

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Brekke 23 52 80
Gaustadalleen 46 69 60
Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 81046
Undernummer:
Løpenummer: 1416
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: FJORDFORBEDRING TILTAK FOR Å BEDRE OKSYGENFORHOLDENE I POLLER OG TERSKELFJORDER	Dato: 10. august 1982
	Prosjektnummer: 81046
Forfatter(e): Frode Steinar Berge, NHL Jarle Molvær, NIVA Gotfred Nilsen, Kragerø Arve Thendrup, NHL	Faggruppe: HYDROØKOLOGI
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 119

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn NTNF, Forurensningskomiteen	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: <p>Rapporten behandler forskjellige metoder som kan benyttes til å forbedre oksygenforholdene i terskelfjorder ved å tilføre dypvannet turbulent energi, og gir en omtale av miljømessige virkninger av slike tiltak. Flere metoder synes brukbare, og det anbefales at praktiske forsøk med ferskvannsinnblanding i dypvannet settes i gang.</p>
--

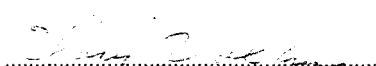
4 emneord, norske:
1. Fjordforbedring
2. Terskelfjord
3. Vannutskifting
4. Vannkvalitet
5. Blanding, turbulent

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

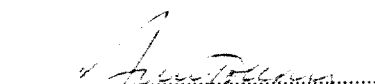
Prosjektleder:



Divisjonssjef:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-0533-0



NORGES HYDRODYNAMISKE LABORATORIER

Fellesforetak: NSFI - Norges Skipsforskningsinstitutt

SINTEF - Selskapet for industriell og teknisk forskning ved Norges tekniske høyskole

Divisjon:
**VASSDRAGS- OG
HAVNELABORATORIET**

Kløbuveien 153
Postboks 4118 - Valentinlyst
7001 Trondheim
Telefon: (075) 92300
Telex: 55435 vhl n
Telegram: VASSLAB

rappoort

TITTEL FJORDFORBEDRING TILTAK FOR Å BEDRE OKSYGENFORHOLDENE I POLLER OG TERSKELFJORDER	RAPPORT NR. NHL 2 82077
	STF60 A82077
OPPDRAGSGIVER Statens forurensningstilsyn NTNF, Forurensningskomitèen	PROSJEKTNR. 608025
	TILGJENGELIGHET Åpen
KONTAKTPERSON	DATO 1982-08-10
	ISBN
SAKSBEHANDLER Gotfred Nilsen og Jarle Molvær, NIVA Frode Steinar Berge og Arve Thendrup, NHL	

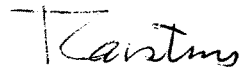
SAMMENDRAG

Rapporten behandler forskjellige metoder som kan benyttes til å forbedre oksygenforholdene i terskelfjorder ved å tilføre dypvannet turbulent energi, og gir en omtale av miljømessige virkninger av slike tiltak. Flere metoder synes brukbare, og det anbefales at praktiske forsøk med ferskvannsinnblanding i dypvannet settes igang.

STIKKORD

Terskelfjord
Blanding, turbulent
Vannutskifting
Vannkvalitet

ANSVARLIG UNDERSKRIFT


T. Carstens
Forskningssjef, NHL.

FORORD

Foreliggende rapport er utarbeidet av Norges hydrodynamiske laboratorier (NHL), divisjon Vassdrags- og Havnelaboratoriet, og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn og NTNFs Forurensningskomitè. Rapporten behandler forskjellige metoder som kan benyttes til å øke vannutskiftningen i terskelfjorder ved tilføring av turbulent energi, og gir også en omtale av de miljømessige virkninger av slike tiltak.

I rapporten er kapittel 1, 2 og 5 skrevet av lektor Gotfred Nilsen, Kragerø, og Jarle Molvær, NIVA, mens kapittel 3 og 4 er skrevet av Frode Steinar Berge og Arve Thendrup, NHL. Kapittel 6 er utarbeidet i fellesskap.

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD.....	I
INNHALDSFORTEGNELSE.....	II
FIGURLISTE	IV
TABELLISTE.....	V
1. INNLEDNING.....	1
2. KORT OM ÅRSAKENE TIL DÅRLIG VANNKVALITET I ENKELTE TERSKELFJORDER.....	2
3. METODER FOR Å FÅ TILFREDSSTILLELLENDE OKSYGENFORHOLD I EN VANNFØREKOMST.....	4
3.1. Selektiv lufting (Limmo-lufteren).....	5
3.2. Total lufting.....	8
3.2.1. Boblegardin.....	9
3.2.2. Total lufting med Hydixor-lufteren....	10
3.3. Pumping av lettere vann ned til dypet - for- tynning av dypvannet.....	12
3.4. Uttapping av dypereleggende vannmasser.....	12
3.5. Strømsetter.....	16
3.6. Kostnader.....	17
4. FYSISKE EFFEKTER I FJORDOMRÅDET.....	19
4.1. Volumtransport ved bruk av en boblegardin....	19
4.2. Volumtransport ved pumping av vann.....	23
4.3. Endringer i utvekslingen over terskelen.....	24
4.4. Omsetting av energi til blanding av vannmassene	30
4.4.1. Energi tilført ved vind.....	31
4.4.2. Energi tilført ved elveutløp.....	31
4.4.3. Energi tilført fra tidevannet.....	32

INNHALDSFORTEGNELSE forts

	Side
4.4.4. Energi tilført ved endringer i det ytre tetthetsfeltet.....	33
4.4.5. Energi tilført fjorden ved pumping av vann eller utslipp av ferskvann.....	34
4.4.6. Energi tilført fjorden ved utslipp av komprimert luft på dypet.....	34
4.4.7. En sammenligning mellom de forskjellige former for energitilførsel til en fjord...	35
5. KJEMISK-BIOLOGISKE EFFEKTER VED LUFTING AV EN FJORD.....	38
5.1. Generelt om økologiske forhold som kan påvirkes...	38
5.2. Dypvannet.....	40
5.3. Overflatevannet.....	43
5.4. Konsekvenser av fullstendig nedbryting av sjiktning	46
5.5. Virkninger i tilgrensende områder.....	46
6. KONKLUSJONER.....	48
7. LITTERATURLISTE.....	51

VEDLEGG NR 1 - Erfaringer fra Finland

VEDLEGG NR 2 - Erfaringer fra Sverige

VEDLEGG NR 3 - Erfaringer fra Norge

VEDLEGG NR 4 - Registreringer av forurensede terskel-
fjorder i Norge.

FIGURLISTE

	Side
Fig nr	
2.1. Topografi og vannmasser i en terskelfjord.....	2
3.1. Limno-lufteren.....	7
3.2. Luftarrangementet i Bongstøvann.....	9
3.3. Hydixor-lufteren. Inntak i dypet.....	11
3.4. Hydixor-lufteren. Inntak i overflaten.....	11
3.5. Pumpekaraktistikk for FlygtCP3126-430.....	13
3.6. Prinsippskisse av strømningsforhold i et basseng ved pumping av overflatevann ned på dypet.....	14
3.7. Prinsippskisse for å føre elvevann ned på dypet.....	14
3.8. Tverrsnitt gjennom søndre del av Kortowsjøen med an- ordning for avledning av hypolimnionvann.....	15
3.9. Strømsetter.....	16
4.1. Prinsippskisse for strømming ved en boblegardin.....	20
4.2. Prinsippskisse for den vertikale hastighetsfordeling over en boblegardin.....	21
4.3. Sammenheng mellom lufttilførsel og vanntransport til overflaten ved forskjellige brakkvannsmengder.....	22
4.4. Fortynningen i stråleaksen som funksjon av den vertikale avstand fra et horisontalt rettet utslippsrør i en tett- hetshomogen resipient.....	23
4.5. Strålebanen og fortynning for en horisontalt rettet ut- slippsstråle.....	25
4.6. Skjematisk bilde av oksygenforholdene i dypvannet etter lufting.....	26
4.7. Oksygenisopleter (O_2 ml/l). St. H2, Marmorøy. (P. Johan- nesen 1972).....	28
4.8. Diagram for bestemmelse av $\cos\phi$. (McClimans, 1978).....	33
5.1. Skjematisk oversikt over viktige økologiske forhold i en fjord.....	38
5.2. Variasjon av temperatur i overflatevann og dypvann i ytre Oslofjord.....	42
5.3. Vertikal fordeling av salinitet, oksygen, totalfosfor og totalnitrogen i Hellefjorden ved Kragerø.....	44

TABELLISTE

Side

Tabell nr

3.1. En del tekniske data for Limno-lufteren.....	8
---	---

1. INNLEDNING

Prosjektet har som mål å utvikle metoder som kan brukes til å forbedre tilstanden i såkalte terskelfjorder. Disse fjordene er karakterisert ved dårlig utskiftning av dypvannet, og her oppstår ofte oksygenproblem.

Slike problem forsøker man tradisjonelt å fjerne ved å redusere utslippene av plantenæringsstoffer og organisk stoff til fjorden. Ofte vil man imidlertid finne at dette er utilstrekkelig fordi at restbelastningen på fjorden (feks noe kommunalt avløpsvann, industrielt avløpsvann, avrenning fra jordbruksarealer, avrenning fra skog og utmark) er for stor. I slike situasjoner kan det være aktuelt med direkte tiltak i fjorden for å bedre vannutskiftningen og dermed tilstanden i dypvannet.

To tiltak er da vanligvis aktuelle:

Man kan sprengte bort terskelen eller deler av denne. Dette er en så kostbar arbeidsoperasjon at den sjelden er realistisk å gjennomføre. Det andre alternativet er å forbedre utskiftningen i dypvannet ved å tilføre energi, feks ved innblåsing av luft eller å pumpe ned ferskvann. I den foreliggende rapport konsentrerer vi oss om metoder for energitilførsel til dypvannet.

Arbeidet er en videreføring av innledende forsøk som VHL i 1979-1980 utførte i Rona og Bongstøvvann ved Mandal (Berge, F.S. 1981), se vedlegg 3.

For å innhente erfaringer fra Finland og Sverige har det blitt gjennomført en studietur hvor man hadde møter med Finlands "National Board of Waters", firmaet "Ispetek" som produserer hypolimnionlufteren Hydixor, og representanter fra Stockholms vatten- og avløpsverk, se vedlegg 1-2.

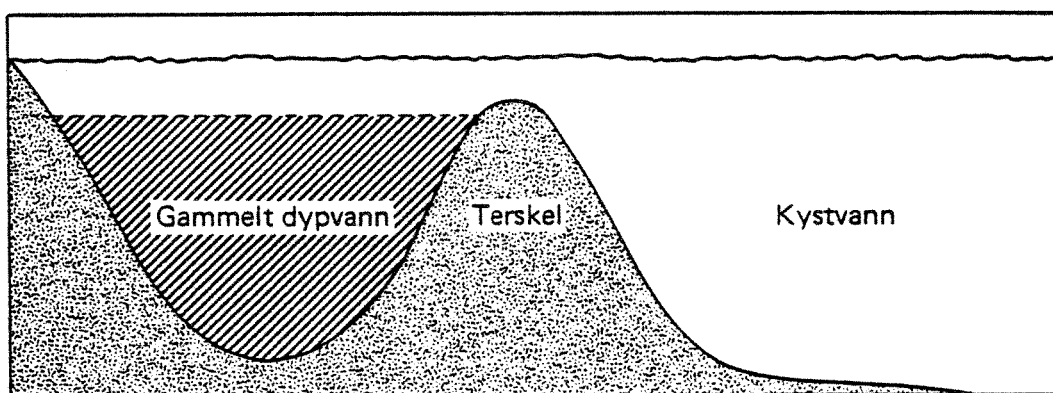
For å kartlegge omfanget av terskelfjorder med oksygenproblem i Norge har det blitt utført en rundspørring til fylkeskommunene langs kysten, se vedlegg 4.

Ved hjelp av EDB er databaser i USA og Sverige gjennomført etter litteratur om fjordforbedring. Utbyttet var magert, uten resultater av verdi.

2. KORT OM ÅRSAKENE TIL DÅRLIG VANNKVALITET I ENKELTE TERSKELFJORDER

En terskelfjord består i prinsippet av et fjordbasseng med en relativt grunn undersjøisk rygg - en terskel - ved munningen, se skissen nedenfor.

Ved terskelen er det ofte også en horisontal innsnevring av fjorden.



Figur 2.1. Topografi og vannmasser i en terskelfjord.

Generelt sett vil årsakene til dårlig vannkvalitet i slike terskelfjorder skyldes tre forhold:

1. Tilførslene av forurensede stoffer foregår mest til de indre fjordområdene, fra befolkingskonsentrasjoner, industri, jordbruk eller elveutløp. Dette bidrar til å forlenge stoffenes oppholdstid i fjordens vannmasser og dermed forsterke påvirkningen.
2. Ferskvannstilførselen til denne type fjorder er vanligvis tilstrekkelig stor til å skape lagdelte vannmasser med liten vertikal omblending. Dette gjør overflatelaget mer sårbart for forurensninger ettersom fortynningsmulighetene blir redusert. Det forannevnte gjelder fjorder med moderat ferskvannstilførsel. Stor ferskvannstilførsel medfører vanligvis relativt kort oppholdstid for overflatelaget, noe som kan kompensere for den ugunstige virkningen av sterk lagdeling.
3. Ettersom vannmassene vanligvis forflytter seg horisontalt, kan terskler være et vesentlig hinder for utskiftningen av vannmassene i fjordbassengene innenfor. Mange fjordsystem har flere terskler

innenfor hverandre, og vannutskiftningen i de innerste bassengene vil da bli meget dårlig.

Dypvannet i terskelfjorder blir fornyet ved såkalte terskeloverskyllinger. Vann som har høyere egenvekt enn dypvannet strømmer da inn over terskelen og synker ned i bassenget innenfor. Derved blir det gamle dypvannet presset unna, løftet opp og transportert ut av fjorden.

Forholdene for slike terskeloverskyllinger er som regel gunstigst i tidsrommet januar-mai. Størrelsen av de enkelte dypvannsutskiftningene vil imidlertid variere fra gang til gang. I ekstreme terskelfjorder kan det gå flere ti-år mellom hver gang det inntreffer en terskeloverskylling som medfører noen vesentlig fornyelse av dypvannet.

I tidsrommet mellom dypvannsutskiftningene kan oksygenet i dypvannet helt eller delvis bli brukt opp ved dyrs og bakteriers nedbrytning av organisk materiale. Når oksygenet er brukt opp, dannes giften hydrogen-sulfid (H_2S) under den videre nedbrytning av organisk materiale. Det organiske materiale tilføres fjorden delvis fra utslipp eller som avrenning fra landområder, men storparten produseres ofte i selve fjorden gjennom planteplanktonproduksjonen i overflatelaget. Utslipp av plantenæringsalter kan således skape store problemer i dypvannet i en terskelfjord fordi tilgangen på oksygen er en forutsetning for at høyerestående organismer skal overleve. For fjordene i Vest-Agder er til eksempel utstrekningen av råttent dypvann uten fisk beregnet til å være i størrelsesorden 35 km^2 (NIVA 1982).

En rundspørring til fylkeskommunene høsten 1981 har vist at et stort antall (>50) fjorder og poller har perioder med oksygensvikt i dypvannet eller er nærmest permanent anoksisk (Vedlegg 4). I mange av disse vannforekomstene vil tradisjonelle avlastningstiltak neppe være tilstrekkelig til at man kan unngå perioder med oksygensvikt.

3. METODER FOR Å FÅ TILFREDSSTILLENDENDE OKSYGENINNHOOLD I EN VANNFOREKOMST

De fleste metodene for å øke oksygeninnholdet i dypvannet er bare utprøvde på innsjøer og ikke i terskelfjorder. Selv om en innsjø på mange områder skiller seg fra en terskelfjord både kjemisk/biologisk og fysisk, er årsakene til oksygenmangel i dypet grovt sett de samme. I begge vannforekomstene er hovedproblemet at oksygentilførselen til dypet er for liten i forhold til forbruket.

Oksygenforholdene kan bedres ved å tilføre mer blandingsenergi slik at vannmassene utluftes gjennom økt kontakt med atmosfæren. Luft eller ren oksygen kan også tilføres bunnvannmassene direkte. En annen metode er å fjerne eller fortrenge det oksygenfattige vannet med friskere, mer oksygenholdig vann. Dette kan direkte gjøres ved bortpumping av bunnvannet, men det kan også gjøres indirekte ved f.eks. å endre tetthetsforholdene i en terskelfjord og derved øke hyppigheten og volumet av terskeloverskyllingene.

Vi skal i dette kapitlet først kort se på prinsippene for noen metoder som kan være aktuelle. Enkelte metoder er relativt godt utprøvde, mens for andre metoder er det lite erfaringsmateriale. De metodene vi mener kan være aktuelle både for innsjøer og for terskelfjorder og poller er følgende:

- 1) Selektiv lufting (lufting av bunnvannet uten å påvirke de naturlige tetthetsgradienter).
- 2) Total lufting. (Dette medfører blanding av vannmassene og derved nedbryting av tetthetsgradientene.)
- 3) Pumping av overflatevann ned til dypet. (Kan ha tilnærmet samme virkning som total lufting).

- 4) Oppdriftsstråle i dypet. (Mest aktuelt i marine resipienter ved å føre ferskvannsutslipp ned på dypet - tilnærmet samme virkning som total lufting.)
- 5) Tappe bort bunnvannet. (Mest aktuelt i innsjøer og poller.)
- 6) Strømsetter. Propell nær bunnen som skaper vertikalsirkulasjon og derved blanding av vannmassene.

Nummeringen må ikke sees på som en prioritert rekkefølge.

