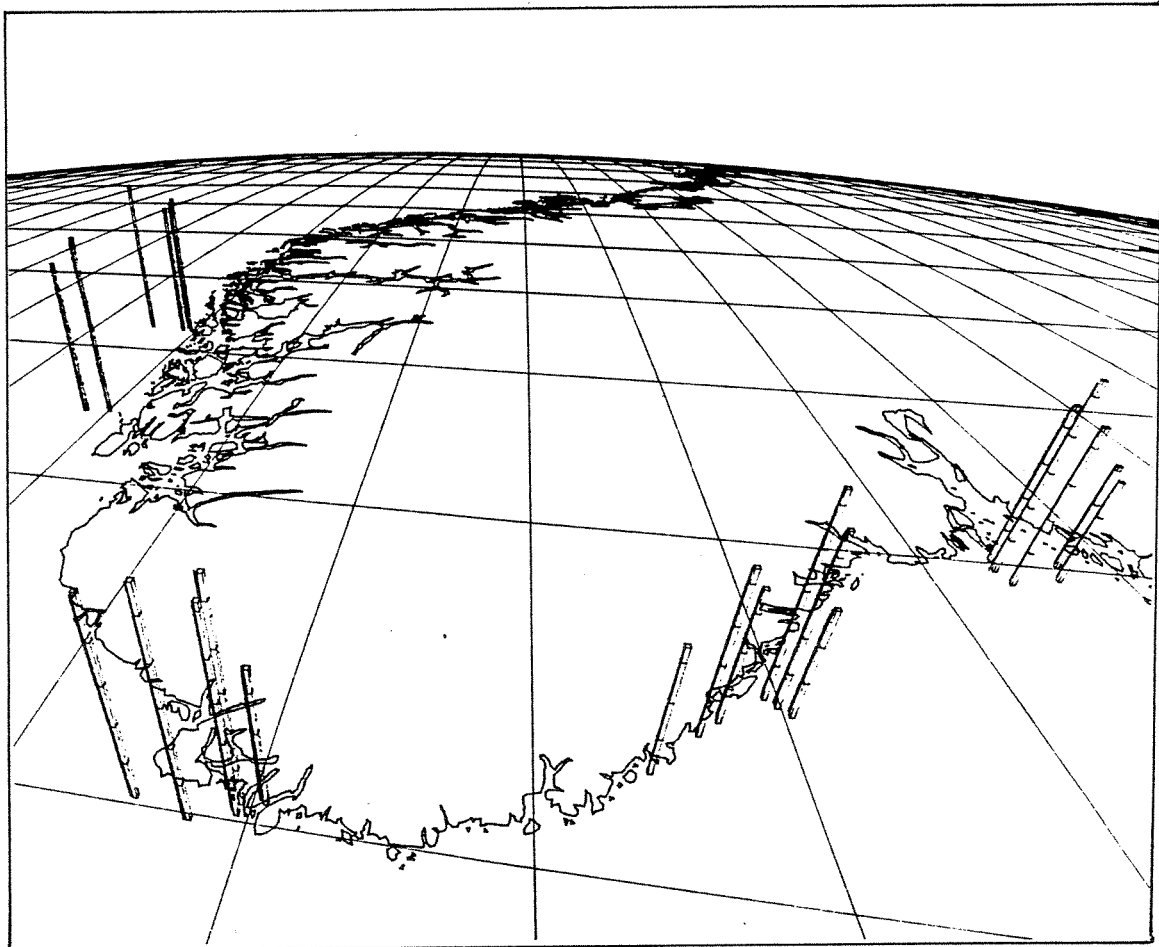
Figur 4.2 Utbredelse av to hovedgrupper av bløtbunnfaunasamfunn langs kysten av Sør-Norge. Faunaen vest for Farsund inneholder til dels andre arter og er mer artsrik enn faunaen øst for Farsund.



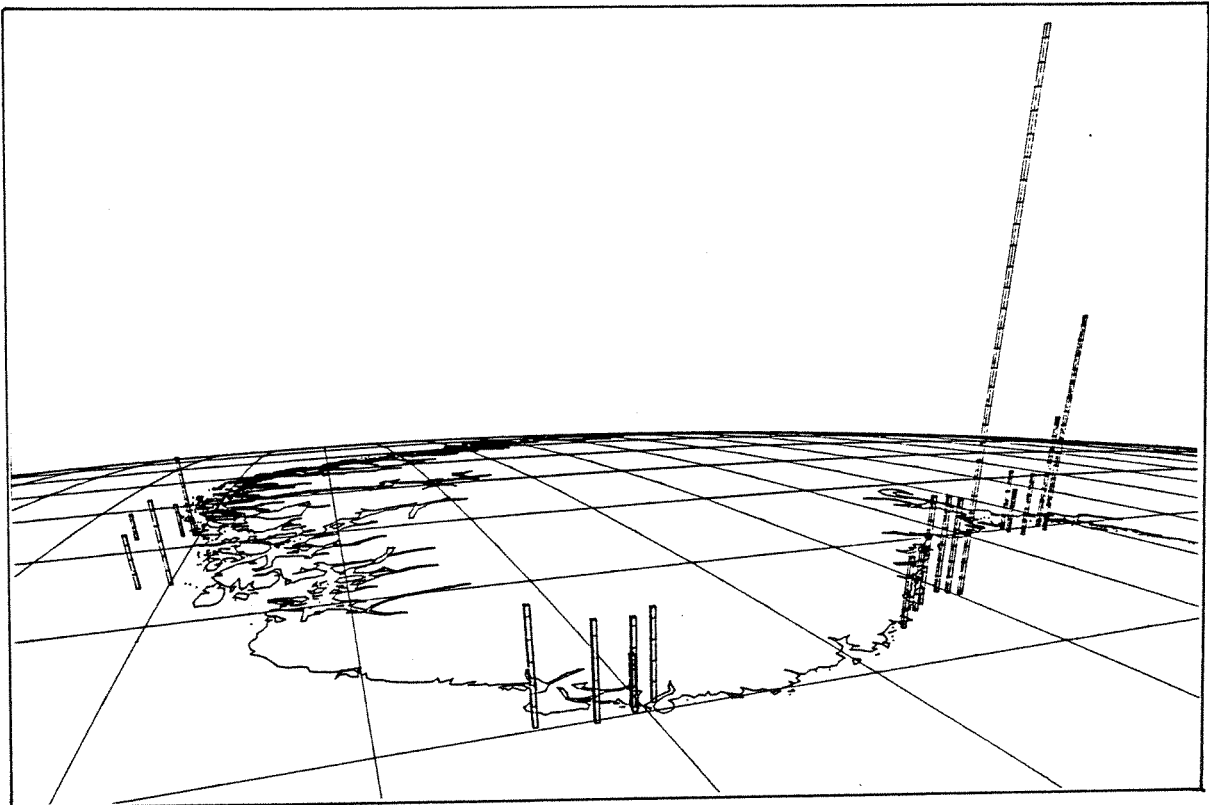
Figur 4.3 Plott av artsmangfold (H) mot østlig lengdegrad på 15 utaskjærs stasjoner på dyp 100-460 m.

Den samme tendensen, økende artsmangfold vestover, viser seg her. De tre dypstasjonene i østre Skagerrak (A360, A460 og B350) utmerker seg ved spesielt lavt artsmangfold. Resultatene er også illustrert i det "3-dimensjonale" kartet i Fig. 4.4.

Det lave artsmangfoldet på A360 og B350 skyldes tallmessig dominans av opportunistiske børstemark. Også de totale individantall og biomasseverdiene var høye, særlig på stasjon B350 utenfor Arendal (Fig. 4.5) (Rygg, 1991).



Figur 4.4 Artsmangfold på de 21 kystovervåkingsstasjonene 1990.
H-verdien er lik antall segmenter på søylene.



Figur 4.5 Individtetthet pr. 0.4 m^2 på de 21 kystovervåkingsstasjonene. Hvert segment på søylene representerer 100 individer.

Faunaens tilstand i østre Skagerrak, særlig på de ytre (dype) stasjonene, tyder på at næringstilgangen er større her, noe som må skyldes en større sedimentasjon av organiske partikler. Dette kan være forårsaket av større primærproduksjon og av hydrografiske forhold som medfører større sedimentasjonsrate.

Det er tidligere gjort en sammenstilling av eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord og lokaliteter omkring ytre Oslofjord (Magnusson og Rygg, 1988). Bløtbunnfaunaundersøkelser har vist forurensningspåvirkning i Iddefjorden, Singlefjorden, Hvaler, Mossesundet, Indre Oslofjord, Drammensfjorden, Sandebukta, Vestfjorden ved Tønsberg og i Larviksfjorden. For strekningen Grenland-Lista foreligger det en rekke rapporter som gir tilstandsbeskrivelser basert på bløtbunnfaunaundersøkelser (se bl.a. oversiktsrapporten av Erga m.fl, 1990). Særlig ble Tvedestrandsfjorden, Tromøysundet og Kristiansandsfjorden funnet å være forurensningspåvirket, dels som følge av eldre utslipp.. Flere steder fører lokale utslipp til dårlig tilstand innenfor begrensede bunnarealer, men denne tilstanden er sjelden representativ for noen større del av resipientområdet. I små influensområder med bratte gradienter har stasjonsplasseringen mer å si for tilstandsbeskrivelsen enn tilstanden i området som helhet har. Det er derfor i mange tilfeller betenkelig å karakterisere resipientområder på grunnlag av enkeltstasjoner innaskjærs, hvis en med resipientområder mener hele kystavsnitt.

I flere fjorder og poller på Sørlandet er det oksygenmangel i dypvannet som følge av naturbetinget dårlig vannutskiftning.

Diskusjon

Det er en gradient i form av økende artsmangfold fra øst mot vest. Høyt artsmangfold indikerer en bedre miljøtilstand enn lavt artsmangfold. Øst-vest gradienten i artsmangfold kan delvis skyldes mindre organisk belastning og sedimentering i vestlige områder, men også zoogeografiske faktorer (større rekrutteringsmuligheter for atlantiske arter) kan bidra til det økte artsmangfoldet vestover.

Blant de utaskjærs stasjonene i østre Skagerrak er artsmangfoldet lavest på de ytre (dype) stasjonene. Disse stasjonene bærer også preg av en betydelig sedimentering av organiske partikler. Individantall og biomasse er forhøyet, særlig på 350 m dyp utenfor Arendal.

Det er større behov for å forbedre tilstanden i de østlige og dype deler av Skagerrak enn i de grunne og/eller vestlige områder, dersom det settes samme krav til miljøkvalitet over hele området. For mange av de innaskjærs stasjonene er tilstanden betinget av lokale forhold uavhengig av den generelle øst-vest gradienten.

