

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:	0-81006
Undernummer:	VI
Løpenummer:	1587
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel: Vurdering av rensekrav for sjøresipienter. Rapport nr. 7. Effekter av tilførsler av plante- næringsstoffer og organisk stoff.	Dato: 31. januar 1984
	Prosjektnummer: 0-81006
Forfatter(e): Lars Kirkerud Jon Knutzen Jan Magnusson Kari Ormerod Brage Rygg	Faggruppe: Hydroøkologi
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 88

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

Effekter av utslipp av plantenæringsstoffer og organisk stoff fra kommunalt avløpsvann til fjord- og kystområder blir diskutert ut fra en litteraturgjennomgang og resultater fra bl.a. norske feltundersøkelser. Klare negative effekter er begrenset til områder med liten vannutskiftning jevnført med mengden tilført avløpsvann, spesielt gjelder dette områder med periodevis stagnant dypvann. Rapporten redegjør for og diskuterer de kriterier på eutrofi som for tiden blir brukt. Fortsatt er det stor kunnskapsmangel om effektene på økosystemet, både med hensyn til størrelsen av et utslipps influens-område og kvalitative kort- og langtidseffekter. Spesielt gjelder dette primærprodu-sentene. Sentrale problemer er bestemmelsen av vekstbegrensende nærings-salt for planteplankton og et utslipps influensområde. Det er et stort behov for et klassifi-seringssystem hvor belastning kan kobles med effekter på miljøet.

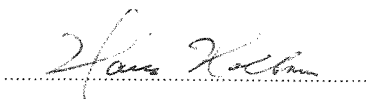
4 emneord, norske:
1. Kommunalt avløpsvann
2. Plantenærings-salter
3. Organisk stoff
4. Økologiske effekter
Rapport nr 7.

4 emneord, engelske:
1. Municipal sewage
2. Plant nutrients
3. Organic matter
4. Ecological effects

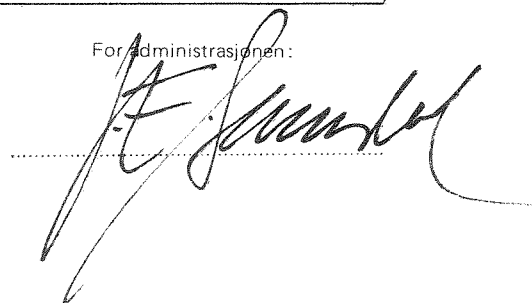
Prosjektleder:



Divisjonssjef:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-0741-4

0-81006

VURDERING AV RENSEKRAV FOR SJØRESIPIENTER
RAPPORT NR. 7. EFFEKTER AV TILFØRSLER AV
PLANTENÆRINGSSTOFFER OG ORGANISK STOFF.

31. januar 1984

Saksbehandler : Jan Magnusson
Medarbeidere : Lars Kirkerud
Jon Knutzen
Kari Ormerod
Brage Rygg

For administrasjonen:

J. E. Samdal
Lars N. Overrein

F o r o r d

Foreliggende rapport er utarbeidet etter oppdrag av Statens forurensnings-
tilsyn/kommunal- og resipientavdelingen (kontrakt nr. 425/83) og er den
7. i en serie rapporter om vurdering av rensekrav for sjøresipienter. En
oversikt over tidligere rapporter er gitt på omslagets side 2.

Rapporten gir en samlet framstilling av de effekter som utslipp av plante-
næringsstoffer og organisk stoff gir i fjorder og kystområder.

Det har ikke vært anledning til noen fullstendig gjennomgang av litteraturen
på feltet marin eutrofiering, men rapporten kan tjene som grunnlag for videre
arbeid på dette feltet.

Rapporten er skrevet av følgende personer ved NIVA:

Cand. real. Lars Kirkerud (kap. 7 og 8)

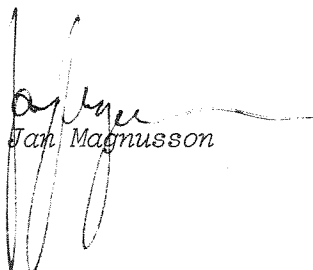
Cand. real. Jon Knutzen (kap. 6)

Fil. kand. Jan Magnusson (kap. 2, 3, 5, 10, 11 og 12)

Sivilingeniør Kari Ormerod (kap. 4)

Cand. real. Brage Rygg (kap. 9)

Jarle Molvær har bistått med planlegging av rapporten og gjennomgåelse av
utkast.


Jan Magnusson

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	1
1. KONKLUSJONER	5
2. INNLEDNING	12
2.1 Næringssalter og organisk stoff i husholdningskloakk	13
3. GENERELLE EFFEKTER	15
4. EFFEKTER KNYTTET TIL UTSLIPP AV ORGANISK STOFF	17
4.1 Aerob nedbrytning av organisk stoff	17
4.1.1 Oksygenvikt	17
4.1.2 Begroing	18
4.1.3 Produksjon av potensielt patogene bakterier	18
4.2 Anaerob nedbrytning av organisk stoff	18
4.2.1 Bakteriell primærproduksjon	18
4.2.2 Korrosjonsproblemer	20
4.3 Konklusjon	20
5. EFFEKTER PÅ PELAGISKE PRIMÆRPRODUSENTER	21
5.1 Sammenhengen mellom økte utslipp av næringssalter og algevekst	21
5.2 Lysforhold	26
5.3 Temperatur	27
5.4 Saltholdighet	28
5.5 Kvalitative effekter	29
5.6 Konklusjoner	31
6. EFFEKTER PÅ FASTSITTENDE ALGER	33
6.1 Produksjon og biomasse	34
6.2 Algesamfunnets sammensetning	36
6.3 Endret kjemisk sammensetning - mulig indikatorbruk?	39
6.4 Konklusjoner	40
7. EFFEKTER PÅ ZOOPLANKTON	42
7.1 Innledning	42
7.2 Beitingsegenskaper	42
7.3 Remineralisering	43
7.4 Erfaringer fra norske feltundersøkelser	44
7.5 Konklusjoner	45

INNHOLDSFORTEGNELSE (forts.)

	Side
8. EFFEKTER PÅ FISK	47
8.1 Innledning	47
8.2 Faktorer av betydning	47
8.3 Konklusjoner	52
9. EFFEKTER PÅ BUNNFAUNA	53
9.1 Innledning	53
9.2 Forandringer i diversitet	55
9.3 Log-normal-fordeling av individantall blant artene	58
9.4 Forurensningsarter	58
9.5 Virkninger av oksygenmangel	62
9.6 Et eksempel: To kloakkutslipp ved Tønsberg	64
9.7 Problemets omfang	67
9.8 Konklusjon	68
10. DYPVANNsutslipp som metode for å begrense eutrofieffekter	69
11. MODELLER	72
12. OM ET utslipps influensområde. Næreffekter - fjereffekter	74
LITTERATUR	75

TABELLER

1. Spesifikke utslippstall for husholdningskloakk (pr. person og døgn).	14
2. Cirkaverdier av næringssaltkonsentrasjon i husholdningskloakk (mg/l).	14
3. Teoretisk N/P-forhold i resipientvann når den naturlige fosfortilførselen i resipienten er dobbelt så stor som tilførselen fra land. Den naturlige tilførselen av nitrogen er satt til seks ganger den naturlige fosfortilførsel.	25
4. Virkninger av oksygenunderskudd på fisk og krepsdyr.	49
5. Forsøksvise grenseverdier for skadeeffekter av ammoniakk og hydrogensulfid (EPA 1976, Kirkerud & Riisberg, 1982) og nitritt (Kirkerud et al. 1975).	51
6. Vanngengder ved kloakkutslippene på Vallø og Vårnes.	64

FIGURER

	Side
1. Enkel prinsippskisse over næringskjeden i havet.	12
2. Skadelige og gunstige effekter ved tilførsler av nærings-salter.	15
3. Skjematisk oversikt av hydrografisk (naturlig) betinget og forurensningsbetinget planktonvekst i en overgjødslet fjord (Indre Oslofjord).	22
4. Relativ fotosyntese for noen planteplanktongrupper ved varierende lysintensitet.	27
5. Generalisert diagram av forandringer i faunaen langs en gradient av organisk belastning.	54
6. Forandring i diversitet ved økende (kurve A) og minkende (kurve B) organisk belastning.	56
7. Diversitetskurver (artsantall som funksjon av individantall) for noen prøver fra norske fjorder.	57
8. Eksempler på fordelinger av individantall blant arter, plottet på normalfordelingspapir.	59
9. Fordeling av antall individer blant artene i prøver fra tre stasjoner i Singlefjorden.	60
10. Individantall av børstemark (<u>Scolelepis fuliginosa</u> og <u>Capitella capitata</u>) utenfor et kloakkutslipp i Middelhavet.	61
11. Sammenheng mellom P/B (produksjon pr. biomasseenhet) og livslengde.	61
12. Skjematisk framstilling av SAB-kurver for makrofauna i relasjon til omtrentlige oksygenkonsentrasjoner.	62
13. Forenklet klassifisering av bløtbunnsfaunaen i Frierfjorden 1974 og 1979.	63
14. Oksygenkonsentrasjoner i 20 og 25 m dyp i indre Frierfjord.	63
15. Stasjoner for undersøkelser utenfor utslipp fra kloakkrensning ved Tønsberg.	64
16. Mengden av de vanligste bløtbunnsfaunaartene i nærheten av utslippet ved Vallø i 1975 og 1978.	66
17. Dypvannsutslipp.	69
18. Eksempel på innlagring og spredning av kloakkvann merket med Rhodamin B. Lysakerfjorden - Indre Oslofjord.	70

1. KONKLUSJONER

- I Formålet med dette arbeidet har vært å sammenfatte eksisterende kunnskaper om effekten på marine resipienter av økt belastning med næringsalter og lett nedbrytbart organisk stoff fra kommunalt avløpsvann.

Hovedkonklusjonene fra arbeidet er:

De kvantitative og kvalitative effektene av å påvirke energi-strømmen i havets næringskjeder kan være både positive og negative. Moderate tilførsler av næringsalter og organisk stoff kan gi positive effekter i form av økt fiskeproduksjon. Når den kvantitative forandringen slår ut i en kvalitativ forandring av økosystemet, vil dette imidlertid i hovedsak være en negativ effekt.

Skadelige effekter av overbelastning med kloakkvann og tilsvarende utslipp er klart dokumentert:

- *oksygensvinn og eventuelt dannelse av "råttent" (hydrogensulfidholdig) vann, med innskrenket livsrom for organismer på dypere vann (under sprangsjiktet) og redusert forekomst av særlig bunn-dyr og fisk.*
- *endringer i samfunnenes sammensetning både på grunt og dypt vann, bl.a. mot dominans av enkelte ettårige, hurtigvoksende alger ("grønske" o.a.) i strandsonen.*
- *misfarging og grumsing av overflatevann ved store oppblomstringer av planteplankton.*

Det er dokumentert skadevirkninger i flere lokale områder langs norskekysten (bl.a. Oslofjorden, Frierfjorden, Nordåsvatnet og Glomfjord). Imidlertid er et hovedproblem innenfor marin eutrofi-forskning mangel på kunnskaper for å skille mellom små eller moderate effekter fra naturlige variasjoner. Likeså foreligger ikke noen definisjon av grensen mellom positive og negative effekter,

eller et klassifiseringssystem for marine resipienter etter eutrofiskala.

For lokale utslippsproblemer betyr kunnskapsmangelen at man ofte ikke er i stand til å avgrense influensområdet for en gitt belastning. Regionalt betyr det f.eks. at man i dag ikke kan gi noe sikkert svar på om deler av Skagerrak eller Nordsjøen er overbelastet.

Det andre hovedproblemet gjelder hvilke tiltak som er mest effektivt for å begrense skadelige effekter, dvs. hvilke plantenæringsstoffer man bør redusere tilførselene av. Generelt anses det for mest sannsynlig at nitrogen er begrensende for algevekst i havområder, men observasjoner tyder også på at fosfor og nitrogenforbindelser vekselvis er potensielt vekstbegrensende. Sannsynligheten for fosforbegrenset algevekst øker ved markert ferskvannspåvirkning. Avgjørende faktorer er forholdet mellom naturlige transporter av disse stoffer i resipienten og antropogene tilførsler.

II Vurderingene av effekter har omfattet virkningene på:

- vannforekomstene som fysisk-kjemisk og hygienisk miljø
- planteplanktonsamfunnets produksjon og sammensetning
- strand- og gruntvannssamfunn, primært fastsittende alger
- dyreplankton
- fisk
- samfunn på dypere vann, særlig bløtbunnsfauna.

I tillegg er det egne kapitler om:

- dypvannsutslipp som metode for å begrense uønskede effekter
- matematiske økosystemmodeller og erfaringsmodeller
- begrepet influensområde

- III Ved for stor direkte tilførsel av organisk stoff - eller indirekte ved økt planteplanktonproduksjon - kan det oppstå oksygenunderskudd. Dette kan lede til at fisk og/eller deres næringsdyr ikke kan leve i de berørte vannmasser.

Oksygensvikt i norske terskelfjorder inntreffer oftest sensommer, høst eller i vinterhalvåret. Er belastningen så stor at vannet blir oksygenfritt, dannes hydrogensulfid. Foruten at denne gassen utrydder nesten alle høyerestående livsformer (flercellede organismer), kan en slik tilstand forårsake problemer i form av økt korrosjon og stank. I innelukkede fjorder kan det være nødvendig med betydelig belastningsreduksjon for igjen å få oksygenholdig vann.

- IV Rikelig tilgang på nedbrytbart organisk stoff kan ha hygienisk betydning ved at enkelte sykdomsfremkallende bakterier kan oppformerer i vannet og nå konsentrasjoner som betydelig øker sannsynligheten for infeksjon.

- V Økt planteplanktonproduksjon kan gi misfarget og grumsete vann. For oksygenforbruket i dypvannet har det betydning at denne produksjonen kan være 5-7 ganger større enn primærbelastningen fra kloakkvannets innhold av **lett nedbrytbart organisk stoff**.

Planteplanktonet i overgjødslende områder er ofte karakterisert ved hyppige oppblomstringer om sommeren og stor dominans av et lite antall arter.

En viss forskyvning mot mindre (små) planktonarter er sannsynlig. Produksjonen blir i stor grad lysbegrenset, dvs. skyggeeffekten av planktonet begrenser produksjonen til et tynnere vannlag. At vekst av planteplankton vesentlig er begrenset til det varmere overflatelaget, kan influere på samfunnets sammensetning. De arter som har særlig evne til å forbli i det øverste vannlaget (fotosyntesesonen), og/eller har høyt temperaturoptimum, blir forholdsvis mest begunstiget.

Fortsatt vekst i dypere vannlag vil overveiende bli ved arter som har lavere krav til lys, foretrekker lavere temperatur, eller har evne til å utnytte organisk stoff. Flere av disse faktorer (likesom evne til vertikalvandring) begunstiger oppblomstring av dino-flagellater, men også enkelte andre grupper.

Enkelte arter av dinoflagellater er giftige. Hvis disse arter er blant de (indirekte) begunstigede, kan dette lede til flere tilfeller av fiskedød og/eller hyppigere forekomst av giftige blåskjell.

Forandringer i artssammensetningen vil også kunne inntreffe som følge av planktonartenes noe forskjellige krav til nitrogen og fosfor, muligens også til andre stoffer som tilføres fra avløpsvannet.

Det er ikke fullt klarlagt hvordan en best kan bestemme hvilket nærings salt som vil begrense planktonproduksjonen. Generelt anses det sannsynlig at nitrogen er det nærings salt som foreligger i underskudd i åpne havområder. I kystområder foreligger observasjoner som tyder på at fosfor og nitrogen vekselvis kan begrense algeveksten. I markert ferskvannspåvirkede områder øker sannsynligheten for fosforbegrenset algevekst. Forholdene varierer lokalt, avhengig av størrelsen på de antropogene tilførsler, nedbørfeltets naturlige tilførsler og naturlige transporter av nærings salter i resipienten.

VI Samfunn av fastsittende alger vil nær utslippene stort sett utsettes for veksthemmende faktorer: grumsing av vannet og dermed dårligere lystilgang, nedslamming som dels dekker algeoverflaten og hemmer fotosyntesen, dels frembringer bløt bunn som stort sett er uegnet som voksested; eventuelt også direkte giftvirkninger. Stort innhold av organiske partikler kan øke bestandene av epifytter og beitere. Alt dette vil bidra til redusert forekomst av alger, både med hensyn til antall arter, biomasse og utbredelse nedover i dypet.

Lenger fra utslippene kan man dels få direkte virkning av økt nærings tilgang, dvs. stimulert produksjon og frodige samfunn, dels en rekke

indirekte effekter fra høye konsentrasjoner av planteplankton, som i mangt virker hemmende på fastsittende algesamfunn på samme måte som nevnt ovenfor. Overgjødning gir ofte en forvridning av konkurranseforholdene til gunst for ettårige, hurtigvoksende arter (mest grønnalger, men også andre) på bekostning av de større, flerårige arter. Dette har i sin tur betydelige konsekvenser for de rammede lokaliteters dyreliv.

- VII Zooplanktonet vil bli mest påvirket i sterkt sjiktede vannmasser der overflatelaget har relativt høy temperatur om sommeren, og i fjordbassenger med stagnant dypvann (oksygenmangel). Den mest sannsynlige effekten er en overgang fra større kaldtvannsformer av hoppekreps (raudåte m.fl.) til mindre og mer varmekjære former, dels fordi planteplanktonproduksjonen forskyves oppover i vannmassen til varmere vannlag, dels fordi oksygenforholdene i dypvannet kan bli dårlige. Slike endringer i dyreplanktonsamfunn menes bl.a. å være påvist i Oslofjorden. Dette berører zooplanktonets åteverdi for fisk.
- VIII Av effekter på fisk er minsket forekomst eller utryddelse på grunn av redusert oksygeninnhold i dypere vannlag best dokumentert. Forandringer i tang og tarebestanden kan ha betydning ved at gruntvannsområder med tang er viktige oppvekstområder.

Oppblomstringer av giftige dinoflagellater kan ha sammenheng med utslipp i avskjermede områder og ha negativ innflytelse på fisk. Toksiske effekter ved høye konsentrasjoner av ammonium og hydrogen-sulfid kan gjøre seg gjeldende i primærfortynningssonen til utslipp utenfor denne bare ved dårlig primærfortynning. I åpne kystområder vil lokale kloakkvannutslipp med god primærfortynning ha liten eller ingen effekt.

- IX Den direkte ødeleggende virkning av kloakkutslipp på bunnfaunaen i utslippets nærsone har antakelig som regel liten utstrekning. Utslippets sekundære influensområde kan derimot bli stort. Avhengig av vannfornyelse og allerede eksisterende næringsbetingelser kan et utslipp være stimulerende for bunnfaunaproduksjonen bli

ødeleggende. Når den organiske belastningen blir for stor og oksygenforholdene for dårlige, utarmes bunnfaunaen og produksjonen synker på tross av økt næringstilgang. Tapet kan bli på over 300 tonn makrofauna pr. år pr. kvadratkilometer bunn.

X Kunnskaper om effekter i relasjon til tilførsler og resipienttype er stadig utilstrekkelig på tross av omfattende kunnskap på de enkelte områder. Økosystemenes kompleksitet gjør at man fortsatt mangler et godt klassifiseringsredskap eller en eutrofiskala. Et eksempel på dette er de forsøk på modeller som er gjort og som viser så fundamental kunnskapsmangel at deres brukbarhet i beslutningsfasen neppe er stort bedre enn enkle overslagsberegninger og skjønn. Ytterligere komplikasjoner inntreffer når en skal bedømme dypinnlagrede utslipp, hvor erfaringen er langt mindre og observasjonsmetodene vanskeligere.

XI For å kunne bedømme effekter av økte eller reduserte utslipp av plantenæringssalter til middels gode resipienter, vil det være viktig å arbeide mot en marin "Vollenweidermodell" ved nøyere å vurdere de observasjoner som i dag foreligger fra norske fjorder og kystområder (sammenstilling og strukturering av data).

Imidlertid er det en følbar mangel på variable (parametre) som gir pålitelige utsagn om moderate overgjødslingsgrader. Dette må bli et prioritert forskningstema, dersom man skal kunne gi tilforlatelig avgrensning av områder som viser overbelastning, samt gjøre seg håp om å kunne følge utviklingen over tid, f.eks. å gi rimelig tidlig varsel om en uheldig utvikling. Dette har betydning så vel for lokal som for regional forvaltning (Skagerrak, Nordsjøen).

XII Forskningsbehovet på området marin eutrofiering er stort. Det er viktig å få klarlagt den totale effekten på økosystemet snarere enn effekten på deler. Dette forutsetter et vidtgående tverrviten-skapelig samarbeid. En fundamental problemstilling med tanke på mulige praktiske rensetekniske tiltak er å klarlegge forholdet mellom tilførsel og effekt. Følgende delproblemer er blitt omtalt i denne rapporten:

- 1) Hva er begrensende faktor for primærproduksjonen?
- 2) Hvordan omsettes næringssaltene i næringskjeden?
- 3) Hvilke kvalitative effekter oppstår på næringskjeden ved økende næringssalttilførsel?

Disse overordnede spørsmål gjelder for hele økosystemet. Innenfor hvert trinn i næringskjeden vil en rekke delproblemer kunne oppstilles. Bl.a. å ta frem metoder for å fastslå graden av næringsbegrensning hos planteplankton, muligheten for å relatere næringsalter i fastsittende alger til tilførsler og eutrofigrad gjennom eksperimenter under kontrollerte forhold. Studier av zooplanktonsamfunnets sammensetning i eutrofe og ikke eutrofe fjorder samt søke å relatere bunnfauna til organisk belastning og tilførsler. Et meget viktig problem blir også å avgjøre under hvilke forhold det foreligger risiko for oppblomstring med giftige alger. Gradvis vil den økte kunnskapen kunne bygges opp til et klassifiserings-system etter eutrofigrad for norske kystfarvann.

2. INNLEDNING

Utslipp av avløpsvann tilfører bl.a. vannmassene plantenæringsstoffer og organisk stoff, og påvirker dermed energistrømmen i havets næringskjeder (figur 1). Dette innebærer at en bedømmelse av effektene av økte tilførsler forutsetter godt kjennskap til de fundamentale fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som styrer energien gjennom systemet. Selv om kunnskapsmengden på dette feltet i dag er omfattende, medfører økosystemenes kompleksitet og variasjon at forståelsen av dem fortsatt er ufullstendig. Det finnes i dag ingen tilsvarende "enkle" kriterier for bedømmelsen av et havområdes forurensningstilstand med hensyn til gjødslingspåvirkning som f.eks. "Vollenweidersystemet" for innsjøer. Rapporten vil bære preg av dette.

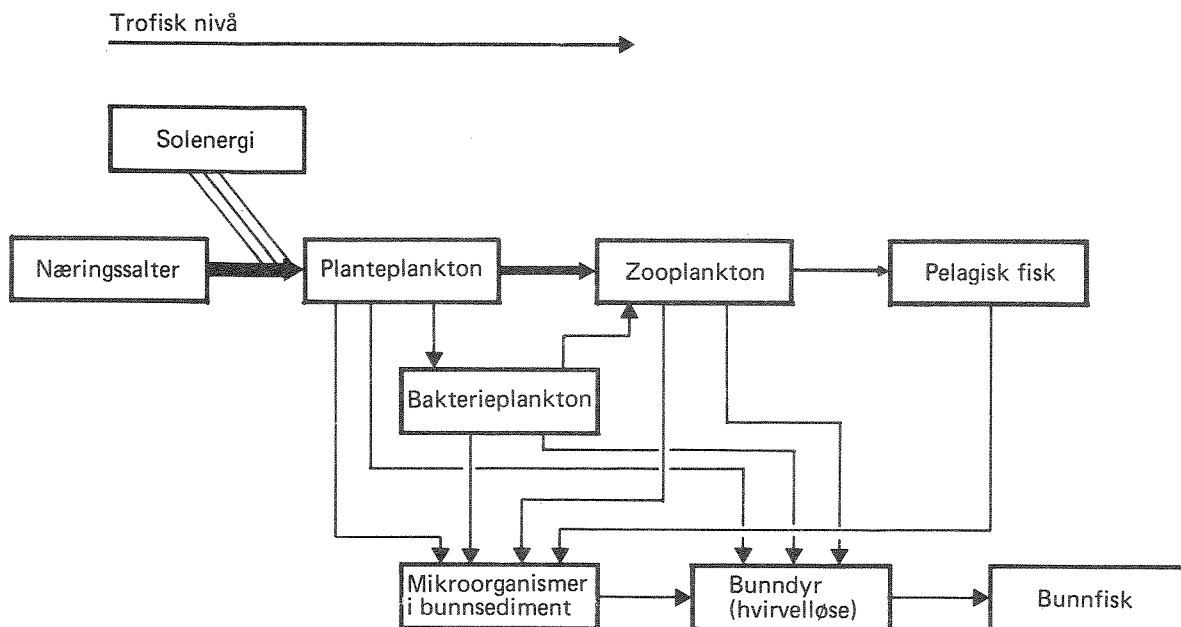


Fig. 1. Enkel prinsippskisse over næringskjeden i havet.