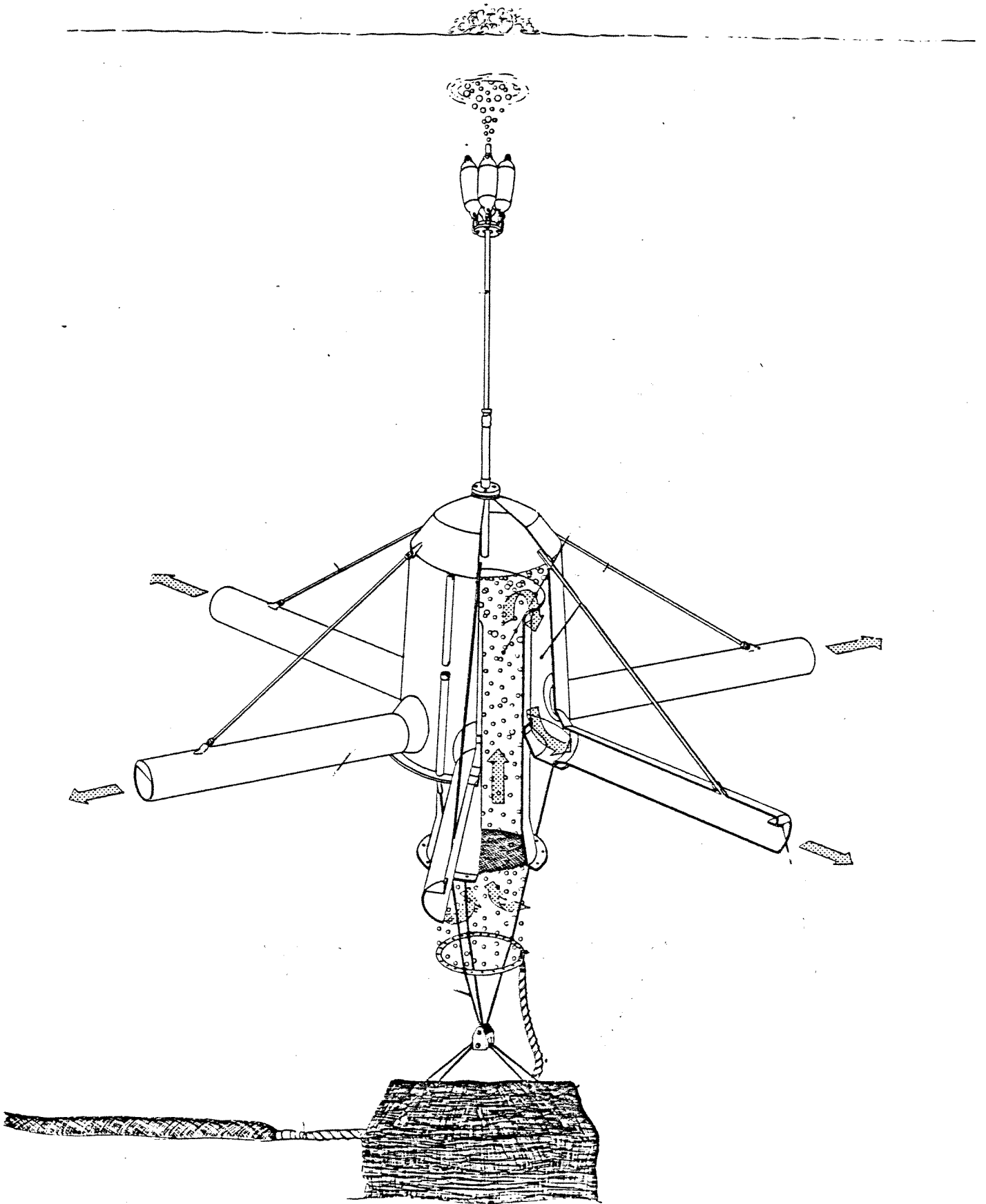
Det er i første rekke de to første metodene med selektiv og total lufting som er de mest utprøvde. For å illustrere hvordan selektiv lufting fungerer, skal vi beskrive det svenske utstyret Limno-lufteren og gi noen tekniske data som gjelder for denne lufteren (kap. 3.1). Limno-lufteren er brukt i flere innsjøer, men også i en sjøresipient, Brunnsviken, utenfor Stockholm. Vi har i vedlegget beskrevet forsøkene i Brunnsviken. Total lufting kan oppnås gjennom ulike metoder, og vi vil under dette avsnittet (kap. 3.2.1) nevne systemet Hydixor som er utviklet i Finland og utprøvd i flere innsjøer der (se vedlegg). Videre vil vi ta med systemet med boblegardin (kap. 3.1.1) som er brukt bl.a. i Bongstøvann og Rona, to poller nær Mandal (se vedlegg). I samme lokalitet ble også et system med pumping av overflatevann ned på dypet prøvd (kap. 3.3). Hydixor har også et liknende system hvor overflatevann sammen med luft pumpes ned på dypet og resulterer i en total omrøring i resipienten. De andre metodene, ferskvannsutslipp, borttapping av bunnvann og strømsetter, blir bare skjematisk omtalt da erfaringsmaterialet her er svært spinkelt.

3.1. Selektiv lufting (Limno-lufteren)

I tilfeller der en ønsker å beholde den naturlige tetthetssjiktningen eller at en vil unngå luktproblemer i området, kan en bruke en limno-lufter. Denne plasseres nær bunnen og lufteren er vist i figur 3.1. Summarisk er prinsippet at vann med lavt oksygeninnhold blir sugd inn

i et kammer ved hjelp av en boblestrøm fra en diffusor. Her tar vannet opp oksygen gjennom intens kontakt med luftboblene. Overskuddsgass unnviker under kontrollerte betingelser til atmosfæren uten å forstyrre tetthetssjiktningen, mens vannet som er tilført oksygen føres gjennom horisontale rør ut av kammeret igjen. Ser vi på figur 3.1 består Limno-lufteren av et indre og ytre kammer. Vannet kommer inn i det indre kammeret og går ut i det ytre og videre ut gjennom seks utløpsrør. Det indre kammeret er et rør. Dette røret omsluttet av en større kuppel som danner det ytre kammeret. I en viss avstand under tilløpsrøret er det plassert en ringformet diffusor. Diffusoren er tilkoblet en kompressor som gir trykkluft. I drift skapes det en boblestrøm som trekker med seg vann. Vannstrømmen og luftboblene fanges opp av innløpsrøret til lufteren. Vannet kommer på sin vei opp gjennom røret i det indre kammeret i god kontakt med luftboblene. Det oksygenfattige vannet binder dermed til seg oksygen. Overskuddsluft eller gass som skal unnvike samler seg i toppen av det ytre kammer og gjennom et lufterør ledes gassen opp til atmosfæren. Trykket i det ytre kammeret bestemmes av en reduksjonsventil på lufterøret. For å sikre at all gassen unnviker er det på utløpsrørene fra det ytre kammeret også montert terskler for å samle opp eventuell gass. Denne gassen unnviker også kontrollert gjennom lufterør.

Limno-lufteren kan leveres i to forskjellige versjoner. I tabellen nedenfor har vi gjenngitt de tekniske data leverandøren oppgir.



Figur 3.1. Limno-lufteren.

Tabell 3.1. En del tekniske data for Limno-lufteren.

	Type 1	Type 2	
Lufteenheten (kamrene)	høyde	4,5 m	3,3 m
	diameter	2,5 m	1,6 m
	materiale	glassfiber	stål (korrosjonsbeskyttet)
Utløpsrørene	antall	6	3
	lengde	3,0 m	3,0 m
	diameter	0,5 m	0,5 m
	materiale	glassfiber	stål
Luftlevering v/atmosfæretrykk	min 3 m ³ /min	2 m ³ /min	
	max 5 m ³ /min	3 m ³ /min	
Lufttilførsel pr døgn (avh. av dypet)	150-400 kg	100-200 kg	

3.2. Total lufting

Dersom en ikke trenger å opprettholde tetthetssjiktningen, eller ønsker at denne skal nedbrytes, kan en benytte metoder som gir total lufting. Vi vil her definere total lufting med at luft eller blandingen luft/vann føres til dypet og at luften fritt får strømme til overflaten. Det er to typer som her er aktuelle. Den ene er en såkalt boblegardin. Den andre er et system som er utviklet i Finland, Hydixor-lufteren.

En viktig effekt ved denne metoden er at tettheten i dypvannet reduseres. Det vil føre til økt hyppighet av dypvannsfornyelser i et tidsrom etter at luftingen er avsluttet (se fig 4.6).

3.2.1. Boblegardin

I en boblegardin føres trykkluft ned til en diffusor som plasseres i resipienten. Det oppstår en sterk oppadstigende strøm av luftbobler og vann som rives med.

Som et eksempel på en boblegardin vil vi beskrive det arrangementet som ble brukt i Bongstøvann ved Mandal. Luftearrangementet besto av kompressor, tilførselsledning med perforert utslippsdel. Kompressoren var en Atlas Copco XAS-40. Denne gir $2.5 \text{ Nm}^3/\text{min}$ ved 7 kg arbeidstrykk, mens aktuelt arbeidstrykk var 4 kg med en antatt ytelse lik $2.6 \text{ Nm}^3/\text{min}$.

Fra kompressoren gikk det en slange med innvendig diameter lik 1" (i Bongstøvann 20 m lang). Fra denne slangen gikk det en 150 m lang PEL-ledning (6 kg trykk) med indre diameter lik 40.8 mm. PEL-ledningen ble perforert med 2 mm hull diameter og hullavstand på 1 m over en samlet strekning på 40 m. Boblegardinen er skissert på figur 3.2. Fra enden av denne ledningen førte det en 60 meter lang slange til en bøye i overflaten hvor det var montert en ventil i enden av slangen. Denne ble plassert for eventuelt å kunne slippe ut vann når kompressoren ble startet. Dette viste seg imidlertid ikke å være noe problem.

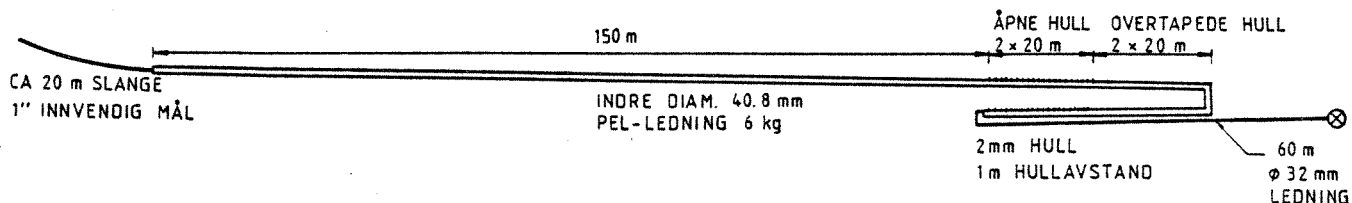


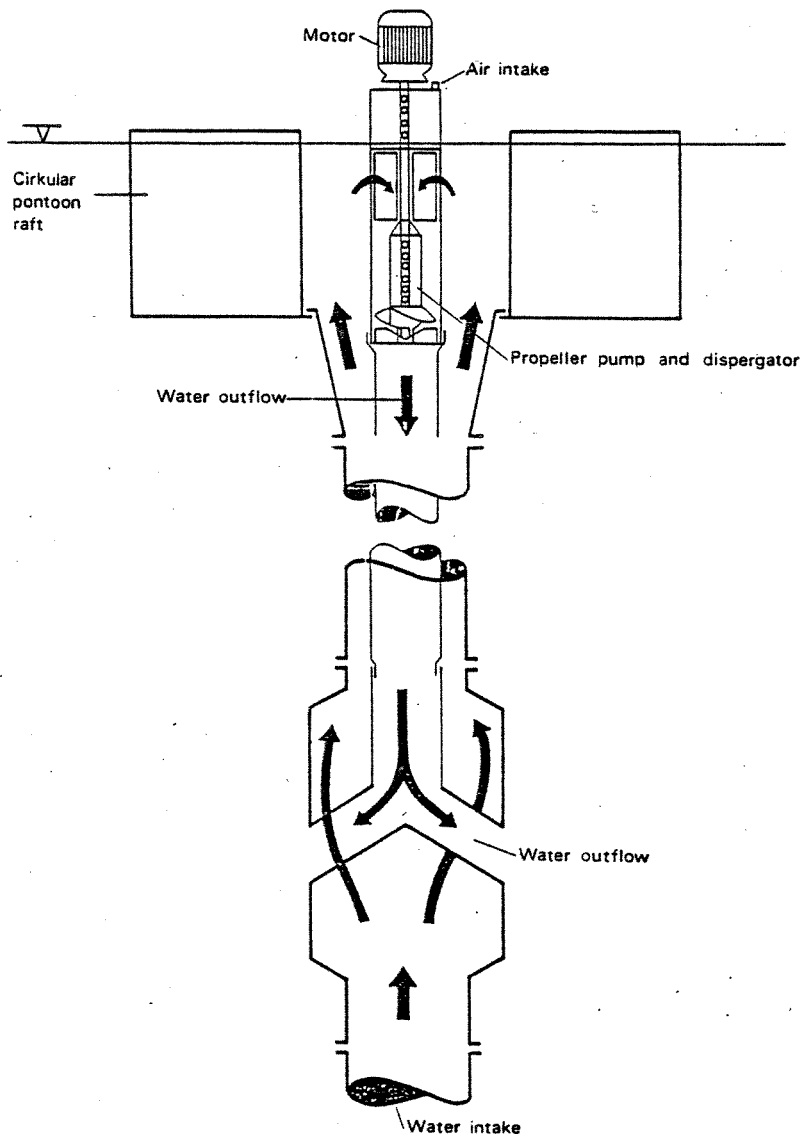
Fig. 3.2. Luftearrangement i Bongstøvann.

Ved utleggingen ble det benyttet 30 liters plastkanner som flytebøyer, med innbyrdes avstand lik ca 5 m. Under "bøyene" ble det plassert lodd festet med $\frac{1}{2}$ - 1 meter langt tau. Ved riktig posisjonering ble bøyene fjernet.

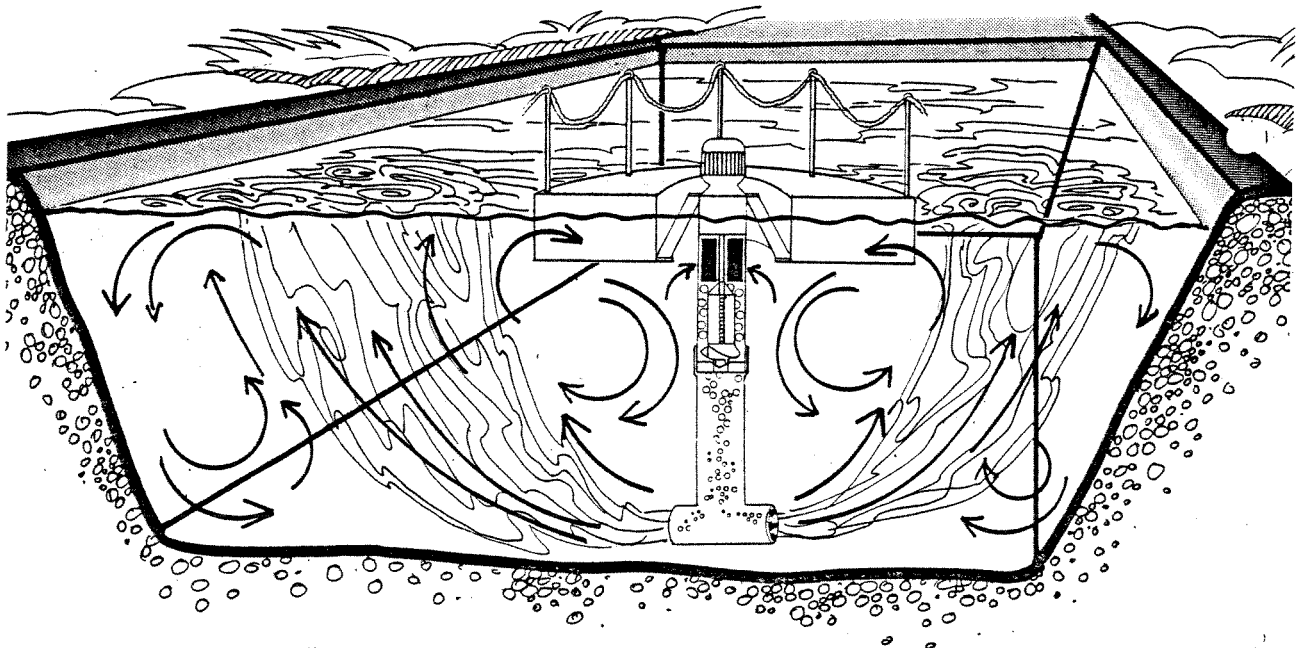
3.2.2. Total lufting med Hydixor-lufteren

Hydixor startet med å utvikle et system for selektiv lufting (Berge, F.S., 1980). Senere har firmaet fått mer tro på total lufting og Hydixor har utviklet et system som er brukt til dette formålet. Figur 3.3 viser en Hydixor-lufter. Lufteren består bl.a. av en elektrisk drevet propellpumpe som ved hjelp av en flytering ligger i vannoverflaten. Innløpsrøret går utenpå utløpsrøret. Utløpsrøret går ut i en Y-formet eller T-formet stykke som gir det utstrømmende vannet en horisontal bevegelse. Inntaksrøret stikker litt dypere og den nederste delen er vanligvis teleskopformet. Men Hydixor-lufteren kan også leveres med en litt annen løsning av inntaket. På figur 3.4 er det vist en løsning hvor inntaket er i overflaten. Dette kan være gunstig hvis en ønsker en hurtig nedbryting av tetthetssjiktningen.

Hydixor-lufteren virker på den måten at vannet blir presset ned i utløpsrøret ved hjelp av en propellpumpe. I drift skaper propellpumpen en sone med lavtrykk over propellen. Her, rundt den hule propellaksen, er det en porøs sylinder, kalt dispergatoren, som roterer med propellaksen. Når luft eller hvilken som helst ønsket gass får strømme inn i propellaksen blir den automatisk dratt gjennom veggen til dispergatoren og inn i vannet. Den sirkulære bevegelsen av sylindere sammen med den nedoverstrømmende bevegelsen til vannet i røret, fører til at den innkomne luften brytes ned til svært små bobler som skaper stor kontaktflate mellom luft og vann. Blandingen av luftbobler og vann like



Figur 3.3. Hydixor-lufteren. Inntak i dypet.



Figur 3.4. Hydixor-lufteren. Inntak i overflaten.

under propellen er melkehvit og skummet. Når vann/luftblandingen strømmer nedover øker løsningsstrykket. Dette skulle tilsi at utslippsdypet bør være dypest mulig for at vannet skal ta opp mest mulig oksygen. Når vannet kommer ut av utslippsrørene vil det, i det tilfelle med inntaksrøret i dypet, ikke strømme til overflaten, men luftboblene vil strømme til overflaten og rive med seg omkringliggende vann. Der som inntaket ligger i overflaten vil dette normalt forsterke vertikal-sirkulasjonen fordi også utslippsvannet da vanligvis vil strømme mot overflaten sammen med boblestrømmen og medrevet resipientvann.