5. TILFØRSEL AV NITROGEN OG FOSFOR

NIVA har etter oppdrag fra SFT laget et eget dataprogram for en teoretisk beregning av forurensningstilførslene (Tjomsland, 1991). Tilførslene er beregnet for et stort antall statistikksoner, som tildels ligger langs kysten. Sonene langs kysten er nesten alltid betydelig større enn de lokalområdene som er valgt. Det har derfor vært nødvendig å foreta en skjønnsmessig fordeling innen kystsonene for å anslå tilførslene av ferskvann og næringssalter til de enkelte avstengte områdene.

Det skjer stadig endringer i tilførslene fra tettstedene og industrien. Det bygges stadig nye avløpsanlegg som samler avløpsvannet fra større områder og til færre utslippssteder. Det er bygget renseanlegg og mange dypvannsutslipp. I industrien er det gjennomført prosessomlegginger og bygget renseanlegg. Ved disse tiltakene er tilførslene blitt redusert i mengde og resipientene er blitt belastet på nye måter. Ytterligere tiltak er under planlegging mange steder.

Mange av utslippene er så nye at vi ikke kan vente at resipientene har klart å reagere på de nye forholdene. Det tar en viss tid før strandsonene og dypbunnen er vent tilbake til mer naturlige tilstander etter at belastningen er borte. Det kan derfor flere steder være et misforhold mellom dagens utslippssituasjon og de resipienttilstander som er rapportert. Disse forholdene er ikke med i vurderingene her, idet det forutsettes at det er likevekt mellom tilførsler og resipienttilstand.

I vassdragsdelen av Tiltaksanalysen (Ibrekk m.fl., 1991) er det innført retensjonsberegninger. Også i sjøen og kystvannet skjer det retensjon og annet tap av næringssalter. Dels er det partikler som synker til bunns uten at næringssaltene blir tilbakeført til vannet, dels skjer det en denitrifikasjon som i lukkede og belastede fjordsystemer kan anslås til 20 - 50%. Det er antatt at denitrifikasjonen hovedsakelig skjer i sedimentfasen og at den stimuleres av tilførsel av organisk stoff (Erga m.fl., 1990).

Det er valgt å se bort fra retensjon og denitrifikasjon i sjøvannet. Det betyr at nitrogen og fosfor er behandlet som konservative stoffer som uten tap transporteres videre og fordeler seg i de vannmassene som denne utredningen omhandler.

Vannet i Skagerrak og den norske kyststrøm er forurenset med næringssalter fra andre land. Vannet i den baltiske strøm og Jyllandstrømmen kan transportere betydelige bidrag fra Mellom-Europa, Øst-Europa og andre nordiske land. Mye av dette vil sedimentere ut undervis og resten bli blandet med store mengder relativt rent Atlanterhavsvann i den nordøstlige del av Skagerrak. Det har hittil ikke vært tilgjengelige data og modeller for å anslå hvor stort bidraget er når vannet når frem til norskekysten. Vi har derfor både i denne og tidligere vurderinger sett bort fra bidraget, selv om vi vet det er der.

Tabell 5.1 viser de anslåtte tilførslene av nitrogen og fosfor til de 48 utvalgte nærområdene. I egne kolonner er angitt det antropogene bidraget, det vil si tilførsler fra befolkning, industri og landbruk.

Tabell 5.1 Total-tilførsel og antropogenbettinget tilførsel av nitrogen (N-antr.) og fosfor (P-antr.) til 48 utvalgte nærrområder. Tall for 1990, dels 1991. Antatt dyp og oppholdstid for overflatelaget.

NAVN	FOSFOR tonn/år	NITROGEN tonn/år	FOSFOR ANTROP. tonn/år	NITROGEN ANTROP. tonn/år
<i>Iddef jorden</i>	35	1295	22.0	635
<i>Hvalerbassenget</i>	450	14445	284	9245
<i>I. Oslof jord</i>	123	4023	103	3651
<i>Drammensf jorden</i>	151	4745	108.0	2705
<i>Tønsbergf jorden</i>	42	833	39.0	707
<i>Mef jorden</i>	0.5	4	0.4	3
<i>Sandef jordsf jorden</i>	30.8	281	4.0	172
<i>Viksf jorden</i>	9	50	8.0	47
<i>Larviksf jorden</i>	56	1577	41.0	789
<i>Naverf jorden</i>	0.6	15	0.4	10
<i>Langangsf jorden</i>	0.8	19	0.5	10
<i>Eidanger-/Langesf j.</i>	4.6	90	3.5	60
<i>Frierf jorden</i>	115	5150	74.0	3230
<i>Trosbyf jorden</i>	0.3	9	0.2	5
<i>Fossingf jorden</i>	0.4	10	0.1	3
<i>Hellef jorden</i>	0.7	12	0.5	5
<i>Kilsf jorden</i>	6.5	304	2.9	52
<i>Berøf jorden</i>	6	35	0.35	30
<i>Sønedeledf jorden</i>	3.3	195	2.0	43
<i>Sørf jorden</i>	0.6	25	0.4	17
<i>Sandnesf jorden</i>	4	144	2.0	34
<i>Tvedestrandsf jorden</i>	1	11.5	0.8	8
<i>Oksøyf jorden</i>	1	22	0.6	13
<i>Eikelandsf j.</i>	0.9	22	0.6	13
<i>Tromøysund</i>	3.9	61	3.5	36
<i>Arendal havn</i>	18.7	510	8.9	142
<i>Hølen</i>	6.4	405	2.9	49
<i>Utnesbassenget</i>	27	1120	18.0	157
<i>Grosf jorden</i>	8	32	7.8	26
<i>Vikkilen</i>	0.2	4	0.2	3
<i>Kaldvellf jorden</i>	1.5	60	1.2	35
<i>Tingsakerf jorden</i>	5	25	3.8	15
<i>Steindalsf jorden</i>	0.5	10	0.3	3
<i>Isefjærf jorden</i>	1	20	0.8	16
<i>Kvåsef jorden</i>	0.8	15	0.7	12
<i>Korsvikf jorden</i>	0.4	40	0.3	28
<i>Ålefjærf jorden</i>	0.7	14	0.6	4
<i>Topdalsf jorden</i>	16	733	6.0	86
<i>Vesterhavn</i>	6.4	131	5.5	120
<i>Kristiansandsf jorden</i>	41	1610	27.0	402
<i>Høllef jorden</i>	10.8	158	9.6	84
<i>Trysf jord, indre</i>	0.4	3	0.2	1
<i>Trysf jord, ytre</i>	0.4	7	0.3	2
<i>Harkmarksf jorden</i>	0.6	18	0.3	3
<i>Mannef jorden</i>	15	820	2.5	66
<i>Sniksf jorden</i>	5.2	213	3.1	58
<i>Syrdalsf jorden</i>	0.1	10	0.1	2
<i>Kjerkevågen</i>	0.2	3	0.2	2

6. DE FYSISKE FORHOLD, FORTYNNING OG OPPHOLDSTIDER

I foreliggende rapport inngår betraktninger om utskiftingsmekanismer kyst-fjord, og om kystvannets bidrag til stoffbudsjettet i resipientene. Kystvannet kan være både "kilde" og "sluk" i næringssalttransporten mellom fjord (resipient) og kyst. Problemstillingen krever kunnskap om en rekke prosesser og egenskaper.

I dette kapitlet omtales først Kyststrømmen, og dens sannsynlige betydning som stofftransportør og som "trigger" for vannutskifting i fjorder og kystfarvann.

SKAGERRAK defineres som en del av Nordsjøen. Nordsjøen refereres vanligvis med et totalt areal på 575,000 km², og totalt volum 47,000 km³ (Gerlach, 1988). Av dette utgjør Skagerrak om lag 30,000 km² (område østenfor linje Lindesnes-Hanstholm) og 6,000 km³. Skagerrak utgjør således bare om lag 5% av Nordsjøens areal, og 13 % av volumet (forholdsmessig større volumandel pga. de dype områdene i Skagerrak).

6.1. Kyststrømmens hydrografi

Kyststrømmen er en fortsettelse av den Baltiske Strøm, som har sitt opphav i Østersjøen. Derfra kommer ca. 500 km³ ferskvann pr. år, tilsvarende ca. 16000 m³/s (Mork m. fl. 1976). Jyllandstrømmens ferskvannsbidrag er ukjent. Den svenske vestkysten bidrar med tilførsler av størrelsesorden 40 km³ ferskvann/år (1280 m³/s). Norske bidrag på kystlinjen t.o.m. Vest-Agder er av størrelsesorden 67 km³/år, tilsv. 2100 m³/s.

Kyststrømmen er en tetthetsstrøm, dvs. at den drives/opprettholdes på grunn av vannets lavere tetthet i forhold til omgivelsenes (Mork, 1981, Stigebrandt og Aure, udatert). I tillegg til dette opprettholdes strømmen ved horisontale trykkgradienter pga. overflatehelling, og den modifiseres bl. a. av jordrotasjonen (Coriolis kraften).

Kyststrømmens T-S (temperatur-saltholdighet) karakteristikk defineres gjerne ut fra tilstøtende vannmassers karakteristikk. Langs Vestlandskysten skilles det gjerne mellom Atlanterhavsvann (S > 35.0), Kyststrømmsvann (S < 34.0), samt et mellomliggende blandingsvann ("Trench Water"). På Skagerrakkysten har Kyststrømmen lavere salinitet (rundt 25 o/oo i overflaten). Det er hensiktsmessig å nyansere noe mellom vinter og sommersituasjon. Også for temperatur må det defineres ulike sommer- og vinterregimer for de to sistnevnte vannmasser. Generelt er Kyststrømmen på Skagerrakkysten smalere og har lavere salinitet og lavere

temperatur (om vinteren) enn på Vestlandskysten.

Grensene mellom vannmassene i Kyststrømmen og tilstøtende vannmasser observeres som karakteristiske gradientsoner. I praksis er dette et sprangsjikt, med karakteristisk forskjellige vannmasser over og under. Den horisontale grensen kystvann til havvann kalles gjerne et frontområde (fig. 6.1). Dette området karakteriseres av tydelige horisontale gradienter i salinitet, tetthet og eventuelt temperatur. Strømmen kan være sterkest i dette området ("jet-sonen", indikert med større sirkler i fig. 6.1).

Kyststrømmen kan betraktes som et statistisk fenomen, som opptrer markert størstedelen av tiden. Strømmen påvirkes naturligvis av meteorologiske drivkrefter, av endringer i tilrenning fra land og av endringer i storstilt sirkulasjon i tilstøtende havvann (Mork, 1981).

Tidvis (men relativt sjelden) kan strømmen stoppe helt opp eller sogar reverseres en periode. Dette er observert på Skagerrakkysten (Aure og Sætre, 1981). Under SKAGEX-programmet i 1990 skjedde en liknende blokkering (med NV vind). Kyststrømsvannet ble da fortrent langt sørover, nesten inn til danskekysten. I tilknytning til dette var det en tydelig upwelling av tungt N- og P-rikt vann inne ved Sørlandskysten. Kontinuerlige strømmålinger innenfor samme program avslørte stabil sørvestgående strøm (langs Sørlandskysten) fra 20 meter dyp til 230 meters dyp. Middelstrømstyrken i 100 meter (15 cm/s) var ca. halvparten av styrken i 20 meter.