Som for innsjøer og vassdrag brukes begrepene oligotrof, mesotrof og eutrof på fjorder og havområder ved økende grad av næringssalttilgang. De store havområdene er oligotrofe. Eutrofe områder er begrenset til de steder langs kystene hvor vertikaltransport av næringsalter (upwelling) eller tilførselen fra land er stor.

I den følgende beskrivelse av de effekter som utslipp av næringsalter og organisk stoff kan ha på et marint økosystem, forutsetter vi - der ikke annet sies - at stoffene umiddelbart eller etterhvert tilføres fotosyntesesonen. De forskjellige delene av næringskjeden behandles for seg. Til slutt diskuteres dyputslipp og modeller for eutrofiering.

2.1 Næringsalter og organisk stoff i husholdningskloakk

I beregninger av forurensningstilførsler bruker en spesifikke tall som baserer seg på målinger i avløpsvann.

De tradisjonelle tall fra husholdningskloakk er vist i tabell 1. I tabellen vises også resultatene fra målinger i et begrenset område (Sydskogen) i Røyken kommune (L. Vråle, 1983).

Normalt foreligger nesten 70 % av totalfosforet som ortofosfat. Av nitrogenforbindelser utgjør ammonium den dominerende delen med omkring 80 % av totalnitrogenkonsentrasjonen. Bare en liten del (< 5 %) består av nitrat eller nitritforbindelser. Normale konsentrasjoner i utslippsvann fra husholdningskloakk vil således ligge på omkring verdier som vist i tabell 2.

Tabell 1. Spesifikke utslippstall for husholdningskloakk
(pr. person og døgn)

Parameter	Tradisjonelle tall	Sydsbogen, Asker
Tot-P	2,5 g	2,12 g
Tot-N	12,0 g	12,8 g
KOF	120 g	73,7 g
BOF ₇	75 g	-
Spillvanns- avløp	200 l	141 l

Tabell 2. Cirkaverdier av næringssaltkonsentrasjoner i husholdningskloakk
(mg/l)

Spillvannsavløp	Tot-P	PO ₄ -P	Tot-N	NH ₄ -N
200 l/p.d	12,5	8,8	60	50

Cirkaverdiene i tabell 2 er øvre grense for konsentrasjoner i avløpsvannet. Dårlige ledningsnett gir infiltrasjon av vann og generelt lavere konsentrasjoner.

3. GENERELLE EFFEKTER

En økt tilførsel av plantenæringsstoffer og organisk stoff vil endre den biologiske produksjonen i et område. Moderate tilførsler vil medføre økt primærproduksjon og resultere i tilsvarende økning gjennom de vanlige næringskjeder i området med økt fiskeproduksjon som endelig teoretisk resultat (figur 1). Vi oppnår en kvantitativ, men ingen kvalitativ forandring av økosystemet, dvs. i hovedsak en positiv effekt. Når tilførselen øker over det nivå som det opprinnelige system har evne til å omsette uten kvalitative forandringer, kan det inntreffe negative effekter.

Den tidsvariable utviklingen kan også framstilles som funksjon av avstanden fra utslippet. Føyn (1971) har gitt en prinsippskisse av hvordan et utslipp kan gi skadelige effekter i nærsonen, men gi positive effekter på lengre avstand (figur 2). Imidlertid er definisjonen av resipient eller et utslipps influensområde ikke trivielt (se kap. 12).

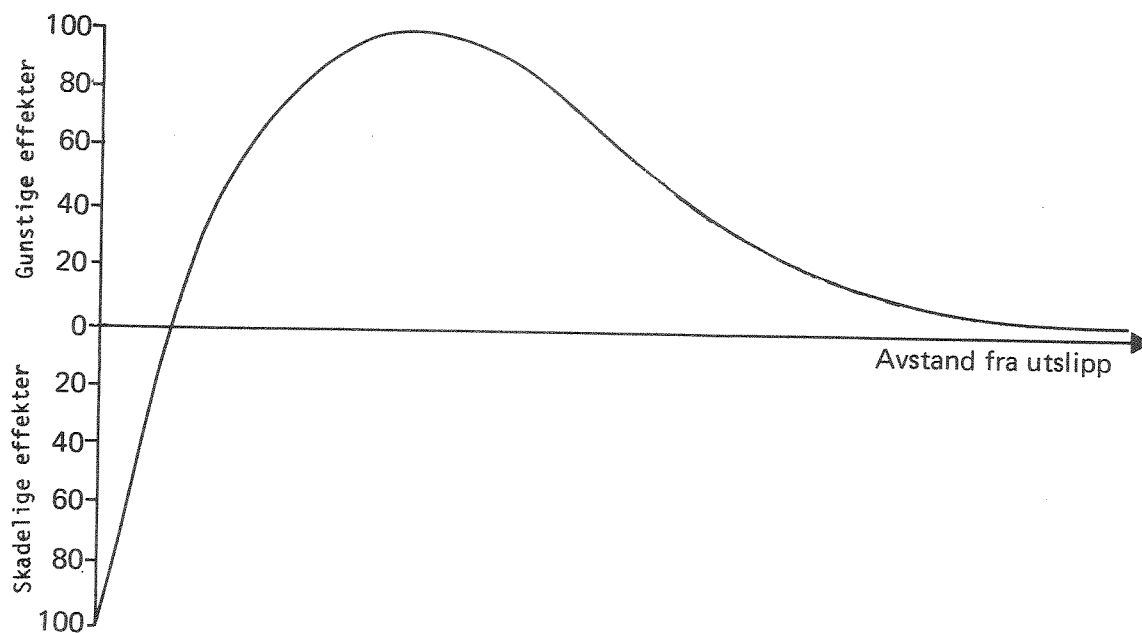


Fig. 2. Skadelige og gunstige effekter ved tilførsel av næringsstoffer.

I dag finnes ikke generelle kriterier som kan benyttes for å trekke opp grenser mellom positive og negative effekter av eutrofiering. Dette er til dels avhengig av områdets egenskaper før den økte tilførsel, delvis hvilken

definisjon på negative effekter en legger til grunn. Grensene er meget flytende og dessuten avhengige av bruksinteressene som er knyttet til et område.

De naturlige eksisterende system i havet kan brukes som eksempel på de generelle forandringer i et økosystem når næringstilførselen øker. Ryther (1969) delte inn havet i tre områder etter primærproduksjonens størrelse. I områder med lav primærproduksjon (liten næringstilførsel) er næringskjedene vanligvis lengre enn i områder med høy produksjon. Den kvantitative endringen i næringstilgang gir således gradvis utslag i kvalitative endringer av dyre- og plantesamfunnets oppbygging. Ryther angir videre den midlere primærproduksjonen for forskjellige områder. Næringsfattige havområder har en årlig midlere produksjon på ca. 50 g C/m^2 (oligotrofe områder) og kystområder ca. 100 g C/m^2 (mesotrofe områder) samt upwellingsområder ca. 300 g C/m^2 (eutrofe områder). Nyere målinger (Gieskes et al. 1979) tyder på at verdiene for næringsfattige havområder er sterkt underestimert. Grunnlaget for en slik inndeling basert bare på gjennomsnittlig årlig primærproduksjon er derfor usikkert.

Observasjoner fra Østersjøen viser at mellom 20 og 40 % av det organiske stoffet fra primærproduksjonen sedimenterer (Forsskåhl et al. 1982). En økt primærproduksjon vil således øke belastningen med organisk stoff på dypvannet. Når vannmassen er kraftig sjiktet vil oksygenreduksjonen kunne bli større enn oksygentilførselen med derav følgende risiko for oksygensvikt. Dette vil ha negative effekter for dyrelivet i disse vannmasser og også kunne få tilbakevirkninger på primærproduksjonen ved f.eks. kvantitativt og kvalitativt forandret beiting.

4. EFFEKTER KNYTTET TIL UTSLIPP AV ORGANISK STOFF

Utslipp av kloakkvann kan føre til to typer problemer forbundet med bakterier. Den ene typen skyldes at kloakkvannet inneholder lett nedbrytbart organisk stoff, den andre at det kan inneholde smittestoffer som skilles ut i avføring fra syke mennesker og spres til resipienten ved utslipp av kloakkvann og kloakkslam. Det sistnevnte problem er behandlet i rapport nr. 6.

4.1 Aerob nedbrytning av organisk stoff

4.1.1 Oksygensvikt

Det organiske stoffet som slippes ut nedbrytes av aerobe mikroorganismer i resipienten. De viktigste mikroorganismer i denne forbindelse er de aerobe, heterotrofe bakterier. Deres nedbrytningsaktivitet er avhengig av flere faktorer: Den hemmes generelt av sterkt lys, den øker med økende temperatur opp til ca. 35 °C, og øker med økende konsentrasjon av organisk stoff, også opp til en viss grense. Det finnes imidlertid bakterier som har størst nedbrytningsaktivitet ved temperaturer på 10 °C og lavere. Slike psycrofile bakterier finnes i større mengder i permanent kalde vannmasser, ellers bare i små mengder. Bakterier som tilføres med kloakkvannet vokser som regel godt ved temperaturer på 35 °C, men de inaktiveres raskt i resipientvannet (se rapport nr. 6). Derfor vil de heterotrofe bakterier som er naturlig hjemmehørende i vannet, og som viser størst nedbrytningsaktivitet ved temperaturer mellom 15 og 25 °C, være de viktigste i nedbrytningsprosessene i sjøresipientene.

Når nedbrytningsaktivitet blir så stor at den fører til vesentlig reduksjon i vannets innhold av molekylært oksygen, kan ikke lenger fisk og deres næringsdyr leve i vannet (se kap. 7 og 8). Denne velkjente effekt kan i praksis motvirkes ved å redusere konsentrasjonen av det organiske stoff i vannet, enten ved å redusere utslippsmengden, eller ved å øke fortynningen (vannutskiftningen).

Sjansene for at oksygensvikt skal inntreffe i en terskelfjord er størst om høsten og utover vinteren. Da har dypvannet gjerne vært stagnerende i 6-10 måneder, og oksygenforbruket ved nedbrytning av sommerhalvårets planktonbiomasse har gjort seg gjeldende.

4.1.2 Begroing

I spesielle situasjoner kan tilstedeværelse av selv små mengder lett nedbrytbart organisk stoff føre til problemer. Hvis sjøvann som inneholder slikt stoff føres i kanaler, ledninger, varmevekslere o.l., dvs. at det får strømme over flater, kan flatene bli begrodd med mikroorganismer.

Denne slamdannelsen vil føre til reduksjon i effektiviteten av varmevekslere og kan føre til gjentetting av ledninger. De mikroorganismene som etablerer seg i slike situasjoner er spesialister på å ta til seg næring fra lave konsentrasjoner. Den mengde næring som passerer dem pr. tidsenhet kan godt være stor selv om konsentrasjonen i vannet er lav. Slike begroingsproblemer oppstår også for skip som trafikkerer forurensede områder, og blir spesielt store fordi større organismer som lever av denne begroingen også etablerer seg og fører til reduksjon av skipets fremdrift.

4.1.3 Produksjon av potensielt patogene bakterier

Utslipp av organisk stoff kan føre til at potensielt patogene bakterier produseres i så store mengder at infeksjons dose oppnås, og bakteriene blir i stand til å angripe sin vertsorganisme. Slike bakterier kan stamme fra kloakkvannet, men de kan også være naturlig hjemmehørende i resipientvannet (se rapport nr. 6). Fisk får hudsykdommer, mennesker som kommer i kontakt med vannet kan få infeksjoner i rifter og sår i huden eller pådra seg øye-øre-nese-hals-sykdommer ved bading. Sistnevnte infeksjoner overføres imidlertid lettest i innelukkede vannmasser, f.eks. i svømmebassenger med sjøvann.

Patogene bakterier kan også konsentreres i muslinger (f.eks. blåskjell) som lever i vannmasser med stor bakterietetthet, fordi de tar til seg bakterier sammen med annen partikulær føde. Mennesker kan bli infisert hvis de spiser muslingen rå. Et høyt innhold av ufordøyde heterotrofe bakterier kan føre til en kvalitetsforringelse av muslingene under transport til forbrukerne (WHO 1977) og kan også føre til matforgiftning.

4.2 Anaerob nedbrytning av organisk stoff

4.2.1 Bakteriell primærproduksjon

Er nedbrytningsaktiviteten i resipienten for stor i forhold til tilførsels-hastigheten for molekylært oksygen, blir vannet oksygenfritt og nedbrytningen

tas over av bakterier som har anaerob respirasjon. Slike bakterier er i stand til å ta oksygen fra uorganiske oksyder som nitrat og sulfat. Nitrogenet i nitratet blir frigitt som N_2O eller N_2 , som begge er gasser som ikke fører til problemer. Det nitrogenet som er bundet i det organiske stoffet frigis under slike forhold som ammoniumforbindelser. Foruten å være hovedkilden til nitrogen for alger og mange bakterier, tjener de også som hydrogendonor for autotrofe, nitrifiserende bakterier, dersom ammoniumforbindelsene diffunderer opp til de aerobe vannmasser. De nitrifiserende bakteriene vokser med karbondioksyd som karbonkilde, slik som algene, og bidrar dermed til produksjon av nytt, partikulært organisk stoff i vannmassene.

Sulfat reduseres til sulfid av sulfatreduserende bakterier i de anaerobe vannmassene. Dannet hydrogensulfid fører til problemer på flere måter. Den er giftig for fisk og andre aerobe organismer hvis den diffunderer opp i de aerobe vannmasser, og trenger den gjennom vannet og opp i luften, fører den til luktproblemer for mennesker. Den kan dessuten føre til produksjon av autotrofe bakterier både i de aerobe og i de anaerobe vannmasser. I aerobe vannmasser fører den til vekst av svoveloksyderende bakterier. Dette er påvist bl.a. i Framvaren (Skei et al. 1981). I de anaerobe vannmasser utvikles fotosyntetiserende, svoveloksyderende bakterier dersom de blir tilført nok lys.

Ren anaerob nedbrytning av organisk stoff skjer også i sterkt reduserende miljø, med dannelse av lavmolekylære organiske forbindelser, karbondioksyd, vann og metan. Metan er en gass som kan diffundere opp i vannmasser med mindre reduserende miljø, der den brukes som hydrogendonor av autotrofe metanbakterier. De lavmolekylære organiske forbindelsene kan videre brukes som hydrogendonor for andre typer fotosyntetiserende bakterier i de øvre lag av de anaerobe vannmasser hvis lystilførselen er tilstrekkelig.

Det som her er beskrevet kan skje både i ferskvanns- og sjøvannsresipienter. På grunn av at sjøvann inneholder rikelige mengder sulfat, blir svovelsyklusen spesielt viktig i sjøvannsresipienter, og den bidrar til at prosessen holdes i gang lenge etter at tilførselen av organisk stoff til resipienten er redusert. Dette problemet forventes å ha størst betydning ved utslipp til innelukkede, relativt stillestående vannmasser med liten utskiftning, spesielt i perioder med høy vanntemperatur.

Som eksempel på luktproblemer som skyldes sulfatreduksjon i sjøvannsresipient kan nevnes byen Izmir i Tyrkia, der hydrogensulfidlukten i sommerhalvåret kan kjennes i flere kilometers avstand fra byen. Kloakkvannet fra byen går stort sett urensset ut i bukten der bebyggelsen er konsentrert. I Norge har luktproblemer vært rapportert fra bl.a. Oslofjorden og Risørområdet.

4.2.2 Korrosjonsproblemer

Sulfatrespirasjon og ren anaerob nedbrytning av organisk stoff fører til sterkt reduserende miljø i de anaerobe vannmasser. Konstruksjoner som står neddykket i slikt vann eller anaerobe sedimenter kan derfor påføres korrosjonsskader. De sulfatreduserende bakterier er kjent for å medvirke til slike korrosjonsproblemer.

En kombinasjon mellom sulfatreduserende og svoveloksyderende bakteriers aktivitet kan også føre til korrosjonsproblemer. Dette skjer ved overflateutslipp til sjøresipienter, i ledninger med lav strømningshastighet i den nedre del og luftrom over vann-nivået i ledningen. Vannet blir anaerobt på grunn av nedbrytningen av det organiske stoff, og sulfatrespirasjon settes i gang med dannelse av hydrogensulfid. Denne stiger opp i luften over vannet, og på de fuktige flatene i kontakt med luften kommer det til utvikling av svoveloksyderende bakterier. Disse oksyderer sulfiden til svovelsyre, som er korrosiv, spesielt for sementledninger. Dette har vært årsaken til store problemer der sementledninger har vært benyttet ved utslipp til marin resipient (Starkey 1961).

4.3 Konklusjon

De fleste problemer som kan oppstå ved utslipp av organisk stoff til sjøresipienter er de samme som ved utslipp til ferskvannsresipienter: Produksjon av potensielt patogene bakterier, oksygensvikt, begroingsproblemer, luktproblemer og korrosjonsproblemer. Enkelte av problemene forsterkes i sjøvannsresipienter fordi sjøvann inneholder rikelige mengder sulfat, slik at svovelsyklusen lett settes i gang. Det gjelder derfor å forhindre at resipienten belastes så mye at vannet blir oksygenfritt. Er svovelsyklusen først igangsatt, bidrar den til sitt eget vedlikehold ved produksjon av nytt partikulært, organisk materiale i form av bakterier. En stor reduksjon i belastningen med organisk stoff vil derfor være nødvendig for å få den stoppet.

5. EFFEKTER PÅ PELAGISKE PRIMÆRPRODUSENTER

5.1 Sammenhengen mellom økte utslipp av næringssalter og algevekst

Tilførsel av kommunalt avløpsvann til sjøvann gir en økt primærproduksjon. Den sekundære organiske produksjonen kan være 5-7 ganger større enn den primære belastningen fra avløpsvannets innhold av lett nedbrytbart organisk materiale (Skulberg 1970). Det er næringssaltene nitrogen og fosfor i avløpsvannet som generelt blir betraktet som de viktigste faktorer for økt pelagisk produksjon.

Hvis vi ser bort fra beiting og andre effekter, vil en økt tilførsel av næringssalter føre til en stadig økende bestand av planteplankton. (Det er imidlertid også observert tilfeller av hemmet planktonproduksjon i områder med store konsentrasjoner av avløpsvann (MacIsaac 1979)). Økningen skulle være direkte avhengig av næringstilgangen. I virkeligheten vil vi ikke finne dette, idet både den vertikale og horisontale transport av næringssalter samt vannmassens stabilitet, temperatur og lysforhold innvirker på produksjonen. Også beiting vil moderere effekten. Kvalitativt vil forhold som temperatur, lys og konsentrasjonsnivået for næringssalter også kunne påvirke konkurransen mellom artene, likesom den innflytelse som visse planktongrupper har på andre gjennom stoffer de skiller ut. Egenskaper som evne til vertikal vandring vil også ha betydning. For Indre Oslofjord har Braarud og Nygaard (1967) laget en skjematisk skisse over vekslinger i planktonbestanden som funksjon av naturlige forhold og forurensningsforhold (figur 3). Ut fra denne figuren trekker forfatterne konklusjonen at den eutrofe Indre Oslofjord skiller seg fra andre områder under sommerperioden (ved forsommer maksimum av diatomeer, fulgt av store planktonbestander midtsommers og på ettersommeren).

Næringssaltene betydning for planktonproduksjonen har vært undersøkt siden slutten på 18-hundretallet, da Brandt (1899) påpekte en sammenheng mellom nitratkonsentrasjonen og planktonproduksjonen i havet. Det var for øvrig i 1847 at det for første gang ble fremsatt en hypotese om planteplanktonets betydning som første trinn i næringskjeden (Hooker 1847).

Med energi fra sollyset bygger planktonet opp sammensatte organiske molekyler fra grunnstoffer som nitrogen, fosfor, oksygen, hydrogen og karbon. Planteplanktonets omtrentlige gjennomsnittlige (cellulære) sammensetning med hensyn til karbon, nitrogen og fosfor er 106:16:1 (atombasis), vanligvis referert til som Redfield-forholdet etter undersøkelser av Redfield (1934).

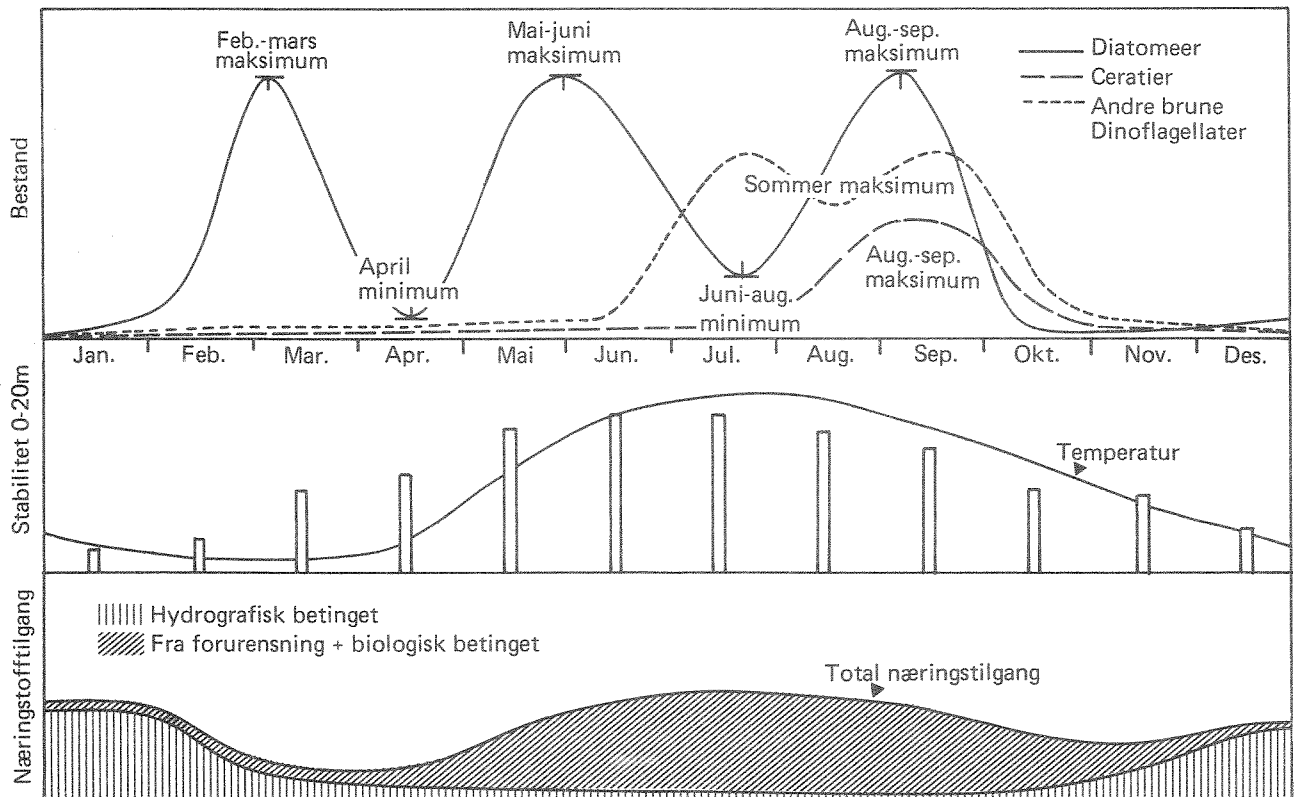


Fig. 3. Skjematisk oversikt av hydrografisk (naturlig) betinget og forurensningsbetinget planktonvekst i en overgjødslet fjord (Indre Oslofjord) (fra Braarud og Nygaard 1967).