3.3. Pumping av lettere vann nedtil dypet - fortykning av dypvannet

I tetthetssjiktete resipienter vil en ved å pumpe overflatevann ned på dypet få en oppdriftsstråle som river med seg omkringliggende vann og gir opphav til en vertikal sirkulasjon i vannbassenget. Vi avsluttet forrige kapittel med Hydixor-lufteren som pumpet både luft og vann ned til dypet. En annen metode ble forsøkt i Bongstøvann ved Mandal og vi skal i dette kapittelet se på hva som ble brukt der. (Som allerede nevnt beskrives resultatene fra dette forsøket i vedlegget)

I Bongstøvann ble det benyttet en nedsenkbar, elektrisk drevet kloakkpumpe av typen: Flygt CP 3126-430. Pumpens karakteristikk er vist i figur 3.5. Eksakte målinger av vannstrømmen mangler, men denne anslåes til å være 70 liter pr. sek. For drift av pumpen ble det benyttet et dieselelektrisk aggregat, type: Lister, med en ytelse lik 15 kW.

Selve pumpeledningen som transporterte overflatevannet ned på dypet, var et PVC - kanalrør (kl T). Røret var ca 11.5 m langt og med en diameter lik 200 mm. På enden av pumpeledningen var det påmontert et T-rør med diameter lik 200 mm og med utløp lik 100 mm's diameter. På hver tverrside av T-røret var det i tillegg boret 9 stk 1" s hull.

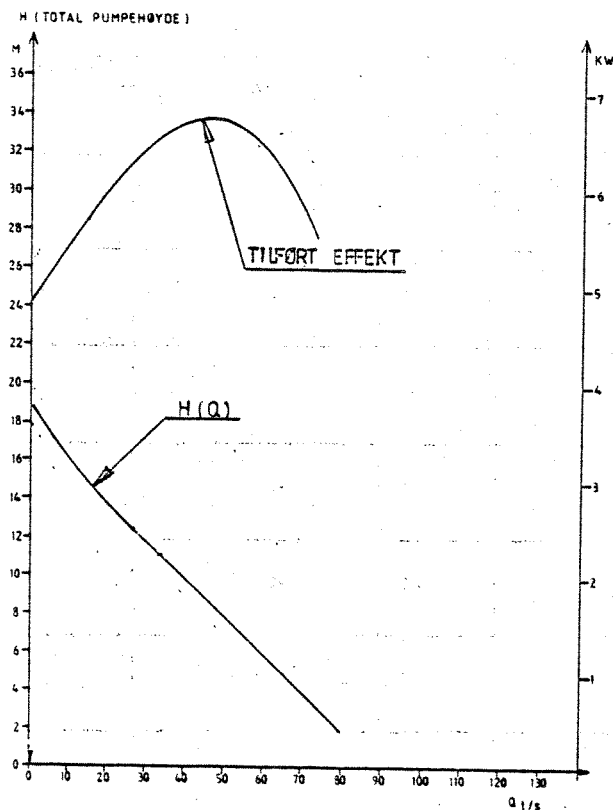


Fig. 3.5. Pumpekarakteristikk for pumpen Flygt CP 3126-430.

Man monterte pumpen på en flåte. Pumpen ble i første omgang senket ned ca 15 cm i vannet, men under drift viste dette seg å være for lite og det oppsto varmgang. Pumpen ble derfor senket ned i vannet til midten av pumpen. For å sikre tilførsel av det lette overflatevannet ble det bygget en kasse med tett bunn rundt pumpen.

I motsetning til Hydixor-lufteren med overflateinntak, vil den beskrevne løsningen i Bongstøvann i tetthetssjiktete resipienter kunne føre til at oppdriftsstrålen ikke vil bryte gjennom til overflaten i første del av driftsperioden. Strømningsmønstrer i et basseng kan illustreres som vist i figur 3.6.

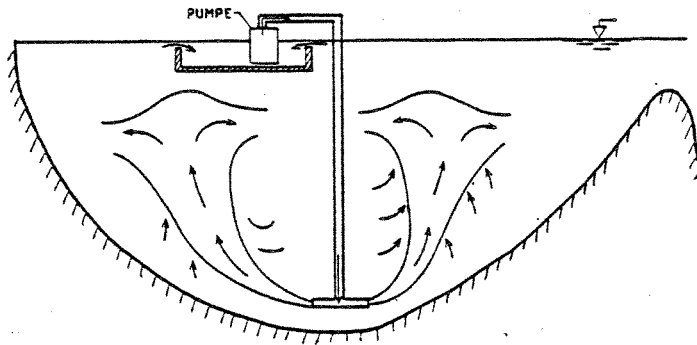


Fig. 3.6. Prinsippskisse av strømningsforholdene i et basseng ved pumping av overflatevann ned på dypet. Vannmassene er sjiktet.

Der forholdene ligger til rette, kan utslipp av ellevann ned på dypet være en meget enkel og billig løsning. I prinsippet tilsvarer dette pumping av overflatevann ned på dypet. Men ved bruk av ellevann kan en helt unngå pumping. I stedet for et pumpearrangement legges en slange opp i en elv, slik at en får nødvendig trykkehøyde til å føre ellevannet ned på dypet med tilfredsstillende utslippshastighet. En prinsippskisse er vist i figur 3.7.

En viktig effekt ved de to siste metodene er at dypvannets tetthet reduseres. Derved legges forholdene til rette for økt hyppighet av terskeloverskyllinger.

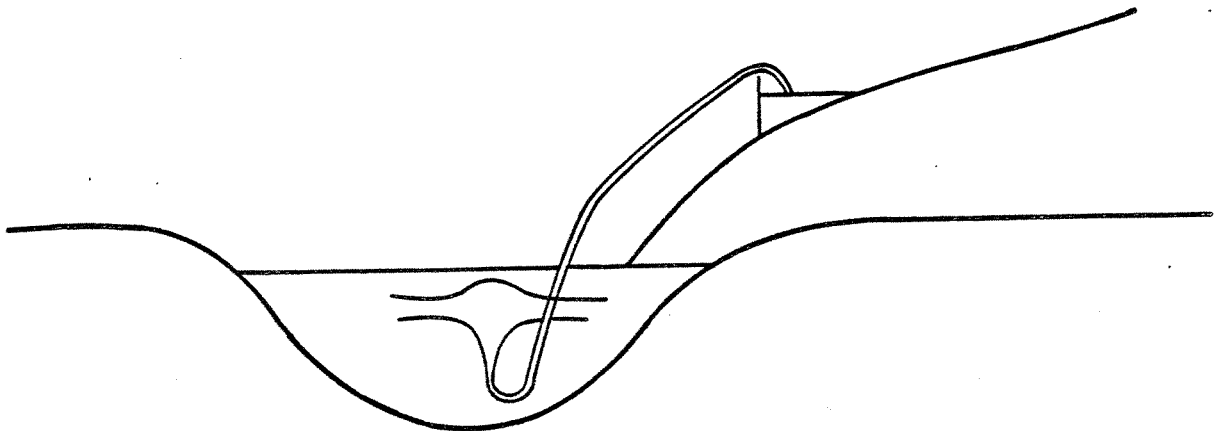


Fig. 3.7. Prinsippskisse for å føre ellevann ned til dypet.

3.4. Uttapping av dypereliggende vannmasser

Vi er ikke kjent med at dette har vært gjort i brakkvannsområder. I Brunnsviken utenfor Stockholm er imidlertid et slikt anlegg under bygging (se vedlegg). I innsjøer er det blant annet forsøkt i Kortowosjøen ved Olsztyn i Polen (KOMMIT, 1978). Et tverrsnitt gjennom søndre delen av Kortowosjøen med anordning for avledning av hypolimnionvann er vist i figur 3.8.

Som det framgår av skissen heves vannspeilet litt for å få den ønskede trykkehøyde. Under temperatursjiktningen ved sommerstagnasjon og i vinterstagnasjonsperioden kan det være oksygenvikt. Ved at bunnvann ledes bort vil dette bedre oksygenforholdene i dyplagene. Dette vil dermed dempe eutrofieringsgraden.

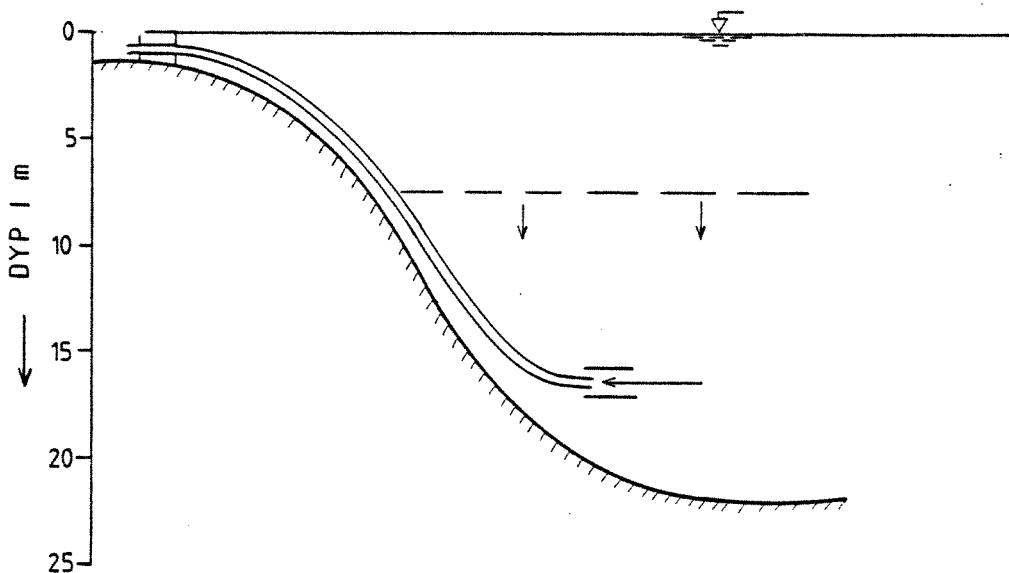


Fig. 3.8. Tverrsnitt gjennom søndre del av Kortowosjøen med anordning for avledning av hypolimnionvann. Metalimnion er markert med stiplet linje.

3.5. Strømsetter

Et hjelpemiddel som er foreslått brukt for å øke sirkulasjonen i havnebasseng er såkalte strømsettere. Disse har også vært brukt for å øke gjennomstrømningen ved fiskeoppdrettsanlegg. Figur 3.9 viser en strømsetter. Det oppgis at den totale vannmengden som en slik strømsetter kan sette i bevegelse er vel $1 \text{ m}^3/\text{s}$. En kan variere dypet, og strømsetteren er vribar slik at en kan oppnå enten horisontal eller vertikal sirkulasjon. Propellen drives av en elektrisk motor med en effekt på 13 kW.

Så vidt en vet er erfaringene med disse strømsetterne relativt gode, men grunnlagsmaterialet er begrenset og en nærmere kvantifisering av virkningene vil kreve et bedre erfaringsgrunnlag. Strømsetterne er imidlertid forholdsvis rimelige i anskaffelse og relativt driftssikre, slik at det skulle være mulig å høste endel erfaringer med dem uten for store kostnader.

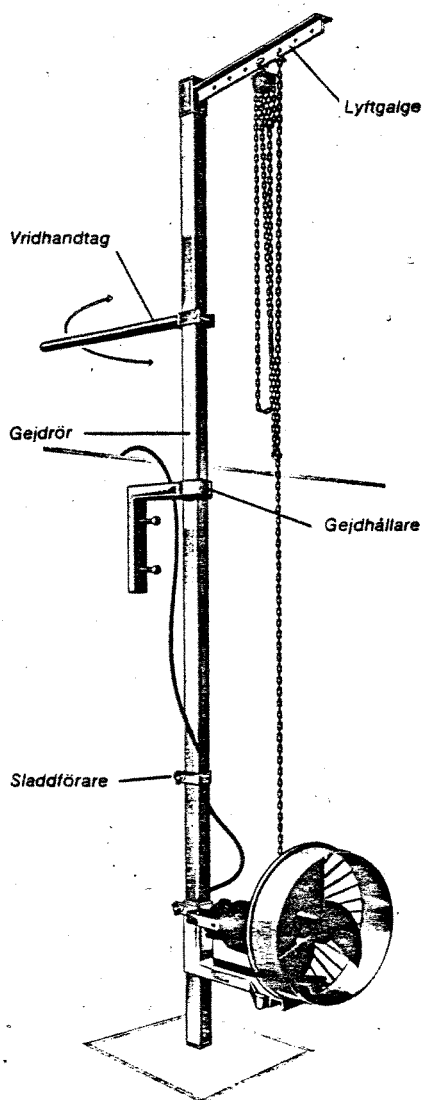


Fig. 3.9. Strømsetter.

3.6. Kostnader

Vi har ikke nok erfaringsmateriale til å kunne si hvilken metode som er den mest økonomiske. Dette avhenger av mange forhold og vil variere fra resipient til resipient eller fra problem til problem.

For en Limno-lufter har produsenten Atlas Copco A/S generelt anslått prisen til ca kr 150.000 til kr 400.000,- inklusive installering og tilførselsledningen. Følgende faktorer har innflytelse på prisen:

- Tilgjengelighet på stedet.
- Avstand til kompressorstasjon.
- Vanddybde.
- Antall enheter.

Kompressor og installasjon er ikke inkludert i nevnte prisanslag.

Hydixor-lufteren koster (1980) henholdsvis ca kr 185.000,- med en effekt 15 kW og ca kr 160.000,- for en lufter med effekt lik 4 kW.

Forsøkene i Bongstøvvann og Rona ved Mandal var svært enkle.

Lufting ble der atskillig billigere enn pumping.

Vi har ikke oppgaver over de totale utgifter hvor leiepris, drivstoff, tilsyn, vedlikehold og eventuelle investeringer i pumpe, rør og slanger inngår. Men tar vi utgangspunkt i leieprisene (dvs aggregat og flåte for pumpens vedkommende og kompressor for luftingen), får vi at luftearrangementet ga nesten 16 ganger større omrøring i bassenget pr krone enn pumpingen. Men det må her presiseres at det ble lagt liten vekt på å optimalisere forsøkene økonomisk. Hovedsakelig ble det brukt tilgjengelig utstyr, slik at det ikke bør trekkes avgjørende konklusjoner med bakgrunn i de forannevnte forhold ved senere valg av metode.

Den tilgjengelige økonomien fra forsøkene er følgende:

Pumping:

Tilsyn og vedlikehold (g 4 pr døgn å ca 2 timer) og tilrigging	kr 8.500,-
Leie av aggregat 754 timer	" 28.614,-
Leie av flåte	" <u>1.600,-</u>
Avrundes	kr 40.000,-*

Leiepris ut fra effektiv driftstid kr 40/time

* Administrasjon, prøvetaking og bearbeiding er ikke medregnet.

Bobling:

Leiepris ut fra effektiv driftstid på kompressor kr 20.25/time.*

* Brensel og tilsyn har Mandal kommune stått for.

4. FYSISKE EFFEKTER I FJORDOMRÅDET

Ved dimensjonering av pumpe- eller boblearrangementer for å øke den vertikale omrøringen i en terskelfjord er det flere betraktningsmåter som kan være aktuelle.

- Vi kan beregne de volumflukser som settes opp og vurdere disse i forhold til totalt vannvolum i fjorden under terskelnivå.
- Vi kan se på den energi vi tilfører som et ekstra tilskudd til den naturlig tilgjengelige blandingsenergi. Skal tiltaket gi noen vesentlig effekt må den energi vi tilfører være vesentlig større enn den naturlig tilgjengelige gjennom vindstress, tidevann, ferskvannstilførsel m.v.
- Bruk av erfaringsdata fra steder der tiltakene er gjennomført.

Vi vil her spesielt komme inn på de to første punktene nevnt over.

4.1. Volumtransport ved bruk av en boblegardin

Flere forfattere har beskrevet virkningen av en boblegardin i homogene vannmasser, bl.a. BULSON (1961) og ABRAHAM & BURGH (1962). Med boblegardin menes komprimert luft som blir ledet gjennom et perforert rør, liggende i en viss dybde under overflaten. Vannbevegelsen kommer istand ved at luften som strømmes ut gjennom hullene i røret blander seg med det omkringliggende vannet. Dette blir lettere enn omgivelsene og beveger seg oppover. På veien oppover drar det med seg omkringliggende vann, og vi får følgelig av kontinuitetsgrunner en innstrømming mot vertikalplanet gjennom røret. Når vannet nærmer seg overflaten, blir det imidlertid tvunget til å strømme ut fra planet. Vi vil derfor få et strømningsmønster og en fordeling av horisontalhastigheten som skissert i fig. 4.1.

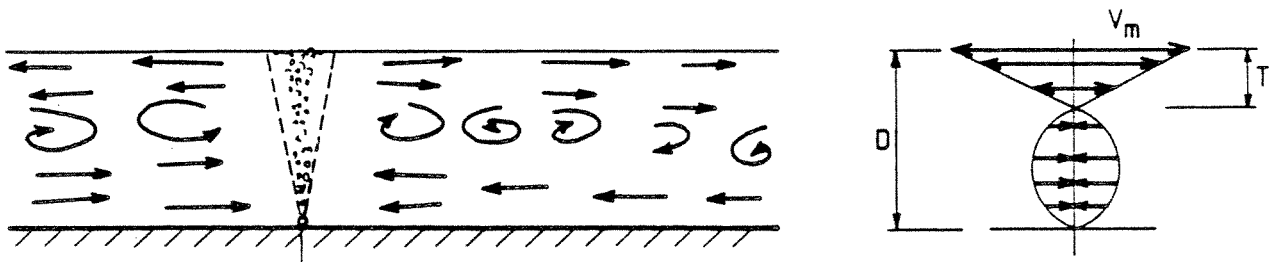


Fig. 4.1. Prinsippskisse for strømming ved en boblegardin.

BULSON gir disse uttrykkene for maksimal overflatehastighet, V_m , og tykkelse av det utstrømmende lag, T :

$$V_m = 1.46 \cdot (g q_0)^{1/3} \left(1 + \frac{D}{H_0}\right)^{-1/3}$$

$$T = 0.32 \cdot H_0 \cdot \ln \left(1 + \frac{D}{H_0}\right)$$

g = tyngdens akselerasjon (m/s^2)

q_0 = tilført luftmengde pr. m perforert ledning ($Nm^3/s \cdot m$) (Nm^3 står for $1 m^3$ luft ved 1 atm. trykk.)

H_0 = atmosfæretrykket i m vannhøyde (m)

D = dybden for det perforerte røret (m).

Den maksimale overflatehastigheten V_m opptrer i en horisontal avstand på omlag $0.5D$ fra det perforerte røret.

TRÆTTEBERG (1967) gjennomførte forsøk med to parallelle perforerte rør. Han fant at den optimale horisontale avstand mellom rørene var 0.133 ganger dybden for det perforerte røret.

$$V_m = 1.71 \cdot (g q_0)^{1/3} \cdot \left(1 + \frac{D}{H_0}\right)^{-1/3}$$

Det betyr at den nødvendige luftmengde for å oppnå en gitt overflatehastighet kan reduseres til omlag 65% ved å benytte to istedet for ett perforert rør.