Øvre lag (0-20 meter) er mest vindpåvirket. Dette laget har derfor størst variasjon i strøm/hydrografi (jæmfør Rodhe, 1987). I hvor stor grad dette rokker ved det alminnelige bildet av Kyststrømmen som en relativt stabil transportør av lav-salint vann langs Sørlandskysten er uklart.

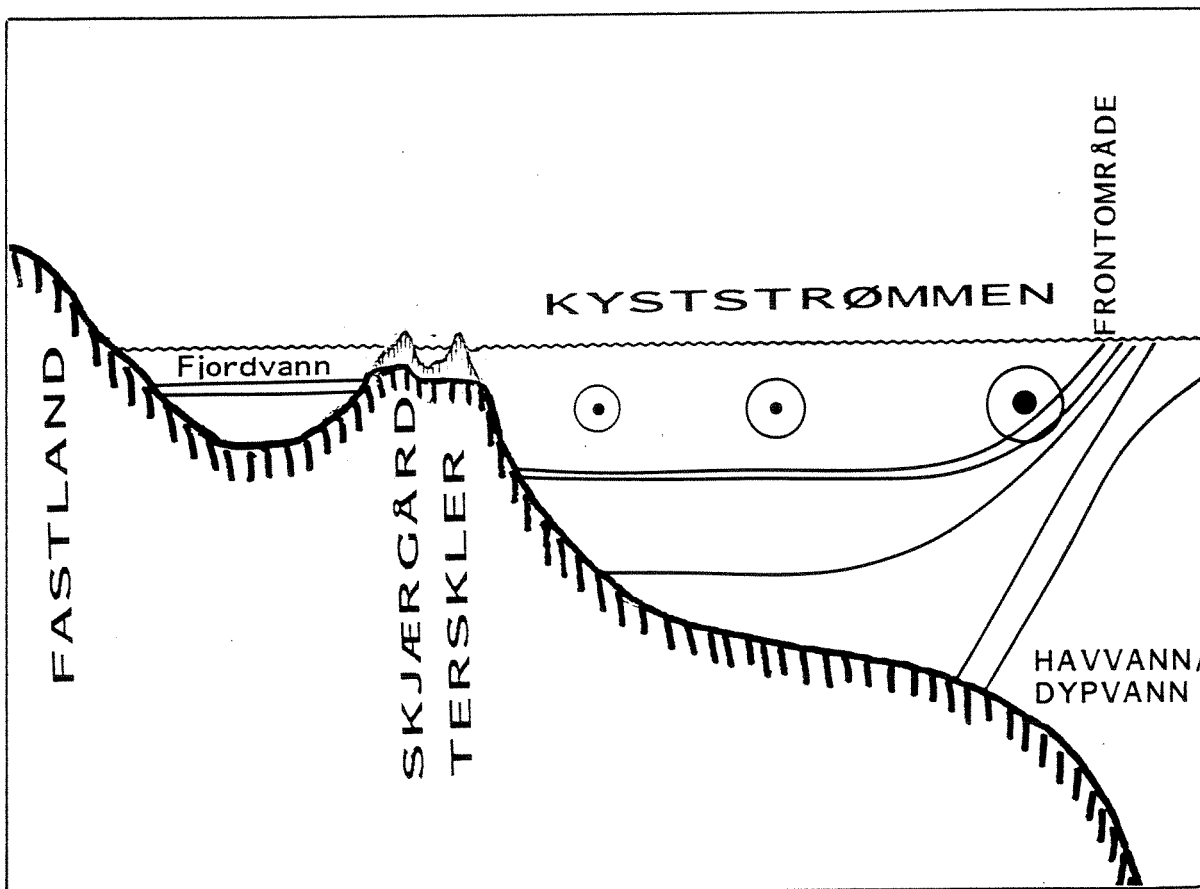
Upwellingsepisoder eller andre episoder som nevnt ovenfor medfører ofte tydelige endringer i T-S karakteristika for vann utenfor fjordterskler. Dette kan påskynde utskifting i terskelbasseng på Sørlandskysten (Stene, 1989). For transport av stoff (fra fjord til kyst) som er akkumulert over tid i fjordenes dypvann, kan slike episoder spille en viktig rolle, selv om de bare forekommer sporadisk.

Kyststrømmens laterale utstrekning varierer over året. Den er smalest om vinteren, med en bredde av størrelsesorden 50 km utenfor Vestlandet (Sætre, 1978). Dybden av strømmen kan der være 80-100 meter. Om sommeren breier strømmen seg lenger utover fra kysten (100 km), og blir sterkere stratifisert. Dybden er mindre enn om vinteren (20-40 meter).

På Skagerrakkysten kan kystvannet om sommeren spores til 75 meters dyp, og hovedtyngden av strømmen kan ligge innenfor 18 kilometer fra land (Aure, 1978). Rodhe (1987) bemerker at det langs Sørlandskysten må skilles mellom Kyststrømmen i seg selv, og lav-saline vannmasser. Sistnevnte har gjerne en langt større utbredelse fra kysten enn selve (kjernen av) Kyststrømmen. Derfor

kan transportestimer basert på "budsjett-metoder" og hydrografiske snitt gi for store verdier.

Vanntransporten i Kyststrømmen utenfor Langesund ble beregnet av Aure (1978) til ca. $0.4 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ (i juni 1974) og $0.35 - 0.4 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ (november 1974), på grunnlag av strømmålinger. Utenfor Bergen er transporten om vinteren blitt anslått til $0.3 - 0.5 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ (mars 1974), (Buckley og Gammelsrød, 1979), og ca. $1 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$ (middel for perioden 30/1 - 31/3 1979), (Hackett, 1982). Nyere målinger med ADCP vestenfor Bergen indikerer en transport i øvre 100 meter på $0.9 \text{ mill m}^3/\text{s}$ (1986, Golmen og Mork, 1988)



Figur 6.1 Skisse som viser trekk ved en tetthetsdrevet, geofysisk kyststrøm.

I august 1988 ble det målt strøm med ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) utenfor Telemarkskysten (Dahl, 1990). Transportanslaget lød på $0,7 \cdot 10^6$ m³/s. Rodhe (1987) anslo transporten til $0,5 \cdot 10^6$ m³/s, hvorav $0,35 \cdot 10^6$ m³/s utgjorde transport i "fotosyntesesonen". ADCP-målinger fra mai-juni 1990 på snittet Kristiansand-Hanstholm indikerte en transport på fra 0.4 til over 1 mill m³/s over en 2-3 ukers periode (E. Svendsen, H.I., pers. komm.). Dette relativt store tallet inkluderer også transport sørvestover av dypereleggende vann, med T-S karakteristikk som grenser opp til Atlanterhavsvannets, og som derfor faller utenfor vanlig definisjon av Kyststrømsvannet. En slik stabil dyperegående strøm (i alle fall ned til 200 meters dyp) framgår også av andre målinger, bl.a. målinger i perioden 1975-1977 (Rodhe, 1987). I dypbassenget i Skagerrak er det en syklonisk (geostrofisk) sirkulasjon av permanent karakter.

Det vil være store tidsvariasjoner for transporten. SKAGEX målingene fra 1990 viser dette. I perioden 31/1 - 31/3 1979 varierte nettotransporten mellom $3 \cdot 10^6$ m³/s nordgående og $0.5 \cdot 10^6$ m³/s sørgående. $0.4 \cdot 10^6$ m³/s for transporten av typisk Kyststrømsvann på Skagerrakkysten synes imidlertid å være et rimelig utgangspunkt for våre foreløpige betraktninger. Det kan være aktuelt å skille mellom transport i den lyspåvirkede sonen (eufotisk sone) og dypere nede. Om en regner at denne sonen strekker seg ned til 20 meter, vil transporten i denne sonen bli omtrent halvparten av det ovenfornevnte tallet, dvs. ca. $0.2 \cdot 10^6$ m³/s.

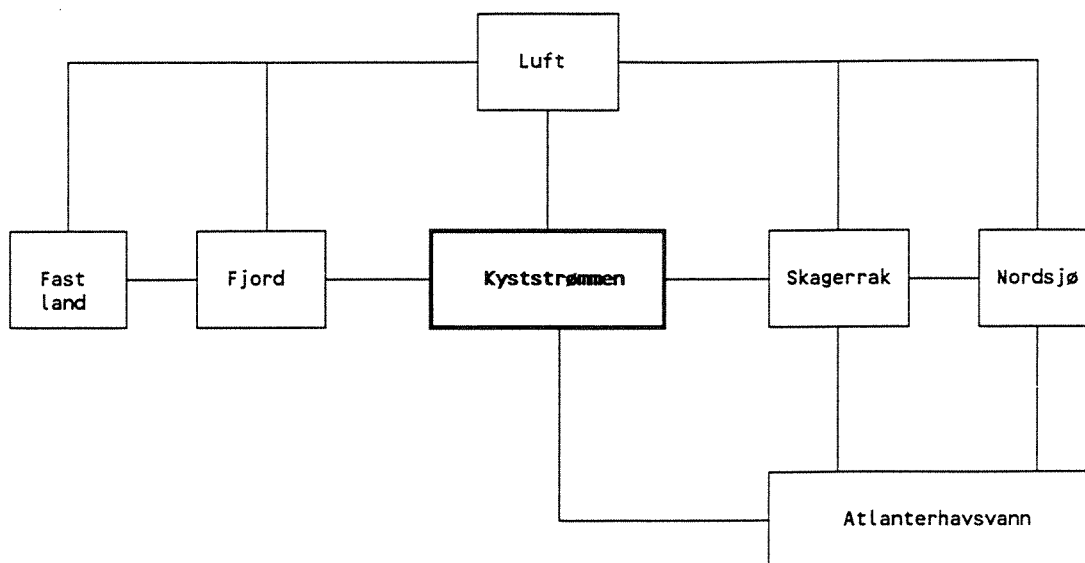
6.2. Stoffutveksling og blanding med tilstøtende vannmasser

Kyststrømmen utveksler næringssalter med tilstøtende vannmasser. Fig. 6.2 illustrerer ulike kommunikasjonslinjer mellom Kyststrømmen og tilstøtende vannmasser. Denne utvekslingen foregår ved turbulent og konvektiv blanding. Sannsynligvis er det strømskjær som forårsaker den største innblandingen.

Vertikal og horisontal utveksling kan ha forskjellig betydning for N og P budsjettene, siden virkningene bestemmes av bl.a. N/P forhold i tilførselene fra land og fjord. Rydberg (1986) fant at vertikaltransporten var viktig for P, men av mindre betydning for N når det gjaldt utveksling mellom Kattegat og lokale svenske farvann. Dette fordi N (både totalnitrogen og uorganisk nitrogen) dominerte tilførselene fra land.