Spesielt har dette forholdet vist seg å gjelde for høye veksthastigheter hos ikke-næringsbegrensede laboratoriekulturer (Goldman, McCarthy og Peavey 1979). Samme forfattere har sammenstilt C:N:P-forhold fra observasjoner av naturlig plankton i havet og funnet at tallene konvergerer mot Redfield-forholdet.

Redfield-forholdet blir ofte brukt for å bedømme næringsbegrenset vekst. Hvis det cellulære N:P-forholdet er betydelig mindre enn 16:1, skulle nitrogen være begrensende, og for forhold langt over 16:1 skulle fosfor være begrensende. Imidlertid varierer forholdet for de enkelte planktonartene og kan ikke brukes når algeoppblomstringen domineres av et par arter. Uten god kjennskap til den enkelte art vil derfor målinger av cellulært nitrogen og fosfor ofte ikke kunne gi entydige konklusjoner. Videre utgjør algenes evne til å lagre nærings-salter - spesielt fosfor - også et problem ved tolking av data.

Som tilnærmet indikasjon blir cellulært N:P-forhold omkring 30 brukt for fosforbegrensning og omkring 5 for nitrogenbegrensning (Darley 1982).

Generelt anser man oftest nitrogen som det potensielt begrensende nærings-salt i havvann (Ryther og Dunstan, 1971). I norske farvann er det sannsynlig at nitrogen ofte er en begrensende faktor for planteplanktonbestandene (Sakshaug 1978). Senere undersøkelser av Sakshaug et al. (1983) har vist at planteplanktonet i kystvann kan være meget velbalansert med hensyn på fosfor og nitrogen. I områder med ferskvannstilførsel har samme forfattere observert fosforbegrensning. I den eutrofe indre del av Oslofjorden har undersøkelser i den senere tid sjelden indikert nitrogenbegrensning (Paasche og Kristiansen, 1982). Forsøk med tilsetting av filtrert Oslofjordvann til laboratoriekulturer av algen Phaeodactylum tricornutum og tilsetting av nitrogen og fosfor har vist overveiende fosforbegrensning (Källqvist et al. 1982). Fosforbegrensning er også påvist i noen vekstforsøk med naturlige plankton i fjorden (Källqvist pers. medd.). Fosforbegrenset planktonvekst er videre observert i ferskvannspåvirkede estuarier i Florida (Meyers og Iversen 1979). Positive effekter av fosforkontroll er blitt observert i Potomac estuariet i USA (Jaworski 1981).

Et forsøk på å sammenligne ekstern nærings-saltbelastning og eutrofiskala er gjort av Jaworski (1981) med observasjoner og data fra amerikanske østkystestuarier. Metoden er analog med den som er brukt av Vollenweider (1968) på ferskvann. Jaworski fant at ved N:P-forhold (i vann) over 16:1 vil ikke "markert" eutrofiering vedvare hvis den eksterne belastningen lå under $1,0 \text{ g P/m}^2/\text{år}$. Fosforbelastning under $0,75 \text{ g/m}^2/\text{år}$ kunne aksepteres. Ut fra N:P-forhold på 16:1 beregnet Jaworski et tillatt belastningstall på $5,4 \text{ g N/m}^2/\text{år}$. Imidlertid finnes flere ukjente faktorer som kan forandre slike tall, slik at de ikke kan brukes som generelle kriterier.

Jaworskis resultater står også i motsetning til f.eks. Ryther og Dunstan (1971) som konkluderer med at nitrogen er den begrensende faktor for algevekst i østamerikanske estuarier.

Næringssaltkonsentrasjoner så lave som $< 10 \mu\text{g NH}_3\text{-N/l}$ og ned i $5 \mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ kan fortsatt være tilstrekkelige til å gi maksimal veksthastighet (jfr. Sakshaug 1978). Kompliserende faktorer er tids- og romvariasjoner på korte skalaer, samt at ulike arter ikke har samme relative behov av nitrogen og fosfor (Darley 1982). Dette kan føre til at veksten av to organismer parallelt i tid og rom kan være begrenset av forskjellige næringssalt (Darley 1982). Det er også observert døgnvariasjoner i cellulært N:P-forhold (Rhee og Gotham 1980). I norske farvann har disse tids- og romvariasjoner i cellulært N:P-forhold blitt registrert av Sakshaug (1978).

Eppley (1981) diskuterer muligheten for at planktonet har et periodisk opp-tak av næringsalter og at en fullstendig analyse av vekstvilkårene må utføres over en generasjonssyklus.

Ved utslipp av kommunal kloakk til et sjøområde vil de naturlige N:P-forhold være av stor betydning for effekten av nitrogen- respektive fosfortilførsel. Nitrogen/fosforforholdet i norsk husholdningskloakk ligger på omkring 10:1 (atomært), dvs. et overskudd av fosfor i forhold til planktonets gjennomsnittlige krav. I en resipient med naturlig underskudd på nitrogen vil utslippet medføre at den totale biomassen øker på grunn av nitrogentilskuddet, men den teoretiske nitrogenbegrensningen forsterkes. I kystområder med en naturlig nær balanse mellom nitrogen og fosfor kan den relativt større mengde fosfor i avløpsvannet gi endelig nitrogenbegrensning. I områder med naturlig fosforbegrensning, som oftest med betydelig innslag av ferskvann, blir det forholdet mellom størrelsen av de naturlige transporter og tilført mengde avløpsvann som avgjør hvilket næringsstoff som blir begrensende. Effekten av en tilførsel av kommunalt avløpsvann vil således være økt produksjon, men størrelsen kan variere etter nitrogen- eller fosformengden, avhengig av de naturlige forhold i resipienten.

Imidlertid behøver det fra et renseteknisk synspunkt ikke være avgjørende om planktonproduksjonen i et fjord- eller kystområde er gjennomgående nitrogen- eller fosforbegrenset. I stedet blir det størrelsen av de forskjellige transporter av næringssaltene som avgjør hvorvidt et rens tiltak kan gi resultater med hensyn til planktonproduksjonen. Hvis de kontrollerbare antropogene tilførselene av næringsalter dominerer over de naturlige transportene vil en med rensetekniske tiltak kunne gjøre et av næringssaltene begrensende. Et enkelt teoretisk eksempel er vist i tabell 3. Her har vi antatt at vi tilfører en viss mengde pr. tidsenhet til et bestemt fjord-

volum og også forutsatt at vi kjenner de naturlige transportene. Videre har vi forutsatt en resipient med en natrlig transport av fosfor og nitrogen som vil gi overveiende nitrogenbegrenset algevekst.

Tabell 3. Teoretisk N/P-forhold i resipientvann når den naturlige fosfortilførselen i resipienten er dobbelt så stor som tilførselen fra land. Den naturlige tilførselen av nitrogen er satt til seks ganger den naturlige fosfortilførselen.

(Vektforhold 6:1 tilsvarer atomforhold på ca. 14:1.)

Nærings-salt	Befolkning + industri	Øvrig tilførsel	Naturlig transport i resipienten	Totalt (vekt)	N/P (atomforh.)	Teoretisk biomasse red. %
N	162	133	499	794	13,5:1	
P	33,8	7,8	83	134		
80 % P-fjerning						
N	162	133	499	794	18:1	14
P	7	7,8	83	98		
60 % N-fjerning						
N	65	133	499	697	12:1	13
P	33,8	7,8	83	134		

Når man vurderer størrelsen av fosfor- og nitrogenutslippene for kommunal kloakk mot de naturlige transportene i resipienten, er det nødvendig å ta hensyn til at konsentrasjonene i vannmassene ofte er lave i sommerhalvåret. Det betyr at de konstante tilførslene via kommunal kloakk i dette tidsrommet vil være av langt større betydning for plantep planktonproduksjonen enn det man kan få inntrykk av ved å vurdere årsmidler for transportene (Lindholm, Molvær og Øren 1983).

I norske kystområder skjer det ofte store vertikale transporter av vann (upwelling), og her kan de naturlige transporter komme til å dominere over kloakkvanntilførsler. I slike områder kan effekten av økt næringssalttilførsel være ubetydelig.

Store næringssalttilførsler kan muligens også gi kvalitative forandringer i planktonsamfunnene. Visse planktonarter har store tilpasningsevner til endrede næringssaltforhold og kan da konkurrere ut andre arter. En forandret artsammensetning som også påvirker de høyere næringsstrinn, kan muligens gi høyere gjendannelseshastighet av et næringsstoff (Paasche og Kristiansen 1982).

Det er vist at maksimal næringssaltopptak (og derved en av forutsetningene for høy veksthastighet) er avhengig av planktonets størrelse og står i forhold til næringssaltkonsentrasjonen i vannet (Eppley et al. 1969). Små arter formerer seg, under ellers like betingelser, raskere ved lave næringssaltkonsentrasjoner enn større arter. Samme forfattere viste også i forsøk at ulike arter foretrekker ulike former av nitrogenforbindelser (nitrat eller ammonium). Imidlertid har andre undersøkelser vist at opptakshastigheten varierte i kloner av samme art fra forskjellige omgivelser, hvor kloner fra havvann med lav næringssaltkonsentrasjon hadde høyere opptakshastighet ved lavere konsentrasjoner enn kloner fra estuarier (Carpenter og Guillard 1971). Opptakshastighet (sammen med lys) og ulike krav på næringsalter kan være avgjørende for å forklare rekkefølgen i ulike arters eller samfunns dominans i suksessive oppblomstringer.

Et problem som ikke har vært spesielt fremme i diskusjonen om begrensende næringsalter og effekter er langtidsvirkning av store utslipp av nitrogen eller fosfor. Langtidsvirkningen av overkonsentrasjoner av nitrogen eller fosfor kan muligens ha andre økologiske effekter enn de som gir utslag i økt produksjon. Dette blir et viktig forskningsfelt, spesielt når utviklingen går i retning av fjerning av et næringsalt (i første rekke fosfortilførsler til ferskvann).

5.2 Lysforhold

Høy primærproduksjon gir direkte utslag i lysforholdene. Her er imidlertid dypet til sprangsjiktet også av betydning. Når en algeoppblomstring utvikles, svekker de øverste algene den videre lysgjennomtrengingen, og fotosyntesesonen blir mindre dyp. MacIsacc og Dugdale (1972) fant at i naturlige planktonpopulasjoner kunne nitrat og ammoniumopptak beskrives som en metningsfunksjon av lysintensitet. Maksimalt næringssaltopptak i næringsfattige vann ble funnet dypt i den eufotiske sone, og nærmere overflaten i eutrofe områder. Fordelingen ble forklart ved at i oligotrofe områder var næringsalter begrensende relativt dypt ned inntil lyset ble begrensende, mens lyset raskere ble begrensende i eutrofe områder.

I praktisk norsk sammenheng kan en grovt regne at produksjonen er lysbegrenset under ca. 1 x siktedyp (sommerperioden) (Thronsen pers. medd.).

Undersøkelser av bl.a. Nalewajko og Garside (1983) av næringssaltopptak under forskjellige lysforhold med alger av forskjellige cellediameterer indikerer en forskjell mellom opptak av fosfat, ammonium og nitrat. Fosfatopptaket hadde to topper - en i mørket og en i større lysintensitet. Videre ble mesteparten av det totale opptaket observert hos de minste planktoncellene (93 % i størrelsen 0,2-3 μm). Den generelt større evnen hos små planktonarter til å ta opp næringsalter i forhold til de større arter, kan muligens forklare de tendenser til en forskyvning i planktonsamfunnets sammensetning mot økt andel av små arter som er observert i havområder med lokalt høy biomasse (Koblentz-Mische og Verdernikov, 1976).

Lysforholdene vil også innvirke ulikt på forskjellige arter av planteplankton. Ryther (1956) målte lysintensitetens effekt på fotosyntesen hos 15 marine planktonarter fra tre taksonomiske grupper. Figur 4 viser bl.a. at maksimal fotosyntese kan oppnås ved lavere lysintensitet hos grønnalger og diatomeer enn hos dinoflagellater, og at lyshemming også inntreffer ved lavere intensitet hos de to førstnevnte grupper.

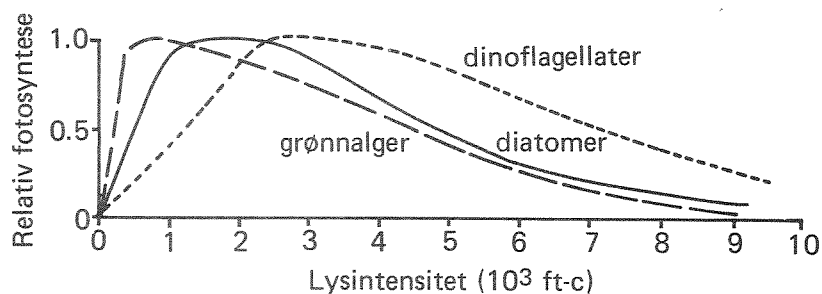


Fig. 4. Relativ fotosyntese for noen planteplanktongrupper ved varierende lysintensitet (modifisert etter Ryther 1956).

5.3 Temperatur

Veksthastigheten for planteplankton varierer med temperatur. Variasjonen er artspesifikk (Eppley 1972).

Generelt øker veksthastigheten med økende temperatur til en optimal temperatur,

hvoretter den raskt avtar. Optimale temperaturer hos varmtvannsformer ligger mellom 18-25 °C, men kaldtvannsformer har generelt lavere optima. Algene kan tilpasses lavere temperaturer, men mekanismen er lite forstått (Darley 1982). Generelt viser alger med høyere optimale temperaturer for vekst også større veksthastighet enn arter med lavere temperaturoptimum.

Temperatures innflytelse på næringssaltopptaket og algeveksten er kompleks. Den påvirker næringssaltopptaket ulikt ved ulike næringssaltnkonsentrasjoner og effekten varierer fra art til art. Eksperimenter med alger under nitrogen- og fosforbegrensning indikerer at ved lavere enn optimal temperatur øker kravet til næringssalter. Samtidig gjør sterkere næringsbegrensende miljø temperaturens vekstkontrollerende rolle mindre, dvs. at i eutrofe områder spiller temperaturen som regulerende faktor en større rolle enn i oligotrofe områder (Darley 1982).

Ved økte tilførsler av næringssalter til et kystområde vil økt temperatur medføre økt veksthastighet og produksjon pr. tidsenhet, og omvendt vil lavere temperatur gi lavere veksthastighet. Hvis noen planktonarter har høyere veksthastighet ved høyere temperatur, vil disse arter kunne dominere i områder og ved tidspunkter med høy temperatur. Når algeproduksjonen blir så stor at lysforholdene begrenser denne til de øvre meterne, vil disse vannlags høyere temperaturer kunne innvirke på hvilke arter som kommer til å dominere.

Om disse forhold foreligger få resultater fra norske kyst- og fjordområder. Undersøkelser av Paasche og Kristiansen (1982) i Indre Oslofjord viste at opptaksraten for ammonium økte med temperaturen.

5.4 Saltholdighet

Løste uorganiske salter i sjø og ferskvann påvirker planktonveksten, dels ut fra næringsforhold og dels ut fra osmotisk aktivitet. Størrelsen av ferskvannspåvirkningen (saltholdighetsnivået), oppholdstiden på brakkvannet samt næringsgrunnlaget blir avgjørende for produksjonen. Kort oppholdstid på vannmasser med lav saltholdighet innebærer at verken ferskvanns-, brakkvanns- eller marine arter kan danne tette bestander. Ved stor næringssaltilførsel vil produksjonen først øke utenfor brakkvannsfronten eller i den blandingssonen hvor saltholdigheten er høy nok for marine arter.

Nitrogen-fosfor-forholdet i ferskvann er høyt, over 30:1. I 12 større norske vassdrag var det gjennomsnittlige N:P-forholdet 50:1, med et standard avvik på 25 og med ekstremverdier på 9:1 og 85:1. Variasjonen avspeiler forskjeller i nitrogen- og fosfortilførsler i elvenes nedbørfelt (data fra Holtan, 1976). Det er således meget varierende tilførsel av fosfor og nitrogen i vassdragene, og effekten når de blandes med fjordvann vil avspeile dette. Allikevel er det stor sannsynlighet for at fosfor oftest blir begrensende faktor i områder med stor ferskvannstilførsel. Forholdet kan imidlertid variere sterkt, avhengig av kloakkvanntilførsel og andre forhold i nedbørfeltet (jordbruk m.m.).

5.5 Kvalitative effekter

Overgjødsling av næringsalter gir ikke bare en økt primærproduksjon, men kan også lede til forandringer i planktonsamfunnets sammensetning, som i sin tur kan gi effekter i øvrige deler av næringskjeden. Imidlertid er de forskjellige planktonarters miljøkrav så lite kjent at det ikke er mulig å forklare de større og velkjente årstidsvekslingene tilfredsstillende. På dette feltet gjenstår det derfor store forskningsoppgaver, og det vil trolig ta lang tid før vi kan oppnå et mer fullstendig bilde av hvilke kvalitative forandringer som utslipp av kommunal husholdningskloakk medfører. Noen effekter synes likevel å være felles for eutrofe systemer, bl.a. hyppige planktonoppblomstringer om sommeren og ledsagende lav diversitet. En viss forskyvning i planktonsamfunnets sammensetning mot økt andel av små arter er blitt konstatert i havområder med lokalt høy biomasse (Koblentz-Mische og Verdernikov 1976). Braarud og Nygaard (1967) har satt oppblomstringen av dinoflagellater i Indre Oslofjord ved varme somre i forbindelse med høye vanntemperaturer. Dette skulle bety at ved lysbegrenset produksjon kan temperaturforholdene i de øvre vannmasser i større grad bestemme hvilke arter som vil dominere enn når fotosyntesesesonen er dypere.

Når planktonproduksjonen begrenses til de øverste meterne i vannet, vil de arter som har best mulighet til å trives i denne nye situasjonen bli dominerende. Følgende egenskaper er gunstige:

1. Egenbevegelse eller lav egenvekt (liten synkehastighet) gir økt mulighet til å forbli svevende i fotosyntesesonen.
2. Høy delingshastighet.
3. Stor lystoleranse, dvs. kunne vedlikeholde produksjonen i sterkt lys.
4. Høyt temperaturoptimum.

I et område med stor produksjon i overflatevannet kan det likevel være en vesentlig produksjon i de dypere lag. Denne skjer ved planteplankton som har:

- a. Lavere krav til lys eller gode lysadapteringsevner.
- b. Evne til å utnytte organisk stoff (heterotrof vekst).
- c. Evne til å vokse ved relativt lav temperatur.

Det er flere av disse ovenfor nevnte faktorer som begunstiger produksjonen av små, nakne flagellater (monader), men også andre grupper kan begunstiges av samme forhold, avhengig av hvilke faktorer som er mest utslagsgivende i den gitte situasjon.

Eksempel på kvalitative forandringer i planktonsamfunnet er observasjoner i resipienten til Stockholms kommunale kloakk i Østersjøen. Før innføring av kjemisk rensing (fosforfjerning) var det hyppige oppblomstringer av nitrogenfikserende blågrønnalger (Waern og Hübinette 1973). Etter rensetiltakene er oppblomstringene blitt redusert. Imidlertid er en slik kvalitativ forandring ikke nødvendigvis en løsning på selve eutrofiproblemet.

Et problem som nødvendigvis ikke er knyttet til eutrofi er oppblomstring av toksiske dinoflagellater. På tross av at det ikke foreligger noen direkte vist sammenheng mellom oppblomstring av slike arter og overgjødning, vil risikoen for at de opptrer i høyere konsentrasjoner øke. Dette kan ha alvorlige effekter på både akvakultur, bruk av områdets spiselige organismer, så vel som direkte effekter på fisk/fiskedød (Tangen 1983). Foruten at slike oppblomstringer kan forsterkes ved generelt økt tilgang på næringsalter, er det også mulig at uønskede arter er blant de planktonalger som begunstiges av endrede N:P-forhold, som i hvert fall delvis kan forårsakes av spillvannsutslipp.

Det er således flere aspekter enn planktonbiomassens størrelse som er viktig å ta hensyn til ved bedømmelsen av eutrofi-effekter og spesielt ved tiltak mot disse. En kvalitativ forandring kan endre tilgjengeligheten og omsetningen av nærings-salter i tillegg til de uønskede effekter eventuelt mindre "nyttige" planktonarter vil kunne gi. På dette felt er imidlertid kunnskapsbehovet stort og foreløpig er det mest ulike hypoteser om mulige forandringer som er diskutert.

5.6 Konklusjoner

Generelt vil økt nærings-salttilførsel gi en økt planktonbiomasse og også gi en kvalitativ forandring av plankton-samfunnet. Planktonproduksjonen gir en organisk belastning på resipienten som kan være 5-7 ganger større enn den primære belastningen fra et kommunalt avløpsvanns innhold av lett nedbrytbart organisk materiale. Produksjonen karakteriseres av hyppige oppblomstringer og lav diversitet sommerstid, og det er sannsynlig at mindre (små) planktonarter begünstiges. Produksjonen blir i større grad lysbegrenset, og planktonet vil være avhengig av å kunne konkurrere i en vannmasse som er mer avhengig av lufttemperaturen. De arter som har evne til å forbli i det øverste vannlag og/eller ha høyt temperaturoptimum blir begünstiget, selv om det fortsatt kan foregå en produksjon i dypere vannlag ved arter som har lavere krav til lys eller evne til å utnytte organisk stoff (heterotrof vekst) og som foretrekker lavere temperaturer. Også vertikalvandrende alger kan komme til å dominere i slike situasjoner. Flere av disse faktorer begünstiger oppblomstring av dinoflagellater, hvorav noen arter er giftige, men også andre arter kan begünstiges av de samme forhold. Høye konsentrasjoner av giftige alger kan gi fiskedød, og dessuten, ved anrikning av giftstoffer i matskjell, en helsefare ved konsum. Artsforandringer kan også inntreffe som følge av planktonets noe forskjellige krav til nitrogen og fosfor samt eventuelt andre stoffer som tilføres fra avløpsvann. En kvalitativ forandring kan forandre omsetning og transport av nærings-salter i resipienten.

Aktuelle rensetekniske løsninger på eutrofi-problemet innebærer i alminnelighet en fjerning av et av næringsstoffene nitrogen eller fosfor, som derved gjøres begrensende for algeveksten. Størst effekt blir det av å fjerne det næringsstoff som kan konstateres å være mest begrensende i resipienten, dvs. det over tid for største delen begrensende næringsstoff. Imidlertid kan det være mulig

lokalt å gjøre et av næringsstoffene begrensende for algevekst på tross av at det ikke fra begynnelsen av er begrensende. For å avgjøre dette må transportene av antropogene og naturlige tilførsler i land og resipient kunne regnes. Dette er dessverre ikke alltid tilfelle, og derfor blir det også viktig å videreutvikle metoder for å bestemme in situ hvilke næringsstoffer som i tid er av størst betydning for algeveksten.

Vesentlige forskningsoppgaver for å få bedre kjennskap til effekten av rensesiltak blir å fastsette:

- a) Hvilket element er begrensende for primærproduksjonen
- årstid og geografiske variasjoner.
- b) Transporten og omsetningen av næringsalter i resipienten.
- c) Kvalitative forandringer i planktonsamfunnet som funksjon av næringssalttilførsel og forandringens effekt på a) og b).
- d) Risikoen for toksiske algers oppblomstring i eutrofe marine områder.

6. EFFEKTER PÅ FASTSITTENDE ALGER

I likhet med det som gjelder for primærproduksjonen i de frie vannmasser, må det også for fastsittende alger tas hensyn til en rekke andre faktorer når man skal bedømme virkningene av økt tilførsel av næringssalter. Til dels dreier det seg om overordnede fysisk/kjemiske faktorer i omgivelsene: lys, saltholdighet (muligens også ionesammensetning ved sterk ferskvannspåvirkning), temperatur, vannbevegelse, vannets innhold av mineralpartikler, islegging, oksygen. Nevnes må også naturlig tilførsel av næringssalter ved ferskvann og estuarin sirkulasjon.

Alle disse faktorer modifierer virkningen av en gjødselstoffbelastning, dvs. at virkningen kan forsterkes eller hemmes, eventuelt variere fra ett år til et annet. Under visse omstendigheter kan f.eks. stor ferskvannstilførsel bidra til å øke virkningen av gjødsling ved at vedkommende algearter tåler lav og/eller sterkt varierende saltholdighet bedre enn de dyrene som vanligvis beiter på dem. På den annen side kan gjødslingseffekter utebli på grunn av sterk vannbevegelse eller skuring/nedslamming i vann med mye mineralpartikler. Som eksempler på faktorer med varierende utslag fra år til år kan nevnes temperatur og isskuring.