Pr. lengdeenhet er volumstrømmen av vann som luftboblene setter opp, q , uttrykt ved ligningen

$$q = V_m \cdot T = K \cdot H_0 \cdot (g q_0)^{1/3} \left(1 + \frac{D}{H_0}\right)^{-1/3} \ln \left(1 + \frac{D}{H_0}\right)$$

$K = 0.45$ for ett rør og 0.55 for to rør.

Forsøk med boblegardin i sjiktede vannmasser er beskrevet av CARSTENS (1971) og av SÆGROV (1978). Det er særlig to forhold som synes å være av interesse for oss:

- det ser ut til at den maksimale overflatastigheten (fig 4.1) ikke er sterkt avhengig av sjiktningen.
- den volumstrømmen av vann som luftboblene setter opp blir redusert i sjiktede vannmasser.

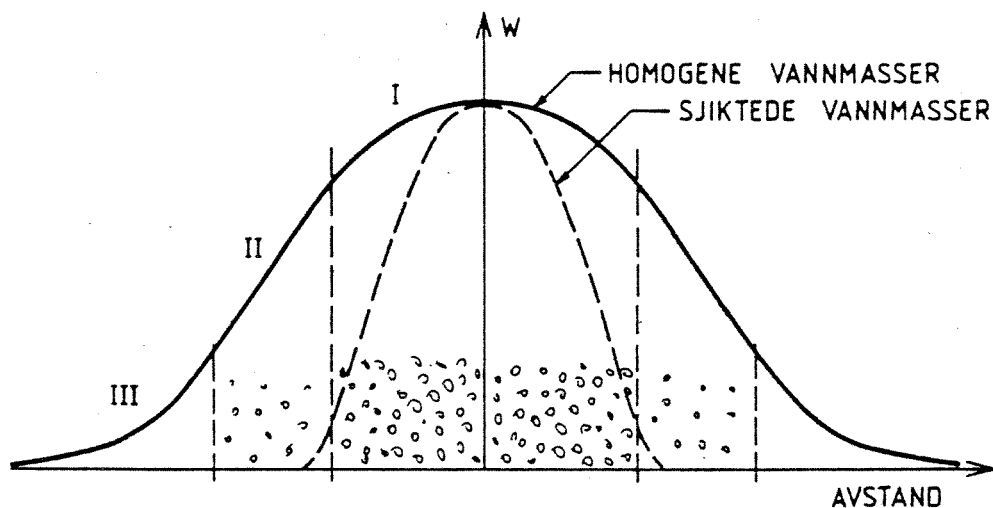


Fig. 4.2. Prinsippskisse for den vertikale hastighetsfordeling over en boblegardin.

En forklaring på de observerte fenomener kan vi få ved å betrakte fig. 4.2 over. I området rett over det perforerte røret (I) er det tetteast ansamling av luftbobler. Selv i sjiktede vannmasser vil de

vannmasser som er i dette området stige videre oppover med boblene. Lengre ut fra det perforerte røret (II) er det en mindre ansamling av luftbobler. I sjiktede vannmasser kan den kraften som boblene fører over på vannmassene være for svak til å sette opp en vertikal bevegelse av vannmasser. Endelig vil vi ha et område (III) der vi ikke finner luftbobler. I dette området vil det i homogene vannmasser være en volumstrøm fordi skjærkrefter overføres fra vannmassene med luftbobler. Størrelsen på områdene I, II og III er avhengig av graden av sjiktning og av luftmengden.

SÆGROV (1978) fant at det for sjiktede vannmasser må tilføres et visst minimum av luft for at vann under sprangsjiktet skal føres opp mot overflaten (fig 4.3). Dette forhold kan vi benytte dersom vi ikke ønsker at sterkt forurenset bunnvann skal bringes helt opp mot overflaten.

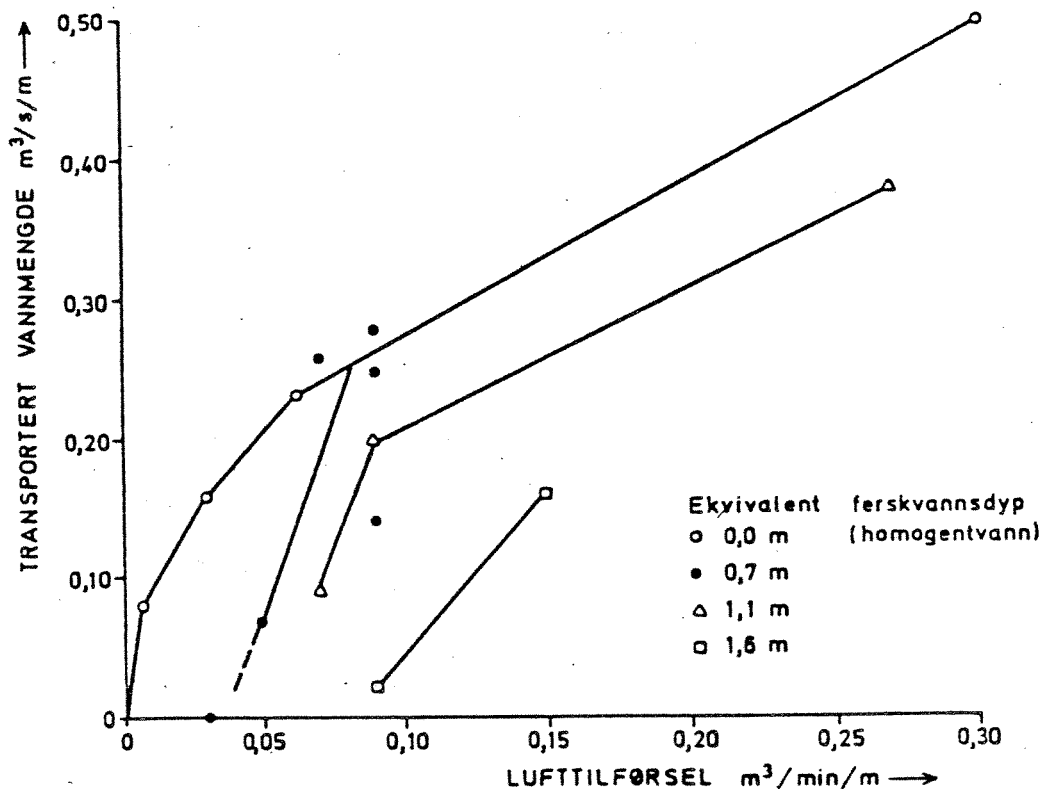


Fig. 4.3. Sammenheng mellom lufttilførsel og vanntransport til overflaten ved forskjellige brakkvannsmengder. Den øverste kurven gjelder for homogene vannmasser og er hentet fra KOBUS (1968).

4.2. Volumtransport ved pumping av vann

Ved pumping av overflatevann eller ferskvann ned på dypet vil dette stige mot overflaten fordi det er lettere enn vannet på utslippsdypet. Underveis vil det blandes med omkringliggende vann slik at volumfluksen etter en stund vil være flere ganger større enn den pumpede vannmengden.

Strålen som dannes av det lettere vannet som strømmer ut på dypet vil nå overflaten dersom det er svak eller ingen tetthetsgradient i fjorden. Når vi har tetthetsgradienter i fjorden vil utslippsvannet kunne innlagres under overflaten.

Fortynningen i stråleaksen (S_0) som funksjon av den vertikale avstanden (y) over utslippsrøret er vist i fig. 4.4. På aksene inngår dessuten parametrene D (diameter for utslippsrøret) og F (det densimetriske Froudetallet).

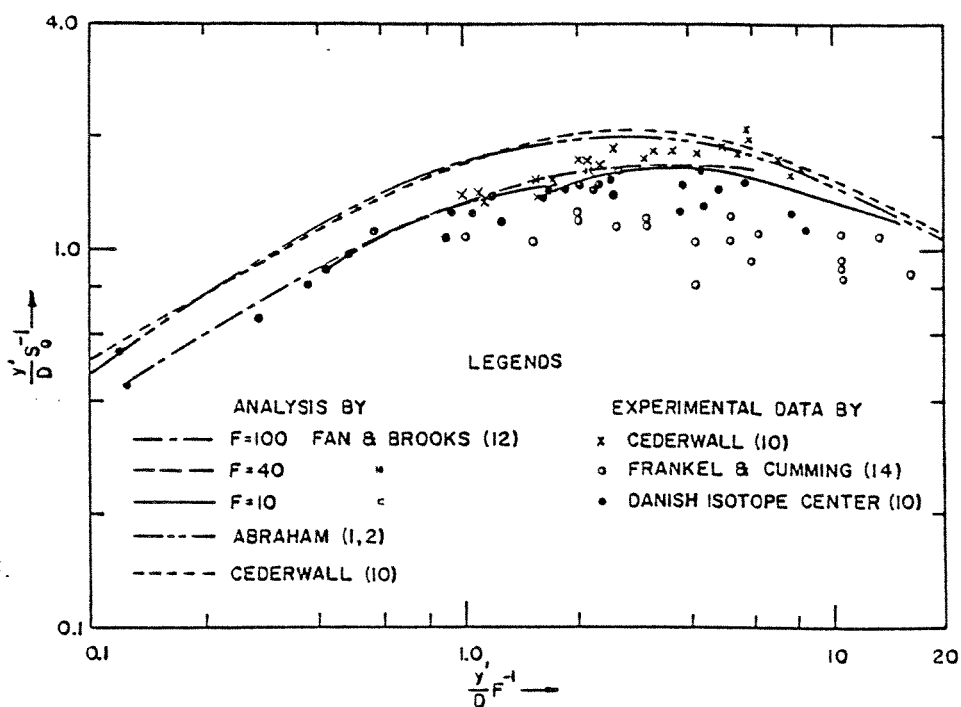


Fig. 4.4. Fortynningen i stråleaksen (S_0) som funksjon av den vertikale avstanden (y) fra et horisontalt rettet utslippsrør i en tetthetshomogen resipient. (FAN, 1967)

$$F = \frac{u}{\sqrt{\frac{\Delta\rho}{\rho} g \cdot D}}$$

u = utslippshastigheten (m/s)

$\Delta\rho$ = differanse i tetthet mellom utslippsvannet og fjordvannet i utslippsdypet (kg/m^3)

ρ = vannets tetthet i fjorden (kg/m^3)

g = tyngdens akselerasjon. (m/s^2).

Av fig. 4.4 går det fram at senterlinjefortynningen som en grov regel kan settes lik $\frac{2}{3}$ x antall utslippsdiametere opp til overflaten. Dersom vi ønsker en stor omrøring for et gitt utslippsdyp må vi følgelig ha en minst mulig diameter på utslippsrøret. Dette kan gjøres ved å øke utslippshastigheten (dvs at vi må anvende mer pumpeenergi) eller ved å fordele utslippsmengden på flere utslippsåpninger.

Strålebanen for en horisontal utslippsstråle er vist i fig. 4.5.

4.3. Endringer i utvekslingen over terskelen

For en terskelfjord er det vanlig å skille mellom volumutveksling over og under terskelen. Over terskelen er utvekslingen som regel god på grunn av strømmen satt opp av ferskvannstilførsel, vind, tidevann og fluktuasjoner i tetthetsfeltet utenfor terskelen. Under terskelnivå er volumutvekslingen mer sporadisk, og den er avhengig av at det imtreffer perioder da tettheten over terskelnivå utenfor fjorden er større enn tettheten under terskelnivå i fjorden. Vi får da det som kalles en terskeloverskylling. Mens det delvis blandes med gammelt fjordvann vil dette tyngre vannet strømme ned på bunnen av fjorden (eller ned til det nivå der tettheten i fjorden er lik tettheten på det innstrømmende vannet) og det ovenforliggende vannet blir presset ut av fjorden. Hyppigheten av slike terskeloverskyllinger er avhengig av en rekke forhold som fjordens topografi, tetthetsrelasjonen i dypvannet pga vertikal diffusjon, vindforholdene og variasjonene i tetthetsfeltet utenfor fjorden, og den kan variere fra flere ganger pr år til flere år mellom hver hendelse.

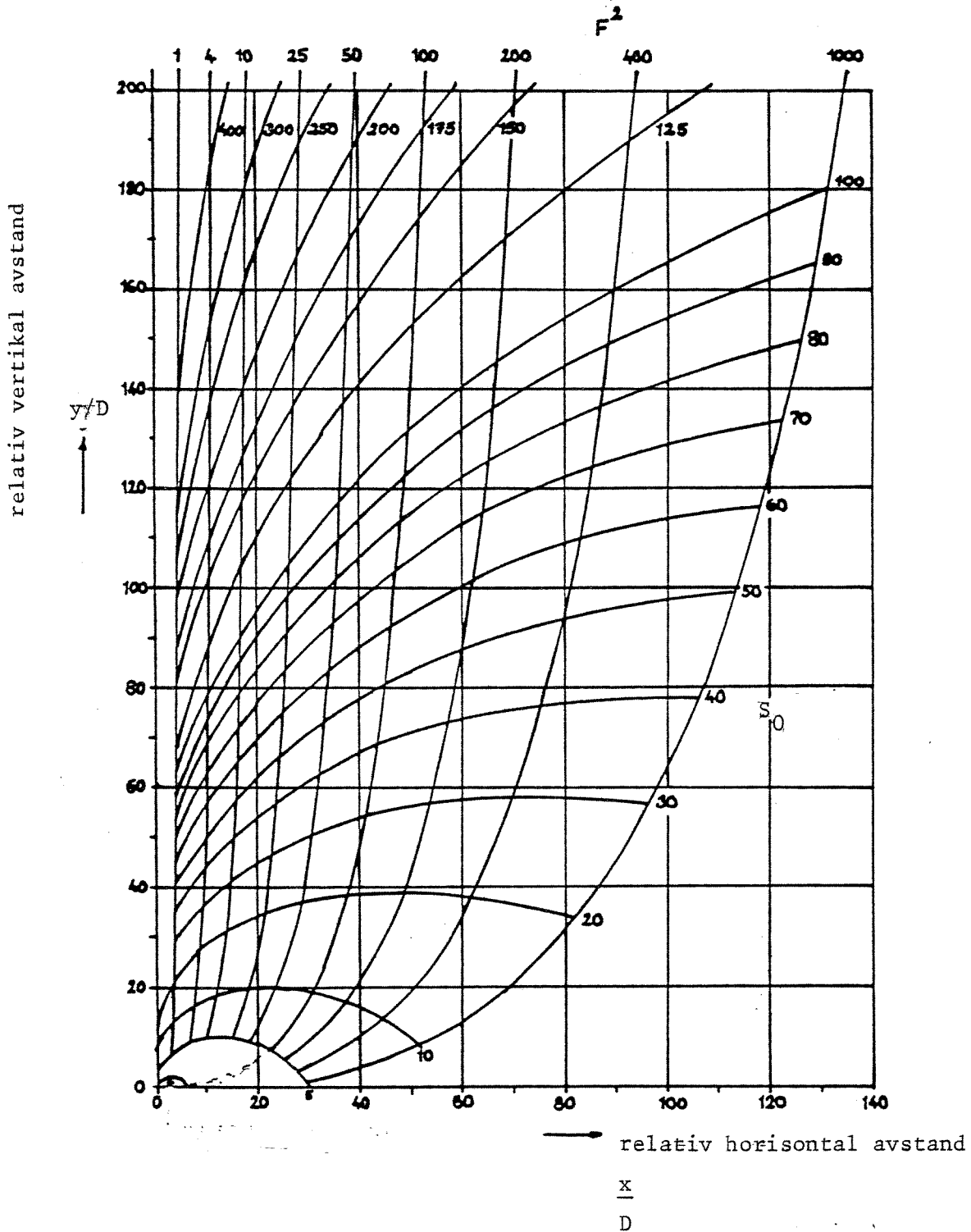


Fig. 4.5. Strålebanen og fortynningen for en horisontalt rettet utslippsstråle. (ABRAHAM, 1963)

Ved utslipp av komprimert luft eller lettere vann på dypet vil det tyngre vannet bli revet med og transportert opp mot overflaten. Det tidligere bunnvannet blir så erstattet med lettere vann fra nær overflaten. Dermed vil vann fra over terskelnivå kontinuerlig bli transportert ned mot utslippsdypet.

Selv en liten minskning av dypvannets tetthet øker sannsynligheten for at vann i terskelhøyde blir tungt nok til å trenge inn i fjorddypet og skifte ut gammelt dypvann. I tillegg til den direkte utluftningen som oppnås, vil man derfor selv etter at denne er avsluttet få flere store dypvannsutskiftninger som vesentlig kan forlenge en periode med gode oksygenforhold i dypvannet. Denne prosessen er rent skjematisk illustrert på figur 4.6. Forløpet vil variere fra fjord til fjord avhengig av bredde og dyp ved terskelen, volumet av dypvannet, avstand til kystvannet m.m.

Den økte frekvensen av terskeloverskyllinger vil alene radikalt kunne bedre oksygenforholdene i dypet. Avgjørende er om dypvannet utskiftes så ofte at de nedbrytende prosessene ikke rekker å bruke opp oksygenet mellom hver gang dypvannet fornyes.

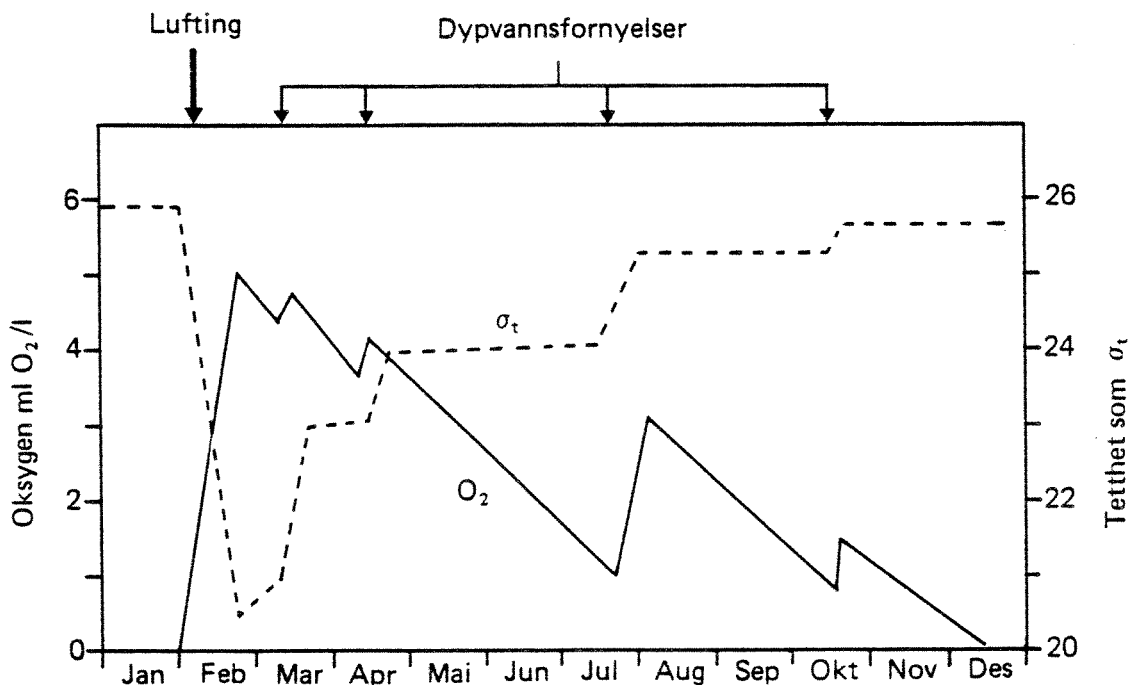


Fig. 4.6. Skjematisk bilde av oksygenforholdene i dypvannet etter lufting.