Transport på tvers av kysten kan skyldes vinddrevet strøm i øvre lag. Tverskomponenten er av størrelsesorden 0-5 cm/s (stor tidsvariasjon) (Rodhe 1987).

Midlere stofftransport mellom Kyststrømmen og dypereleggende vann er sannsynligvis mindre enn horisontal utveksling. Dette på grunn av storstilte hvirvler i frontområdet, og aktiv tverrsirkulasjon der.



Figur 6.2 Kyststrømmen med ulike kommunikasjonslinjer til vannmasser og områder den påvirker eller påvirkes av.

6.3. Fjorder og avstengte områder

Grunnlaget for beregning av konsentrasjonsøkning som følge av antropogene utslipp til fjordene på den norske Skagerrakkysten må bygge på en konkret oppfatning av lagdeling og vannutskiftning.

Tidevann, vind og ferskvannstilløp er de viktigste ytre påvirkninger samtidig som de topografiske forhold er helt avgjørende.

Det er små tidevanns- og andre vannstandsvekslinger i hele det aktuelle kystområdet. Midlere tidevann er omlag 25 cm for hele strekningen. Vannstanden forøvrig vil være bestemt av vind og lufttrykk som virker over store områder og har regionale effekter.

Den lokale vindeffekt kan være stor og kan forårsake utskiftning av overflatelaget i løpet av kort tid. Vind vil dessuten forårsake en omrøring av de øvre vannlag slik at lagdelingen blir mindre utpreget.

Ved elveutløp skjer det en brakkvannsdannelse. Bortsett fra det som måtte fordampe lokalt, vil alt ferskvannet bli ført ut i havet og vil ta med seg det sjøvannet som bidro til brakkvannsdannelsen. Elvene vil derfor forårsake en strøm ut gjennom det lokale fjordområdet som kan være flere ganger større enn elvens vannføring.

Det skjer også vannutveksling som følge av tetthetsforskjeller i vannet innenfor og utenfor en fjord, spesielt når det er

forskjell over terskeldypet.

Det er en meget variert topografi langs Skagerrakkysten. Hvert lokalområde har sin topografiske form og sin form for vannutveksling. Mange små sjøområder kan derfor bli sterkt påvirket av inngrep som kanalisering, gjenfylling, veibygging, moloer m.m. som kan endre vannsirkulasjonsforholdene. Endret vannutveksling kan endre sårbarheten betydelig, til det verre eller til det bedre.

Generelt om stoffbudsjetter.

Et gitt fjord- eller kystområde tilføres næringsalter fra en rekkekilder. Et komplett stoffbudsjett vil oftemåtte inneholde minst seks bidrag:

- * kommunalt avløpsvann
- * industri
- * jordbruk
- * nedbør
- * avrenning fra utmark
- * bidrag gjennom vannutskiftning med nærliggende vannmasser

Man har erfaring for at desto lenger man kommer ut mot kysten, desto større blir bidraget fra vannutskiftningen.

De foregående kapitler har redegjort for beregningene av tilførsler av fosfor og nitrogen fra land til de enkelte fjordområdene og til resipientområdene. I det etterfølgende vil vi beregne de gjennomsnittlige konsentrasjonsøkninger som den antropogene andelen vil bidra til for overflatelaget i den enkelte vannforekomsten.

Vi forsøker dermed ikke å oppstille komplette stoffbudsjetter, som også må inneholde bidragene fra den advektive vannutvekslingen (oftest horisontal) og de turbulente blandingsprosessene (horisontal og vertikal).

Metodikk.

Denne type stoffbudsjetter (fortynningsbudsjetter) krever tre hovedtyper av opplysninger:

- * Avgrensning av vannmassen som budsjettet skal gjelde for. Det impliserer bestemmelsen av et areal og et karakteristisk dyp. Vannmassen defineres som produktet av areal og dyp, og her vil man oftest ha flere valgmuligheter. Desto større vannmasse som velges, desto større er sannsynligheten for at budsjettet vil vise at området er lavt belastet. Det omvendte resultat fås ved å velge en liten vannmasse.
- * Karakteristisk oppholdstid for denne vannmassen. Kort oppholdstid: liten konsentrasjonsøkning - lang oppholdstid: større konsentrasjonsøkning.
- * Karakteristisk antropogen belastning av næringsalter for denne vannmassen.

I det etterfølgende skal vi redegjøre for hvordan disse

størrelsene er bestemt.

Areal

Arealet er bestemt ut fra det enkelte fjordområdets topografi. Mange fjorder har en eller flere innsnevringer eller terskler som naturlig utgjør en avgrensning.

I andre tilfeller, for åpne fjorden som f.eks. Kristiansandsfjorden, må bestemmelsen bli langt mer skjønnsmessig. Vi har da brukt en helhetsvurdering der også beliggenhet av utslipp og hydrofysiske forhold er trukket mer inn. Det er viktig å definere en vannmasse som er mest mulig homogen mht. hydrofysikk og belastning.

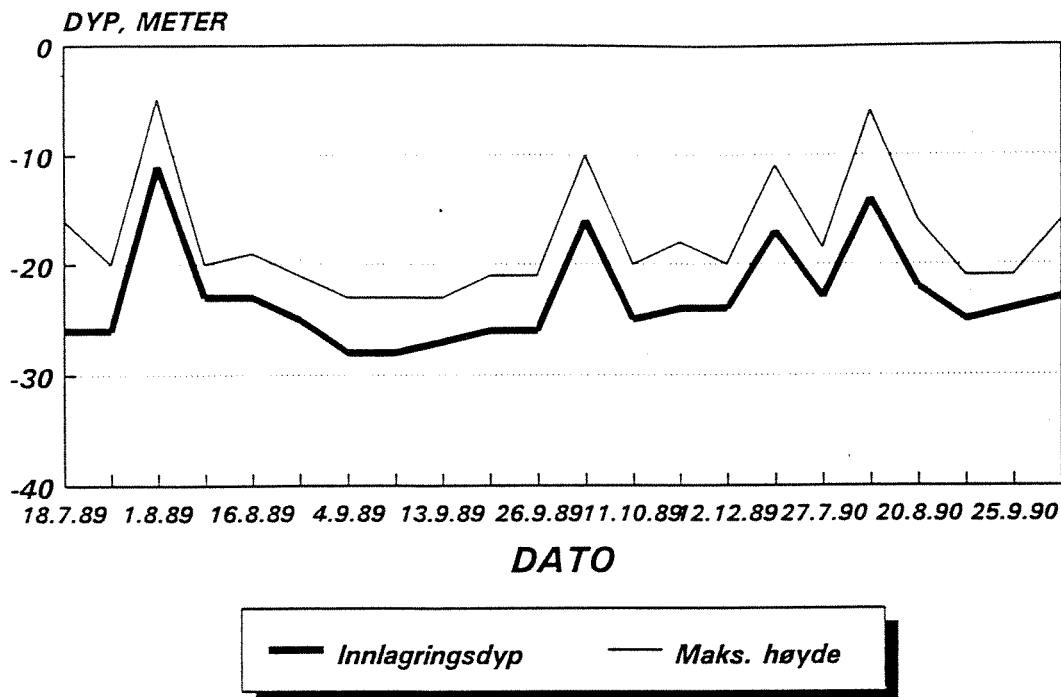
Dyp

Ved bestemmelse av karakteristisk dyp for vannmassen må man ta hensyn til fire faktorer:

- * hydrofysiske forhold: lagdeling, horisontal og vertikal strømprofil
- * topografi: i første rekke terskeldyp, med innvirkning på vannutskiftning.
- * dyp for algevekst.
- * hvilke dyp næringsalttilførselen skjer: budsjettet skal gi midlere konsentrasjonsøkning, og det gjelder derfor å vurdere betydningen av f.eks. overflateutslipp vs. dypvannutslipp med innlagring. I det siste tilfellet kan det være at utslippet i det hele tatt ikke kommer med hvis dypet velges lite nok.

Som utgangspunkt har vi valgt en vannmasse på 0 - 15 m, som omfatter det vannlaget der algeveksten vanligvis er sterkest. Der hvor stor ferskvannstilførsel gir et stort nitrogentilskudd/store overflateutslipp av nitrogen (eks. Hvalerbassenget, Drammensfjorden og Grenlandsfjordene) er dypet 0 - 5 m valgt for nitrogenbelastningen, men 0 - 15 er beholdt for fosforbelastningen.

Mange dypvannsutslipp av kommunal kloakk har vanlig innlagringsdyp større enn 15 m. Som fig. 6.3 viser vil imidlertid innlagringsdypet variere mye med tiden. Dertil kommer effekten av vertikale blandingsprosesser som virker etter at skyen av avløpsvann har begynt å bre seg horisontalt i fjord- eller kystvannet. Vi regner med at næringssaltene i avløpsvannet fra dypvannutslippene i varierende omfang vil innblandes i vannmassen ned til ca. 15 m dyp. Som et høyt anslag har vi antatt at hele utslippet etterhvert innblandes i denne vannmassens nedre del.



Figur 6.3 Innlagringsberegninger for utslipp av kommunalt avløpsvann ved Farsund (etter Oug m.fl., 1991).

Oppholdstid

Ved siden av bestemmelsen av vannmassen, er oppholdstiden en nøkkelstørrelse. Bare unntaksvis er den bestemt gjennom målinger, og resultatet er at man i stor grad må bruke mer generelle beregningsmetoder og/eller kvalifisert skjønn.

For omkring halvparten av fjordområdene er gjennomsnittlig oppholdstid for vannmassen over terskeldyp beregnet ved bruk av den såkalte terskelfjordmodellen (Aure og Stigebrandt, 1990). Denne modellen er imidlertid ikke direkte tilpasset fjorder på Sørlandskysten, og kan tenkes å gi litt for stor vannutskiftning. Dette er etter skjønn korrigert for. Likedan har vi korrigert der hvor f.eks. stor ferskvannstilførsel gjør at oppholdstiden for brakkvannslaget vil være klart mindre enn gjennomsnittet for hele vannmassen over terskeldyp.

For de andre fjordene har vi i utgangspunktet brukt skjønn, ved først å anslå en typisk kort og en relativ lang oppholdstid. Deretter er gjennomsnittet beregnet for bruk i budsjettet. Som en kontroll ble samme overslag først gjort for alle fjordområdene - også de som forannevnte modell etterpå ble anvendt på. Overensstemmelsen mellom gjennomsnittsverdien og den modellberegnete oppholdstiden var gjennomgående god.

Antropogen belastning av næringsalter.

Beregningsmetodikken er redegjort for ovenfor. Det skal bare tilføyes at i tilfeller med dyputslipp, regner vi at den vannmassen vi har definert, inkluderer dette. Imidlertid er det

klart at i mange tilfeller vil innlagringen skje dypere enn 10-20 m, og at våre beregninger dermed kan overestimere belastningen innenfor det området som vi har definert.

Tabell 6.1 gjengir topografiske størrelser for de aktuelle fjordene, samt størrelsen på de tilhørende nedbørfelt og deres midlere avrenning.