Man må også være oppmerksom på at både naturbetingede forhold og ulike typer av fysiske inngrep kan gi effekter som mer eller mindre minner om overgjødslingssymptomer. Eksempler på dette er:

- Lav og/eller sterkt vekslende saltholdighet.
- Vassdragsregulering (endret rytme og mengde ferskvannstilstrømming).
- Vei-, bro- og havneanlegg (som forandrer forholdene m.h.t. vannbevegelse og -sirkulasjon, samt at slike anlegg i noen tilfeller endrer både arealet som er tilgjengelig for algevekst og, i hvert fall for noen år, kvaliteten av vokseunderlaget).

Endelig er det verd å understreke at en overgjødslingsprosess består i en komplisert kjede eller vev av årsaker og virkninger, til dels med selvforsterkningsmekanismer. Sammen med et varierende naturgrunnlag gjør dette at utslagene av samme kloakkvannsbelastning kan bli ganske forskjellige fra sted til sted. I prinsippet kreves derfor en individuell vurdering av forholdene i den enkelte resipient, selv om man kan finne fellestrekk.

De innfløkte sammenhenger man står overfor er ikke fyldestgjørende undersøkt. Vår evne til å forutsi effekter på marine gruntvannsamfunn ved en gitt kloakkvannsbelastning er derfor begrenset av manglende kunnskaper, både om de enkelte arters krav til omgivelsene og om samspillet mellom artene. I den følgende fremstilling trekkes det fram visse hovedtrekk i fastsittende algers reaksjon på kloakkvannspåvirkning. Referansene til litteraturen er ikke ment å være dekkende på annen måte enn å illustrere de prinsipielle effekter som er observert i et stort antall, men overveiende kvalitative undersøkelser.

6.1 Produksjon og biomasse

Med mindre det allerede er rikelig med næringsalter i vannet, eller en generelt veksthemmende faktor er til stede, vil økt tilførsel av næringsstoffer bevirke økt produksjon og ofte økt biomasse, dvs. generelt sterkere begroing med fastsittende alger. Selv om det er gjort få undersøkelser hvor denne virkningen er dokumentert kvantitativt, foreligger en del observasjoner i denne retning (se f.eks. Melvasalo og medarb., 1981, med henvisninger til flere arbeider fra Østersjøen, og von Wachenfelt 1975, om Øresund). Ofte lettere dokumenterbart er tilfellene av masseforekomst av en eller et fåtall arter, som regel grønnalger (Bach og Josselyn 1978, Sawyer 1965). I Norge er sterk begroing med grønnalger i sammenheng med overgjødning kjent fra flere fjorder og mindre viker og poller. Blant disse kan nevnes deler av Indre Oslofjord (Grenager 1957, Klavestad 1978, o.a.), Frierfjorden (Bokn 1977, 1979a, Holt 1979), deler av Hafrsfjord og Gandsfjorden (Bokn 1978), strandområdet ved Mo i Rana (Bokn 1977b) og Glomfjord (Molvær et al. 1984).

Feldner (1976) gir et eksempel på at produksjonen hos blæretang og tarmgrønnske (målt som veksthastighet i felt og laboratorium) ble stimulert ved kloakkvannspåvirkning uten at det kom til uttrykk i økt biomasse. Grunnen var hemmende fysiske forhold, idet bølgeeksponering og uegnet substrat nøytraliserte gjødslingseffektene.

Mohus og Haakstad (1980) rapporterte et spesialtilfelle av tarmgrønnskeoppblomstring som etter all sannsynlighet kunne tilskrives endrede fysiske forhold forårsaket av vassdragsregulering (mindre islegging kombinert med større næringssalttilførsel ved estuarin sirkulasjon).

Imidlertid finnes også eksempler på lav biomasse og redusert produksjon i forbindelse med kloakkvannsutslipp (Munda 1967, 1974). Dette kan dels ha sammenheng med favoriseringen av små arter (se nedenfor). Dels kan det skyldes generelt dårligere vekstforhold nær utslipp: grumsing av vannet ved høyt partikkelinnhold, nedslamming og mindre lys, muligens også episodisk belastning med giftige stoffer i kloakkvannet.

De hemmende effekter av kloakkvann er mest aktuelle i den umiddelbare nærheten av utslipp, og særlig ved ubehandlet avløpsvann med høyt partikkelinnhold, men det har også vært spekulert over den negative effekt som følger av høye konsentrasjoner med planktonalger; med andre ord et eksempel på en indirekte effekt. Høy planteplanktonbiomasse vil virke negativt særlig ved å forringe lysforholdene; dels ved at det blir minsket lysgjennomgang i vannet, dels ved nedslamming av de fastsittende alger med dødt organisk materiale. Nettoresultatet skulle bli minsket produksjon av benthosalger på noe dypere vann og hevet nedre grense for vekst av fastsittende alger. Det er imidlertid lite med dokumenterte tilfeller i form av observasjoner før og etter belastning.

Mye organiske partikler i vannet - enten direkte fra utslippene eller ved økt biomasse av planteplankton - vil også kunne virke negativt på fastsittende alger ved å stimulere vekst av epifyttiske dyr og planter og dessuten underholde betydelige bestander av altetende dyr, som f.eks. sjøpinnsvin (kråkeboller). Sistnevnte er den viktigste gruppe som beiter på alger som vokser under fjærebeltet. Særlig i det siste 10-året er det kommet mange rapporter om at sjøpinnsvin har beitet vekk tang og tare fullstendig (kfr. bl.a. Sousa et al., 1981 og en oversikt vedrørende problemet hos Hagen 1981).

De negative effektene av økt påvekst (epifytter) er belyst eksperimentelt av Dixon et al. (1981). Kangas et al. (1982) nevner som årsak til nedgang i forekomsten av blæretang bl.a. at økt næringsinnhold i vannet har stimulert veksten av epifytter og dessuten gitt livsgrunnlag for større bestander av beiteorganismer, i dette tilfellet en art av ganglus. Mye epifytter bevirker både nedsatt lys- og næringstilgang og dermed redusert vekst foruten at den bevokste tangen blir tyngre og lettere rives løs ved bølgebevegelse (eldre eksemplarer).

Av det som er sagt ovenfor fremgår det viktige forhold at selv om kloakkvannets innhold av plantenæringsstoffer virker stimulerende på algevekst, kan likevel resultatet bli redusert produksjon og biomasse av fastsittende alger, fordi kloakkvannsbelastningen samtidig har andre følger som virker i motsatt retning (nedslamming, minsket lystilgang, økt påvekst og beitepress).

En elegant demonstrasjon av sammenhengen mellom vekslende beitepress og algevekst er for øvrig gitt av Lein (1980).

6.2 Algesamfunnets sammensetning

Under de fleste naturlige forhold anses strukturen til samfunnet av fastsittende alger primært å være betinget av andre faktorer enn tilgangen på næringssalter. Blant de mest utslagsgivende faktorene i fjærebeltet regnes: saltholdighet, voksestedets beskaffenhet (bløtbunn/hardbunn, helning), grad av bølgebevegelse og soleksponering; til dels også beiting.

Det første som skjer ved økt næringstilgang er at produksjonen eller veksthastigheten øker hos alle algearter som er representert i samfunnet. (Dette forutsetter at næringssaltnkonsentrasjonene tidligere har vært begrensende, hvilket som regel er tilfellet under naturlige betingelser, i hvert fall i perioder.)

Imidlertid har de forskjellige arter dels ulike krav til næringstilbudet, dels har de forskjellig evne til å utnytte en økning i tilgangen. En del større alger har f.eks. evne til å lagre nitrogen- og fosforforbindelser om vinteren, for senere utnyttelse til vekst i den lyse årstid (Wallentinus 1979 a, Chapman og Craigie 1977, Gagné et al., 1982). Små, ettårige arter har i sammenligning en ubetydelig lagringskapasitet og beror følgelig på en stadig tilførsel av næringssalter. Til gjengjeld kan de ha større veksthastighet og dessuten ha et høyt næringssaltoptimum, dvs. at maksimal veksthastighet først inntreer ved meget høye næringssaltnkonsentrasjoner, slik som f.eks. hos sjøsalat (Steffensen 1976) og tarmgrønnske (Chan et al., 1982).

Konsekvensen av algenes ulike strategi og egenskaper i forbindelse med opptak av næringssalter og vekst er at gjødsling gir forskyvninger i konkur-

ranseforhold - noen arter begunstiges mer av de forhøyede næringsssaltkonsentrasjonene enn andre. Oftest er det hurtigvoksende grønnalger som synes å favoriseres mest, men også trådformede epifytter av brunalger og enkelte rødalger, kan få økt forekomst og forholdsmessig betydning. Den alminnelige erfaring er ellers at små (hurtigvoksende) arter begunstiges fremfor større former.

Endret sammensetning av benthiske algesamfunn som resultat av kloakkvannpåvirkning/økt næringssalttilførsel menes å være påvist eller sannsynliggjort en rekke steder (se bl.a. Lindgren 1965; Basson et al., 1976; Borowitzka 1972, Munda 1974; Littler og Murray 1975; Gunnarson og Orisson 1976; Melvasalo et al., 1981; Kangas et al., 1982). I Norge er det særlig fra Indre Oslofjord man har data fra lang tid tilbake, og bl.a. har kunnet påvise en relativ tilbakegang av de vanlige flerårige brunalgene grisetang og blæretang i fjærebeltet, i mindre grad sagtang. I stedet er det blitt en delvis dominans dels av ettårige grønnalger, dels av gjelvtang, som har invadert fjorden i dette århundrede og særlig etter 1940-50 (Bokn og Lein 1978). For øvrig er det også her i landet forholdsvis få før/etter situasjoner som er tilfredsstillende dokumentert, men som nevnt i kap. 6.1 er det en rekke tilfeller med endrede algesamfunn, ofte med dominans av grønnalger, i kloakkvannsbelastede områders fjærebelt.

Forholdene i Indre Oslofjord er ellers illustrerende for at gjødslingsevirkningen særlig ytrer seg ved forskyvninger i konkurranseforholdet og dessuten også beror på andre faktorer m.a.o. mer indirekte enn direkte effekter av kloakkvannsbelastningen. Således synes grønnalgene å konkurrere ut blæretang og grisetang ved å okkupere det tilgjengelige areal og skygge for fremveksten av tangartenes kimplanter. Samme virkning oppnås derimot ikke overfor gjelvtang, som formerer seg tidligere på året enn grisetang og blæretang, før grønnalgene er etablert i samme grad (Bokn 1976, Bokn og Lein 1978). Sagtang har fått økt konkurranse om plassen dels fra gjelvtang, dels fra blåskjell. De sistnevnte har fått et bedre livsgrunnlag ved den økte mengde av organisk stoff i fjorden. Også andre forhold, som isskuring og langsom vekst hos unge grisetang, kan spille en betydelig rolle (Sundene 1973; Rueness 1973). Lein (1980) viste eksperimentelt hvordan tilstedeværelse eller fravær av et overgjødslingssymptom - stor forekomst av grønnalger - kan bero på et varierende beitepress fra strandsnegl; hvilket igjen kunne ha sammenheng med klimatiske forholds innflytelse på sneglebestanden.

Endringen i artssammensetning er mest markert i den umiddelbare nærhet av utslippet, der de tidligere nevnte direkte hemmende faktorer kan komme inn (mulige veksthemmende stoffer i avløpsvannet, nedslamming, forandring fra hardbunn til helt eller delvis bløtbunn, dårligere lysforhold for alger under fjærebeltet). De mest vanlige måtene å beskrive kloakkvannseffektene på er i form av:

- Redusert artsantall.
- Redusert diversitet (dvs. at forholdet mellom antall arter og antall individer avtar; enkelte arter dominerer).
- Endring i den prosentvise andel av totalt antall arter hos de tre hovedgruppene grønnalger, brunalger og rødalger.

I forbindelse med sistnevnte beskrivelsesmåte har Bokn (1979b) sammenstilt flere eksempler på at grønnalgenes relative andel av totalt artsantall stiger ved økende kloakkvannsbelastning. Som gruppe synes rødalgene å være minst begunstiget av kloakkvannsbelastningen.

Forsøkene på å lage et system av indikatorarter har hittil ikke vært vellykket i den forstand at noe system har funnet vid anvendelse. Iversen (1981) refererer en del bestrebelser i denne retning og har tillempet et system utarbeidet av Lindgren (upubl., ref. i Wallentinus (1979b)) på Sandefjordsfjorden og Mefjorden. Iversens tilpasning av metoden har siden vært anvendt med delvis utbytte på forholdene i Frierfjorden (Knutzen et al., in prep.) og Ranafjorden (NIVA, upubl.). Problemene med å fremskaffe et system som er anvendbart innen et større område er mangeartet, bl.a. at saltholdighets- og grumsingsgradientene fra ellevannspåvirkning overlapper med forurensningsgradientene; dessuten at flere typer forurensning kan være til stede samtidig. Følgelig blir det nødvendig å betrakte algesamfunnene både ut fra de enkelte artenes toleranse overfor ulike påkjenninger og m.h.t. vekststimulansen fra gjødselstoffene i kloakkvann. Plantegeografiske forhold må også nevnes. Den viktigste anstøtstenen er likevel sviktende kunnskaper om de enkelte arters reaksjon på og evne til å utnytte økt tilgang på nærings-salter. Det er mulig at indikatorbegrepet i sammenheng med gjødsling utelukkende bør knyttes til arter som krever høyt næringssaltinnhold i vannet for å oppnå maksimal vekst.

Endringer i algesamfunnets sammensetning kan i sin tur ha betydelige konsekvenser for faunaen. Artsfattigere algesamfunn følges som regel av et fattigere dyreliv. En del dyr er mer eller mindre fast knyttet på forskjellig vis til bestemte algearter. Under enhver omstendighet virker algevegetasjonen som ly og næring for en mangfoldighet av dyr. Dette gjelder også fisk, der yngel til dels også av kommersielle fiskeslag har tang- og tarebeltet som oppvekstområde. Særlig betydning har vern om enkelte større flerårige alger som er nøkkelarter i samfunn preget av stor stabilitet over lang tid. I fjærebeltet har grisetang og blæretang slike hjørnestensroller (kfr. henholdsvis Lewis 1976 og Kangas et al., 1982).

6.3 Endret kjemisk sammensetning - mulig indikatorbruk?

Algene har som nevnt noe forskjellige forhold til næringssaltkonsentrasjonene i omgivelsene. En del flerårige arter har mer eller mindre utpregede sesongvariasjoner, som i hvert fall delvis har sammenheng med svingninger i næringssaltkonsentrasjonene i vannet (se f.eks. Kornfelt 1982; Wheeler og North 1981). Disse kompliserte forhold skal ikke drøftes detaljert her. Det skal bare påpekes at flere forfatteres resultater tyder på at samvariasjonen mellom omgivelsenes og de fastsittende algenes innhold av nitrogen og fosfor er såpass klar og markert at mulighetene kan være til stede for å benytte konsentrasjonen i algene som indikator på gjødslingsgraden (von Wachenfelt 1975; Ho 1981 o.a.).

Hvis det lar seg gjøre å finne tilstrekkelig nøyaktige relasjoner, vil man ha et anvendelig redskap for overvåkingsformål, dels hva angår langsiktig utvikling i et område (se f.eks. von Wachenfelt 1975), dels for mer nøyaktig sporing av influensområdet for utslipp enn det man i dag har praktisk anvendelige metoder for. I Norge innskrenker observasjonene seg foreløpig til en del lovende resultater fra Glomfjord, som i denne henseende kan betraktes som åstedet for et storskala eksperiment med veldefinerte utslipp av fosfor- og nitrogenforbindelser og oversiktlige fortynnings- og vannutvekslingsforhold (Molvær et al. 1984).

Det kan også nevnes at algenes endrede kjemiske sammensetning ved gjødselstoffbelastning kan få praktisk betydning ved eventuell fremtidig dyrking med henblikk på utnyttelse til fôr og mat. Proteininnholdet kan bli betydelig høyere ved rikelig næringstilgang (se f.eks. Chan et al., 1982).

6.4 Konklusjoner

Husholdningskloakkvann vil kunne ha dels hemmende, dels stimulerende virkning på vegetasjonen av fastsittende alger. Virkningen vil bero på kloakkvannets sammensetning og et komplisert samspill mellom fysiske og biologiske faktorer, som vil kunne variere meget fra resipient til resipient. Kunnskapene om disse sammenvevede faktorer har betydelige mangler.

Hemmende effekter, dvs. redusert vekst og forekomst, er mest aktuelt i utslippenes nære omgivelser og forårsakes av:

- giftige stoffer i kloakkvannet
- høyt innhold av partikler som medfører grumsing og redusert lys, nedslamming og bunnforhold som er uegnet for vekst
- mye organiske partikler som gir næring til epifytter og direkte eller indirekte til beiteorganismer, samt dyr som konkurrerer med algene om plass.

Utslagene av dette kan bli:

- redusert forekomst og endret artssammensetning av fastsittende alger og dermed også et fattigere dyreliv
- hevet nedre grense for algevekst.

Den gjødselende virkning fra næringssaltinnholdet i kloakkvann vil indirekte kunne påvirke forekomsten av fastsittende alger ved at høy konsentrasjon av planteplankton gir dårligere lysforhold og derved virke negativt via de samme mekanismer som kloakkvannets innhold av organiske partikler.

Ved moderate belastninger kan gjødslingseffekten begrense seg til økt produksjon og økt biomasse av de tilstedeværende arter, uten særlige utslag på samfunnets sammensetning, men på sikt, eller ved økt belastning, vil det ofte bli en vridning i konkurranseforholdet mellom artene. Ettårige, hurtigvoksende alger vil begunstiges i sammenligning med flerårige arter. I det store og hele vil dette si en fordel for grønnalgene (og enkelte blågrønnalger) på bekostning særlig av rødalger og større brunalger. Endrede algesamfunn, og spesielt tapet av "samfunnsbærende" arter som f.eks. grisetang og blæretang,

vil ha omfattende konsekvenser for de berørte områders grunnleggende preg både estetisk, rekreasjonsmessig og biologisk. I mer markerte tilfeller kan slike forandringer også ha negative følger for utnyttelsen av biologiske ressurser.

Under ellers like forhold er områder med svak bølgebevegelse mer utsatt for overgjødslingseffekter enn åpen kyst, der fysiske mer enn kjemiske og biologiske faktorer er bestemmende for organismesamfunnenes oppbygging.

For å bedre kunnskapene om gjødslingseffekter er det påkrevet med eksperimentelle undersøkelser. Det er bare observasjoner under kontrollerte betingelser som kan avdekke de reaksjonsmekanismer som vi foreløpig vet for lite om til å kunne forutsi virkninger av annet enn høye kloakkvannkonsentrasjoner. Temaer som peker seg ut for slike studier er bl.a. ulike arters ferskvannstoleranse og ernæringsstrategi, herunder veksthastighetens avhengighet av næringssaltnkonsentrasjoner; videre hvilke næringsstoffer som begrenser veksten ved forskjellig saltholdighet. Det er også stort behov for mer økologisk orienterte studier, enten ved felteksperimenter eller i modelløkosystemer (kunstige fjæreltebassenger med tilnærmet naturlige samfunn). Studier av ulike algers kjemiske sammensetning er lovende m.h.t. å frembringe metodikk for overvåkingsformål (dvs. karakteristikk av et områdes gjødslingstilstand ved indikatorarters kjemiske sammensetning).

7. EFFEKTER PÅ ZOOPLANKTON

7.1 Innledning

Zooplanktonet inntar en sentral plass i energi- og stoffomsetningen i sjøen. Ved sin beiting på planteplankton bidrar det til å redusere bestanden av dette, samtidig som ekskresjonen av næringsalter bidrar til å underholde en fortsatt planteplanktonproduksjon.

Zooplanktonet bidrar også til sedimenteringen av organisk stoff ved fekalieproduksjon og (for krepsdyrenes vedkommende) ved skallskifte. Videre er zooplanktonet åte for pelagiske fiskeslag som sild, brisling, makrell og sei m.fl.

Den senere tids forskning har kastet nytt lys først og fremst over zooplanktonets beitingfunksjon, og de viktigste resultater av disse arbeider skal oppsummeres. Det skal knyttes noen kommentarer til zooplanktonets rolle som faktor i remineraliseringsprosessen. Deretter skal det gis eksempler på zooplanktonobservasjoner fra fjorder.

7.2 Beitingsegenskaper

De forskjellige zooplanktonformers størrelse og fangst-/spiseredskaper setter grenser for hvilke partikkelstørrelser de kan ernære seg av. Hoppekreps, bl.a. raudåte, trenger stort sett partikler større enn 2-3 μm og fanger gjerne best når partiklene blir større enn 10 μm (Gamble 1978, Barlow & Monteiro 1979). Øvre grense vil sikkert være svært artsavhengig, men selv små hoppekreps som Oithona similis og Acartia tonosa spiser tintinnider (hjuldyr) med størrelse på ca. 100-270 μm (Marshall 1973) eller omkring 1/5 av sin egen kroppslengde. Tintinnider fanger noe mindre partikler enn hoppekreps (små flagellater, bakterier, diatomeer).

Appendikularier (Oikopleura) tar såkalt nannoplankton, ned i 0,1 μm (Parsons et al. 1977).

Det har vært spekulert over om zooplanktonet har evne til å foretrekke bestemte typer partikler (positiv seleksjon) eller unngå bestemte partikler (negativ seleksjon). Dette vil være viktige egenskaper når det gjelder å kontrollere planteplankton-populasjonene. Negativ seleksjon er påvist hos hoppekreps (Conover 1978, Martin 1970, McCauley & Briand 1979, Falkowski et al. 1980). Dette gjelder spesielt overfor dinoflagellatslekten Ceratium, men også til en viss grad kiselalgen Rhizosolenia (lange, spisse former). Feltobservasjoner fra Oslofjorden (Braarud & Nygaard 1967, Beyer et al. 1967) viste drastisk tilbakegang hos raudåtebestanden i 1963 da planteplanktonet var dominert av ceratier.

Positiv seleksjon er indikert for den lille kiselalgen Skeletonema costatum (Martin 1970), en svært utbredt og ofte dominerende form i våre fjorder. At denne arten er kjededannende gjør den antakelig lett fangbar til tross for at de enkelte celler er små, ned mot 4-5 μm . Positiv seleksjon forekommer høyst sannsynlig også hos former med griperedskaper (rovformer, oftest flere millimeter lange, men mulig også en liten art som Oithona similis).

Et forhold som også har betydning for beiteprosessen er zooplanktonets stabilitet (konstant bestand over tid). Evne til vertikalvandring (å kunne oppsøke beitemark), evne til å utnytte alternative fødekilder og evne til å tåle perioder uten mat, er egenskaper som begunstiger stabile bestander. Dette er egenskaper som er velutviklet hos bl.a. raudåte (Dagg 1977).

Den mengde planteplankton de forskjellige zooplanktonformer kan fortære har også betydning. Det er eksempler på at hoppekreps kan spise 4-38 % av sin kroppsvekt pr. dag (Dagg & Grill 1980). Fødebehovet hos zooplankton er i enkelte tilfeller blitt estimert til å være større enn planteplanktonproduksjonen i området (Williams & Lindley 1980). Dette indikerer at zooplankton i området (Fladengrunn) er dominerende i omsetningen av planteplankton.

7.3 Remineralisering

Zooplanktonet utgjør en biomasse med omtrent de samme forhold mellom karbon, nitrogen og fosfor som planteplankton (Kfr. kap. 3.1, Parsons et al. 1977,

Le Borgne 1982). Copepodene synes imidlertid å inneholde noe mindre fosfor. Ekskresjonsproduktene har også et lignende C:N:P-forhold som det en finner i planteplankton - hos copepoder gjerne noe mer fosfor. Ekskresjonsproduktene består dels av "urin" med oppløste salter (vesentlig ammonium), dels fekalier med ammonium samt organiske nitrogen- og fosforforbindelser og silikat m.m. De siste vil i stor utstrekning sedimentere og påvirke de dypere vannlag og bunnen. De oppløste næringssalter påvirker vannet der dyret befinner seg. Remineraliseringen vil altså dels komme det avbeitede vannlag direkte til gode, dels de underliggende vannlag som belastes med fekalier og der kaldtvannsarter, bl.a. raudåte, vil oppholde seg en del av tiden.