Eksempler på dette har man fra Bongstøvvann ved Mandal da NHL utførte luftingsforsøk i 1979-80 (Berge 1981). I et tre-måneders opphold i luftingen (desember 1979 - mars 1980) fikk man med sikkerhet en betydelig dypvannsfornyelse - sannsynligvis også flere mindre (vedlegg 3, fig 4-5). Uten disse ville man ganske sikkert på nytt hatt hydrogensulfid i dypvannet etter tre måneder.

Etter at luftingen der ble avsluttet i mai 1980 medførte flere dypvannsfornyelser at dypvannet var oksygenholdig vesentlig lenger enn ventet, og hydrogensulfid ble først registrert i mai 1981, dvs første etter ett år (upubliserte data, Vest-Agder fylkeskommune).

Dette viser en særdeles gunstig ettervirkning av en dypvannslufting. Ved praktisk bruk av metoden er det derfor meget viktig å velge tidspunkt da sjansene er størst mulig for en etterfølgende langvarig serie av dypvannsfornyelsen.

I Nordåsvatnet ved Bergen har man sannsynligvis et tilfelle som viser hvordan et eller flere permanente dyputslipp av ferskvann (avløpsvann) har forbedret oksygenforholdene. Mot slutten av 1960-årene lå grenseflaten mellom oksygen og hydrogensulfid vanligvis i 12-15 m dyp. Høsten 1969 ble et dyputslipp av kommunal kloakk tilsvarende ca 30.000 p.e. satt i drift. Utslippet lå på ca 35 m dyp, og midlere vannmengde ble målt til ca $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$. Figur 4.7 viser målinger av oksygen i Nordåsvatnet i 1969-70. Det er sannsynligvis at hovedårsaken til bedringen av oksygenforholdene fra 1970 av er økt utskiftning av dypvannet. En vesentlig sekundær effekt kan allers ha vært at primærproduksjonen og dermed også sedimentasjonen av organisk stoff ble redusert pga mindre tilførsel av plantenæringsstoffer til overflatelaget.

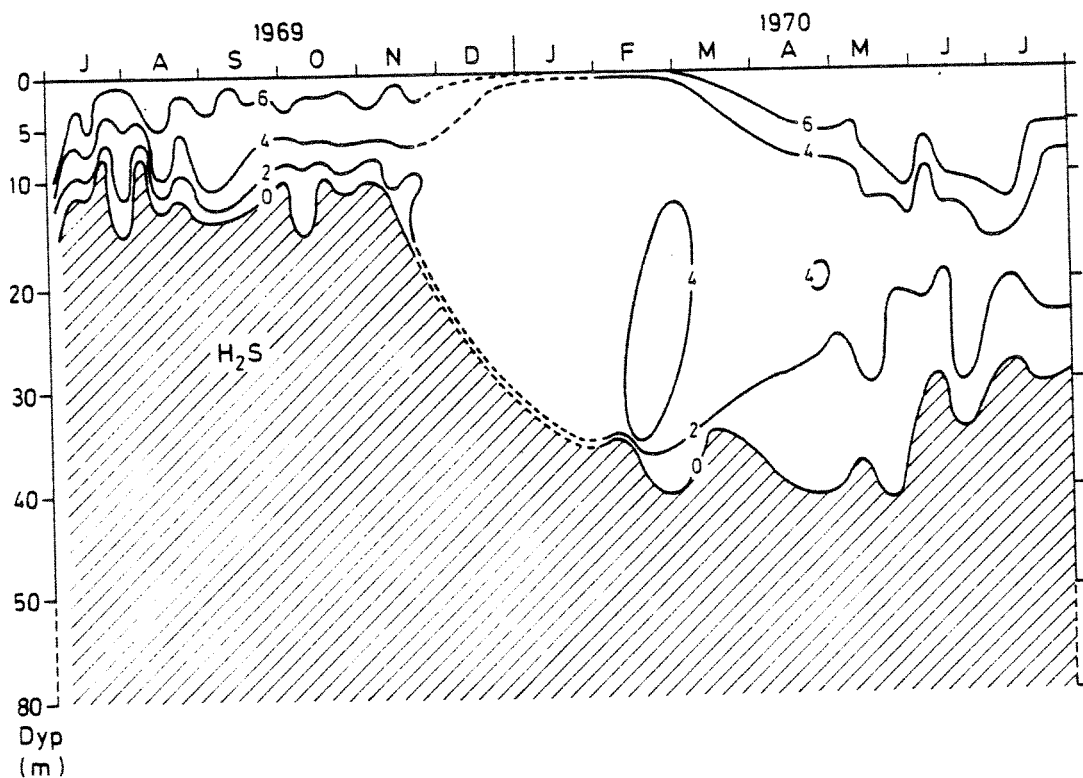


Fig. 4.7. Oksygenisopleter (O_2 ml/l). St. H2, Marmorøy.
(P. Johannesen 1972).

Ved utslippet av komprimert luft eller lettere vann på dypet vil vi også øke den midlere saltholdigheten i det brakkvannet som strømmer ut over terskelen. Det medfører at den tvungne volumutvekslingen over terskelen øker. Vi har at

$$Q_1 = Q_f \cdot \frac{S_2}{S_2 - S_1} \quad \text{der}$$

Q_1 = volumtransport for brakkvannslaget (m^3/s)

S_2 = saltholdighet for saltvannet som (o/oo)
strømmer inn over terskelen

S_1 = midlere saltholdighet i brakkvannslaget (o/oo)

Q_f = ferskvannstilførselen (m^3/s)

Ved strålefortynning skulle det således være teoretisk mulig å få en volumutveksling over terskelen på 5 til 100 ganger ferskvannstilførselen. Ofte vil imidlertid tverrsnittsarealet ved terskelen sette en begrensning for den volumtransport vi kan få over terskelen. Den øvre grense for volumtransporten får vi når

$$\frac{U_1^2}{g \cdot \frac{\Delta\rho}{\rho_2} \cdot H_1} + \frac{U_2^2}{g \cdot \frac{\Delta\rho}{\rho_2} \cdot H_2} = 1$$

eller annerledes uttrykt:

$$\frac{S_2 - S_1}{S_2} = \left(\frac{16}{g \cdot \beta \cdot S_2 \cdot H^3} \right)^{1/3} \left(\frac{Q_f}{B} \right)^{2/3}$$

her er

- U_1 = hastigheten i øvre lag (m/s)
- U_2 = hastigheten i laget under (m/s)
- H_1 = dybden av brakkvannslaget (m)
- H = fjordens terskeldybde (m)
- $H_2 = H - H_1$ (m)
- g = tyngdens akselerasjon (m/s^2)
- $\Delta\rho$ = tetthetsforskjellen mellom de to lagene (kg/m^3)
- ρ_2 = tettheten for saltvannsstrømmen (kg/m^3)
- S_1 = saltholdigheten i øvre lag (o/oo)
- S_2 = saltholdigheten i laget under (o/oo)
- B = fjordens bredde ved terskelen (m)
- $\beta = d\rho/dS \approx 0.8$ ($\text{kg/m}^3/\text{o/oo}$)

Den teori som ligger bak de to ligningene forutsetter friksjonsfri strømning. Dersom vi har et kanallignende terskelområde vil grensen mellom de to lagene heve seg i retning mot havet. Vi vil da ikke kunne oppnå en så stor blanding som de viste ligningene angir. Friksjonen antas å være av vesentlig betydning dersom lengden av kanalen er større enn 100 x terskeldypet. Det henvises til STIGEBRANDT (1975) for nærmere omtale av friksjonens betydning.

4.4. Omsetting av energi til blanding av vannmassene

For å skifte ut tungt bunnvann må vi løfte dette til et høyere nivå i vannsøylen. Det betyr at en slik blandingsprosess øker den potensielle energien i vannsøylen. Denne energien får vannmassene naturlig tilført fra ytre kilder som

- vinden
- ferskvannstilførsel
- tidevannet
- trykkfeltet i havet.

Mesteparten av den energien som tilføres vannmasser i form av potensiell energi eller kinetisk energi dissiperes gjennom turbulente skjærstrømmer og går over til varmeenergi. I litteraturen går den delen av energien som anvendes til å heve den potensielle energien under betegnelsen Richardsons flukstall. En vanlig forekommende verdi for Richardsons flukstall er 5% for vindgenerert turbulens. I litteraturen finnes forøvrig verdier for Richardsons flukstall fra 0 til 50% alt etter på hvilken måte og hvor den turbulente energien tilføres fjorden.

Ved utslipp av komprimert luft eller lettere vann på dypet tilføres også potensiell energi og kinetisk energi til vannmassene. Overslagsmessige beregninger vist i Berge (81) ga som resultat at 2% til 6% av den tilførte energien gikk med til heving av den potensielle energien. Dersom dette resultatet er representativt, er følgelig naturlig tilført og kunstig tilført energi, som en første tilnærming, direkte sammenlignbare når det gjelder virkninger på utskiftningen av dypvannmassene.

En sammenligning av naturlig og kunstig tilført blandingsenergi er nyttig fordi den kunstig tilførte energi bør være vesentlig større om den skal resultere i en vesentlig forbedring av vannutskiftningen.

4.4.1. Energi tilført ved vind

Den effekt som tilføres vannet ved vindens arbeid

$$E_w = A \cdot \tau \cdot U$$

der

A = fjordens overflateareal (m^2)

τ = skjærspenningen som overføres
ved vannoverflaten (N/m^2)

U = overflatehastigheten (m/s)

Før skjærspenningen \bar{C} kan benyttes uttrykket

$$\tau = 10^{-3} \cdot \rho_a \cdot W^2$$

der W = vindhastigheten 10 m over vannflaten og ρ_a er luftens tetthet ($=1.3 \text{ kg/m}^3$). Dersom overflatehastigheten i vannet skyldes vinden er det vanlig å sette denne til 3% av vindhastigheten når det er liten lagdeling i vannet. Ved tynne brakkvannslag er det observert vindinduserte overflatehastigheter opp mot 10% av vindhastigheten. Dersom vi her benytter 3% får vi følgende uttrykk for E_w

$$E_w = 3 \cdot 10^{-5} \rho_a \cdot A \cdot W^3$$

4.4.2. Energi tilført ved elveutløp

Fra en elv som renner ut i fjorden får fjorden tilført følgende effekt

$$E_e = \frac{1}{2} Q_f \cdot \rho \cdot v^2 + \frac{1}{2} D \frac{\Delta \rho}{\rho} \cdot Q_f \cdot \rho \cdot g$$

der ρ = ferskvannets tetthet (kg/m^3)

v = utløpshastigheten for elva (m/s)

D = elvedypet ved utløpet (m)

$\Delta \rho$ = tetthetsdifferansen mellom (kg/m^3)

elvevannet og overflatevannet
i fjorden.

I ligningen over representerer første ledd på høyre side kinetisk energifluks og andre ledd potensiell energifluks. For de aller fleste elveutløp til fjorder har vi

$$v = \sqrt{\frac{\Delta\rho}{\rho} \cdot g \cdot D} , \quad \text{og vi får}$$

$$E_e = Q_f \cdot \rho \cdot v^2 = Q_f \cdot \rho \cdot g \cdot D \cdot \frac{\Delta\rho}{\rho}$$

4.4.3. Energi tilført fra tidevannet

Den delen av tidevannsenergien som bidrar til vertikal omrøring i fjorden er differansen mellom energi tilført ved stigende tidevann og energi avgitt ved fallende tidevann. Energifluksen til fjorden kan dermed uttrykkes ved den kinetiske energien.

McClimans (1978) har vist at denne energifluksen over en tidevannsperiode er :

$$E_t' = 0.9 \cdot \rho \cdot A \cdot g \cdot \Delta H_0^2 \cdot \cos\phi \cdot \sin\phi$$

der

ΔH_0 = tidevannsforskjellen i havet utenfor fjorden (m)

ϕ = faseforskjellen mellom tidevannet innenfor og utenfor fjordmunningen.

Midlere tidevannsenergi over en tidevannsperiode blir

$$E_t = E_t' / 12.4 \cdot 3600$$

$\cos\phi = \frac{\Delta H_i}{\Delta H_0}$ (ΔH_i = tidevannsforskjellen inne i fjorden) har fått be-

tegnelsen "choking coefficient" i den engelske litteraturen. I figur 4.8 er vist $\cos\phi$ som en funksjon av η , der

$$\eta = \frac{A}{T \cdot B \cdot H} \left(\frac{\Delta H_0}{g} \right)^{\frac{1}{2}} , \quad \text{der}$$

T = tidevannsperioden = 12.4 · 3600 sek.

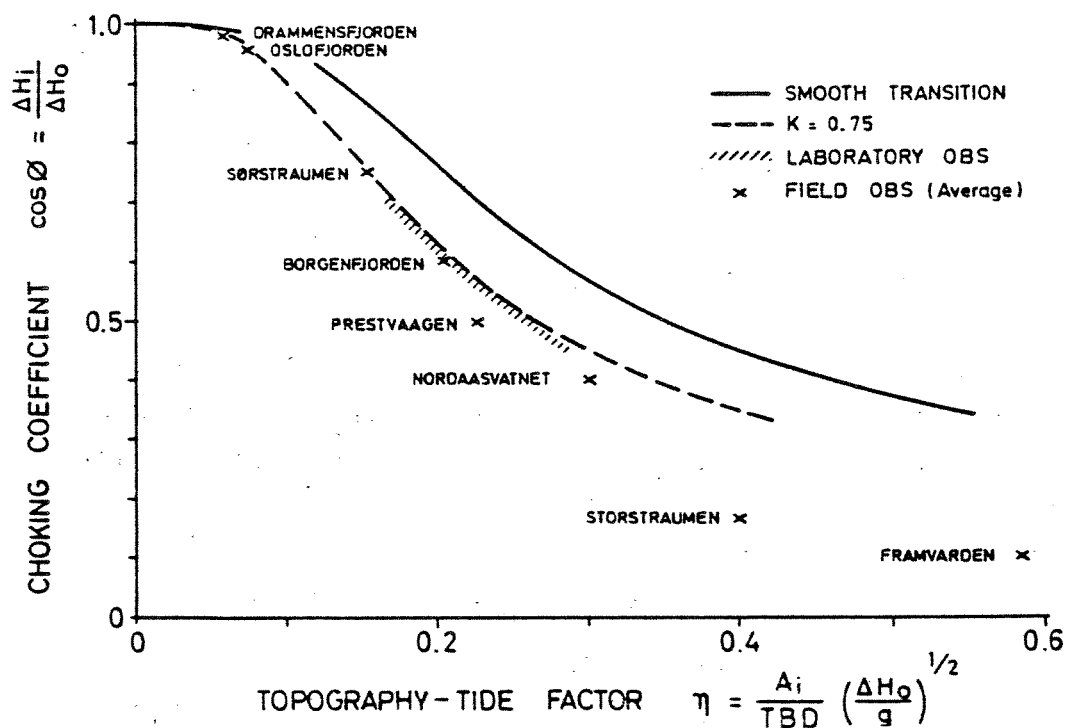


Fig. 4.8. Diagram for bestemmelse av $\cos \phi$. (McClimans, 1978)

4.4.4. Energi tilført ved endringer i det ytre tetthetsfeltet

Ved endringer i det ytre tetthetsfeltet får fjorden tilført kinetisk energi, og vi får en endring i den potensielle energien i fjorden. På samme måte som for tidevannet er det bare den kinetiske energien som bidrar til den vertikale omrøring. Vi får

$$E_y = \frac{1}{2} \cdot Q \cdot \rho \cdot u^2 \quad \text{der}$$

$$Q = B \cdot H_t \cdot u$$

Hastigheten for en tetthetsstrøm kan med god tilnærming settes lik

$$u = \sqrt{\frac{1}{k} \frac{\Delta \rho}{\rho} \cdot g \cdot H_t}, \quad \text{der} \quad 1 < k < 2$$

($k=1$ dersom $H_t \ll$ fjordens dybde.

$k=2$ dersom H_t er lik halve fjordens dybde).

$\Delta\rho$ = tetthetsdifferansen mellom det vann som strømmer inn i fjorden og det vann som allerede er i samme nivå (kg/m^3)

H_t = tykkelsen av det innstrømmende vannet (m)

Vi får

$$E_y = \frac{1}{2} \cdot B \cdot H_t \cdot \left(\frac{1}{k} \cdot \frac{\Delta\rho}{\rho} \cdot g \cdot H_t \right)^{3/2}$$

4.4.5. Energi tilført fjorden ved pumping av vann eller utslipp av ferskvann

Ved pumping av overflatevann ned på dypet eller ved utslipp av ferskvann ned på dypet vil fjorden få tilført en energi

$$E_p = Q_p \cdot \bar{\Delta\rho} \cdot g \cdot h + \frac{1}{2} Q_p \cdot \rho \cdot u_0^2$$

der Q_p = pumpet vannmengde (m^3/s)

$\bar{\Delta\rho}$ = midlere tetthetsforskjell mellom utslippsvannet og resipientvannet (kg/m^3)

h = utslippsdyp (m)

u_0 = utløpshastighet for vannet (m/s).

Første leddet i ligningen foran er potensiell energiflukt (oppdriftsenergi), og det andre leddet på høyre side er kinetisk energiflukt.

4.4.6. Energi tilført fjorden ved utslipp av komprimert luft på dypet

Ved utslipp av komprimert luft på dypet (h) blir denne energi tilført fjorden

$$E_a = q_a \cdot p_0 \cdot \ln \frac{p_0 + \rho g h}{p_0}$$

der q_a = lufttilførsel i Nm^3/sek .

p_0 = atmosfæretrykket ved overflaten (N/m^2)

4.4.7. En sammenligning mellom de forskjellige former for energitilførsel
til en fjord

I de foregående avsnitt er vist ligninger for den energitilførsel fra ulike kilder som er disponibel for vertikal omrøring i en terskelfjord. I det følgende vil vi gi beregningseksempler for størrelsen av de enkelte bidragene.