Tabell 6.1 Topografiske data for 48 utvalgte fjorder, og anslått dyp og oppholdstid for overflatelaget. Tilhørende nedbørfelt og midlere avrenning.

SONE	NAVN	STØRSTE DYP m	TERSKEL- DYP m	AREAL km ²	NEDBØRS- FELT km ²	FERSKVANN- TILFØRSEL m ³ /s
1	Iddefjorden	46	9.5	21	2500	24.5
	Hvalerbassenget			90	43109	700
2	I. Oslofjord	160	20	192	1300	25
	Drammensfjorden	120	10	45	17533	330
3	Tønsbergfjorden	55	45	11.3	420	25
	Mefjorden	21	9	1.5	18	0.4
	Sandefjordsfjorden	32		5	35	1.2
	Viksfjorden	5		5	19	0.4
	Larviksfjorden	124	91	12	6100	130
	Naverfjorden	17		2	15	0.24
4	Langangsfjorden	40	19	1.2	35	0.56
	Eidanger-/Langesfj.	129	55	15.3	40	0.68
	Frierfjorden	98	23	19.9	11076	300
5	Trosbyfjorden	22	10	1.5	18	0.36
	Fossingfjorden	94	19	4	78	1.6
	Hellefjorden	75	10.5	2.7	34.8	0.87
	Kilsfjorden	106	30	15	1273	32
	Berøfjorden	66	18	6		0.3
6	Søndeledfjorden	188	30	10	480	10.5
	Sørfjorden	77	21	6	36	0.72
	Sandnesfjorden	64	24	4.5	523	10.4
	Tvedestrandsfjorden	85	15	1.8	19	0.38
	Okseøyfjorden	85	11	2.8	43	0.86
	Eikelandsfj.	40	10	1.8	43	0.86
7	Tromøysund	49	25	3.5	70	1.4
	Arendal havn	56	25	1.3	1340	40
	Hølen			0.5	1340	40
	Utnesbassenget			3	4031	120
	Grosfjorden	64	19	4	12	0.26
	Vikkilen	40	40	1.4	6	0.13
8	Kaldvellfjorden	29	5	2.6	100	2.2
	Tingsakerfjorden	75	32	2	35	0.75
	Steindalsfjorden	45	15	1.5	24	0.6
	Isefjærfjorden	22	3	1.3	14	0.35
	Kvåsefjorden	55	3	1.2	13	0.32
	Korsvikfjorden	74	60	3	5	0.12
	Ålefjærfjorden	65	25	3.8	20	0.5
	Topdalsfjorden	80	40	8.7	1890	65
	Vesterhavn	42		3	25	0.75
	Kristiansandsfjorden			7	5630	179
9	Høllefjorden	55	36	6.3		20
	Trysfjord, indre	85	5	1.7	38	1.4
	Trysfjord, ytre	85	10	0.8	11	0.33
	Harkmarksfjorden	14	2	1.4	49	1.7
	Mannefjorden			4	1835	83
	Sniksfjorden	35	3	1.5	455	18.2
	Syrdalsfjorden	40		3	26	0.94
	Kjerkevågen	15		1	2.5	0.1

7. FASTSETTELSE AV KVALITETSKLASSER FOR RESIPIENTOMRÅDENE

Det er ikke fastsatt nasjonale mål for kystsonen Svenskegrensen-Lindesnes. Det er imidlertid rimelig å anta at det bør være et høyt krav til miljøets renhet og at virkninger av forurensninger må forekomme i minst mulig grad.

Den aktuelle kyststrekningen er særlig kjent som et av de viktigste og mest besøkte rekreasjonsområdene i Norge (Baalsrud og Lystad, 1986). Det er et stort antall fritidshus og en betydelig trafikk med fritidsbåter langs denne kysten. En stor del av skjærgården er blitt båndlagt for å sikre friluftslivet best mulige kår på lang sikt.

Det er videre en rekke større og mindre tettsteder ved sjøen. Sørlandskystens renhet er av stor betydning for den lokale befolkning.

Fisket har alltid vært en viktig næringsvei for kystbefolkningen. Mye av fisket har foregått i selve skjærgården, blant annet hummerfisket.

7.1. Kriterier og modeller

Utslippskontroll bør baseres på en årsak - virkningsmodell. En slik modell kan bygge på rent empiriske data og vil da egentlig bare være gyldig innen de rammer som de empiriske data dekker. Det ideelle er å ha modeller som bygger på prosessene og som kan være brukbare også utenfor det området som grunnlagsdataene dekker. Slike modeller er under utarbeiding for flere områder, Indre Oslofjord og Grenlandsfjordene. De krever stor innsats og må etter utvikling verifiseres mot faktiske observasjoner. Det har ikke vært aktuelt å utvikle modeller for de enkelte områder lang Sørlandskysten. For de fleste stedene er bakgrunns materialet for snaut til det.

Biologiske forhold i de fri vannmasser, på strendene og på bunnen vil ofte være godt egnet til å vurdere situasjonen og utviklingen i det enkelte område. Oksygenforholdene i dypvannet gir også ofte et godt uttrykk for tilstanden. Vurdering av situasjonen forutsetter imidlertid målinger og lokal-kunnskap som bare i få tilfeller er tilstede.

I områder som Oslofjorden med sidefjorder, Grenlandsfjordene, Kristiansandsfjorden og noen andre steder, er arbeidet med å formulere klare mål ut fra de observerte tilstandene tildels kommet langt. For kysten som helhet har det vært nødvendig å velge en annen måte for å vurdere forurensningsbelastningen ved tilførsel av nitrogen og fosfor.

Det er valgt å anslå den merbelastning i form av konsentrasjonsøkning som tilførselene medfører. Dels er totalbelastningen fra vassdrag og befolkning tatt med, dels er

den antropogene (menneskeskapte) andelen angitt. Det er bare den antropogene delen som det foreligger muligheter for å redusere i større eller mindre grad

Det er valgt å forenkle oppgaven ved å se på hvilke konsentrasjonsøkninger som tilførselene fører til i lokalresipientene. Beregningene for dette er forklart nedenfor.

Vurderingene av tallene er bestemt av de grenseverdier som kan brukes for å beskrive graden av påvirkning. Såvel nitrogen som fosfor er nødvendig for planktonveksten. Ofte er den ene mangelvare i forhold til den andre og da vil tilskudd av den gi øket vekst, mens tilskudd av den andre vil ha liten betydning. Bruk av det vi foreløpig vet om "begrensende næringssalt" ville komplisere regnestykkene vesentlig og kunne i verste fall føre galt avsted. Det er derfor valgt å vurdere hvert næringssalt for seg som om det var vekstbestemmende.

Det finnes ingen vedtatte grenseverdier mellom de fire klasser som det er vanlig å dele inn resipienttilstanden i (Uberørt, Moderat påvirket, Tydelig påvirket, Sterkt påvirket). Arbeidet med å utvikle et sett grenseverdier er tatt opp av SFT, og et første utkast utarbeidet av NIVA har vært på høring (Rygg, 1989).

7.2. Kystsonen

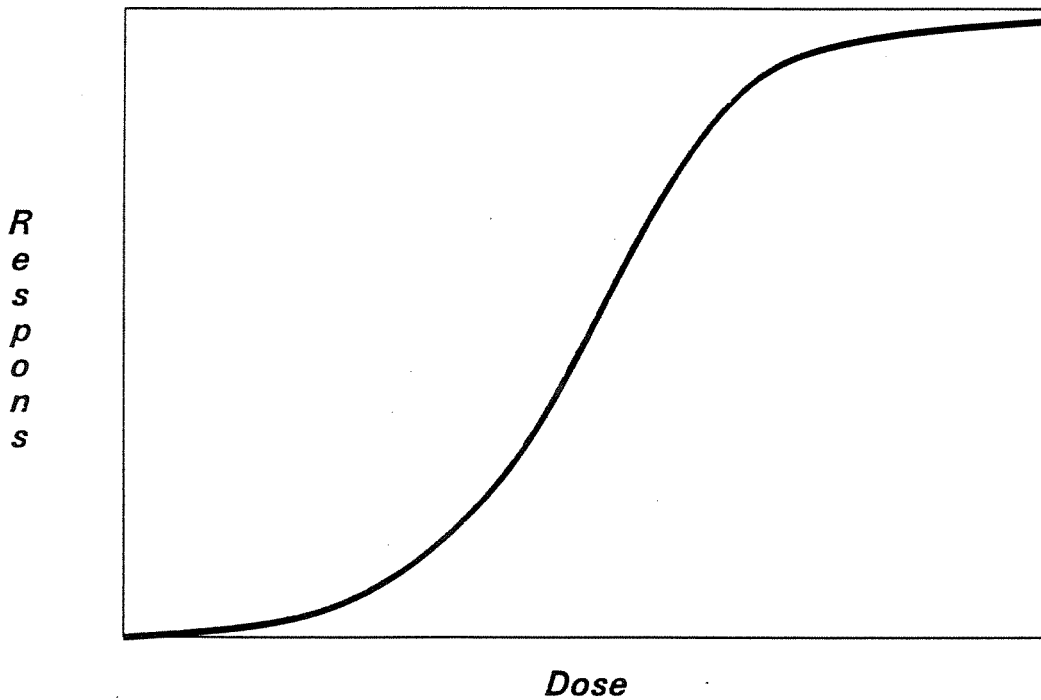
Forholdene i kystsonen er preget av kyststrømmen og må vurderes ut fra de prosessene som foregår der. Forenklet er kyststrømmen å betrakte som et stort estuarområde hvor tilført ferskvann og brakkvann stadig blander seg med vann fra siden eller dypere nede, og som øker mektigheten av strømmen. Som i tidligere utredninger (Thaulow m.fl., 1990, Baalsrud og Magnusson, 1990), er dypereliggende atlantisk preget vann antatt å være en viktig kilde til fortynningen av ferskvannet.

Vi kjenner ikke detaljene i fortynningsprosessen, og har ikke nøyaktig informasjon om fortynningsvannets egenskaper og innhold av næringssalter. Det foreligger en rekke analyser av Skagerrakvannet i forskjellige dyp og til forskjellige årstider. Som utgangspunkt for vurderingene i den åpne kystsonen har vi satt totalnitrogen og totalfosfor til hhv. 150 og 15 mg/m³. Dette er i underkant av de midlere forhold og gir en viss sikkerhet mot å undervurdere den relative betydning av de antropogene tilførselene.

Det er stor usikkerhet omkring hvilket trofinivå som er vanlig i Skagerrak og i kyststrømmen. Ikke minst er det reist spørsmål om hvilken "import" av næringssalter og planktonalger som skjer fra sørøst gjennom kyststrømmen. Som antydnet på fig. 7.1, kan effekten av en gitt belastningsøkning variere med utgangskonsentrasjonen. Dette tilsier forsiktighet ved vurderinger av kyststrømmen. Vi har antatt at for å sikre upåvirkede forhold bør midlere konsentrasjonsøkning ikke overstige 10%.