Om vi betrakter nettoproduksjonen i planktonsamfunnet, vil denne være positiv så lenge assimilasjonen av næringssalter er større enn remineraliseringen. I vår situasjonen betyr dette i praksis at et eller flere av næringssaltene i det produktive vannlag blir brukt opp. En fortsatt positiv nettoproduksjon avhenger av tilførsel av næringssalter til produksjonssonen enten fra land eller fra de underliggende vannlag. I kyst- og fjordstrøk har begge prosesser betydning. Zooplanktonets remineralisering vil bidra mest til å gjødsle den dypere (og kjøligere) del av den produktive sone, mens tilførsel til overflaten fra land gjødsler de øvre (og oftest varmere) lag av produksjonssonen. Dette kan ha betydning for balansen mellom varmekjære arter av planteplankton (dinoflagellater, monader) og kaldtvannsarter (vesentlig diatomeer).

7.4 Erfaringer fra norske feltundersøkelser

Det er få undersøkelser som har vist effekter av gjødsling på marint zooplankton.

Undersøkelser i Oslofjorden (Hovde 1972) viser imidlertid tydelige virkninger av økt forurensning fra 1933-34 og fram til 1970. De relativt varmekjære småhoppekrepse (Oithona spp. og Oncaea borealis) har økt sterkt i bestandstetthet. Andre små hoppekrepser (Centropages hamatus, Temora longicornis) har ikke vist større endringer i bestand, mens store kaldtvannformer, bl.a. raudåte (Calanus), Metridia longa og Pareuchaeta norvegica har gått sterkt tilbake.

Undersøkelser i Frierfjorden (Einar Dahl & Else Torstensen pers. medd.) og Hvalerområdet (Glommas utløp) (Røed & Kirkerud 1983), viser at disse områder har en ugunstig virkning på zooplanktonet mer generelt, men dette kan i stor grad tilskrives massiv påvirkning med ferskvann og uorganiske partikler.

Nordåsvatnet ved Bergen er undersøkt av Johannessen (1972). Zooplanktonet var svært forskjellig fra mer åpne kyst- og fjordområder med en dominans av små-former. Det er usikkert om - og i hvilken grad - dette skyldes kloakkvannspåvirkning. To forhold er imidlertid felles for Oslofjorden og Nordåsvatnet: Stagnant dypvann som periodevis er oksygenfritt/-fattig og lang oppholdstid for vannet også i de intermediære og øvre vannlag.

En overgang fra store til små hoppekrepsformer i eutrofierte sjøområder kan ha flere årsaker. De mest umiddelbare synes å være:

1. Begrensning av planteplanktonproduksjonen til et tynnere sjikt med høy temperatur, som er lite tilgjengelig for de større kaltevannsformer av zooplanktonet.
2. Endringer i planteplanktonets sammensetning (f.eks. økt innhold av dino-flagellater og monader på bekostning av diatomeer).
3. Dårlige oksygenforhold i dypvannet som hindrer vertikalvandring hos kaltevannsformer. Dette gjelder først og fremst i bassenger med stagnerende dypvann.

Selv om hvert av disse punkter har en viss støtte både i eksperimentelle resultater og feltundersøkelser, må de betraktes som hypoteser og gjenstand for videre prøving. Antakelig vil overflatelagets tykkelse og sommerkaldtemperatur spille en avgjørende rolle for pkt. 1 og 2, mens dypet ned til oksygenfattig vann vil være avgjørende for pkt. 3.

7.5 Konklusjoner

På bakgrunn av det som er skrevet er det sannsynlig at:

1. Kloakkvannsutslipp til overflaten vil påvirke zooplanktonet mest i sterkt sjiktede vannmasser der overflatelaget har relativt høy temperatur om sommeren, og i fjordbassenger med stagnant dypvann. De mest sannsynlige effekter er en overgang fra større hoppekreps (raudåte m.fl.) til mindre former, noe som berører zooplanktonets åteverdi for fisk.
2. Det vil oftest være en fordel med dypvannsutslipp fordi gjødslingen da først og fremst foregår i den dypere og kjøligere del av den produktive sone.

En viktig oppgave for videre arbeid når det gjelder eutrofi-effekter på zooplanktonet er å klarlegge årsaken(e) til overgangen fra store til små former, bl.a. innflytelse av temperatur, sjiktning, lys- og ernæringsforhold.

8. EFFEKTER PÅ FISK

8.1 Innledning

Utslipp av kloakkvann til sjøområder/fjorder kan få både positive og negative virkninger for fisk. De positive virkninger henger sammen med mulig økt produksjon av næringsdyr og dermed bedre vekstforhold. De negative effekter som kan oppstå avhenger i stor grad av hvilke fiskearter det dreier seg om. Følgende skadevirkninger har enten hatt påviselig eller sannsynlig sammenheng med utslipp av kloakkvann/-slam:

- Økt bakterieangrep (fisk og krepsdyr).
- Økt parasittangrep.
- Redusert sone for yngeloppvekst.
- Økt hyppighet og biomasse av giftige dinoflagellater som kan gi fiskedød.
- Sedimentering og tilslamming av gytefelter.
- Redusert livsrom pga. lavt oksygeninnhold i dypere vannlag (Oslofjorden, Frierfjorden m.fl.); gjelder fjorder med liten utskiftning i dypvannet.
- Endringer i bunnfaunaens og zooplanktonets sammensetting (sannsynlig negativ virkning for rødspette, sild og makrell i Indre Oslofjord).
- Toksiske effekter av ammonium, nitritt og hydrogen sulfid.

Det er foreløpig lite grunnlag for å kvantifisere sammenhengen mellom kloakkvannsbelastning og de ulike effekter på fisk. Enkelte av punktene skal imidlertid utdypes noe nærmere på bakgrunn av erfaringer fra en del fjordresipienter og utredninger og etter samtaler med forskere ved Havforskningsinstituttet (Grim Berge, Erling Bakken, Einar Dahl, Else Torstensen) og Universitetene i Oslo (Karl Tangen) og Bergen (Per Johannessen).

8.2 Faktorer av betydning

Økt bakterieangrep på bunnfisk (sårdannelser, betennelse, erodering av finner)

er registrert i enkelte områder med stor belastning av industrielt og kommunalt avløpsvann. Sammenhengen med bestemte avfallskomponenter er imidlertid uklar. Økt innhold av metaller, klororganiske forbindelser og organisk stoff i sedimentene har vært i søkelyset. At årsaksforholdene fortsatt er såvidt uklare indikerer at eventuelle eutrofieffekter først fremtrer ved massiv påvirkning over større områder.

Økt frekvens av parasittangrep og sykdom hos fisk er sannsynlig i områder der overgjødning gir større bestandstetthet. Et eksempel kan være brislingens øyeparasitt i Indre Oslofjord (T. Schram, pers. medd.). Dette er imidlertid forhold som er uklare og lite undersøkt.

Sone for yngeloppvekst kan bli redusert fordi nedre dyp for plantevekst avtar i områder med uklart vann. Dette rammer de arter som vokser opp i gruntvannssonen og avhenger av plante- og dyresamfunnet her for føde og gjemmede. Dette gjelder bl.a. lyr og en del av torsken i våre fjorder.

Økt mektighet av skadelige dinoflagellatoppblomstringer kan ha sammenheng med gjødselstoffbelastning fra land, herunder kloakkvannsutslipp. Slike oppblomstringer har gitt opphav til fiskedød i Sør-Norge de senere år. Det må ventes å kunne skape alvorlige problemer for fiske, og spesielt fiskeoppdrett og annen akvakultur om slike tilfeller øker i hyppighet og varighet.

Tilslamning av gytefelter (for sild) har vært fremme når det gjelder lokaliseringen av store kloakkavløp og dumping av slam. Kommunale kloakkutslipp av den størrelse som er aktuell (rapport 5) har vist seg å ha svært begrensede influensområder når det gjelder nedslamning. Det skulle derfor ikke være noe stort problem å unngå gytefelter for sild ved lokaliseringen av slike utslipp.

Redusert oksygeninnhold i dypere vannlag er registrert i områder der dypvannsutskiftingen er dårlig (Oslofjorden, Frierfjorden, Flekkefjorden, Nordåsvatnet, m.fl.) eller i områder med massiv påvirkning (Kattegat, New York Bight). Fisk og krepsdyr viser stor variasjon i oksygentoleranse (tabell 4.). Akutt dødelighet hos krabbe er registrert ved 1,5 ml oksygen pr. liter, og hos torsk og sei ved henholdsvis 0,8 og 0,7 ml/l.

Tabell 4. Virkninger av oksygenunderskudd på fisk og krepsdyr (Kirkerud 1977).

Art	Str.	Temp. °C	Oksygen ml O ₂ /l	Virkning	Ref.
<u>Fisk:</u>					
<i>Scyliorhinus canicula</i> (haiart)	150- 600 g	12-14	3,12- 2,95	Oksygenavhengig metabolisme under dette nivå	Hughes og Umezawa 1968 a
<i>Callionymus lyra</i> (fløyfisk)	70- 140 g	11-12	4,98- 4,88	" " "	" " " 1968 b
"	"	"	3,97- 3,90	Endret hjertefrekvens	" " " "
"	80- 120 g	"	3,2 ^x	Økt ventilering under dette nivå	Hughes og Ballintijn 1968
<i>Gadus morhua</i> (torsk)	1,14- 2,33 kg	5	7,14	Enhver reduksjon av oksygeninnholdet i vannet gir økt ventilering	Saunders 1963
"	-	8,7- 10,7	2,7	Oksygenavhengig metabolisme under dette nivå	Sundnes 1957
"	-	"	0,80	Kvelning og død (asphyxia)	" "
<i>Gadus virens</i> (sei)	-	"	1,8	Oksygenavhengig metabolisme under dette nivå	" "
"	-	"	0,73	Kvelning og død (asphyxia)	" "
<u>Yngel:</u>					
<i>Clupea harengus</i> (sild)	Egg	8	3,76	Nedsatt lengde hos nyklekte larver under dette nivå	Braum 1973
"	"	"	1,50	Ingen klekking på dette og lavere nivå	" "
<i>Gadus macrocephalus</i> (Stille- havstorsk)	Egg	6	1,4- 2,1	Klekking uavhengig av oksygenkonsen- trasjon over dette nivå	Alderdice og Forrester 1971
<u>Krepsdyr:</u>					
<i>Squilla mantis</i>	"	23	2	Pleopodene (bakkroppslemmene) slår dobbelt så fort som ved 5,2 ml O ₂ /l	Johnson 1936
<i>Pandalus borealis</i> (dypvanns- reke)	-	18	10- 0,95	Skaphognathit - bevegelse øker fra 46-200 pr. min.	" "
<i>Cirolana borealis</i> (isopod)	-	14	5,2- 1,45	Økning av pleopodbevegelsene fra 37- 83 slag pr. min.	" "
<i>Cancer irroratus</i> (krabbe)	Zoeal +4	10	0,57	50% døde etter 240 min.	Vargo og Sastry 1977
"	Megalops	10	1,7	" " " "	" " " "
<i>Crangon vulgaris</i> (hestereke)	Voksen	14	0,92 ^{xx}	10% døde etter 6 timer	Huddart og Arthur 1971
"	"	"	1,23- 1,84 ^{xx}	De fleste reker svømmer opp fra bunnen	" " " "
<i>Homarus americanus</i> (Am. hummer)	16- 28 cm	-	2,0- 3,1	Redusert toleranse for høy temp.	McLeese 1956
"	"	15	0,46- 0,70	Dødelighet etter 48 timer	" "
"	"	5	0,14- 0,54	" " " "	" "
<i>Calanus finmarchicus</i> (Raudåte)	♀	15	4	Oksygenavhengig metabolisme under dette nivå	Marshall <u>et al.</u> 1935
"	Stad v	15	2	" " " "	" " " "

Tabell 4. forts.

Art	Str.	Temp. °C	Oksygen ml O ₂ /l	Virkning	Ref.
<i>Calanus finmarchicus</i> (raudåte)	Stad V	5	0,7	Nesten fullstendig dødelig i løpet av 1 time	Marshall <u>et al.</u> 1935
"	V	6,65	0,2	Tilstrekkelig for naturlig bestand i Oslofjorden (Bunnefj.) i januar	Beyer & Føyn 1951
"	V	-	-		
<i>Calanus plumchrus</i>	-	-	0,4	Tilstrekkelig for nat. bestand i Saanich Inlet	Hoos 1970 fide Davis 1975

* Basert på oppgitt O₂ = 80 mm Hg og valgt temperatur på 11°C

** Basert på metningsprosent. Saltholdighet antatt = 26%

Subletale effekter med fiskeribiologisk relevans er registrert hos sild allerede ved 3,7 ml/l, hos torsk og sei ved henholdsvis 2,7 og 1,8 ml/l. Brisling har vist seg relativt tolerant og er i Oslofjorden funnet i naturlig bestand ved 0,5-1 ml/l. Hos amerikansk hummer er redusert temperaturtoleranse funnet allerede ved 3,1 ml/l. Raudåte (Calanus finmarchicus) har vist redusert stoffomsetning i eksperimenter ved 2-4 ml/l og akutt dødelighet ved 0,7 ml/l, mens Calanus helgolandicus i Oslofjorden er funnet i naturlig bestand ved 0,2 ml/l og Calanus plumchrus i Saanich Inlet ved 0,4 ml/l. Den tilsynelatende store forskjell mellom de tre Calanus-artene kan delvis skyldes de eksperimentelle betingelser. De dårlige oksygenforholdene i Oslofjorden kan imidlertid være en av årsakene til at C. finmarchicus ikke trives her.

Av de arter og stadier som her er nevnt er silde-embryoer de mest følsomme. Eggene kan ligge lagvis på bunnen, og vannutskifting og oksygentilførsel til dem som ligger underst kan derfor bli kritisk, selv om oksygenforholdene i vannet over er gode. Av hensyn til embryonalutviklingen hos sild bør derfor ikke oksygeninnholdet i vannet reduseres vesentlig, og helst ikke under ca. 4 ml/l.

Endringer i sammensetningen av bunndyr og åte kan endre konkurranseforholdet mellom fiskearter i den utstrekning disse viser klare preferanser for bestemte arter eller typer av fødeorganismer. Slike effekter er lite undersøkt. For å være på den sikre siden, bør en unngå kloakkvannutslipp som gir betydelige endringer i zooplanktonet og bunnfaunaen over større områder.

Toksiske virkninger av ammonium, nitritt og hydrogensulfid er lite undersøkt overfor marine organismer. I ferskvann er det imidlertid gjort en god del. Sammenlignbare forsøk viser at virkningen av ammonium og hydrogensulfid er pH-avhengig (avhenger av konsentrasjonen av de ikke-ioniske former NH_3 , H_2S). Ellers er virkningene omtrent de samme i sjøvann og ferskvann. Nitritt viser seg imidlertid langt mindre toksisk i sjøvann enn i ferskvann, noe som skyldes den nøytraliserende virkningen av kloridionet.

Grenser for akutt dødelighet overfor fisk, og subletale langtidsvirkninger er gjengitt i tabell 5.

Tabell 5. Forsøksvise grenseverdier for skadeeffekter av ammoniakk og hydrogensulfid (EPA 1976, Kirkerud & Riisberg 1982) og nitritt (Kirkerud et al. 1975)

	Ammoniakk (NH_3)	Hydrogensulfid (H_2S)	Nitritt (NO_2^-)
Akutt dødelighet	0,2 mg/l	0,02 mg/l	100 mg/l
Sublet. langtidsvirkn.	0,02 "	0,002 "	ingen data

Ved pH 8 og 15°C tilsvarer grensene på 0,2 og 0,02 mg/l ikke-ionisk ammoniakk ca. 10 og 1 mg/l total-ammonium, og de angitte grenseverdier for hydrogensulfid ca. 0,2 og 0,02 mg/l totalsulfid.

Ufortynnet kloakkvann vil vanligvis ha et ammoniuminnhold på 40-50 mg/l, dvs. høyere enn disse grenseverdier (jfr. kap. 2.1). Ved fortyninger på 5-10 ganger skulle imidlertid akutte giftvirkninger unngås, og etter 50-100 gangers fortykning skulle ammoniuminnholdet heller ikke gi skadevirkninger over lengre tid. Slik fortykning, eventuelt ved bruk av dypvannsutslipp, vil raskt oppnås i gode sjøresipienter.

De aktuelle typer og utslippsmengder av kommunalt kloakkvann skulle derfor ikke gi problemer i gode sjøresipienter på grunn av innhold av ammonium og nitritt.

Hydrogensulfid dannes under anaerobe forhold, bl.a. i lange rørledninger og bassenger når det ikke skjer tilstrekkelig omrøring i kontakt med luft. Konsentrasjoner så høye som 5-30 ppm, slik det kan være i utslipp fra ledninger med periodisk stagnerende avløpsvann (jfr. VAV 1978, 1979), må antas å kunne gi giftvirkninger overfor marine organismer innen primærfortynningssonen. Selv om hydrogensulfid betraktes som lett oksyderbart, har det vist seg tilstrekkelig stabilt til å kunne spres over betydelige områder i sjøen (Kirkerud & Riiseberg 1982).

8.3 Konklusjoner

De mest utslagsgivende faktorer ved skadeeffekter av kloakkvannspåvirkning på fisk er sannsynligvis redusert oksygeninnhold i dypere vannlag i fjorder med dårlig vannutskifting og redusert dybdeutbredelse av tang- og taresonen. Slike effekter betyr redusert livsrom og et forringet miljø for henholdsvis voksen fisk og yngel. Økt intensitet og varighet av toksiske dinoflagellatoppblomstringer i avskjermede områder kan også bidra til å skade fiskebestanden.

En sammenheng mellom økt sykdomsfrekvens hos fisk og kloakkvannsbelastning er mulig ved sterk belastning, men årsaksforholdet kan ikke sies å være klarlagt. I mer åpne kystområder vil lokale kloakkvannutslipp ha liten eller ingen negativ virkning på fisk.

9. EFFEKTER PA BUNNFAUNA

9.1 Innledning

Av de stoffer som kloakkutslipp tilfører sjøen er det partiklene, det organiske materialet og næringssaltene som har størst betydning for bløtbunnsfaunaen.

I nærområdet dominerer virkninger av partikler og organisk materiale fra utslippet. Både nedslamming, næringsoverskudd og oksygenforbruk kan der forandre eller ødelegge faunaen. Den sekundære organiske belastningen, frembragt av utslippets innhold av plantenæringssalter, berører som regel et mye større område enn den primære, men virkningene er som regel mindre. I bassenger med begrenset vannutskifting kan imidlertid den sekundære organiske belastningen medføre oksygenmangel.

Forurensninger fra kommunalt kloakkvann har mye til felles med annen forurensning som medfører organisk belastning, f.eks. den fra treforedlingsindustri. Kunnskap om virkninger også av slik forurensning vil derfor bli benyttet i denne utredningen.

Store arealer av sjøbunnen ligger dypt og mangler derfor lysenergi for produksjon, men mottar organisk materiale produsert av alger og zooplankton i overliggende vannmasser eller tilført sjøen fra land. Bunnens organismer tar til seg det organiske materialet og omdanner det. En del blir til ny biomasse, mens resten brytes ned i respirasjonsprosesser. Derved frigis bl.a. næringssalter.

Produksjonen av alger i den fotiske sonen i upåvirkede kystfarvann og fjorder er ofte 100-200 g organisk karbon pr. m² pr. år. Tilførselen til bunnen er vanligvis 30-100 g organisk karbon pr. m² pr. år. En antar at 50 % av det organiske karbonet som når sedimentene forbrukes i respirasjonen hos bakterier, ciliater og smådyr (meiofauna), men at resten assimileres av større arter av bløtbunnsfauna (makrofauna). Ved en utnyttelsesgrad på 25-50 % av det assimilerte organiske karbonet gir dette en produksjon av makrofaunabiomasse på 4-25 g organisk karbon pr. m² pr. år (Mann 1982).

I fjorder og skjærgårder kan de fastsittende makroalgene bidra til at tilførselen av organisk materiale til sedimentene blir større. Elver og bekker kan føre med seg betydelige mengder av terrestriske planterester, men mye av det kan være dårlig egnet som næring for bunnfaunaen.

Fluktuasjoner i organiske tilførsler kan anses for å være en av hovedårsakene til faunaforandringer i kystnære farvann (Pearson & Rosenberg 1978). Pearson & Rosenberg (1978) ga en fremstilling av hvordan artsantall (S), individantall (A)* og biomasse (B) forandret seg med økende avstand fra utslippsstedet, eller med den tiden som gikk fra et utslipp opphørte (fig. 5).

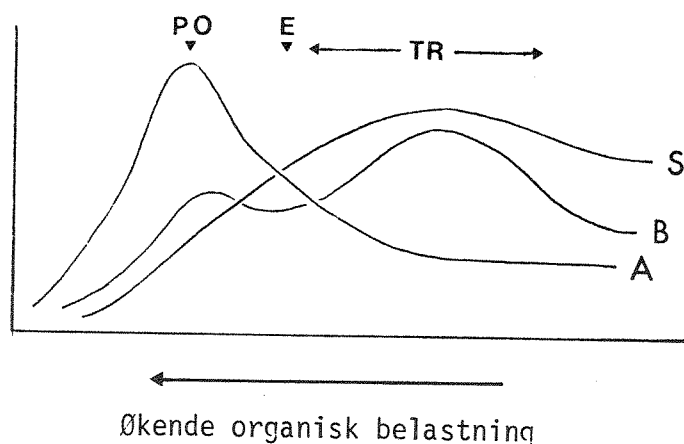


Fig. 5. Generalisert diagram av forandringer i faunaen langs en gradient av organisk belastning (Pearson & Rosenberg 1978).

S = artsantall	PO = topp av opportunister
B = biomasse	E = økotonpunktet
A = individantall	TR = overgangssone

Ved store utslipp kan sedimentene i nærheten av utslippene mangle bentisk makrofauna. De artene som først opptrer er små og få. Lenger unna de mest organisk berikete lokalitetene øker artsantallet etter hvert ofte mot et maksimum, for så å nærme seg en verdi typisk for hele området. Økotonpunktet er et mellomliggende område hvor faunaen ikke er særlig rik verken på arter,

* I økologisk litteratur brukes vanligvis N for individantallet.

individer eller biomasse. På den sterkere forurensede siden av denne sonen består faunasamfunnet av noen få, forurensningstolerante og opportunistiske arter. På den svakere forurensede siden av økotonpunktet tilnærmer samfunnets artssammensetning seg etter hvert det normale.

Like utenfor sonen der de første dyr begynner å opptre, øker individantallet dramatisk. Økningen er forårsaket av ekstremt tette populasjoner av en eller to opportunistiske arter. Dette samfunnet, rikt på individer, har en begrenset utbredelse. Individantallet minker raskt med økende avstand fra forurensningskilden, og når etter hvert nivået som vanligvis finnes under normale forhold.

For biomassen er det en liten topp som faller sammen med individmaksimumet av de opportunistiske artene nær forurensningskilden. Rundt økotonpunktet er biomassen mindre. Utenfor denne sonen øker biomassen til et nytt og høyere maksimum etter hvert som antallet av større arter øker, og stabiliseres til slutt på et lavere, normalt nivå. Dette sekundære biomassemaksimum ligger antagelig i den sonen hvor organisk anrikning av sedimentene blir en rik næringskilde, uten å være så høy at oksygenmangel oppstår.

9.2 Forandringer i diversitet

Diversiteten er et mål for variasjonen (mangfoldet) i organismesamfunnet. Diversiteten beregnes på grunnlag av forholdet mellom individantallet og artsantallet, og de innbyrdes forhold mellom artenes individantall (jevnheten). Det finnes flere forskjellige måter å uttrykke diversitet på. De som er mest brukt ved bunnfaunaundersøkelser er Shannon-Wiener's diversitetsindeks (H) (Shannon & Weaver, 1963) og Sanders: "rarefaction" metode (Sanders 1968), korrigert av Hurlbert (1971) (S_n).

$$H = - \sum \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

$$S_n = \sum_i \left[1 - \frac{\binom{N - n_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

n_i = individantall av i-te art

N = det samlede individantall i prøven

n = det samlede individantall i en prøve

$\frac{n}{N}$ så stor som hovedprøven

S_n = det forventete artsantall i en prøve som inneholder n individer

S_n kan beregnes for alle prøvestørrelser hvor $n < N$. Diversiteten vil da framstå som en kurve. Kurven beskriver artsantallet som funksjon av individantallet.