Bidrag fra vind.

Vind	Areal for fjorden		
	10^{-2} km^2	1 km^2	100 km^2
1 m/s	0.4 W	0.04 kW	4 kW
3 m/s	11 W	1.1 kW	110 kW
5 m/s	50 "	5.0 kW	500 kW

Bidrag fra elveutløp.

Utløpshast. m/s	Vannføring i m^3/s		
	1	10	100
0.5	0.25 kW	2.5 kW	25 kW
1.0	1.00 kW	10 kW	100 kW
2.0	4.00 kW	40 kW	400 kW

Bidrag fra tidevannet ($\cos\phi = 0.5$).

Tidevanns- forskjell for havet	Areal for fjorden		
	10^{-2} km^2	1 km^2	100 km^2
0.2 m	35 W	3.5 kW	350 kW
1.0 m	0.9 kW	90 kW	9 MW
2.0 m	3.5 kW	350 kW	35 MW
4.0 m	14 kW	1400 kW	140 MW

Bidrag fra endringer i det ytre
tetthetsfeltet ($\Delta\rho = 1 \text{ kg/m}^3$):

Tykkelse av det innstrømmende vannet	Fjorden bredde ved munningen		
	10 m	100 m	1000 m
1 m	0.15 kW	1.5 kW	15 kW
5 m	9 kW	90 kW	0.9 MW
10 m	50 kW	500 kW	5 MW

Bidrag fra utslipp av lett vann på dypet
($h = 20 \text{ m}$, $\bar{\Delta\rho} = 15 \text{ kg/m}^3$):

Utslipps- hastighet	Utslippsmengde		
	$10^{-2} \text{ m}^3/\text{s}$	$1 \text{ m}^3/\text{s}$	$100 \text{ m}^3/\text{s}$
1 m/s	35 W	3.5 kW	0.35 MW
2 m/s	50 W	5.0 kW	0.50 MW
5 m/s	155 W	15.5 kW	1.55 MW

Bidrag fra utslipp av komprimert luft:

Utslippsdyp	Utslippsmengde Nm^3/s		
	0.01	0.1	1
10 m	0.7 kW	7 kW	70 kW
40 m	1.6 kW	16 kW	160 kW

Det går fram av tabellene at tidevannsenergien trolig gir det største bidrag til turbulent energi for de fleste fjorder i Midt-Norge og Nord-Norge, og at energi tilført fra tidevann er av samme størrelse som energi tilført fra vind for de fleste fjorder i Sør-Norge.

Det er videre interessant å legge merke til at den turbulente energien som tilføres fjorden gjennom naturlige prosesser ikke er større enn at det er økonomisk overkommelig å bedre vannutskiftingen vesentlig selv for ganske store ($< 10 \text{ km}^2$) fjorder. Ved kraftutbygging kan det være aktuelt å slippe ut store mengder ferskvann på dypet for å motvirke isdannelse i fjorden vintertid. Dette kan også bidra til å bedre vannkvaliteten i fjorden.

Vi kan videre legge merke til at en hyppig trafikk med skip vil gi større tilførsel av turbulent energi enn de energiformer som er tabulert foran.

5. KJEMISK-BIOLOGISKE EFFEKTER VED LUFTING AV EN FJORD

Tiltakene som er beskrevet i foregående kapitler påvirker kjemiske og biologiske prosesser og kan både gi ønskede og uønskede forandringer av økosystemet. Forsøk på å finne litteratur som spesielt har behandlet disse problemstillingene har ikke ført fram. Det har derfor vært nødvendig å basere fremstillingen i dette kapitlet på generelle kunnskaper og erfaringer fra terskelfjorder. Dette er ikke tilfredsstillende, og det er et åpenbart behov for å følge opp denne utredningen med konkrete forsøk der forandringene i økosystemene undersøkes nøye.

5.1. Generelt om økologiske forhold som kan påvirkes

Figur 5.1 er en skjematisk oversikt over viktige økologiske forhold i en fjord. Forenklinger er gjort med sikte på å kunne diskutere de prosesser som direkte påvirkes av restaureringstiltakene og dens sammenheng med økologiske forhold og brukerinteresser.

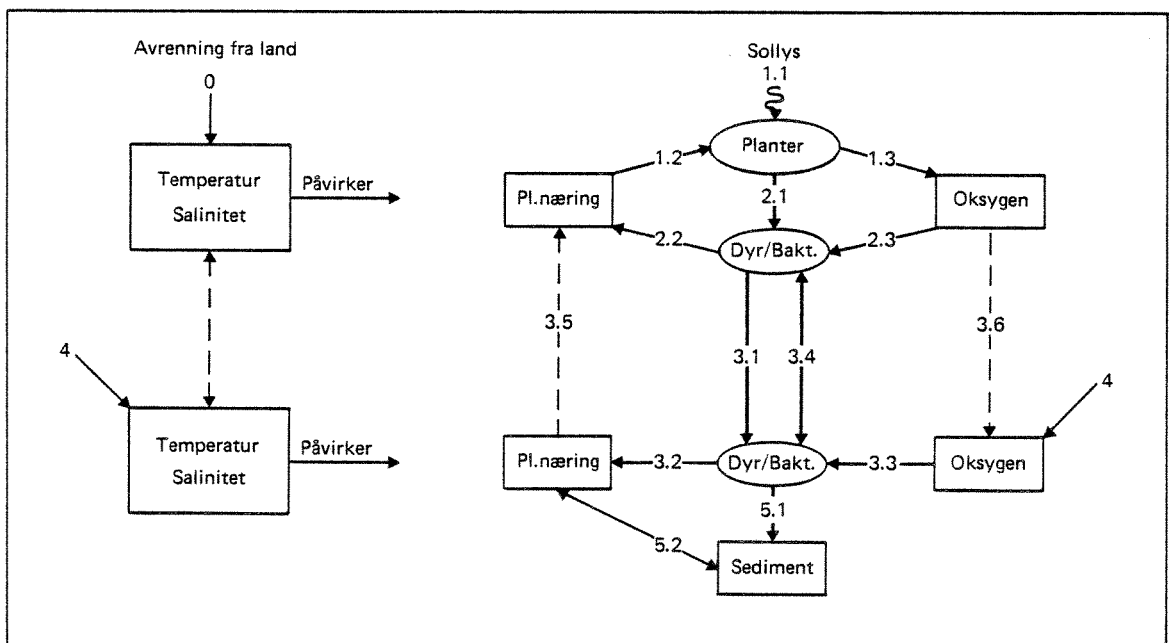


Fig. 5.1. Skjematisk oversikt over viktige økologiske forhold i en fjord.

I det følgende omtales kort de prosessene som er skissert i foregående figur. Tallene i parentes refererer til denne.

1. Planter (autotrofe) i den eufotiske sonen produserer organisk stoff med sollys som energikilde (1.1.). De forbruker plantenæringsstoffer (1.2) og produserer oksygen (1.3). Tettheten av de planteplanktonbestandene som bygges opp har avgjørende betydning for blant annet vannets gjennomskinnelighet.
2. Plantene er næringsgrunnlag for heterotrofe organismer (dyr, bakterier og sopp) som omsetter de organiske stoffene i ofte kompliserte næringsnett. Beitingen reduserer plantebestanden (2.1), frigjør plantenæringsstoffer (2.2) og forbruker oksygen (2.3).
3. Døde planter og dyr og organiske rester fra planter og dyr (detritus) synker ned i vannmassene (3.1). Dette detritusregnet er næringsgrunnlag for heterotrofe organismer som omsetter det på vei ned og i sedimentene, samtidig resirkuleres næringssalter (3.2) og oksygen forbrukes (3.3). Den vertikale transporten av organisk stoff kan også foregå ved at dyr vandrer vertikalt i vannmassene (3.4). Av spesiell interesse er planktoniske beitedyr som vandrer opp i overflaten og beiter om natten og tilbringer dagen nede i dypet. Vertikaltransport av næringssalter som ikke er bundet til partikler (3.5) og av oksygen (3.6) skyldes vertikale blandingsprosesser i vannsøylen.
4. En stor del av oksygenet i dypvannet tilføres ved terskeloverskyllinger (4).
5. Organisk stoff som ikke blir omsatt anrikes i sedimentene (5.1). Næringssalter kan bindes i eller utløses fra sedimentene ved kjemiske prosesser som er avhengige av pH og oksygenkonsentrasjon (5.2).

En overbelastet fjord kjennetegnes av stor primærproduksjon (1.1) og tette plantebestander i vekstsesongen. Vannet er ugjennomsiktig og strandsonen begrodd.

Mye organisk stoff synker til bunns (3.1) fordi beitingen i overflatelaget (2.1) er forholdsvis beskjedent.

I dypet kan oksygenreservene forbrukes mellom hver terskeloverskylling (4). Nedbrytningen av organisk materiale skjer deretter ved anaerob bakterierespirasjon. Nitrat og sulfat reduseres til nitrogengass og sulfid. Mineralisert organisk bundet nitrogen akkumuleres som ammonium. Nedbrytningshastigheten begrenses av tilgangen på nitrat og sulfat og vil normalt være langsom slik at organisk stoff akkumuleres i sedimentet. Under slike forhold vil redoks-forhold og pH føre til en utløsning av fosfat fra sedimentet.

Temperatur og salinitet påvirker økologiske forhold både ved å virke på hastigheten i biologiske prosesser og ved å innvirke på plante- og dyresamfunnenes sammensetning.

I overflaten bestemmes temperatur og salinitet av faktorer som innstråling, fordamping, nedbør, strømforhold, avrenning fra land (0), og av blanding med vann fra dypere lag (3.7). Temperatur og salinitet i dypet bestemmes av vertikal blanding av vann fra overliggende vannmasser (3.7) og dypvannsinnstrømminger (4).

De aktuelle tiltakene vil i første omgang øke de vertikale blandingsprosessene, redusere salinitet og dermed tetthet i dypet, øke dypvannsinnstrømmingene (4) og gi direkte eller indirekte økning av oksygenkonsentrasjonene i dypvannet. I det følgende diskuteres mulige økologiske virkninger på dyp- og overflatevann hver for seg.

5.2. Dypvannet

Tilgang på oksygen er en forutsetning for at høyerestående organismer skal overleve. Forbedring av oksygenforholdene i dypvannet er således det primære mål for denne form for fjordforbedring.

De fleste marine organismer overlever ikke ved oksygenverdier lavere enn 0.8 ml/l. Verdier over 3.5 ml/l anses tilfredsstillende for de fleste arter av fisk og vekster i saltvann. Visse arter er mer ømfindtlige enn andre, og disse grenseverdier varierer for de ulike arter.

For en generell karakteristikk av oksygenforholdene i en fjord kan vi dermed benytte følgende enkle skala:

Konsentrasjon ml O ₂ /l	Karakteristikk
0	Råttent vann
0 - 2	Kritiske oksygenforhold
2 - 3,5	Dårlig, men kan vanligvis tolereres av fisk
>3,5	Tilfredsstillende

Ved fjordforbedrende tiltak bør en som minimumskrav sikte mot å unngå perioder med oksygenkonsentrasjoner under 2 ml/l.

Den viktigste følgen av bedrede oksygenforhold i dypet er at samfunn preget av anaerobe bakterier blir avløst av samfunn med dyr og anerobe bakterier. Hastigheten i nedbrytning av organisk stoff øker. Stoffene blir mineralisert raskere og mer fullstendig. Opphopningen av organisk stoff i sedimentene blir dermed redusert eller opphører. Bedrede oksygenforhold vil forskyve kjemiske likevekter slik at det blir mer kjemisk bundet fosfat i sedimentene.

Alt dette er positive endringer i forhold til et fjorddyp med oksygenmangel. Artsrikdommen vil øke. Dypet vil bli en mer produktiv del av fjorden. Avkastning av bunnfisk og reker kan øke.

Ved de metoder der trykkluft føres ned i vannmassene kan gassovermetning bli et problem. Dette kan oppstå ved vannkraftverk der luftbobler rives med i dypet, og ved varmekraftverk når kjølevannet varmes opp 10-15°C.

Under slike forhold er det iaktatt flere tilfelle av fiskedød. (Bouck, Nebeker & Stevens 1976, Garton, Salman & Heller 1973). Ved utslipp av ferskvann eller overflatevann til dypet derimot, unngås dette problemet.

Ved siden av oksygenmetningen er salinitet og temperatur de grunnleggende fysiske-kjemiske faktorer i dypvannet. Figur 5.3 viser naturlige temperaturvariasjoner i ulike dyp i Oslofjorden. Også saliniteten varierer sterkt i overflaten fra brakt til ganske salt vann, men er stabilt høy i dypet.

Økt vertikalsirkulasjon og endret frekvens av dypvannsinnstrømninger vil virke på både temperatur og salinitet.

Årstidsvariasjonene i overflatelaget vil lettere forplantes ned i vannmassene. Dypvannsinnstrømninger vil komme utenom de vanlige tidsrom og både skje med kaldere og varmere vann enn normalt. Mange av dypvannsinnstrømningene vil skje med mindre salt vann.

Forandring av temperaturen i dypvannet kan påvirke oksygenforbruket der. Til eksempel endres respirasjonsprosessen med en faktor av størrelsesorden 2.5 ved en temperaturendring på 10°C .

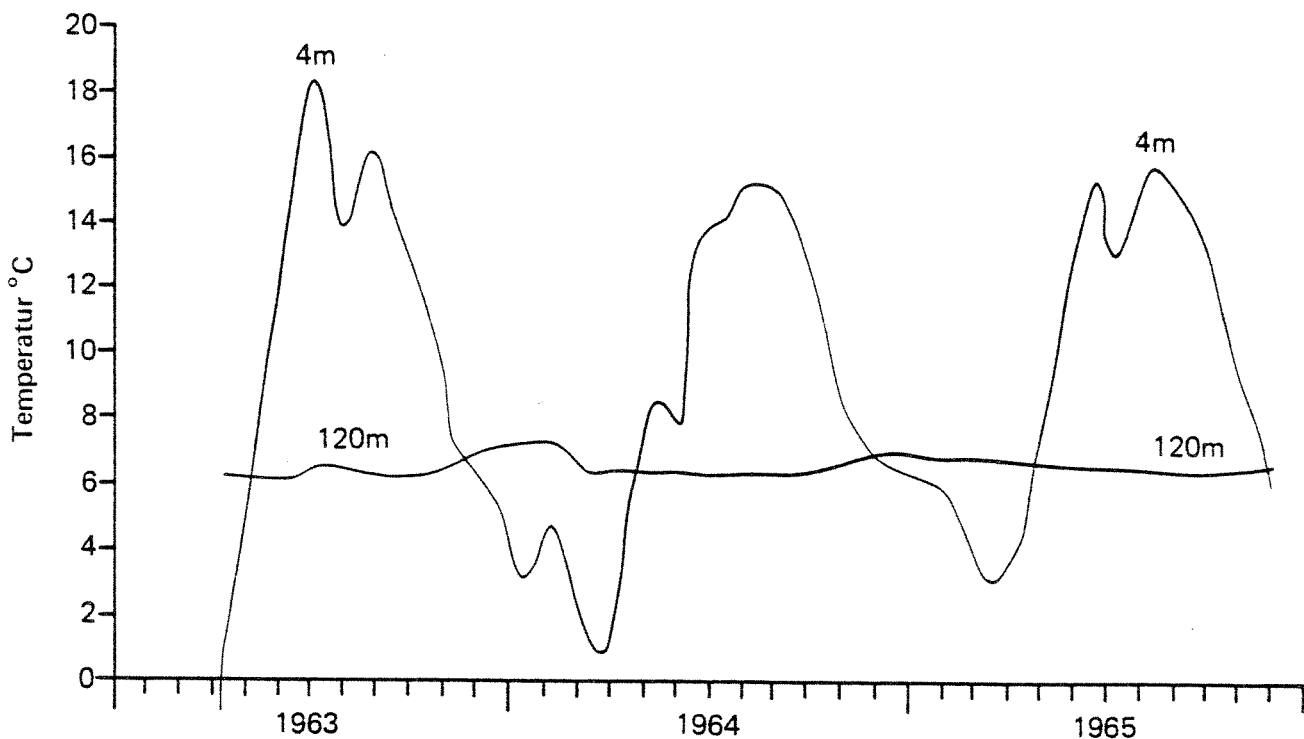


Fig. 5.2. Variasjon av temperatur i overflatevann og dypvann i ytre Oslofjord.

Summen av dette er at variasjonene i dypvannet øker. Maksimumstemperaturen vil stige, mens minimumstemperaturen vil synke. Minimumssalinitet vil synke. Generelt er artsrikdommen størst i oseanisk vann og i ferskvann, mens det er et artsminimum i brakkvann. Reduksjon av saliniteten i et fjorddyp vil derfor kunne redusere antall stenohaline marine arter.

I dypet av norske fjorder er det jevne temperaturer som ikke er for høye for en del kaldevannsarter og ikke for lave for en del varmtvannsarter. Økt maksimumstemperatur og redusert minimumstemperatur kan i prinsippet utelukke representanter for begge disse gruppene (NIVA, 1973). Dersom restaureringen av en fjord er begrunnet med oksygenmangel og H_2S utvikling i dypet er allikevel alle disse artene i vanskeligheter. Totalt er den positive virkningen av oksygentilførsel den viktigste, men ettersom temperatur og salinitet samtidig endres vil ikke restaureringen føre til en fauna som er helt lik den som fantes i den upåvirkete fjord.

5.3. Overflatevannet

Dypvannet er normalt rikere på plantenæringsalter enn overflatelaget (Fig 5.3). Økt vertikaltransport vil dermed øke tilførselen av plantenæring til den eufotiske sonen. Selv små volumer dypvann tilført overflaten i produksjonssesongen kan gi grunnlag for betydelig økning av primærproduksjonen. Paul et.al. (1979) fant at 2% innblanding av dypvann til en kunstig overflatedam pr døgn ga grunnlag for planteplanktonbestander som tilsvarte typiske våroppblomstringer.

Naturlige upwellingsområder er preget av høy primærproduksjon, men også høy produktivitet i andre ledd i næringskjeden. De beste fiskeriene og største bestander av marine fugler finnes derfor i slike oppstrømningsområder. Det er derfor sannsynlig at økt vertikaltilførsel til overflaten vil øke produktiviteten, ikke bare i første, men i alle ledd i næringskjedene.

Økt primærproduksjon kan føre til økte bestander av planteplankton og dermed mer ugjennomsiktig vann, noe som stort sett er i strid med

brukerinteressene til et fjordområde. Likeledes vil økt primærproduksjon medføre økt belastning med organisk materiale på dypvannet.