Følgende grenseverdier (mg/m^3) er brukt for konsentrasjonsøkning i kystsonen:

Næringssalt	Lite påvirket	Moderat påvirket
Nitrogen	0 - 15	15 - 30
Fosfor	0 - 1.5	1.5 - 3



Figur 7.1 Prinsippskisse av dose - responsammenheng.

7.3. Nærområdene

Grenseverdier for overflatelaget i nærområdene tar utgangspunkt i et stort antall analyser av forskjellige kvalitetsparametre. Det gjelder analyser som beskriver vannet i fjordene og skjærgården. Verdiene for nitrogen og fosfor fordeler seg over et stort område. Det er antatt at storparten av verdiene i den lave delen av skalaen representerer relativt rent vann, det vil si vann som er lite påvirket av de lokale forhold. Det er tatt utgangspunkt i slike bakgrunnsnivåer, og kvalitetsklassene forøvrig gjenspeiler fordelingen av samtlige verdier (Rygg, 1989).

I nedenstående tabeller er det differansen mellom klassene som er gjengitt og som viser betydningen av de tilsvarende konsentrasjonsøkninger.

Disse grenseverdier (mg/m^3) er foreslått for klassifisering av vannkvalitet:

Næringssalt	Lite påvirket	Moderat påvirket	Tydelige påvirket	Sterkt påvirket
Nitrogen	0 - 50	50 - 130	130 - 300	over 300
Fosfor	0 - 2	2 - 6	6 - 19	over 19

Det kan være tvil om det er riktig å bruke de samme grenseverdiene ved beregning av utslippsbegrensninger. I likhet med det som er gjort i vassdragsdelen av Nordsjøplanen, har vi funnet det forsvarlig å legge grenseverdiene noe inn i hvert klassifiseringsområde.

Følgende grenseverdier (mg/m^3) for konsentrasjonsøkning er brukt for beregningene av behovet for utslippsbegrensninger i kap.8:

Næringssalt	Lite påvirket	Moderat påvirket	Tydelig påvirket	Sterkt påvirket
Nitrogen	0 - 35	35 - 100	100 - 220	over 220
Fosfor	0 - 1,5	1,5 - 4,5	4,5 - 15	over 15

8. Nødvendige N og P reduksjoner.

8.1. Kystsonen

Vi har beregnet den gjennomsnittlige konsentrasjonsøkningen som årsutslippet av nitrogen og fosfor vil gi i de definerte vannmassene.

Beregningen er basert på at forurensningene vil bli ført ut i det åpne kystfarvannet uten tap. Dette har gitt en teoretisk maksimumsverdi for de enkelte konsentrasjonsøkningene. I virkeligheten vil det være tap av næringssalter i fjordene og i skjærgården. Under videretransporten i selve kyststrømmen vil det være ytterligere tap.

Beregningene bygger på at tilførselene fra land i første omgang blander seg inn i en mindre del av kyststrømmen, det vil si den delen som danner overgang mellom fjordene og de andre nærområdene og selve kyststrømmens hovedvannmasser. I virkeligheten vil det være en kontinuerlig fortykning av tilførselene med tilsvarende konsentrasjonsminskning, slik fig. 8.1 antyder.

I følge kap. 6.1-2 har kyststrømmen en typisk volumtransport på 400 000 m³/s, hvorav halvparten går i de øvre 20 m. Vi har brukt som utgangspunkt at innblandingen i første omgang skjer i en vannmasse som er 20 m dyp, strekker seg 10 km ut og har en hastighet på 0.25 m/s. Det gir en vanntransport på 50 000 m³/s. Nitrogenet kommer i stor grad gjennom vassdragene eller som utslipp til fjordenes overflatelag (jfr. Grenlandsfjordene). Dette betyr en tilførsel til en grunnere del av kystvannet. For nitrogen har vi derfor valgt å beregne konsentrasjonsøkningen for de øverste 10 meter av vannmassen. Ut fra våre forutsetninger vil midlere volumtransport der utgjøre 1/2 av volumtransporten i 0 - 20 m dyp (25 000 m³/s).

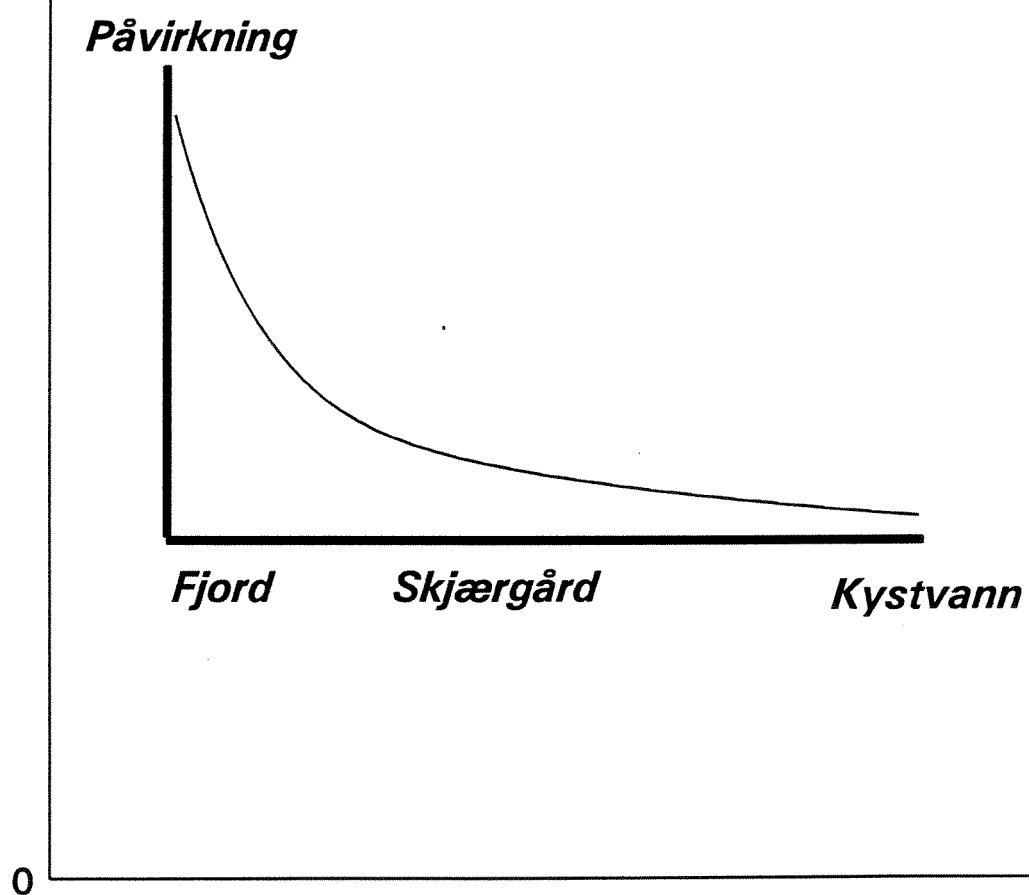
Fra Grenlandsfjordene og sørvest-over finner vi det rimelig å anta at tilførsler av nitrogen i hovedsak innblandes og transporteres i en avstand på ca. 5 km fra kysten (12 500 m³/s).

En viss andel av næringssaltene som tilføres kystvannet innen en sone, vil bli transportert videre inn i neste sone. Resten vil enten sedimentere ut med synkende plankton eller bli ført videre inn i vannmasser som er under eller utenfor den delen av kyststrømmen som det har vært aktuelt å vurdere. I området Ytre Oslofjord - Grenlandsfjordene antar vi at en betydelig videreføring finner sted. Men deretter antar vi at kystens karakter og kyststrømmens mektighet fører til at videreføringen blir av mindre betydning.

Vi har valgt å vurdere to alternativer:

1. 50% overføring mellom sonene t.o.m. Kragerøfjorden.
Deretter 25% overføring.

Skjematisk skisse av dose - respons



Figur 8.1 Prinsipiell skisse for fortynningen av forurensnings-tilførsler fra fjord til kyststrøm.

Tabell 8.1 Konsentrasjonsøkninger av antropogent nitrogen og fosfor i de enkelte sonene ved to antatte alternative overføringer mellom sonene.
 A. 50% overføring mellom sonene t.o.m. Kragerøfjorden (sone 5), deretter 25% overføring.
 B. 100% overføring mellom sonene t.o.m. Grenland (sone 4), 50% overføring til Kragerøfjorden og deretter 25%.

A

Område	Pa tonn/år	Del-Pa mg/m3	Na tonn/år	Del-Na mg/m3
Østfold	307	0.2	9880	13
Oslofjord	299	0.3	7780	16
Søndre Vestfold	136	0.2	2099	11
Grenland	82	0.2	3381	14
Kragerøfjordene	8	0.0	138	7
Risør-Moland	13	0.0	182	2
Mol.-Lillesand	37	0.0	420	2
Kristiansandsfj.	43	0.0	664	2
Søgne-Mandal	33	0.0	346	1
Totalt	958		24890	

B

Område	Pa tonn/år	Del-Pa mg/m3	Na tonn/år	Del-Na mg/m3
Østfold	307	0.2	9880	13
Oslofjord	299	0.4	7780	22
Søndre Vestfold	136	0.5	2099	25
Grenland	82	0.4	3381	34
Kragerøfjordene	8	0.2	138	17
Risør-Moland	13	0.1	182	5
Mol.-Lillesand	37	0.0	420	2
Kristiansandsfj.	43	0.0	664	2
Søgne-Mandal	33	0.0	346	1
Totalt	958		24890	

2.. 100% overføring mellom sonene t.o.m. Grenland. 50%overføring til Kragerøfjorden og deretter 25%.

I tabell 8.1 er vist de tilsvarende konsentrasjonsøkninger.

Tallene representerer middelverdier både i tid og rom, slik at det vil være perioder med høyere eller lavere verdier. Alt i alt mener vi tallene gir et rimelig godt bilde av de gjennomsnittlige, relative forhold og antagelig også kan gi et noenlunde riktig bilde av de absolutte verdier. Det er rimelig god overensstemmelse med resultatene i Ytre Oslofjordundersøkelsen (Baalsrud og Magnusson, 1990).

Ved 25-50% overføring mellom sonene vil de beregnede konsentrasjonsøkningene på strekningen Svenskegrensen - Jomfruland i gjennomsnitt ligge omkring 15 mg N/l.

Ved 25-100% overføring mellom sonene kommer også kystvannet utenfor Kragerøfjordene ut med en gjennomsnittlig konsentrasjonsøkning over 15 mg N/l. Det må tilføyes at dette i alt vesentlig skyldes overføring fra Grenlandsområdet.

For fosfor blir det ingen konsentrasjonsøkning over 0,5 mg P/l.