Økende forurensningsbelastning fører til minkende diversitet. Den motsatte trend, økende diversitet, inntreffer hvis forurensningen opphører. To slike tilfeller er vist på figur 6. Antall arter pr. 1000 individer er beregnet ved Sanders "rarefaction" metode.

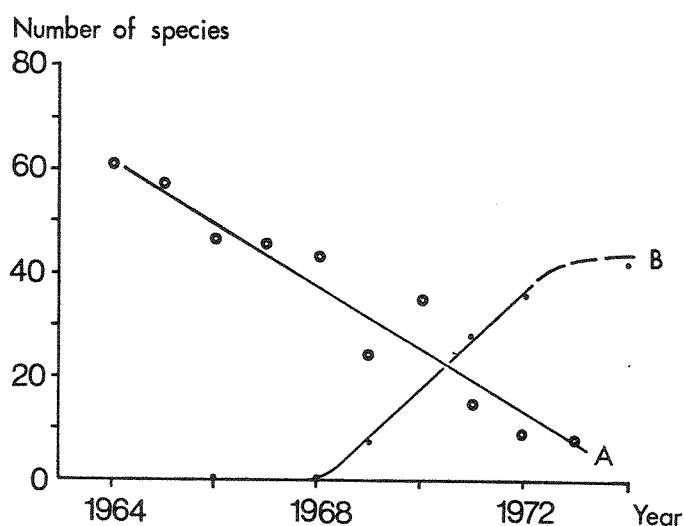


Fig. 6. Forandringer i diversitet ved økende (kurve A) og minkende (kurve B) organisk belastning (figuren hentet fra Pearson & Rosenberg 1978).

Materiale fra en rekke fjordområder i Norge har vist at diversiteten uttrykt som antall arter pr. 100 individer vanligvis ligger på 20-30 på lokaliteter uten betydelig forurensningsbelastning eller andre spesielle forhold. Færre enn 10 arter pr. 100 individer tyder på dårlige forhold. Mellom 10 og 20 arter pr. 100 individer er også en forholdsvis lav diversitet, og er vanlig å finne på f.eks. organisk belastete lokaliteter. Flere enn 30 arter pr. 100 individer er en uvanlig høy diversitet (fig. 7). Ovenstående gjelder prøvetaking med Petersen grabb og bearbeidet etter frasiling med porestørrelse 1 mm.

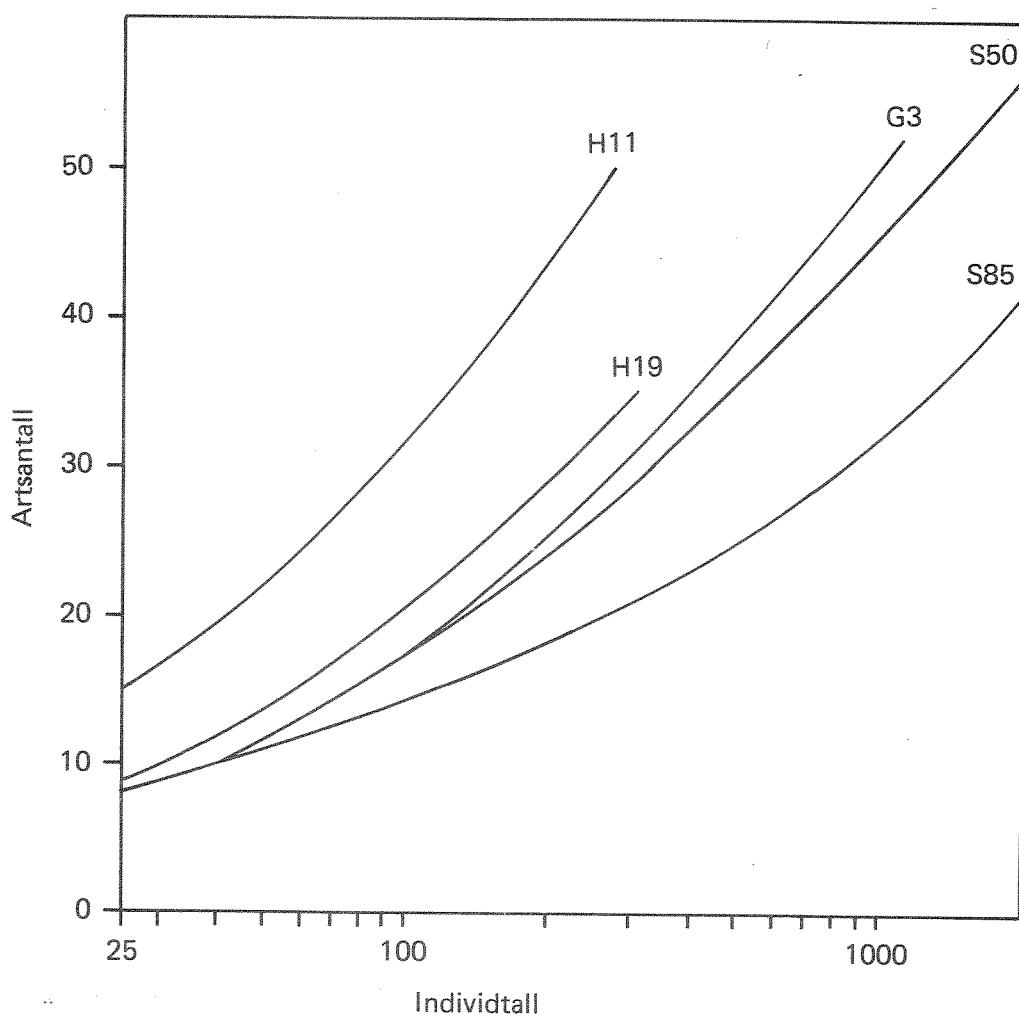


Fig. 7. Diversitetskurver (artsantall som funksjon av individantall) for noen prøver fra norske fjorder.

- H11 : En lokalitet med variert fauna i ytre Hvaler
- H19 : Singlefjord, svakt organisk belastet
- G3 : Glomfjord, noe påvirket av utslipp
- S50 : Stjørdalsfjord, 50 m dyp, organisk belastet
- S85 : Stjørdalsfjord, 85 m dyp, organisk belastet

9.3 Log-normal-fordeling av individantall blant artene.

I stabile og artsrike organismsamfunn observeres som regel en tilnærmet log-normal fordeling av artenes individantall. Ved forstyrrelser av samfunnet kan opportunistiske arter øke sin individmengde, mens andre arter reduseres eller slås ut. Resultatet kan bli avvik fra den log-normale fordeling (Gray & Mirza 1979). Dette kan enkelt oppdages ved plotting på normalfordelingspapir av den kumulative prosent av antall arter (ordnet etter stigende individantall) mot logaritmen (eller geometrisk klasse) av individantall pr. art. Hvis fordelingen ikke er log-normal, vil plottingen avvike fra en rett linje. Gray og Mirza påviste avvik i flere forurensete områder, og foreslo å benytte metoden til å registrere biologiske forandringer forårsaket av forurensninger.

Under sterkere forureningspåvirkning viser dataene en tilbakevending til log-normal fordeling, men med en slakkere stigning på kurven (fig. 8).

Forenklet kan dette forklares slik:

I overgangssonen mellom forurensete og ikke forurensete områder opptrer en blanding av forurenningstypiske samfunn og normale samfunn. Hvert av dem kan ha en log-normal fordeling av individantall blant artene. Hvis disse to fordelingene avviker så mye fra hverandre at de samlet ikke framtrer som én log-normal fordeling, kommer det til syne som avvik fra én rett linje ved plotting av dataene på normalfordelingspapir (fig. 9).

9.4 Forureningsarter

Hvilke arter som lever på en lokalitet (artsutvalget) gjenspeiler delvis miljøforholdene på stedet. Forureningsarter er arter som ved forureningspåvirkning øker i mengde i forhold til andre arter. De mest typiske forureningsartene er de som danner "peak of opportunists" (PO) (se Pearson & Rosenbergs (1978) ABS-kurver, fig. 5). I Europa utgjøres denne gruppen av noen få konstante arter, hvorav de mest utpregede er børstemarkene Malacoceros fuliginosus (= Scolelepis fuliginosa), Capitella capitata (fig. 10, 16) og arter av slekten Polydora. Andre arter som ofte opptrer i høye individantall ved organisk belastning, er f.eks. børstemarkene Heteromastus filiformis, Chaetozone setosa og Polyphysia crassa og muslingen Thyasira sarsi.

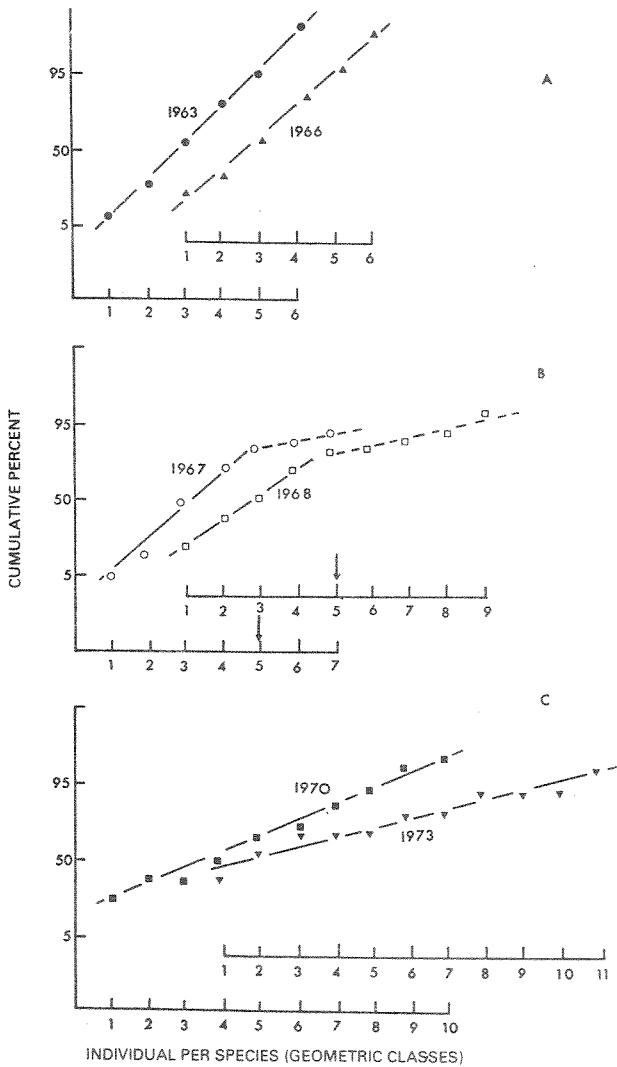


Figure 2. Temporal effects of pollution indicated by log normal plots of individuals per species against cumulative percent species for the benthic fauna of a Scottish sea loch, [data from Pearson 1975, (5)]. Organic pollution began in 1966 with discharge of paper pulp mill waste into the loch. The individuals per species are plotted as 1 individual per species class 1, 2-3 inds./spp. class 4-7 inds./spp. class 3, 8-15 inds./spp. class 4 etc. Cumulative percent species is on a probability scale. A—unpolluted showing steep slope covering few geometric classes. B—first effects of pollution, break in log normal plot and extension of geometric classes covered. C—heavy pollution returning to log normal plot with shallow slope and covering many geometric classes.

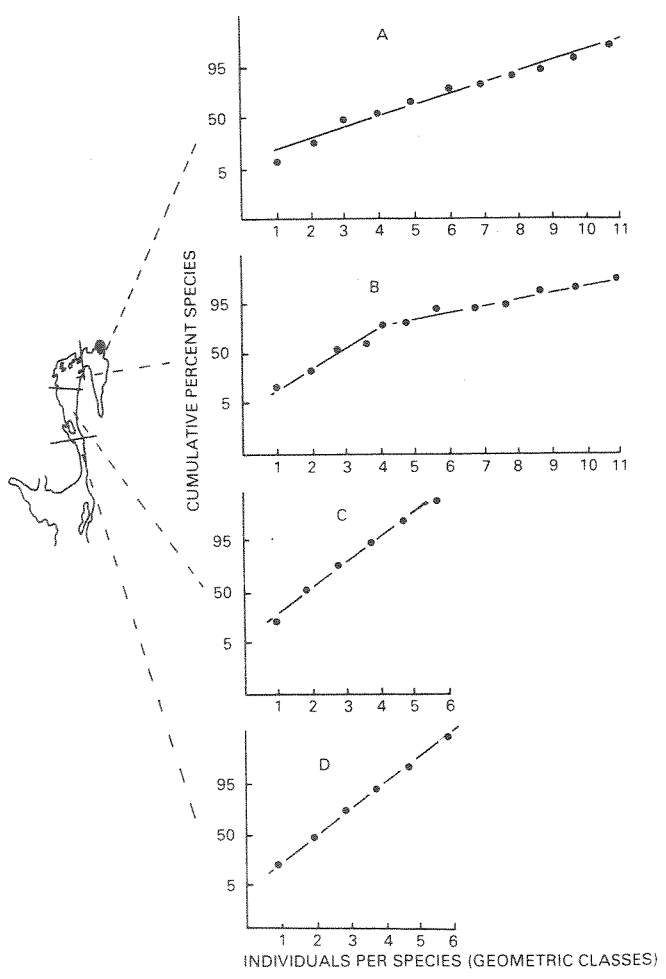


Figure 3. Spatial gradient of pollution in Oslofjord illustrated by log normal plots of individuals per species against cumulative percent species. Legends as in Figure 1. All data for 0-40 m depth. A—Bunnenfjord polluted, B—initial stages of pollution induced changes occurring, C—unpolluted, D—unpolluted.

Fig. 8. Eksempler på fordelinger av individantall blant arter, plottet på normalfordelingspapir (figurene hentet fra Gray 1979).

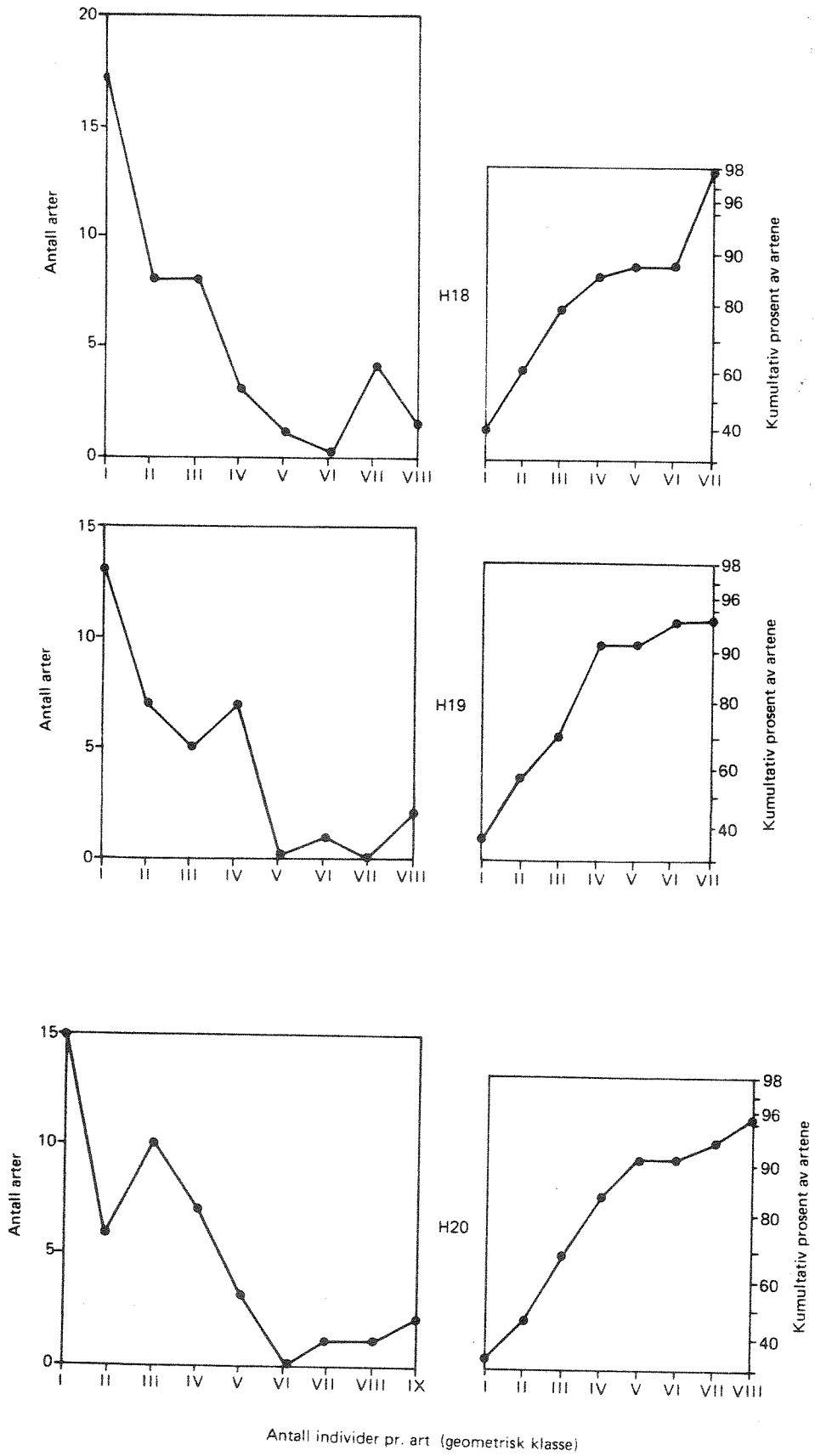


Fig. 9. Fordelingen av antall individer blant artene i prøver fra tre stasjoner i Singlefjorden.

9.5 Virksomheter av oksygenmangel

Stor tilførsel av organisk materiale til vannmassen fører til høyt oksygenforbruk. Der hvor vannfornyelsen er begrenset kan det føre til oksygenmangel. Oksygenmangel er kanskje den mest alvorlige konsekvens av organisk forurensning for livet i vann.

Rosenberg (1980) oppsummerte virkningene av nedsatt oksygeninnhold på bunnsfaunaen i ti fjorder og estuarier i det nordlige Europa. Artsantall, individantall, biomasse og artsutvalg i forhold til oksygenkonsentrasjon ble fastslått. De nevnte faunaparametrene endret seg ikke gradvis med oksygenkonsentrasjonen, men brått ved omkring 1,4 ml O₂/l (fig. 12).

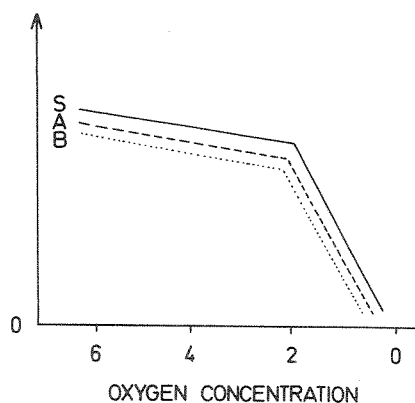


Fig. 12. Skjematiske framstillinger av SAB-kurver for makrofauna (S = artsantall, A = individantall (N), B = biomasse) i relasjon til omtrentlige oksygenkonsentrasjoner (mg/l) (Rosenberg 1980). (1 mg O₂/l = 0,7 ml O₂/l.)

Utbredelsesmønsteret til bunndyr i soner med lavt oksygeninnhold i Svartehavet og ved Californiakysten viste at (a) vann som inneholdt mindre enn 0,1 ml O₂/l manglet flercellede dyr, (b) vann som inneholdt mellom 0,3 og 1,0 ml O₂/l hadde et fattig samfunn av små, mykhudete infaunaarter, og (c) diversiteten økte sterkt når oksygenkonsentrasjonen oversteg 1,0 ml/l, særlig for kalkbærende arter (Rhoads & Morse 1971).

Et eksempel fra Norge kan også illustrere oksygens betydning.

Bløtbunnsfaunaen på 20-30 m dyp i Frierfjorden ble undersøkt i 1974 og 1979. Våren 1974 fantes en fattig (sterkt påvirket) fauna i store deler av indre Frierfjord, mens faunaen i ytre fjord var ganske rik, men likevel preget av organisk belastning. Høsten 1979 hadde denne forholdsvis rike faunaen bredt seg til deler av indre fjord (figur 13).

Oksygenkonsentrasjonene i vannmassene i de dyp som grabbprøvene ble tatt fra var svært forskjellige i 1974 og 1979. Mens verdiene i en periode var svært lave i 1974, hadde de ved prøvetakingen i 1979 holdt seg forholdsvis høye i 20-25 m dyp siden sommeren 1978 (figur 14). Ved utskiftingen våren 1974 ble hydrogensulfidholdige vannmasser løftet opp til grunnere enn 25 m i det innerste av fjorden. Denne store forskjellen i vannets oksygeninnhold, forårsaket av de naturlige hydrografiske forhold forut for prøvetakingen i 1974 og 1979, var antagelig den hovedsakelige årsak til at bunnfaunaen i indre Frierfjord var betydelig rikere i 1979 enn i 1974.

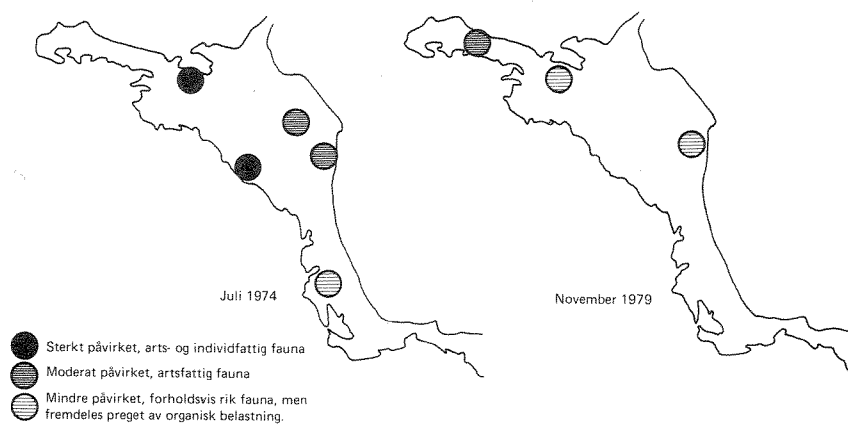


Fig. 13. Forenklet klassifisering av bløtbunnsfaunaen i Frierfjorden 1974 og 1979 (Rygg 1980).

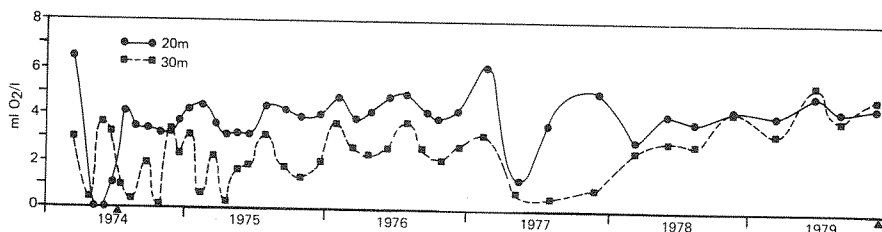


Fig. 14. Oksygenkonsentrasjoner i 20 og 25 m dyp i indre Frierfjord (etter Rygg 1980). Tidspunktene for innsamling av bløtbunnsfauna i 1974 og 1979 er avmerket med ▲

9.6 Et eksempel: To kloakkutslipp ved Tønsberg

Bakgrunnen for undersøkelsene var etableringen av nye kommunale renselanlegg med avløp til sjømrådene ved Vallø i Sem og Vårnes i Stokke (fig. 15).