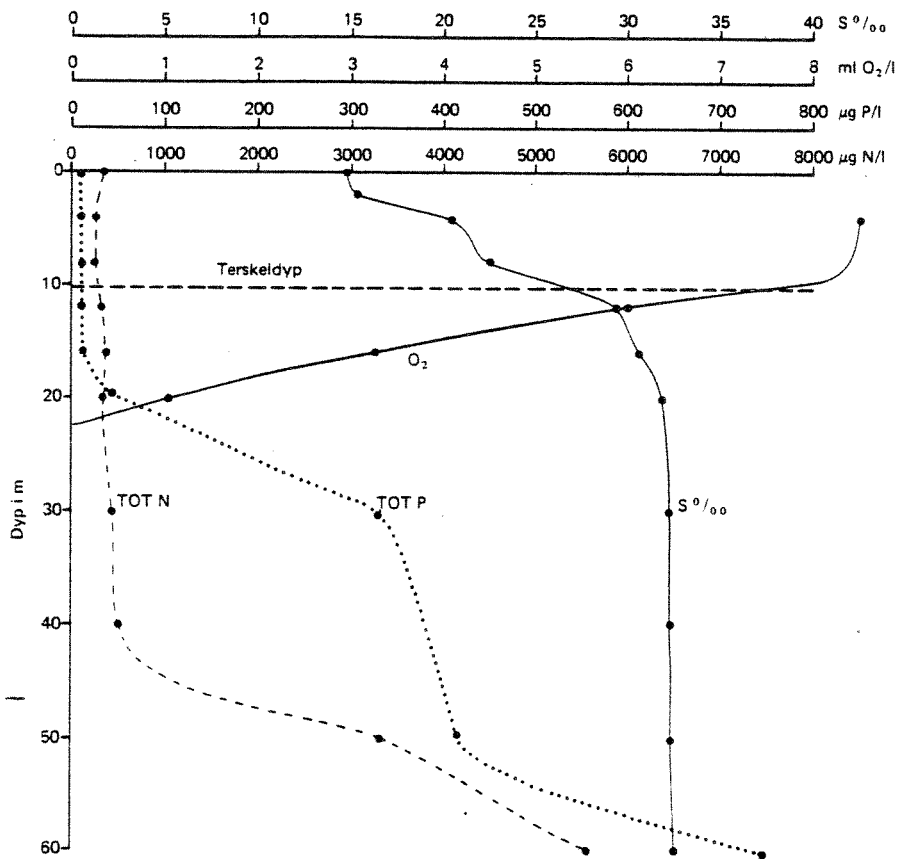


Fig. 5.3. Vertikal fordeling av salinitet, oksygen, totalfosfor og totalnitrogen i Hellefjorden ved Kragerø 1978-06-06.

Følgende formel beskriver endring av planteplanktonbestanden der P betegner utgangsbestanden, P_h , R og G er koeffisienter for fotosyntese, plantenes egen respirasjon og for beiting:

$$\frac{dP}{dt} = P (P_h - R - G) \text{ (Riley 1963).}$$

Dersom økt tilgang på næringssalter fører til at $P_h - R$ øker mer enn G , vil planteplanktonbestandene øke mer enn før, men dersom G øker like mye eller mer, vil planteplanktonbestandenes vekst reduseres.

Det er grunn til å tro at beitingen virkelig kan endres i positiv retning. Bedrede oksygenforhold i dypet vil gi bedre forhold for vertikal-

vandrende dyreplankton som beiter i overflatevannet mens det er mørkt og vender tilbake i dypet om dagen. Slike vertikalkvandrere har normalt stor betydning som beitere på de viktigste store planteplanktonartene.

Foreløpig må imidlertid konklusjonen bli at en ikke vet hvordan planteplanktonbestandenes tetthet vil påvirkes. Det er derfor viktig å ta med undersøkelser av disse forholdene i kommende forsøk.

Dersom det skulle vise seg at produksjonsforholdene i overflatelaget endres i ugunstig retning kan eventuelt dette motvirkes ved å begrense tiltakene til den ikke-produktive årstid (vinterhalvåret). Ugunstige virkninger av økt oppblanding med næringsrikt vann vil dermed kunne minimaliseres. Hvis derimot beitedyrene kan ta hånd om den økte produksjonen vil den økte produktiviteten i alle ledd i økosystemet som følge av dette, være en enda gunstigere løsning.

Innblanding av dypvann, eventuelt kombinert med nedpumping av overflatevann eller tvungen neddykking av ferskvann kan påvirke salinitet og temperatur i overflatelaget. Saliniteten kan øke noe, mens temperaturen kan bli redusert i den varme og hevet i den kalde årstid.

Virkningene på organismesamfunnene er naturligvis avhengig av størrelsen av forandringene. Generelt vil imidlertid økt salinitet i overflatevannet øke mulighetene for at marine artjer kan etablere bestander i området. Både de planktoniske og benthiske samfunnene vil derfor kunne endres. De nye samfunnene vil kunne avvike fra de opprinnelige, men i overflaten kan dette ellers ses som en positiv utvikling. Som tidligere nevnt er det et minimum med hensyn til artsantall i brakkvann. Dersom normal salinitet er over ca 7-10 ‰ vil en økning bare kunne øke artsantallet.

Konsekvensene av endret temperatur er vanskeligere å forutsi. Temperaturen påvirker hastigheten av biokjemiske prosesser, blant annet fotosyntese og respirasjon, er bestemmende for gytetidspunkt og kan være avgjørende for om en art kan etablere bestand i et område (NIVA 1973, 1974). Dersom middeltemperaturen endres vesentlig (feks størrelsesorden 1°C eller mer) må en vente endringer med bakgrunn i slike forhold.

Kanskje mest virkning vil en eventuelt endret islegging medføre. Isen er av betydning for strandfauna og flora ettersom disse kan bli skrappt bort i isvintre og deretter må etablere seg på nytt. Snødekt is hemmer lysinnstrålingen i vannmassene og kan dermed forsinke våroppblomstringen. Lufting i vinterhalvåret vil normalt medføre økt salinitet og temperatur i overflatelaget, noe som motvirker islegging.

5.4. Konsekvenser av fullstendig nedbryting av sjiktning

Vurderingene i kapittel 5.2 og 5.3 forutsetter at sjiktning til en viss grad opprettholdes i vannmassene.

I tidligere kapitler er mulighetene for å bryte ned sjiktningen omtalt.

En fullstendig nedbrytning av sjiktningen kan føre til en omfattende endring av økosystemet. Endringene i temperatur og salinitet som er omtalt i kapittel 5.2 og 5.3, vil bli betydelige. I tillegg kommer faren for gassovermetning. Noen begrunnet vurdering av hva en permanent nedbrytning av sjiktningen vil føre til, er det ikke mulig å komme med. Om behandlingen bare foretas periodevis, vil sjiktningen imidlertid fort etablere seg igjen. I et slikt tilfelle er de generelle betraktningene i kapittel 5.2 og 5.3 mer gyldige.

5.5. Virkninger i tilgrensende områder

Under lufting av dypvannet i en fjord vil strømningsmønsteret i fjordmunningen og også kvaliteten av det vannet som strømmer ut bli endret. Avhengig av hvor nær sammenheng det er mellom dette vannet og utenforliggende områder kan dette gi virkninger av samme karakter som i overflatelaget inne i fjorden.

Dypvannet som løftes opp under en terskeloverskylling, strømmer etterhvert ut i områdene utenfor fjorden, og dersom det er oksygenfattig eller i verste fall H_2S -holdig, kan det medføre problemer også der. Det utstrømmende vannet er næringsrikt og kan bidra til planktonoppblomstringer. Alvorlige problem som følge av dypvannsfornyelse i innenforliggende fjordområder er imidlertid sjeldne. Det skyldes at det gamle dypvannet vanligvis er betydelig fortynnet allerede når det strømmer ut over terskelen, og at mulighetene for videre fortynning utenfor terskelen vanligvis er meget gode.

Restaureringstiltakene vil føre til en økning av utstrømning av nærings-salter og dermed muligens til økt produksjon i områdene utenfor. Hvis tiltakene virker etter sin hensikt vil imidlertid bare første utstrømning inneholde oksygenfattig vann/ H_2S og spesielt næringsrikt dypvann. Deretter vil faren for forgiftninger utenfor fjorden falle bort.

Når dypvannet i fjorden får lavere tetthet på grunn av lufting, vil det påvirke muligheten for dypvannsutskiftningen i innenforliggende bassenger hvor slike finnes. Sannsynligvis blir frekvens og omfang av dypvannsfornyelser noe redusert, men dette må vurderes nærmere.

En restaureringsplan må derfor ta hensyn til flere bassenger i et fjordsystem.

6. KONKLUSJONER

1. En rundspørring hos fylkeskommunene har vist at et stort antall (>50) fjorder og poller har perioder med oksygenvikt i dypvannet, eller er nærmest permanent anoksiske. I de fleste tilfeller skyldes dette en kombinasjon av sivilatorisk belastning og dårlig vannutskiftning på grunn av en eller flere terskler.

I perioder med oksygenvikt vil dypvann og bunn være uten høyerestående liv.

2. Noen av disse vannforekomstene kan være nærmest naturlig anoksiske. Her vil tiltak som lufting av dypvannet, eller bortsprengning av terskler være nødvendig om oksygenproblemene i dypvannet skal fjernes.

For mange av de andre er det sannsynlig at restbelastningen selv etter vanlige avlastningstiltak (avskjærende ledninger, rensing av kommunal kloakk m.v.) vil være for stor til at oksygenproblemer i dypvannet unngås. Restbelastningen kan da feks utgjøres av noe kommunal kloakk (uttette ledninger, ufullstendig rensing) industrielt avløpsvann, jordbruksavrenning, avrenning fra skog og utmark. I slike situasjoner vil lufting av dypvannet være et nødvendig supplement til tiltakene på land for å kunne bedre forholdene i fjorden.

I fjorder der problemene er konsentrert til dypvannet mens forholdene i overflatelaget er tilfredsstillende, kan man tenke seg lufting som et alternativ til videregående rensing av kommunalt avløpsvann.

3. Det finnes idag en rekke metoder for å øke oksygeninnholdet i dyp-lagene i fjorder:
 - selektiv lufting (lufting av bunnvannet uten å påvirke de naturlige tetthetsgradienter)
 - **total** lufting (dette medfører blanding av vannmassene og derved nedbryting av tetthetsgradientene)

- pumping av overflatevann ned til dypet (kan ha tilnærmet samme effekt som total lufting)
- oppdriftsstråle i dypet (mest aktuelt i marine resipienter ved å føre ferskvannsutslipp ned på dypet - tilnærmet samme effekt som total lufting)
- tappe bort bunnvannet
- strømsetter (dette er en propell nær bunnen som skaper vertikalsirkulasjon og derved blanding av vannmassene).

Det er i første rekke de to førstnevnte metoder som er de mest utprøvde, og da i ferskvann.

Det er behov for flere praktiske erfaringer for å få etablert dimensjoneringskriterier for de enkelte tiltak. For metodene pumping av overflatevann ned på dypet og total lufting, gir imidlertid de forsøkene som ble utført i Bongstøvvann ved Mandal, foreløpige veiledende dimensjoneringskriterier når det gjelder de direkte fysiske virkninger (avsnitt 3.2.1 og 3.3). Ved overføring av resultatene til andre fjorder virker det rimelig å anta at tilført luftmengde eller vannmengde bør være proporsjonal med overflatearealet forutsatt noenlunde sammen dybde- og lagdelingsforhold. En bør også ta hensyn til at pumingen av overflatevann ned på dypet var i minste laget i Bongstøvvann, mens luftingen virket svært raskt.

De tiltakene som er beskrevet vil trolig virke tilfredsstillende i terskelfjorder opp mot 5 km^2 selv med relativt små anlegg (feks utslipp av inntil $1 \text{ m}^3/\text{s}$ ferskvann ned på dypet). Restaurering av større fjorder vil trolig kun være aktuelt i forbindelse med større utbyggingsprosjekter med andre primære mål; feks vannkraftutbygging og varmekraftverk.

4. Usikkerheten ved bruk av de forannevnte metodene er nå primært knyttet til effektene på økosystemet i vannforekomsten. Man har en forholdsvis god kvalitativ oversikt over de hydrokjemiske/biologiske prosesser som vil bli påvirket, men helt utilstrekkelig grunnlag for å kunne kvantifisere disse forandringene som kan gi både positive og negative utslag. I dypvannet vil de naturlig nok være positive, men i overflatelaget kan tiltakene i visse situasjoner medføre

ugunstige virkninger på produksjonsforholdene. Dette må undersøkes nærmere ved praktiske forsøk.

Det er videre behov for praktiske erfaringer for å kunne avgjøre hvilken tid på året som er gunstigst for lufting av dypvannet i en fjord, både med sikte på å unngå ugunstige effekter på overflate- laget og for å kunne optimalisere langtidseffekten med hyppige terskeloverskyllinger og dypvannsutsiftninger.

5. For videre praktiske forsøk med fjordforbedring synes metoden med ferskvanninnblanding i dypvannet å være mest aktuell. Man bør da helst finne to små terskelfjorder som er mest mulig like med hensyn til topografi, hydrofysikk/-kjemi og biologi. Man kan da gjøre forsøk i den ene og bruke den andre som kontroll. To slike fjorder er funnet i nærheten av Kragerø.

Det vil neppe være mulig å gjennomføre mer enn to luftinger av dypvannet pr år. Sannsynligvis vil det være behov for 3-4 forsøk, dvs en forsøksperiode på ca 2 år.

For å få en bedre forståelse for den effektive omrøring de enkelte tiltak fører til er det ønskelig å gjennomføre enkle laboratorieforsøk under kontrollerte betingelser.

7. LITTERATURLISTE

- Abraham, G. & Burgh, P.v.d. (1962): "Reduction of salt water intrusion through locks by phenmatic barriers". Delft Hydraulic Laboratory, Publication no 28.
- Abraham, G. (1963): "Jet diffusion in stagnant ambient fluid". Delft Hydraulic Laboratory, Publication no 29.
- Berge, F.S. (1981): "Fjordforbedring i Bongstøvnann og Rona". VHL-rapport STF60 A81011.
- Bouck, G.R., Nebeker, A.V. and Stevens, D.G. (1976): Mortality, salt-water adaption and reproduction of fish during gas supersaturation. EPA -600/3-76-050 US Environmental Protection Agency.
- Bulson, P.S. (1961): "Currents produced by an air curtain in deep water" The Dock and Harbour Authority, May 1961.
- Carstens, T. (1971): "Prevention of ice formation by forced mixing". First Int. Conf. on Port and Ocean Eng. under Arctic Conditions.
- Fan, L.N. (1967): "Turbulent buoyant jets into stratified or flowing ambient fluids". Cal. Inst. of Techn, Report no KH-R-15.
- Garton, R.R., Salman, H.A. and Heller, F.R. (1973): Sources of gas supersaturation in water. In: Western Proceedings Fifty-Third Annual Conference of the Western Association of State Game and Fish Commissions.
- 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.
- Kobus, H.E. (1968): "Analysis of the flow induced by air-bubble-systems". 11-th Conf. on Coastal Eng.
- KOMMIT (Komitèen for miljøvern) (1978): "Hydrokjemi og hydrobiologi". NTH, Trondheim.
- McClimans, T.A. (1978): "On the energetics of tidal inlets to landlocked fjords". Marine Science Communications, no 4, pp 121-137.

- NIVA (1973) 0-70177: "Undersøkelser av vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Resultater fra Oslofjordområdet for perioden 1971-71". Saksbehandler: Ivar Haugen, Gotfred Nilsen, 180 s.
- NIVA (1974) 0-70177: "Undersøkelser av vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Resultater fra Oslofjordområdet for perioden 1973-74". Saksbehandler: Gotfred Nilsen. 266 s.
- NIVA (1982) 0-81072: "Vannforekomster i Vest-Agder. Vurdering og kommentarer til fysisk-kjemisk analyseresultater fra fjorder i tidsrommet 1978-81".
- Paul, A.J., Paul, J.M and Shoemaker, P.A. (1979): "Artificial upwelling and phytoplankton production in Alaska". Marine Science Communications, 5(1). pp 79-89.
- Riley, G.A. (1963): "Theory of food-chain relations in the Oceans". In M.N. Hill (ed.) "The Sea, Vol. 2". Interscience. New York. pp. 438-463.
- Stigebrandt, A. (1975): "Stationær tvålagerstrømning i estuarier". VHL-rapport STF60 A75120.
- Sægvog, S. (1978): "Boblegardin i sjiktet vann". VHL-rapport STF60 F78015.
- Trøttestad, A. (1967): "Boblegardin ved lufttilførsel fra samvirkende parallelle rør". VHL, Trondheim.

V E D L E G G

INNHOLD

1. Erfaringer fra Finland med bruk av Hydixor-lufteren. (THE APPLICATION OF THE HYDIXOR AERATION METHOD FOR LAKE MANAGEMENT IN FINLAND. A progress report presented in the Jubilee Symposium "Lakes and Water Management" of the Finnish Limnological Society, Helsinki, September 22th 1980. Paavo Seppänen, National Board of Waters. Personlig overlevert notat.
2. Erfaringer fra Sverige med bruk av Limno-lufteren og pumping av bunnvann. ("Åtgärder för att förbättra tillstånden i Brunnviken". Stockholms vatten- och avloppsverk. 1978-04-06 og "Pumpanläggning för restaurering av Brunnsviken samt fördjupning av Älkistekanalen". Stockholm 1980-06-03.)
3. Erfaringer fra Norge. (Forsøk med pumping og tilførsel av komprimert luft i Bongstøvvann ved Mandal. Innlegg i tiddskriftet VANN nr 4 1981.)
4. Registrering av forurensede terskelfjorder i Norge.

VEDLEGG NR 1

ERFARINGER FRA FINLAND

THE APPLICATION OF THE HYDIXOR AERATION METHOD FOR LAKE MANAGEMENT
IN FINLAND. A progress report presented in the Jubilee Symposium
"Lakes and Water Management" of the Finnish Limnological Society,
Helsinki, September 22th 1980

The Hydixor lake aeration method has been developed by the inventor of the device, Pauli Isteri, in cooperation with the National Board of Waters. The project was started in January 1974. Since then the aeration device has gone through a tremendous improvement. At the same time our philosophy concerning lake aeration has greatly changed, which is perhaps even more important.