Tallene representerer middelverdier både i tid og rom, slik at det til en hver tid kan være store variasjoner omkring middeltallene. Det er imidlertid rimelig god overensstemmelse med resultater fra undersøkelsene i Ytre Oslofjord (Baalsrud og Magnusson, 1990). For nitrogen er kanskje den vesentligste usikkerheten knyttet til dypet av den vannmassen konsentrasjonsøkningen er beregnet for. Man kan argumentere for at dypet i en såpass avgrenset sone langs land burde vært satt til 5 m i stedet for 10 m. Det ville i så fall betydd en dobling av konsentrasjonsøkningene i tabell 8.1.

8.2. Nærområdene

Det er nærmere forklart i kapitlene foran hvordan konsentrasjonsøkningene er beregnet. Forholdene i de enkelte nærområdene kan variere sterkt, spesielt kan det fra år til annet forekomme lengre perioder om sommeren med varmt vær, lite vind og liten vannføring i vassdragene. Da kan det utvikle seg forhold i det øverste vannlaget og langs stredene som atskiller seg sterkt fra det som oppfattes som vanlig. Under slike forhold kan effekten av forurensningstilførsler også bli forsterket. Det kan imidlertid være vanskelig å skille ut den tilleggseffekt som tilførselene gir, det vil si å skille naturvariasjonen fra det som skyldes menneskelig påvirkning.

Det er helst i områder hvor det foreligger observasjoner og utslippsdata for lengre tidsrom at det kan være mulig å tolke de

enkelte fenomenene.

Resultatene er vist i tabell 8.2. Den viser at for de fleste nærområder nedover kysten er de direkte tilførselene fra land for små til å gi markert effekt lokalt. Dette skyldes enten liten belastning eller at utslippet er ledet ut på dypt vann og innlagret, slik at konsentrasjonsøkningen blir liten i den vannmassen vi betrakter. Dette forutsetter at de "naturlige" tilførselene brukt i beregningene er de samme som før den menneskelige innflytelse begynte å gjøre seg gjeldende som tilførsel av vannforurensninger. Dvs. at vi som utgangspunkt befinner oss på samme sted på en tenkt dose-respons kurve (fig. 7.1). For soner der konsentrasjonen i kystvannet har økt, er det usikkert om denne forutsetningen holder helt. Ser man bort fra det utstrømmende brakkvannslaget i fjordområder med stor ferskvannstilførsel, vil vannutskiftningen i skjærgården og de fleste fjorder være så stor at vannkvaliteten ned til terskeldyp i hovedsak bestemmes av vannkvaliteten i kystvannet. Det er delvis dette beregningene i tabell 8.2 viser. En økning av næringssaltkonsentrasjon og produksjon i kystsonen vil derfor påvirke forholdene i den indre skjærgården og fjordene innenfor. Graden av påvirkning (dosen) og responsen for den enkelte fjord har vi ikke grunnlag for å bedømme, men som tabell 8.1 viser, vil påvirkningen være størst ned til Kragerøområdet. Påvirkningen fra kystvannet på fjordene vil også være størst for vannforekomster som ligger nærmest kysten. Dette er altså også et forhold som bør tas i betraktning under vurdering av rensbehov.

Tabell 8.3 viser at tilførselene til de utvalgte nærområdene svarer for hhv. 83 og 67% av de samlede tilførsler av nitrogen og fosfor på hele strekningen.

For det aller meste av kyststrekningen synes det opplagt at høyeste vannkvalitetsklasse må være målet. Selv om overslag skulle vise at man ligger godt innenfor de marginer som denne klassen gir, bør alle nærområder under enhver omstendighet skjermes mest mulig mot utslipp. For noen få områder som idag er sterkt belastet, er det muligens realistisk å nøye seg med nest beste klasse. Dette er avgjørelse som må tas av de respektive myndigheter. Vi har satt Frierfjorden og Glommas utløpsområde i klasse 2 mht. nitrogen, fordi disse er sterkt belastet, uten at tilsvarende effekter på eutrofisiden har gjort seg gjeldende. Den hurtige gjennomstrømningen som preger disse to fjordene, er medvirkende til det.

I tabell 8.4 er stilt sammen hvilke restutslipp kystvannet vil motta etter ovenstående valg av kvalitetsklasser.

De enkelte nærområdene er hittil behandlet summarisk. Det kan derfor være riktig med noen tilleggs kommentarer om de enkelte områdene. Nærområdene i sone 1, 2, 3 og 4 har nylig vært gjenstand for detaljert behandling. Det vises til dette materialet (Baalsrud og Magnusson, 1990; Molvær og Stigebrandt, 1991, Källqvist, 1991).

Nærområdene i sone 5, Kragerøfjordene, har beskjedne problemer ut

fra de lokale utslippene. Hellefjorden og Kilsfjorden har avstengte bunnvannmasser som er ømfintlige selv under naturlige forhold og bør beskyttes best mulig. Under tidligere undersøkelser da utslippene til Frierfjorden var langt større enn idag, ble det observert forhøyede nitrogenverdier i Kragerøfjordene. Dette skyldtes transport fra Grenlandsfjordene. Idag er utslippene til Grenlandsfjordene sterkt redusert, og det er usikkert om noen større påvirkning eksisterer lenger.

I sonene 6 - 9 er de større tettstedene kommet langt i å samle avløpsvannet og lede det på dypt vann. I Kristiansand er foreløpig bare en del av avløpet ført til det endelige dypvannsutslippet. Disse utslippene ligger stort sett slik at det er en hurtig utveksling med utenforliggende vannmasser. I disse sonene er det viktig å få høy tilknytningsgrad, slik at det ikke skjer ukontrollerte utslipp i enkelte lokalområder.

Inntil for få år siden var forurensningssituasjonen en helt annen. Dels ble avløpsvann fra bebyggelsen sluppet ut i overflaten av vassdrag og fjorder, dels ble forurensning fra treforedling og annen industri sluppet ut i store mengder. Som resultat av dette finnes det avleiringer på bunnen mange steder som fremdeles påvirker vannkvaliteten, spesielt av bunnvannet. Ved tolkning av måleresultater fra de enkelte områdene må den forurensningsmessige forhistorien tas med. Effekten av tidligere utslipp vil avta etterhvert.

8.3. Vurderinger

Det naturvitenskapelige grunnlag for å trekke klare konklusjoner om sammenhengen mellom lokale forurensningstilførsler, påvirkningen fra tilstøtende områder og havstrømmer og de biologiske forhold langs Skagerrakkysten er ennå svakt. Karakteren av bakgrunns materialet og forenklingene i vurderingene gjør at de presenterte resultater bør betraktes som en første tilnærming for det aktuelle kystområdet.

Blant de viktige forenklinger som er gjort, må fremheves at nitrogen og fosfor er behandlet uavhengig av hverandre. Det vil si at for hver av dem har vi antatt at det er et vekstbegrensende næringssalt. Algenes gjennomsnittlige behov for nitrogen og fosfor svarer til vektforholdet ca. 7:1. Algene kan endre sitt opptak noe etter de ytre betingelser. Hvis forholdet blir over 10:1 eller under 5:1 regner vi at henholdsvis fosfor eller nitrogen blir det vekstbegrensende stoffet.

En hovedkonklusjon ut fra disse vurderinger blir at om utslippsreduksjoner foretas ut fra hensynet til de utvalgte nærområder, vil samtidig Norges tilskudd til kyststrømmen bli tilfredsstillende lave.

Konklusjonene i denne vurderingen betyr ikke at det er unødvendig med rensetiltak mange steder. Skagerrakkysten er så variert og brukerinteressenes krav til rent miljø så høye, at utslipp av forurenset avløpsvann under enhver omstendighet bør skje etter omhyggelige vurderinger.

Ved fastlegging av rensetiltak må alle forurensningsformene vurderes. Kommunalt avløpsvann er rikt på bakterier som kan gi risiko for smitteoverføring. De hygieniske krav til bakterieinnhold i badevann er strenge og gjør det nødvendig med rensetiltak også for dypvannsutslipp. Avløpsvann er rikt på partikler som vil sedimentere nær utslippet eller flyte til overflaten. Rensetiltak må fjerne partikler i størst mulig grad. Avløpsvann, også det fra husholdninger, inneholder miljøgifter, blant annet tungmetaller. Selv om fjerning av miljøgifter ved rensing kan være vanskelig, bør rensetiltak i størst mulig grad ta hensyn til dem ved større utslipp.

De enkleste aktuelle rensetiltak er mekanisk rensing og kjemisk rensing. Selv om mekanisk rensing kan være tilfredsstillende enkelte steder langs norskekysten, er forholdene langs den aktuelle strekning Svenskegrensen - Lindesnes slik at en mer avansert rensing er ønskelig. Et minimumskrav for å fjerne næringssalter, bakterier, partikler og miljøgifter bør derfor være at det anlegges kjemisk rensing ved alle større utslipp.

I vurderingene er hvert nærområde behandlet som en homogen vannmasse. Det er bare forsvarlig hvis utslippene er anordnet slik at det skjer en hurtig fortykning av avløpsvannet i hovedvannmassene. I tillegg til anordningen av utslippet er det derfor spesielt viktig at det ikke skjer ukontrollerte lokalutslipp. De vil både hygienisk og eutrofimessig kunne være til stor ulempe på utslippsstedet.

Foreløpige anbefalinger kan være retningsgivende:

1. Det bør ikke tillates utslipp i trange farvann, poller eller avstengte fjorder.

2. Alt avløpsvann bør samles til steder hvor utslippet kan skje på dypt vann med god vannutveksling.

3. Generelt bør mekanisk-kjemisk rensing være et minimumstiltak. Det er et bredspektret rensetiltak som foruten å redusere næringssaltutslippene effektivt, også bidrar til å bedre de hygieniske forhold samt redusere utslippene av tungmetaller.

Tabell 8.2 Utslipp til 48 nærrområder. Beregnet konsentrasjons-
økning av dagens utslipp. Beregnet behov for ut-
slippsreduksjoner (t/år) for å nå alternative kva-
litetsmål.