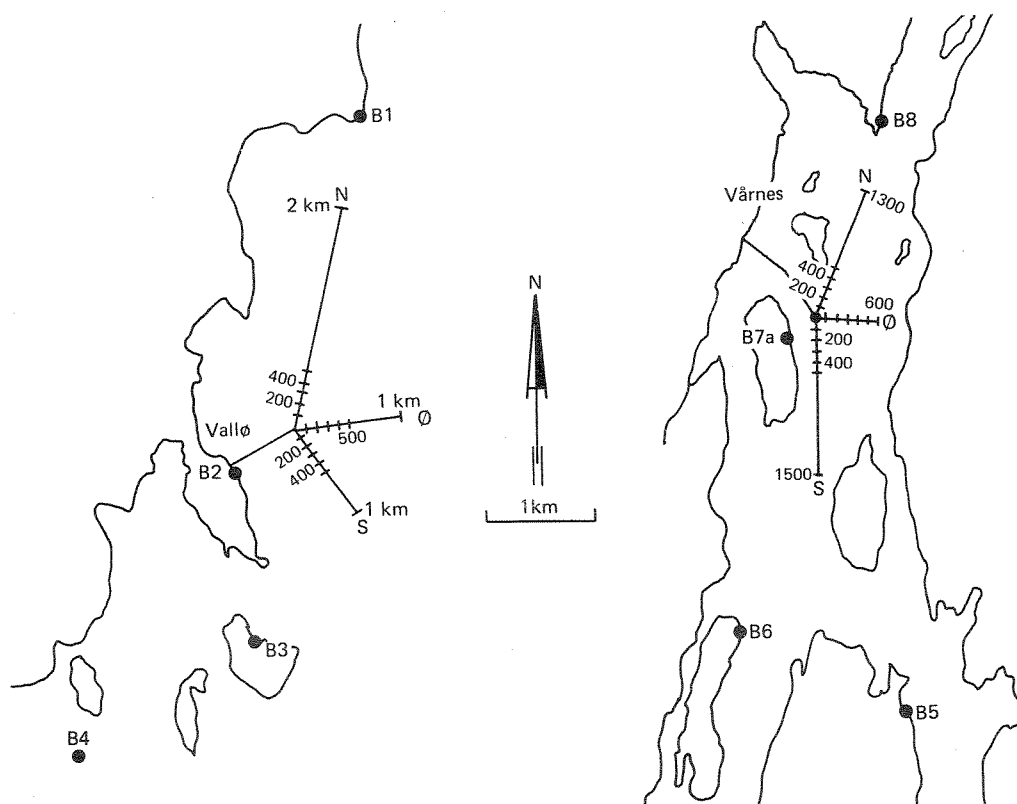


Fig. 15. Stasjoner for undersøkelser utenfor utslipp fra kloakkrensianlegg ved Tønsberg (Rygg et al. 1982).

Tabell 6 gir en oversikt over vannmengder ved utslippene på Vallø og Vårnes.

Tabell 6. Vannmengder ved kloakkutslippene på Vallø og Vårnes.

Sted	Vannmengde (m ³) pr. år				
	1977	1978	1979	1980	1981
Vårnes	585.000	702.000	707.000	1.156.000	1.280.000
Vallø	6.275.000	7.300.000	8.000.000	9.600.000	10.150.000

Vallø

Farvannet utenfor Vallø er åpent og vannfornyelsen må antas å være god. Utslippsmengdene ved Vallø er imidlertid mange ganger større enn ved Vårnes (tabell 6).

Utslippene ved Vallø startet i mars 1975. Kloakkvann fra 6500 personer i Sem kommune ble tilknyttet utslippsledningen på Vallø i april 1975. Hovedledningen fra Tønsberg til Vallø ble tatt i bruk i september 1976. I juli 1978 var belastningen oppe i ca. 45000 p.e. I de første årene passerte kloakkvannet bare en slamavvanningsstasjon. Det mekaniske renseanlegget startet opp våren 1980. Fra renseanlegget utledes avløpsvannet i en 770 m lang ledning. Ledningen munner ut på 35 m dyp i ytre Oslofjord (figur 15).

Observasjonene i 1975 (fase 1) tydet på forholdsvis upåvirkede vannmasser og bunn.

Resultatene fra fase 2 (1978) viste at utslippet fra det uferdige renseanlegget på Vallø hadde medført en betydelig forsøpling av de nærmeste bunnarealer. I umiddelbar nærhet av utslippet var bunnen dekket av svart slam og et hvitt belegg med marin sopp og bakterier. Kloakksøppel som f.eks. plastrester fantes i betydelige mengder. Bløtbunnsfaunaen var tydelig påvirket og viste dominerende innslag av arter som er kjent for å trives på lokaliteter med organisk forurensning. Dette viste seg tydeligst i en trålprøve. Siden tråltrekket samlet materiale i varierende avstand fra utslippsstedet, kunne influensområdet ikke nøyaktig fastslås. Området med sterk forurensningspåvirkning syntes imidlertid ikke å ha strukket seg så langt som til 100 m nord for utslippet, siden grabbprøvene som ble tatt der ikke inneholdt de mest forurensningsindikerende artene. Faunaen viste imidlertid også der tydelige tegn på organisk belastning. Både i trålprøven og grabbprøvene var individantallet av mange arter tydelig større i 1978 enn i 1975. Utslippet hadde hatt en stimulerende virkning på arter som har evne til raskt å utnytte stor tilgang på næring (bl.a. Capitella capitata og Malacoceros fuliginosus (= Scolelepis fuliginosa) (fig. 16, jfr. fig. 10).

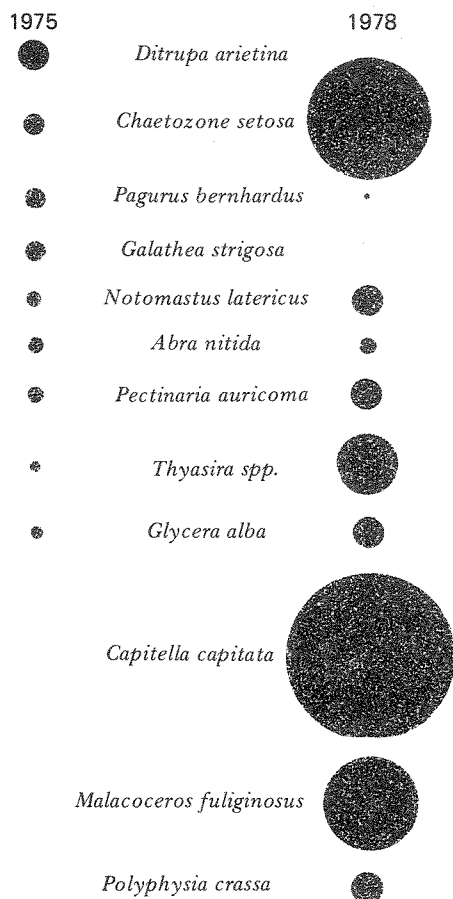


Fig. 16. Mengden av de vanligste bløtbunnsfaunaartene i nærheten av utslippet ved Vallø i 1975 og 1978 (Rygg og Kvalvågnæs 1979).

Heller ikke ved undersøkelsene i 1981 (fase 3) fantes det sterke forurensningsvirkninger så langt ut som 100 m fra utslippet. Forsøplingen hadde ikke økt sammenlignet med i 1978, antagelig på grunn av bedret rensing.

Vårnes

Resipientforholdene ved Vårnes er ulik forholdene ved Vallø. Ved Vårnes danner fjorden et temmelig avgrenset 40-50 m dypt basseng med grunnere sund i nord og sør. Området er mer belastet med forurenset vann fra de indre fjordområdene enn området utenfor Vallø. Undersøkelsene i 1975 (fase 1) indikerte en viss belastning. Tett forekomst av visse arter tydet på stor næringstilgang og produksjon.

Renseanlegget på Vårnes i Stokke ble satt i forsøksdrift sommeren 1976, men en regner med at den ordinære drift startet i januar 1977. Anlegget er mekanisk. De to første årene mottok anlegget kloakkvann fra 2000-2500 personer. Fra 1. januar 1979 ble Vear koblet inn med ca. 1000 personer. Utløpet for avløpsvann fra renseanlegget ligger på 40 m dyp i Tønsbergfjorden (fig. 15).

Undersøkelsene i 1978 (fase 2) og 1981 (fase 3) viste ingen åpenbar for-
søpling av bunnen ved utslippet.

I 1981 tydet artsutvalget og diversiteten i prøvene på at faunaen var påvirket av redusert oksygeninnhold i det dypeste partiet av Vårnesbassenget. Det er hittil registrert stor produksjon av bunndyr i fjorden, men næringstilgangen bør antagelig ikke bli særlig større hvis oksygenmangel skal unngås. Den artsfattige faunaen og forurensningstolerante arter på 50 m dyp kan skyldes indirekte påvirkning fra tilførselene, ved oksygensvikt som begynner nær bunnen. Fordi Vårnesbassenget er så jevndypt, skal det liten forandring til i dybdegradienten for oksygen før store bunnarealer påvirkes.

9.7 Problemets omfang

Mye tyder på at det er "bassengvirkningene" som er det største problemet ved utslipp av organisk materiale og næringssalter til marine resipienter. De direkte virkningene av organisk materiale og søppel fra utslippet får som regel liten utbredelse. Derimot kan utslippets sekundære influensområde, forårsaket av utslippets innhold av næringssalter og oppløst organisk materiale, blir stort. Bassengvirkningene inntreffer når den organiske belastningen og oksygenforbruket er for store i forhold til vannfornyelsen. Bløtbunnsfaunaen utarmes og produksjonen synker til tross for at næringstilgangen har økt. I verste fall medfører dette et tap på over 300 tonn makrofaunaproduksjon pr. år pr. kvadratkilometer bunn. Tre velkjente områder hvor organisk belastning har ødelagt mye av makrofaunaproduksjonen er Iddefjorden, Bunnefjorden og Frierfjorden.

9.8 Konklusjon

Den direkte ødeleggende virkning på bunnen i kloakkutslippets nærsoner har antagelig som regel liten utstrekning. Derimot kan utslippets sekundære influensområde bli stort og bør vies stor oppmerksomhet. Utslipp av samme type og størrelse kan ha svært forskjellig virkning i forskjellige resipienter. Det beror i første rekke på vannfornyelsen og de allerede eksisterende næringsbetingelsene. I et næringsfattig område med god vannutskifting kan det være stimulerende for bunnfauna-produksjonen om tilførselen av næringsalter og organisk materiale øker. I et område som fra før av er næringsrikt og produktivt og som har mindre god vannutskifting, kan tilsvarende økte tilførsler bli ødeleggende for bunnfauna-produksjonen. Utslipet (rensegraden) må derfor tilpasses resipienten eller, der hvor det er mulig, valg av resipient tilpasses utslippet.

10. DYPVANNsutSLIPP SOM METODE FOR Å BEGRENSE EUTROFIEFFEKTER

En vanlig metode for å redusere lokale effekter ved utslipp av kommunal husholdningskloakk er å slippe ut avløpsvannet på dypt vann (figur 17). Ved bruk av diffusorer kan primærfortynningen bli mellom 20-80 ganger. Videre kan en etterstrebe innlagring under fotosyntesesonen for derved å begrense den direkte tilførselen av næringssalter til planteplanktonproduksjonen.

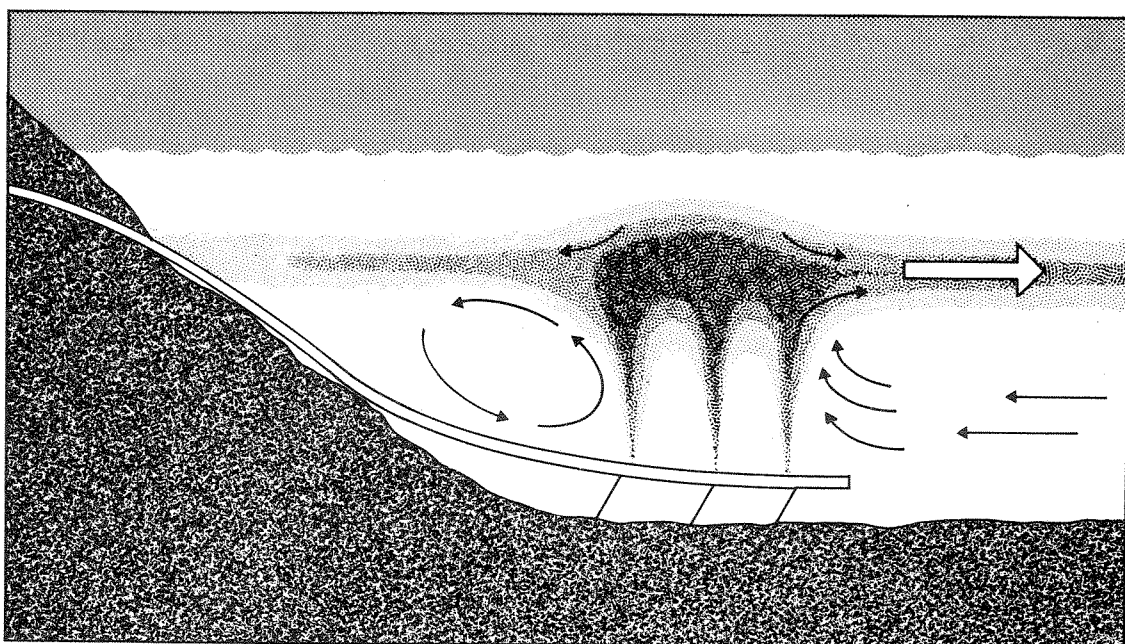


Fig. 17. Dypvannsutslipp.

Figur 18 viser innlagring og spredning av et dyputslipp. I dette tilfellet er de naturlige strømmer på innlagringsdypet svake og avløpsvannets egenspredning dominerer.

De positive effekter ved dypvannsutslipp er således:

- 1) Avlastning av overflatelaget i nærsonen
- 2) Økt primærfortynning
- 3) Avløpsvannet føres bort fra strandsonen.

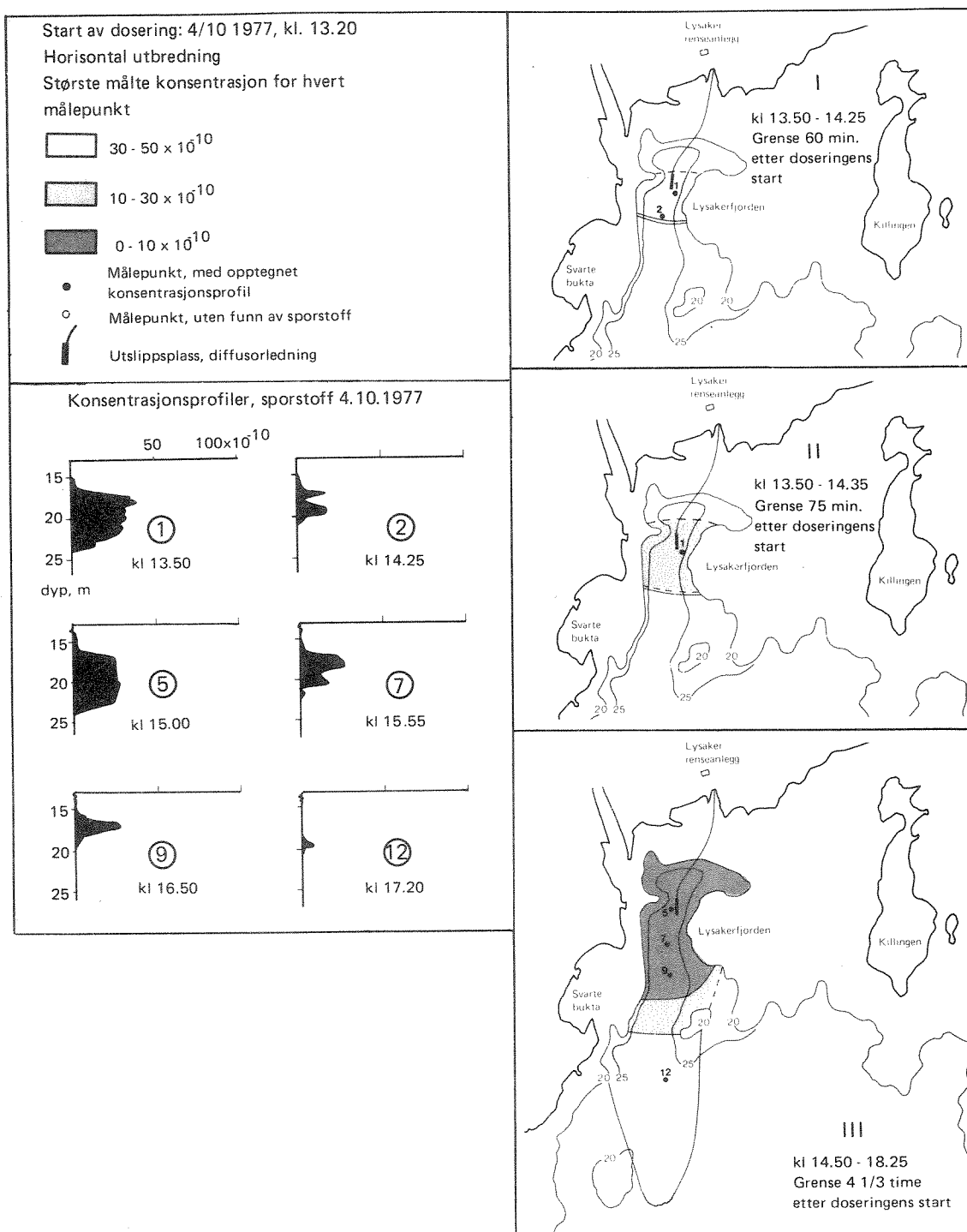


Fig. 18. Eksempel på innlagring og spredning av kloakkvann merket med Rhodamin B.. Lysakerfjorden - Indre Oslofjord. (Bjerkeng et al. 1978).

De negative effekter som kan oppstå er:

- 1) Økt oksygenforbruk på innlagringsdyp
- 2) Økt næringssaltkonsentrasjon på innlagringsdyp.

De positive effekter er innlysende. De negative effekter kan derimot diskuteres. Økt oksygenforbruk på innlagringsdyp skjer dels ved nedbrytning av organisk stoff, dels ved at ammonium over tid oksyderes til nitrat. Hvis det er liten naturlig vannutskifting og diffusjon i innlagringsnivået, vil et kraftig oksygenminimum kunne dannes, med økologiske konsekvenser. Hvis innlagringsdypet ligger i underkant av sprangsjiktet, hvor nedbrytningsprosessene naturlig er store, vil oksygenreduksjonen dessuten bli forsterket. Oksygenbehovet (BOF_7) i avløpsvann vil, sammenlignet med vannutskifting, utslippets fortynning og spredning, gi grunnlag for å beregne effekten. Kriterier for oksygenkonsentrasjoner med negativ effekt burde være de samme som blir gitt i kap. 8.

Økt næringssaltkonsentrasjon på innlagringsdyp vil øke den naturlige vertikale diffusjonen av næringsalter til overflatelaget, såvel som biologisk transport via vertikalvandrende planteplankton og zooplankton. Betydningen av dette kan i første rekke være en artseleksjon i området. Ved store utslipp og/eller i områder med sterke vertikale blandingsprosesser, kan denne transporten bli så stor at avløpsvannet må renses for å oppnå vesentlig bedre forhold i resipienten. Dette kan bli mer betydningsfullt hvis næringssaltene innlagres i nedre del av fotosyntesesonen. Her vil problemet i prinsippet bli det samme som ved utslipp i overflatelaget, men vesentlig mindre, og de positive effekter kan være tilstrekkelige for å slippe rensing.

Dyputslipp er en metode som er dårlig studert. Det er behov for å detaljstudere et slikt utslipp i felt og klarlegge noen av de problemer som her er tatt opp.

11. MODELLER

Det er gjort flere forsøk på å konstruere matematiske modeller for marine økosystem. Felles filosofi for disse modeller er antagelsen om at summen av delprosesser gir et riktig totalbilde (reduksjonisme). I praksis blir modellene bygget opp av resultater og observasjoner i ulike marine områder og laboratorier. Imidlertid er det ikke sikkert at naturlige samfunn kan beskrives som summen av enkeltprosesser, men de kan også fungere annerledes som helhet (von Bertalanfy 1968).

De eksisterende modeller er alle deterministiske, dvs. modellene vil alltid gi samme resultat når inngangsdata er gitt. En utvikling av modellarbeidet vil være å ta i bruk sannsynlighetsteori, dvs. statistiske modeller analogt med utviklingen innenfor fysikk.

Som eksempel på deterministiske modeller kan nevnes arbeider av Steele (1974), Vannkvalitetsinstituttet (VKI) i Danmark (Dahl-Madsen (1978)) og Kramer og Nixon (1978). Steeles modell er applisert på Nordsjøen og er i hovedsak en biologisk modell under bestemte fysiske forhold. VKI og Kramer og Nixon kobler en hydrodynamisk modell til de biologiske modeller. Kramer og Nixon bruker her bokser innenfor hvilke forholdene er homogene, mens VKI-modellen gir et mer kontinuerlig spredningsbilde etter eget valg av boksstørrelse.

Modellene er i hovedsak kvantitative, men enkeltprosesser er ofte hentet fra artspesifikke forhold. De kvalitative begrensninger og de hydrodynamiske modellens unøyaktighet medfører at eksisterende modeller oftest ikke kan brukes som prognoser ved forandret ytre miljøforhold. Imidlertid vil de kunne være et første trinn (forfinede overslagsberegninger) i en resipientvurdering.

En annen type modeller er erfaringsmodeller av type Vollenweider som er mye brukt for å bedømme innsjøers eutrofi-tilstand. Disse modeller er uavhengige av detaljkjennskap til enkeltprosesser og prøver å sette opp registrerte effekter mot tilførsler og en del ytre faktorer som hydrografi og vannutskifting. Det er gjort lite av denne type arbeid på

marine resipienter. Jaworski (1981) har prøvd å systematisere resipienter på den amerikanske østkysten etter ekstern belastning av fosfor, nitrogen og eutrofigrad (se også kap. 4.1).

Et enkelt eutrofiindeks basert på vannkjemiske data og beregninger av den totale årlige belastningen for hver stasjon av næringsalter er blitt beskrevet av Karydis et al. (1983). Molvær (1980) har beskrevet sammenhengen mellom tilstand og fosforbelastning mot fortykning for 19 norske resipienter. Modellene er foreløpig primitive og man mangler en del nødvendig informasjon som gjør at de ikke kan brukes i praktisk sammenheng. Imidlertid er de eksempler på et første trinn mot konstruksjonen av mer omfattende modeller.

I tillegg til de nevnte modeller som tar for seg store deler av næringskjeden er det gjort modeller over enkelte deler av systemet eller enkelte prosesser (oksygenforbruk, næringsalttransporter m.m.). Felles trekk for de eksisterende modeller er at de i beste fall gir et kvantitativt bilde av en tilførselendring. Kontrollen mot empiriske data er mangelfull; fortsatt er en henvist til å anvende en stor del faglig skjønn i tillegg.

12. OM ET UTSLIPPS INFLUENSOMRÅDE. NÆREFFEKTER - FJERNEFFEKTER

I denne rapporten har vi i hovedsak diskutert de effekter et utslipp av næringssalter og organisk stoff har på et lokalt område - en fjord, et avgrenset kystområde eller en bukt. Stigebrandt (1983) diskuterer begrepet influensområde i rapport 3 i denne rapportserie, men også med samme begrensninger som i denne rapport.

Et kloakkutslipp kan imidlertid få konsekvenser langt bort fra nærsone. Dette kan være en følge av biologiske transporter av forurensningen eller biologiske konsekvenser av den samme. Eksempelvis vil ødeleggelsen av et gyte- og oppvekstområde for pelagisk fisk kunne få konsekvenser for økosystemet i et større havområde utenfor det vi her vanligvis definerer som resipienten. Størrelsen av skaden er selvfølgelig avhengig av det lokale områdets betydning som gyte- og oppvekststed i forhold til det berørte havområdes andre rekrutteringsområder. For det spesielle problem som er knyttet til overgjødning kan vi nevne, foruten eksemplet med gyte- og oppvekstområder av fisk, spredning av sykdommer via fisk og giftige planktonarter. Det sistnevnte er et aktuelt problem i Skagerrak, hvor store oppblomstringer muligens starter lokalt i så store mengder at de deretter kan spres med strømmer til andre kyst- og fjordområder.

Konsekvensene av overgjødningen av et lite område kan derfor være betydelig større enn forringelser av den lokale resipienten.

Kjennskapet til disse ovennevnte forhold er dårlig. Allikevel kan influensområdet være betydelig større enn det vi i dag vet og derved kan også eutrofi-problemet vokse til å omfatte mer enn den enkelte lokale resipienten.

LITTERATUR

- Bach, S.D. og Josselyn, M.N., 1978. Mass blooms of the alga *Cladophora* in Bermuda. *Mar. Poll. Bull.* 9(2): 34-37.
- Barlow, J.P. and Monteiro, J.D.C., 1979. Selective grazing by zooplankton population in Southampton water. *Mar. Biol. Ecol.* 53: 335-344.
- Basson, P.W.; Hardy, J.T. og Lakkis, V., 1976. Ecology of marine macroalgae in relation to pollution along the coast of Lebanon. *Acta adriat.* 18: 307-325.
- Beyer, F., Dybvad, A. og Versvik, J., 1967. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. I. Undersøkelsen 1962-1965. Delrapport nr. 5 Zooplankton. Oslofjordprosjektet, NIVA, Oslo.
- Bertalanffy, L. von, 1968. *General system theory*. New York: Georg Braziller Inc.
- Bjerkeng, B. Gøransson, C.G. og Jan Magnusson 1978. Undersøkelser av alternative utslippssteder for avløpsvann fra Sentralrenseanlegg Vest. Norsk institutt for Vannforskning, Oslo.
- Bokn, T., 1976. Fastsittende alger brukt som forurensningsindikator. Norsk institutt for vannforskning, årbok 1975, Pedersen, K. (red.) 148 s.
- Bokn, T., 1977 Kap. 1.1. Fastsittende alger i NIVA-rapport 0-70111. Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport nr. 6. Fremdriftsrapport fra de biologiske undersøkelsene mars 1974 - mai 1976. 12.09.1977. 234 s. (Prosjektleder J. Molvær).
- Bokn, T., 1977b. Kap. 6.1. Fastsittende alger i NIVA rapport 0-31/75 Resipientundersøkelse i Ranafjorden. Rapport nr. 2. Innledende hydrografiske, geokjemiske og biologiske undersøkelser. Mars 1977, 141 s. (Prosjektleder L. Kirkerud).

- Bokn T., 1978. Kap. 3.1. Fastsittende alger og dominerende strandfauna i NIVA-rapport 0-82/76, Kjemisk/biologisk undersøkelse i fjordene omkring Stavangerhalvøya - september 1976. 28.04.1978, 66 s. (Prosjektleder T. Bokn.)
- Bokn, T. og Lein, T.E., 1978. Long-term changes in furoid association of the inner Oslofjord, Norway. *Norw. J. Bot.* 25(1) 9-14.
- Bokn, T. (1979a). Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters. In: *The Use of Ecological Variables in Environmental Monitoring*. Ed. H. Hytteborn. The National Swedish Environment Protection Board. Report PM 1151, s. 138-146.
- Bokn, T., 1979b. Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters. S. 138-146 i *The use of ecological variables in environmental monitoring*. Naturvårdsverket, Rapport SNV PM 1151.
- Borowitzka, M.A., 1973. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. *Aust. J. mar. Freshwat. Res.* 23: 73-84.
- Braarud, T. og Nygaard, I., 1967. Fytoplankton. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer. Delrapport nr. 4. Norsk institutt for vannforskning.
- Brandt, K., 1899. Ueber der Stoffwechsel im Meere. *Wiss. Meeresunters.* Kiel 4, 215-230.
- Carpenter, E.J. and R.R.L., Guillard. 1971. Intraspecific differences in nitrate half-saturation constants for three species of marine phytoplankton. *Ecology* 52: 183-185.
- Chan, K; Wong P.K. and Ng, S.L., 1982. Growth of Entromorpha linza in sewage effluent and sewage effluent sea-water mixtures. *Hydrobiologia* 97: 9-13.

- Chapman, A.R.D. and Craigie, J.S., 1977. Seasonal growth in Laminaria longicuris: Relations with dissolved inorganic nutrients and internal resources of nitrogen. Mar. Biol. 40: 197-205.
- Conover, R.J. 1978. Feeding interactions in the pelagic Zone. Rapp. P.-V. Reun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer. 173, 66-76.
- Dagg, M., 1977. Some effects of patchy food environments on copepods. Limnol. Oceanogr. 22, 99-107.
- Dagg, M.J. and Grill, D.W., 1980. Natural feeding rates of Centropages typicus females in the New York Bight. Limnol. Oceanogr. 25, 597-609.
- Dahl-Madsen, K.I., 1978. Mathematical modelling of eutrophied coastal areas. Prog. Wat. Tech. Vol 10.
- Darley, M.W., 1982. Algal Biology: A physiological approach. In: Basic Microbiology. Ed. J.F. Wilkinson. Blackwell scientific publications. Oxford, London.
- Dixon, J., Schroeter, S.C. and Kastendiek, J., 1981. Effects of the encrusting bryozoan, Membranipora membranacea, on the loss of blades and fronds by the giant kelp, Macrocystis pyrifera (Laminariales). J. Phycol. 17: 341-345.
- EPA, 1976. Quality criteria for water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Eppley, R.W., Rogers, J.N. and McCarthy, J.J., 1969. Half saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. Limnol. Oceanogr. 14, 912-920.
- Eppley, R.W., 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. Fish. Bull. 70: 1063-1085.
- Eppley, R.W., 1981. Relations between nutrient assimilation and growth in phytoplankton with a brief review of estimates of growth rate in the ocean. In Physiological bases of phytoplankton ecology, ed: T. Platt. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences. Bulletin 210.

- Falkowski, P.G., Hopkins, T.S. and Walsh, J.J., 1980. An analysis of factors affecting oxygen depletion in the New York Bight. J. Marine Research 38, 479-505.
- Feldner, R. 1976. Untersuchungen über die eutrophierende Wirkung einiger Nährstoffkomponenten häuslicher Abwässer auf Benthosalgen der Kieler Bucht (westliche Ostsee). Avhandling for doktorgrad. Christian Albrechts Universitet, Kiel, 134 s.
- Forsskåhl, M., Laakkonen, A. and Leppänen, J.-M., 1982: Seasonal cycle of production and sedimentation of organic matter at the entrance of the Gulf of Finland. Netherlands Journal of Sea Research 16, 290-299.
- Føyn, E., 1971. Municipal Wastes. In: Impingement of man on the oceans. Ed. D. Hood. Wiley-Interscience.
- Gagné, J.a.; Mann, K.H. og Chapman A.R.O., 1982. Seasonal patterns of growth and storage in Laminaria longiscruris in relation to differing patterns of availability of nitrogen in the water. Mar. Biol.
- Gamble, J.C., 1978. Copepod grazing during a declining spring phytoplankton bloom in the northern North Sea. Mar. Biol. 49, 303-315. 69: 91-101.
- Gieskes, N.W.C., Kraay, G.W. and U.A. Baars, 1979. Current C 14 methods for measuring primary production: gross underestimates in oceanic waters. Netherlands, J. Sea Res. 13: 58-78.
- Goldman, J.C., Mc Carthy, J.J. and Peavey, D.G., 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. Nature Vol. 279.
- Gray, J.S. 1979. The development of a monitoring program for Norway's coastal marine fauna. Ambio 8: 176-179.

- Gray, J.S. and Mirza, F.B., 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Mar. Poll. Bull. 10: 142-146.
- Grenanger, B. 1957. Algological observations from the polluted area of Oslofjord. Nytt Mag. Bot. 5: 41-60.
- Gunnarsson K. og Orisson, K., 1976. The effect of sewage on the distribution and cover of littoral algae near Reykjavik. Preliminary results. Acta. Bot. Isl. I, 4, 58-66.
- Hagen, N.T., 1981. Kråkeboller og overbeiting av tareskogen i Nord-Atlanteren - en oversikt, hypotese og foreløpig rapport fra Vestfjorden. Rapport 1981:1 fra Nordland Distriktshøgskole, Matematisk-naturvitenskapelig fagseksjon., 13 s.
- Ho, Y.B., 1981. Mineral element content in Ulva lactuca L. with reference to eutrophication in Hong Kong coastal waters. Hydrobiologia 77:43-47.
- Holt, G., 1979. Om algevegetasjonen i Grenland, nedre Telemark, og fylkets planer om resipientkontroll. Blyttia 37:51-66.
- Holtan, H., 1976. Chemical Conditions and Variations in River Water: In: Freshwater on the sea. Ed.: Skreslet et. al. The Association of Norwegian Oceanographers, Oslo.
- Hooker, J.D., 1847. Flora Antarctica. The botany... The Antarctic voyage of H.M. Discovery Ships Erebus & Terror, in the years 1839-1843. Under the command of Captain Sir James Clark Ross, Kt. R.N. F.R.S. + c. Vol. 1 (diatoms pp. 503-519). Reeve Bros., London, 687 pp.
- Hovde, H.R., 1972. Forandringer i planktonfaunaen i Indre Oslofjord de senere decennier. Hovedfagsoppgave. Universitetet i Oslo, Oslo. 307 s.
- Hurlbert, S.N., 1971. The non-concept of species diversity: A critique and alternative parameters. Ecology 52: 577-586.

- Iversen, P.E., 1981. Benthosalgelvegetasjonen i Sandefjordsfjorden og Mefjorden, Søndre Vestfold. Del I Generell Del, 157 s. og Del II systematisk og floristisk del, 173 s. Hovedfagsarbeide i marin botanikk. Vårsemesteret 1981. Inst. for marinbiologi og limnologi Univ. i Oslo. Upublisert.
- Jaworski, N.A. 1981. Sources of Nutrients and the Scale of Eutrophication Problems in Estuaries. In: Estuaries and Nutrients. Ed: Neilson, B.J. And Cronin, L.E. Humana Press Inc. Clifton, New Jersey. s. 83-110.
- Johannesen, Per J. 1972: Undersøkelser i Nordåsvatnet 1969-70. Hydrografi, planktoniske copepoder, og en kort oversikt over meduser og ctenophorer. Hovedoppgave i marinbiologi. Biol.st., Universitetet i Bergen.
- Kangas, P; Aurtio, H.; Hällfors, G.; Luther, H; Niemi, Å og Salema, H., 1982. A general model of the decline of Fucus vesiculosus at Tvärminne, south east coast of Finland in 1977-81. Acta Bot. Fennica 118: 1-27.
- Karydis, M., Ignatiates, L. and N. Moschopovlov. 1983. An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. Estuarine, coastal and shelf science 16, 339-344.
- Ketchum, B.H., 1969. Eutrophication of Estuaries. In: Eutrophication: caused, consequences, correctives. Proceedings of the International Symposium on Eutrophication June 11.-15.1967.
- Kirkerud, L.A., Martinsen, P.Ø, Christophersen, C.G. og Bjerck, Ø., 1975. Nitrite toxicity in a polluted marine environment. An experimental study. Annual Report 1974 Appendix II, Norwegian National IBP Committee. Oslo. 65 pp.

- Kirkerud, L.A., 1977. Oksygenkrav hos marine bunnfisk og reker - litteraturstudium . XR-18, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 13 pp.
- Kirkerud, L.A. og Riisberg, A.-M., 1982. Basisundersøkelser i Ranafjorden - en marin industriresipient. Delrapport 2. Miljøtoksikologisk vurdering av ammoniakk, cyanid, fenol og hydrogensulfid i indre del av Nordrana. Overvåkingsrapport 58/82. (0-8000310), Norsk institutt for vannforskning, 33 pp.
- Klavestad, N., 1978. The marine algae of the polluted inner part of the Oslofjord. *Botanica Marina*. 21: 71-97.
- Koblentz-Mishke, O.J. and Verdernikov, V.I., 1976. A tentative comparison of primary production and phytoplankton quantities at the ocean surface. *Marine Science Comm.* 2(6), 357-374.
- Kornfelt, R.-A., 1982. Relation between nitrogen and phosphorus content of macroalga and the waters of Northern Öresund. *Botanica Marina* 25: 197-201.
- Kramer, J.N. and Nixon, S.W. 1978. A coastal marine Ecosystem. Simulation and analysis. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.
- Källqvist, T., Magnusson, J., Pedersen, A. og Tangen, K. 1982. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Årsrapport 1981. (071160). Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Le Borgne, R., 1982. Zooplankton production in the eastern tropical Atlantic Ocean: Net growth efficiency and P:B in terms of carbon, nitrogen and phosphorus. *Limnol. Oceanogr.* 27, 681-698.
- Lein, T.E., 1980. The effects of Littorina littorea (Gastropoda) grazing on littoral green algae in the inner Oslofjord, Norway. *Sarsia* 65 (2): 87-92.

- Lewis, J.R., 1977. The role of physical and biological factors in the distribution and stability of rocky shore communities. S. 417-423 in Kewgan, B.F.; Ceidigh, P.O. og Boaden, P.J.S. (red.). Biology of benthic organisms. 11. Europ. Symposium on Marine Biology, Galway, Okt. 1976. Pergamon Press, Oxford m.m. 1977 (Repr. 1978).
- Lindgren, L. 1978. Algzoneringen på klippiga stränder i Porkala, Helsingfors och Sikko som bas för fortsatt kontroll av föroreningslaget. Pro-gradu avhandling i botanik 1978. Helsingfors Univ. (Unpubl.)
- Lindgren, P.E., 1965. Coastal algae off Göteborg in relation to gradients in salinity and pollution. Acta Phytogeogr. Suec. 50: 92-96.
- Litter, M.M. and Murray, S.N., 1975. Impact of sewage on the distribution abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. Marine Biology 30: 277-291.
- MacIsaac, J.J. and Dugdale, R.C., 1972. Interactions of light and inorganic nitrogen in controlling nitrogen uptake in the sea. Deep-Sea Res. 19, 209-232.
- MacIsaac, J.J., Dugdale, C.R., Huntsaran, S.A. and Conway, H.L., 1979. The effect of sewage on uptake of inorganic nitrogen and carbon by natural populations of marine phytoplankton. Journal of Marine Research Vol. 37, nr 1.
- Mann, K.H., 1982. Ecology of coastal waters. A system's approach. Studies in ecology, Vol. 8. Blackwell Sci. Publ., Oxford, 322 pp.
- Marshall, S.M., 1973. Respiration and feeding in copepods. Adv. mar. Biol. 11: 57-120.
- Martin, J.H., 1970. Phytoplankton-zooplankton relationships in Narragansett Bay. IV. The seasonal importance of grazing - Limnol. Oceanogr. 15: 413-418.

- McCanley, E. & Briand, F., 1979. Zooplankton grazing and phytoplankton species richness; Field tests of the predation hypothesis. *Limnol. Oceanogr.* 24, 243-252.
- Melvasalo, T., Pawlak, J., Grasshoff, K., Thorell L. and Tsiban, A. (Red.), 1981. Assessment of the effects of pollution on the natural resources of the Baltic Sea, 1980. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 5 B.* 426 s.
- Meyers, V.B. and Iverson- R.I., 1981. Phosphorous and Nitrogen Limited Phytoplankton Produktivity in Northeastern Gulf of Mexico Coastal Estuaries. In: *Estuaries and Nutrients*. Ed.: Neilson, B.J. and Cronin, L.E. Homana Press. BLIFT=N. NewJersey, s. 569-582.
- Mohus, Å. og Haakstad, M., 1980. Grønnalger som forurensningsproblem i indre del av Sørfold. - En uventet effekt av vassdragsregulering i området? *VANN 4*. 1980: 329-339.
- Molvær, J., 1980. Om arbeidet med utvikling av erfaringsmodeller for fjorder. Norsk institutt for vannforskning. Notat 4 s.
- Molvær, Knutzen og Haakstad, M. 1984. Basisundersøkelser i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskifting, vannkjemi, miljøgifter i organismer og organismesamfunn på grunt vann. Norsk institutt for Vannforskning (0-8000316).
- Munda, I., 1967. Observations on the benthic marine algal associations land-locked fjord (Nordåsvatnet) near Bergen, Western Norway. *Nova Hedwigia XIV (2-4)* 519-548.
- Munda, I., 1974. Changes and succession in the benthic algal associations of slightly polluted habitats. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.* 34: 27-52.
- Nalewajko, C. and C. Garside. 1983. Methological problems in the simultaneous assessment of photosynthesis and nutrient uptake in phytoplankton as functions of light intensity and cell size. *Limnol. Oceanogr.* 28(3) 591-597.

- Ormerod, K., 1979. Biologiske forhold og prosesser i vann.
VANN 14. årg. nr. 1B, pp 16-24.
- Paasche, E. og Kristiansen, S., 1982. Ammonium regeneration by microzooplankton in the Oslofjord. *Mar. Biol.* 69: 55-63.
- Parsons, T.R., Takahashi, M. and Hargrave, B., 1977. Biological oceanographic processes. Second edition. Pergamon Press. Oxford m.fl. 332 pp.
- Pearson, T.H. and Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. mar. Biol. ann. Rev.* 16: 229-311.
- Redfield, A.C., 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone Memorial Volume (Liverpool) pp. 176.
- Rhee, G.-Y. and Gotham, I.J., 1980. Optimum N/P ratios and coexistence in planktonic algae. I. *Phycol* 16: 486-489.
- Rhoads, D.C., and Morse, J.W., 1971. Evolutionary and ecologic significance of oxygen-deficient marine basins. *Lethaia* 4: 413-428.
- Robertson, A.I., 1979. The relationship between annual production: biomass ratios and lifespans for marine macrobenthos. *Oecologia* 38: 193-202.
- Rosenberg, R., 1980. Effect of oxygen deficiency on benthic macrofauna in fjords. Pp. 499-514 in Freeland, H.J., Farmer, D.M. and Levings, C.D. (eds.), *Fjord Oceanography*, Plenum Publ. Corp. New York.
- Ruess, J., 1973. Pollution effects on littoral algal communities in the inner Oslofjord, with special reference to *Asophyllum nodosum*. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 24, 446-454.

- Rygg, B. og Kvalvågnæs, K., 1979: Resipientundersøkelser ved Vallø i Sem og Vårnes i Stokke. Rapport nr. 2. Biologiske undersøkelser i juli 1978. Norsk institutt for vannforskning, Oslo. (0-74095)
- Rygg, B., 1980. Overvåking av forurensninger i Grenlandsfjordene og Skienselva i 1979. Delrapport nr. 4. Bløtbunnsfauna. Norsk institutt for vannforskning. Oslo, 16 s.
- Rygg, B., Bokn, T. og Kvalvågnæs, K., 1982. Resipientundersøkelser ved Vallø i Sem og Vårnes i Stokke. Rapport nr. 3. Biologiske undersøkelser i 1981. Norsk institutt for vannforskning. Oslo. (0-74095).
- Ryther, J.H., 1956. Photosynthesis in the ocean as a function of light intensity, *Limnol. Oceanogr.* 14, 61-70.
- Ryther, J.H., 1969. Photosynthesis and fish production in the sea. The production of organic matter and its conversion to higher forms of life vary throughout the world ocean. *Science* 166, 72-76.
- Ryther, J.H. and Dunstan, W.M., 1971. Nitrogen, phosphorus and Eutrophication in the Coastal Marine Environment. *Science* Vol. 171.
- Røed, G.H. & Kirkerud, L.A. (1983). Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Åteforekomster for brisling og sildeyngel i 1981. Statlig prog. forurensn. overv., Rapp. 96/82 SFT/NIVA, Oslo.
- Sakshaug, E., 1978. The influence of environmental factors on the chemical composition of cultivated and natural populations of marine phytoplankton. University of Trondheim.
- Sakshaug, E., Andersen, K., Myklestad, S. og Olsen, Y., 1983. Nutrient status of phytoplankton, communities in Norwegian waters (marine, brackish and fresh) as revealed by their chemical composition. *J. Plankton. Res.* 5: 175-196.
- Sanders, H.L., 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.* 102: 243-282.

- Sawyer, C.N., 1965. The sea lettuce problem in Boston harbour. J. Water Poll. Contr. Fedr. 37: 1122-1133.
- Shannon, C.E. and Weaver, W., 1963. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana. 177 pp.
- Skei, J., Knutzen, J., Rygg, B. og Sørensen, K. (1981). Et biogeokjemisk studium av en permanent anoksisk fjord - Framvaren ved Farsund. NIVA-rapport. F-80400. 108 s.
- Skulberg, O.M., 1970. The importance of algal cultures for the assessment of the eutrophication of the Oslofjord. Helgolender Wiss. Meeresunters. 20, 111-125.
- Sousa, W.P., Schroeter, S.C. og Gaines, S.D., 1981. Latitudinal variation in intertidal algal community structure: The influence of grazing and vegetative propagation. Oecologica (Berl) 48: 297-307.
- Starkey, R., 1961. Sulfate-Reducing Bacteria. Their Production of Sulfide and their Economic Importance. TAPPI, Vol. 44, No. 7, pp. 493-496.
- Steffensen, D.A., 1976. The effect of nutrient enrichment and temperature on the growth in culture of *Ulva lactuca* L. Aquatic Botany 2: 337-351.
- Steele, J.H., 1974. The structure of Marine Ecosystems. Havard Univ. Press. Cambridge Mass.
- Stigebrandt, A. 1983. Vurdering av rensekrav for lutslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 3. Om bestämning av ett kloakkutsläpps influensområde. O-81006, Norsk institutt for vannforskning, Oslo. 30 s.
- Sundene, O., 1973. Growth and reproduction in Ascophyllum nodosum (Phaeophyceae). Norw.J. Bot. 20(2-3): 249-255.
- Tangen, K., 1983. Shellfish poisoning and the occurrence of potentially toxic dinoflagellates in Norwegian waters. Sarsia 68: 1-7.

- VAV 1978. Svavelvätebildning och svavelsyrakorrosion vid avloppsanläggningar. Svenska vatten- och avloppsverksföreningen. Driftstudier omp, VA-området, Rapport 3/78. 26 s.
- VAV 1979. Arbetsmiljöfrågor inom kommunal VA-teknik. Svenska vatten- och avloppsföreningen. Meddelande VAV M28. 93 s.
- Vollenweider, R.A. 1968. Input-output models, with special reference to the phosphorous loading concept in limnology. *Schwiez. z. Hydrol.*, 37:53-84.
- Vråle, L. 1983. Spillvannstap fra oppsamlingsnett. Delrapport 1. Forurensningsproduksjon fra boligfelt med tett oppsamlingsnett. Sydskogen - Røyken kommune. Norsk institutt for vannforskning.
- Wachenfelt, T. von, 1975. Marine benthic algae and the environment in the Oresund I-III. Avhandling for doktorgrad. Univ. i Lund 328 s.
- Waern, M. and Hübinette, L. 1973. Phosphate, nitrate and ammonium in the Archipelago during 1970. Nutrients and their influence on the algae in the Stockholm Archipelago during 1970. No 2. *Oikos Suppl.* 15: 164-170.
- Wallentinus, I., 1979a. Environmental influences on benthic macro-vegetation in the Trosa-Askö area, Northern Baltic proper. III. On the significance of chemical constituents in some macroalgal species. Ph. D. thesis. Stockholm 34 pp.
- Wallentinus, I., 1979b. Environmental influence on benthic macro-vegetation in the Trosa-Askö area, Northern Baltic proper II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams, - *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm.* 25: 1-210.
- Wheeler, P.A. og North, W.J., 1981. Nitrogen supply, tissue composition and frond growth rates for Macrocystis pyrifera off the coast of Southern California. *Marine Biology* 64: 59-69.

WHO, 1977. Guidelines for health related monitoring of coastal water quality. Report of a Group of Experts jointly convened by WHO and UNEP, Rovinj, Yugoslavia, 23.-25. February 1977. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen 1977.

Williams, R. and Lindley, J.A., 1980. Plankton of the Fladen Ground during FLEX 76. III. Vertical distribution, population dynamics and production of *Calanus Finmarhicus* (Crustacea: Copepoda). Mar. Biol. 60, 47-56.

Vurdering av renskrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter

Tidligere prosjektrapporter:

Jacobson, P., McClimans, T. A. og Thendrup, A., 1982
Rapport 1.
Dominerende fysiske prosesser i fjorder og kystfarvann
NHL-rapport nr. 283033 Trondheim, 23.12.1982

Molvær, J., 1983
Rapport 2
Forsøksvis oppstilling av massebudsjetter for nitrogen og fosfor
NIVA-rapport nr. 81006 Oslo 16.3.1983

Stigebrandt, A., 1983
Rapport 3
Om bestämning av ett kloakutsläpps influensområde
NIVA-rapport nr. 81006-II Oslo 25.4.1983

Knutzen, J. og Øren, K., 1983
Rapport 4
Avløpsvannets innhold av miljøgifter
NIVA-rapport nr. 81006-III Oslo 9.8.1983

Molvær, J., Øren, K. og Kvalvågnæs, K., 1983
Rapport 5
Nedslamming og forsøpling av bunnen ved
utslipp av kommunalt avløpsvann
NIVA-rapport nr. 81006-IV. Oslo, 15.8.1983.

Ormerod, K. og Molvær, J., 1983
Rapport 6
Hygieniske effekter
NIVA-rapport nr. 81006-V. Oslo, 1.12.1983.