NAVN	del-Pa mg/m3	del-Na mg/m3	Pa-1.5-red tonn/år	Pa-4.5-red tonn/år	Na-35-red tonn/år	Na-100-red tonn/år
Iddefjorden	5.2	149	16	3	486	209
Hvalerbassenget	12.1	394	249	178	8424	6899
I. Oslofjord	2.4	87	40	0	2179	0
Drammensfjorden	7.9	198	87	46	2226	1336
Tønsbergfjorden	4.7	86	27	2	418	0
Mefjorden	0.5	4	0	0	0	0
Sandefjordsfjorden	1.0	44	0	0	35	0
Viksfjorden	3.5	20	5	0	0	0
Larviksfjorden	3.7	72	25	0	406	0
Naverfjorden	0.2	5	0	0	0	0
Langangsfjorden	0.6	12	0	0	0	0
Eidanger-/Langesfj.	0.6	11	0	0	0	0
Frierfjorden	7.6	334	59	30	2891	2262
Trosbyfjorden	0.3	7	0	0	0	0
Fossingfjorden	0.0	1	0	0	0	0
Hellefjorden	0.5	5	0	0	0	0
Kilsfjorden	0.4	6	0	0	0	0
Berøfjorden	0.1	5	0	0	0	0
Søndeledfjorden	0.4	9	0	0	0	0
Sørfjorden	0.2	10	0	0	0	0
Sandnesfjorden	0.8	14	0	0	0	0
Tvedestrandsfjorden	0.8	8	0	0	0	0
Oksøyfjorden	0.5	10	0	0	0	0
Eikelandsfj.	0.6	14	0	0	0	0
Tromøysund	1.4	14	0	0	0	0
Arendal havn	3.8	120	5	0	201	47
Hølen	3.2	107	2	0	66	7
Utnesbassenget	2.5	22	7	0	0	0
Grosfjorden	2.5	8	3	0	0	0
Vikkilen	0.2	3	0	0	0	0
Kaldvellfjorden	1.0	30	0	0	0	0
Tingsakerfjorden	2.1	8	1	0	0	0
Steindalsfjorden	0.3	3	0	0	0	0
Isefjærfjorden	3.0	61	0	0	7	0
Kvåsefjorden	1.6	27	0	0	0	0
Korsvikfjorden	0.1	7	0	0	0	0
Alefjærfjorden	0.2	1	0	0	0	0
Topdalsfjorden	0.8	32	0	0	0	0
Vesterhavn	1.3	29	0	0	0	0
Kristiansandsfjorden	3.5	52	16	0	134	0
Høllefjorden	1.4	12	0	0	0	0
Trysfjord, indre	0.5	3	0	0	0	0
Trysfjord, ytre	0.8	5	0	0	0	0
Harkmarksfjorden	0.4	4	0	0	0	0
Mannefjorden	0.2	5	0	0	0	0
Sniksfjorden	6.8	127	2	1	42	12
Syrdalsfjorden	0.0	1	0	0	0	0
Kjerkevågen	0.2	2	0	0	0	0

Tabell 8.3 Tilførsler av antropogent nitrogen og fosfor til nærområder i hver sone, sammenlignet med tilførslene til hele sonen.

Sone	Totalt Pa Tonn/år	Nærområde Tonn/år	Nærområde %	Totalt Na Tonn/år	Nærområde Tonn/år	Nærområde %
1	307	306	100	9880	9880	100
2	299	211	71	7780	6356	82
3	136	93	68	2099	1728	82
4	82	78	95	3381	3300	98
5	8	4	53	138	90	65
6	13	6	49	182	128	70
7	37	32	86	420	325	77
8	43	34	79	664	511	77
9	33	16	49	346	217	63
Sum	958	781	81	24890	22535	91

Tabell 8.4 Gjenværende utslipp i hver sone etter at utslippsreduksjoner (tabell 8.2) er gjennomført.

Sone	Pa tonn/år	Pa-red tonn/år	Pa-rest tonn/år	Na tonn/år	Na-red tonn/år	Na-rest tonn/år
1	307	265	42	9880	7385	2495
2	299	127	172	7780	4405	3375
3	136	52	84	2099	859	1240
4	82	59	23	3381	2262	1119
5	8	0	8	138	0	138
6	13	0	13	182	0	182
7	37	24	13	420	267	153
8	43	17	26	664	141	523
9	33	2	31	346	42	304
Sum	958	546	412	24890	15361	9529

9. Referanser

Aschan M M, og A.M.Skullerud, 1990. Effects of changes in sewage pollution on soft-bottom macrofauna communities in the inner Oslofjord, Norway. Sarsia 75, 169-190.

Aure, J. og R. Sætre 1981: Wind effects og the Skagerrak outflow. I "The Norwegian Coastal Current", Vol. I, red. R. Sætre og M. Mork. UiB.

Aure, J. 1978: Den Norske Kyststrøm utenfor Langesund i juni og november 1974. Kyststrømsprosjektet, rapp. nr. 1/78 Geofysisk Inst., UiB.

Aure, J. og A. Stigebrandt, 1989. Fiskeoppdrett og fjorder - En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Rapport no. 08803. Havforskningsinstituttet, Bergen

Baalsrud, K., J. Lystad og L. Vråle, 1986. Vurdering av Oslofjorden. NIVA-rapp. 0-86166, l.nr. 1922, 94 s.

Baalsrud, K. og J. Magnusson, 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Hovedrapport. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT, rapp.nr. 427/90. NIVA-rapp. 0-8907509, l.nr. 2480, 116 s.

Buckley, J. R. og T. Gammelsrød, 1979: The transport in the Norwegian Coastal Current determined by inverse methods. Kyststrømsprosjektet, rapp. nr 2/79. Geofysisk Inst., UiB, Bergen.

Bøhle, B., T Jåvold og K.Kristiansen 1989. Hydrografiske forhold i noen fjorder og poller på Sørlandet vinteren 1989. Flødevigen Meldinger 4 - 1989: 1-28.

Christie, H., H.P.Leinaas, E.Rinde og M.Anstensrud, 1990. Hardbunnssamfunn i Skagerrak etter *Chrysochromulina*-oppblomstringen våren 1988 - resultater fra 1990. NINA Oppdragsmelding 61:1-21

Dahl, F.-E., 1990. Strømmålinger i Oslofjorden - Et sammendrag. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr. 422/90. Veritec.

Erga S.R., E. Oug, J. Knutzen og J. Magnuson, 1990. Eutrofertilstand for norske fjorder og kystfarvann med tilgrensende havområder. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport 391/90. NIVA-rapp.0-88179, l.nr. 2370, 131 s.

Erga, S.R., B. Bjerkgeng, K. Baalsrud, T. Kallqvist, J. Magnusson og J. Molvær, 1990. En vurdering av N og Ps rolle som regulerende faktor for plantaplankton produksjon i svenske kystfarvann. NIVA-rapp.0-89186, l-nr- 2384, 90 s.

Fredriksen, S. og J. Rueness, 1990. Benthosalger i Ytre Oslofjord. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapp.nr.397/90. Biologisk institutt, UiO, 63 s.

Gerlach, S. A., 1988: Nutrients - an overview. I: Environmental Protection of the North Sea, red.: P. J. Newman og A. R. Agg., Heinemann Proff. Publ., UK.

Golmen, L. G. og M.Mork, 1988. Investigations of coastal fronts. ICES paper C.M. 1988/C:15.

Hackett, B., 1982: Currents and Hydrography off western Norway during NORSEX-79. FOH rapport nr. 3/82.

Hasle, J.R., I.Saanum, F.Olsgard, R.Jaques, T.Jensen, E.Syvertsen og C.Hellum, 1990. Resipientundersøkelse i Larviksfjorden 1989. Miljøplan.

Ibrek, H.O., D.Berge, H.Holtan, R.Gulbrandsen og K-Øren, 1991 Nordsjøplanen. Vassdrag. Inndeling i resipientområder, tilførsler, retensjon, mål for vannkvalitet og behov for reduksjon av tilførsler. (under ferdigstilling).

Källqvist, T, 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 4. Planteplankton og næringssalter i overflatevannet. In prep.

Magnusson J, og B. Rygg, 1988. Eutrofisituasjonen i ytre Oslofjord. En sammenstilling av tidligere forurensningsundersøkelser. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport 338/88 (NIVA 2169), 59 s.

Molvær, J. og A. Stigebrandt, 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3. Vannutskiftning i fjordene. Overvåkingsrapport nr. 450/91. NIVA-rapport nr. 2588. 43 s. Oslo

Mork, M., R. Sætre, G. Furnes, K. F. Wiborg og F. Rey, 1976: Some preliminary results from a synoptic experiment in the Norwegian Coastal Current. Kyststrømsprosjektet, rapp. nr. 1/76. Geofysisk Inst., UiB, Bergen.

Mork, M., 1981: Circulation phenomena and frontal dynamics of the Norwegian coastal current. Phil. Trans. R. Soc. Lond. A Vol 302, pp 635-647.

Oug, E., J.Molvær, F. Moy og K. Næs 1991. Resipientundersøkelser i fjordområdet ved Farsund. Vannutskiftning, vannkvalitet, strand-soneregistreringer og bløtbunnsfauna. NIVA-rapport. In prep.

Pedersen, A., O. Oug og N. Green, 1990. Oppblomstringen av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Gjenvekst av organismesamfunn langs kysten. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. rapp.nr. 403A/90. NIVA-rapp. 0-89113, l.nr.2395, 228 s.

Pedersen, A., M. Walday og E. Oug 1991. En katastrofe? Effekter og gjenoppbygging langs norskekysten. NIVA-rapp. under utarbeidelse.

Rodhe, J., 1987: The large scale circulation in the Skagerrak, interpretation of some observations. Tellus, Vol. 39A.

Rydberg, L. 1986. Observations on nutrient fluxes through the coastal zone. Rapp.P.-v.Reun.Cons.Int.Expl.Mer. Vol 196,pp 49-59

Rygg, B., 1989. Utkast til kriterier for kvalitetsklasser for sjøvann.

Rygg, B., 1991. Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Bløtbunnfaunaundersøkelser 1990. Årsrapport. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 444A/91, 42 s.

Shannon, C.E. and W. Weaver, 1963. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.

Skjoldal, H.R., 1990. Forurensningssituasjonen i Nordsjøbassenget. Forelesning på NIF-kurs om Havforurensninger, 8-9.1 1990,Trondheim. Manuskript.

Stene, R.O., 1989: Fjorder med oksygenproblemer. Skal vi gi dem kunstig åndedrett?. Rapp. nr. 8/89 Miljøvernadv. i Vest-Agder, Kristiansand.

Stigebrandt, A. og J. Aure (1990?, udatert): De ytre drivkrefters betydning for vannutskiftingen i fjordene fra Skagerrak til Finnmark. Rapp. FO 9003 Havforskningsinstituttet, Bergen.

Strøm, K.M.,1936. Landlocked waters. N.Vid.Ak.Oslo, Skrifter, Mat.Nat.Kl.1, 1937,No 7. 85 s.

Sætre, R. 1978: The Atlantic inflow to the North Sea and the Skagerrak indicated by surface observations. Manusk. ICES-CM 1978/C:17.

Thaulow, H., K. Baalsrud, H.O. Ibrekk, J. Magnusson, J. Molvær, E. Oug og B. Rygg, 1990: Sårbare områder og næringssaltutslipp til Nordsjøen. NOTAT, NIVA-rapp. 0-89237, l.nr.2349, 69 s.

Tjomsland, T., 1991. Numerisk modell for tilførsler av næringssalter til Skagerrakkysten (under utarbeidelse).

Åsen, P.A., 1988. Registrering av marin fastsittende algevegetasjon og skadevirkninger forårsaket av *Chrysochromulina polylepis* på utvalgte lokaliteter i Agder. Rapport nr.) fra Fylkesmannen i Aust-Agder.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo
ISBN 82-577-1970-6