According to the orthodox limnological way of thinking we started by directing our efforts towards hypolimnion aeration instead of destratification. In the first field experiments it proved, however, to be very difficult to avoid a destratification because of the great volumes of water and air moved through the device. At the beginning we were scared, of course, but then we started to analyze the consequences. In no case did we find any harmful effects of the artificial turnover caused by the aeration. This was to be expected, because in our latitudes turnover is a natural phenomenon which occurs twice a year in stratified lakes without killing them. On the contrary, the turnover periods are by far the most important factors among all of those which keep our lakes alive.

Having comprehended this basic truth we automatically put the next question: Why to allow a troublesome lake to stratify and develop a stinking hypolimnion when it's easy enough to maintain the natural turnover simply by starting the operation at the right time?

The final blow was the energy crisis which forced us to get the maximum profit out of every penny invested in the running costs. If we combine an artificial destratification with a direct hypolimnion aeration, the amount of oxygen dissolved per unit energy is easily doubled if not trippled as compared to a sole hypolimnion aeration.

This is how we came to one of the leading principles of the Hydixor method: Always start at the end of a turnover period and, whenever possible, at the end of an autumn turnover. This rule has proved to be somewhat difficult to follow due to several reasons, e.g. slowness of decisionmaking, delays in the delivery of electricity and the fact that installing the device is easiest when the lake is frozen.

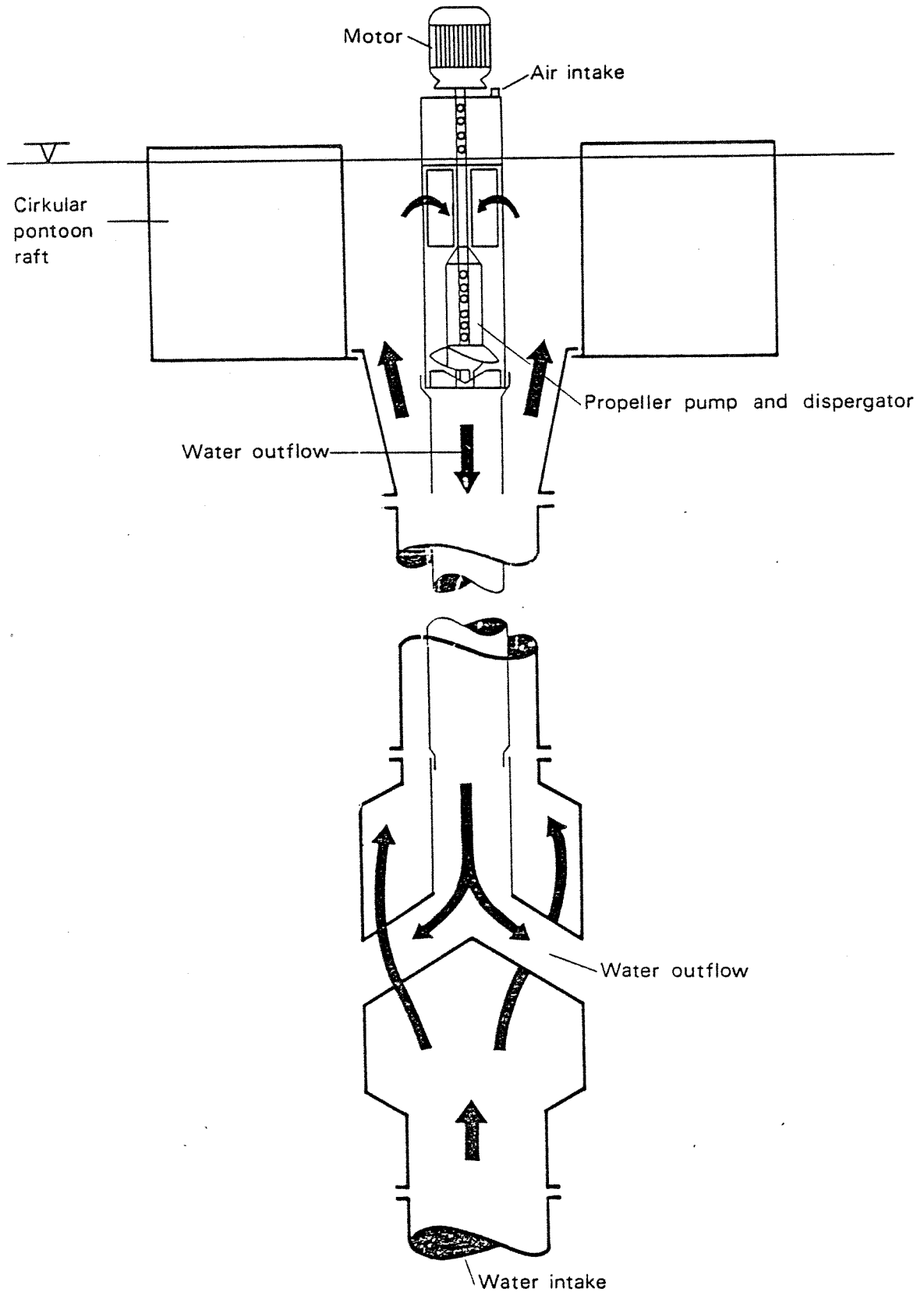
The aerator operates self-floating on the surface carried by a circular pontoon. The water intake and outlet tubes are one inside the other the intake being outside and the outlet inside. The outlet tube ends to a T- or Y-shaped piece which gives the outflowing water a horizontal movement. The intake tube extends somewhat deeper and the lowermost part is usually telescope-shaped. In some cases, however, the outlet tube has been longer than the intake tube. This enables water to be taken from near the surface which is necessary in very shallow lakes (the case Lammaslampi) or when a fast destratification is required (the case Törölampi).

The water is pressed down to the outlet tube by an electrically powered propeller pump which creates a zone of low-pressure above the propeller. Here a porous cylinder, called the dispergator, is fixed around the hollow propeller axis and rotates with the axis. When air or any desired gas is allowed to flow into the propeller axis, it is automatically drawn through the wall of the dispergator into water. The circular movement of the cylinder together with the downward movement of the water in the tube cause the incoming air to break into extremely small bubbles thus creating a very large contact surface between air and water. The mixture of air bubbles and water immediately below the propeller is milk-white and foamy. When the water-air mixture flows downward the solution pressure of air increases according to Henry's law. It is preferable, therefore, to install the T-piece to the maximal possible depth, at least in very shallow lakes.

In the Kiteenjärvi experiment, flow measurements in the first prototype, where separated $\emptyset 0.8$ m tubes were used, gave as result a water pumping capacity of 28 000 m³/d.

HYDIXOR-AERATOR

Operational principles



For the latest models of Hydixor pumping capacities of the normally used air-water mixture have been measured as follows:

Nominal Power kW ..	Pumping capacity m ³ /d
4	8 000
10-11	28 000
15	45 000

Additionally, a heavily-built 15 kW "super model" owing a pumping capacity of ca. 65 000 m³/d has been developed.

The water pumping capacity of these devices enables them to be used for introducing chemicals into such lakes which for any reason are to be treated chemically.

The basic facts of Hydixor aeration experiments begun or carried through so far are presented in table 1. The experiments are also described in brief case histories as follows.

TABLE 1

CASES OF LAKE AERATION WITH THE HYDIXOR METHOD

Surface Area ₂ km ²	Volume Mm ³	Greatest Depth m	Hydixor Type	Depth of the intake m	Depth of the outlet m	Time ^{x)}
Lake Kiteenjärvi	27.1	12.8	11 kW experimental prototype with \emptyset 0.8 m separated tubes	11	9.5	Winter 1975, 1976
Pond Törölampi	0.04	10	The Kiteenjärvi-prototype	5	10	1975-1978
Pond Lammaslampi	0.07	3	11 kW, \emptyset 0.6 m separated tubes	1	2.5	Winters from 1977 onwards
Lake Valkiajärvi	0.1	14	4 kW tubes one within the other	12.5	8	Stagnation periods from winter 1978 onwards
The Silvola Reservoir	0.5	17	1978 the Lammaslampi device, 1980 the latest model 15 kW, see fig. 1	16.5	12.5	Summer stagnation 1978 and 1980
Lake Västra Kyrksundet	0.59	18	15 kW, as presented in fig. 1	17	12.5	From autumn 1978 onwards
Lake Långsjö	1.43	18	"-	17	12.5	From winter 1980 onwards
Lake Jyväsjärvi	3.4	25	"-	21	16.5	Stagnation periods from winter 1979 onwards
Lake Vesijärvi	25	33	15 kW, with separated rubber hoses	30	25.5	Winter 1979, 1980
Lake Ruokojärvi	0.96	4.1	15 kW, as presented in fig. 1	4	3.5	Winter 1980
Lake Lehijärvi	7.1	18	"-	15	10.5	Summer 1980
The Raw-water Reservoir of the Town Kristiinankaupunki	0.023	2	4 kW	2	1	Started in November 1980
The Uljua Reservoir	4.4-29	3-11	1980: One 15 kW device with elastic rubber hoses. 1981: Two 15 kW steel+tube devices with improved pumping capacity.	Hypolimnion	1 m below the intake	1980 and 1981
Lake Iidesjärvi	0.6	2.5	15 kW	1	2	Winter 1981
Lake Kynnijärvi	0.09	5	4 kW	0.5	2.5	Winter 1981
Lake Tottijärvi	0.7	5	4 kW	0.5	2.5	Winter 1981

x) Winter means time from January to April

LAKE KITEENJÄRVI, KITEE

The first field experiments with the Hydixor method were carried through in this rather voluminous lake during late winter in years 1975 and 1976. The device used was an experimental prototype with separate \emptyset 0.8 m intake and outflow tubes. These experiments were characterized by repeated breaks caused partly by changing of different components to be tested and partly by technical difficulties typical for the early developmental stage of any mechanical instrument. The 2 Mm³ hypolimnion, regularly entirely oxygen-devoid in late winter, contained 0.1-0.7 ppm DO at the end of the running sequences in 1975. Most of the dissolved oxygen was instantly bound by the iron-rich bottom sediment. This was clearly seen as a red color in the uppermost 1-2 cm layer of the originally black bottom sludge. In January 1976 the red color still maintained, and after the aeration sequences DO contents up to 3.6 ppm were found above the bottom surface.

In 1975 the usage of pure oxygen was also tested. A total amount of 8 tons was injected through the dispergator in several sequences. The necessity or the advance of using pure oxygen as compared to air could not be evaluated because many different dispergators and propellers were tested at the same time.

During the experiments changes of the chemical parameters of the lake's water were followed. In short, just before the ice-loss in April 1976 the amount of total phosphorus in the lowermost part of the hypolimnion was 43 ppb which is 88 % less than two years earlier and the iron content was 1.06 ppm, 78 % less than two years earlier.

In November 27th 1980 a full-scale aeration of this lake using one 15 kW Hydixor, the model shown in fig. 1, has been started as a communal action.

Pond Torolampi, Parikkala

This pond is situated in a deep forest-covered depression well sheltered from winds. The pond has been exploited as a recipient for local municipal wastewaters for 30 years which has resulted in a permanent stratification and total absence of dissolved oxygen in the water. Four years after a diverting of the sewage no change in the pond's condition could be registered. At the worst time unpleasant odours originating from this duck-weed-covered pond have been a nuisance for the near-by residence.

In the Torolampi experiments the original prototype, borrowed from Lake Kiteenjaru, was used. The first experiments here, likewise as in the Lake Kikenjaru, were repeatedly interrupted for testing of different part of the device. Tests, using pure liquid oxygen were also carried through sponsored by AGA ltd. With pure oxygen, the DO content in the entire volume of this pond could be increased from 2.2 ppm. to 10.5 ppm. within 24 hours. Finally, this pond was kept in aerobic condition by running the aerotor intermittently one day a week and using air.

Pond Torolampi has no effluent, and the once heavily loaded pond showed no permanent improvement during the aeration. Through the open-water season the pond is covered with duckweed which completely prevents light and oxygen to penetrate into the water. Removal of the duckweed biomass is a condition of further aeration.

Pond Lammaslampi, Vantaa

This smallish lake, or pond, is situated in the middle of a residential area in the municipality of Vantaa, therefore owing a great recreational value. As consequence of human activities in the drainage basin, including waste water disposal on an adjacent marsh, the lake's condition has been developing towards unfavorable direction. This has resulted in a lack of dissolved oxygen in bottom-near layers in late winter.

By means of intermittent running of a Dydixor-device the DO content is kept roughly at the level of 10 ppm in the entire water body during winters. The aerator runs 3 days and stays 4 days a week.

Lake Valkiajärvi, Puumala

Owing crystal-clear water, this lake has proved to an excellent place for rainbow trout cultivation. Fertilized by excessive amount of artificial fish food this lake had in roughly ten years become severely overloaded. This had resulted in algal blooms and hypolimnetic oxygen depletions during summer and winter stagnation periods. The exceptionally long seven years' retention time partially explains the sensitivity of this lake.

The lake's basin is divided into three roughly equally voluminous parts by two high, natural thresholds. Of these parts the central and the northernmost one are used for fish cultivation. The most important part is the central basin, where e.g. the feeding of the fish happens. Data given in table 1 concern this central basin of the lake.

Starting from January 1978 a minor Hydixor aerator of 4 kW nominal power has been run in the middle of the central basin during winter and summer stagnation periods. The DO content can be kept above the level of 80 per cent of saturation in the entire volume of this basin.

Lake Jyväsjärvi

As a recipient of unpurified sewage of ca 40000 inhabitants and industrial wastewaters of a paper mill this lake has been one of the most heavily loaded and polluted lakes of the whole country. Records starting from late 50'ies show regular oxygen devoid in the hypolimnion during stagnation periods. At the worst the entire volume was oxygen-devoid during winters.

The diversion of sewage from different sources was completed in 1976, but the oxygen-consuming wastewaters of the paper mill are still discharged into the lake. The lake's condition has not essentially improved.

The average content of iron in the water of lake Jyväsjärvi is roughly 1 ppm. During spring and autumn turnovers this amount of iron is sufficient to bind nearly all of the troublesome phosphors temporarily to bottom sediment, as has been verified several times. Providing that the oxygen consumption of the industrial wastes can be compensated, the phosphorns should therefore stay sealed to the bottom by means of lake aeration.

According to original calculations a successful aeration of this lake by means of the Hydixor method would require three 15 kW devieces. The aeration begun in January 1979 using one 15 kW device. So far only one aerator has been used.

During the two aeration winters 1979 and 1980 one Hydixor aerator has surprisingly proved to be sufficient in keeping the whole lake in aerobic state. The lowest oxygen content, measured Mars the 29th in 1979 and April the 2nd in 1980 was 3.6 ppm in both years. After this the oxygen content begun to rise, probably due to penetration of oxygen-rich water from the melting snow.

Lake Vestijärvi, Lahti

Having been heavily loaded with municipal waste waters, the recovery of this lake has not advanced as expected after the diversion of the sewer which was completed in May 1976. The hypolimnion of the Enonselkä-part of the lake tends to be totally oxygen-devoid during the stagnation periods up to the depth of 10 m containing a volume of roughly 25 Mm³.

Results of time aeration periods. 1979-16-3--15-4 and 1980-14-3--15-4 are now available. In both winters, the hypolimnion was already oxygen-devoid up to the depth of 21 m; the maximum depth being 31 m. In 1979, two weeks after the beginning of the aeration, the oxygen content in the lowerest part of the hypolimnion was already over 1 ppm in the vicinity of the aerator. Before the experiment was finished the uppermost level of the oxygen devoid volume has sank from 21 m down to 25 m in the distance of ca 1.5 km from the aerator. Between these two points a sill in the depth of 25 m had prevented the influence of the aerator to penetrate deeper in the latter hollow.

In 1980 the oxygen content towards the end of the aerator period was as high as 4.9 ppm from the depth of 20 m down to the bottom. Following the same pattern as the one of the previous winter the lower limit of the aerotic layer sank down to the depth of 25 m at the distance of 1.5 km from the aerator.

The mean total phosphorus content before aerator was ca 60 $\mu\text{g P/l}$ in 1979. In the aerated volume of the hypolimnion the P-content sank to the level of 12-18 $\mu\text{g P/l}$ and the amount of total P in the aerated volume decreased nearly 40 per cent during the aeration.

The Silvola Reservoir, Helsinki

The Silvola Reservoir is a raw-water basing of the City of Helsinki. In this reservoir, a thermal stratification occurs every summer resulting in a decreasing of DO in the hypolimnion which in turn enables troublesome amount of manganese to dissolve into the water. Efforts have been made to prevent this by means of aeration with compressed air, by selective discharge of the bottom-near water and by using a specially constructed system which generates a circulation, both horizontal and vertical, of the water in the basin. These measures have proved to be either inefficient or very costly.

The first experiment with the Hydixor method was carried through in 1978, between June the 1st and August the 10th. The oxygen was analyzed daily by the laboratory of the waterworks and the sample was taken from the incoming raw-water in the waterworks. This water is a mixture taken partly from the deepest point of the basin, partly 5 meters above this, thus presenting only the hypolimnion. During the aeration the lowermost DO content in this water, lasting all together 5 days in three sequences, was 67 per cent of saturation. Since the usage of this reservoir in 1962 begun, the DO content of this water has regularly sunk under 50 per cent of saturation during the summer stratification. The aeration also resulted in a decreasing of the changes in the raw-water quality.

The aerator used in 1978 was borrowed from the near-by situated pond Lammaslampi, where aeration is necessary only in winter. This device, intended to be used in shallow water only, was not considered to be particularly suitable in the case of the much deeper Silvola Reservoir in spite of the necessary changes made to extend and re-shape the intake and outlet tubes.

In 1980 the aeration experiment was repeated, this time with specially tailored device of the latest Hydixor model. The aeration lasted 75 days, from June the 5th to August the 19th. From the report made in the waterworks after the aeration the results can be crystallized as follows:

During the aeration the average DO content of the daily samples of the hypolimnion was 79.4 per cent of saturation. The lowermost measured DO was 73 per cent of saturation (6.8 ppm O₂). In the report it is concluded that the Hydixor method is the most advantageous and effective measure so far applied for improving the oxygen condition in the Silvola Reservoir.

Lake Västra Kyrksundet, Åland

This lake is situated on the sea level being connected with the sea through a narrow channel. As a consequence of this, salty water has penetrated into the lake during the periods of high sea level. The lake has thus become meromictic with a dense, salty monimolimnion below a highly productive slightly brackish epilimnion. The thickness of this monimolimnion was 9 m just before the aeration was started. The extremely reduced condition of the monimolimnion is best described by means of the IOD-values immediately before starting the aeration. October the 31st 1978:

Depth m	IOD ppm
8	4.5
10	8.1
12	11.7
14	13.7
16	16.1
17	22.1

Regarding the aeration, these values can - and must - be taken as negative DO values. This also explains why every portion of fresh sea water penetrated into the layer had immediately lost it's DO in the lake.

When the aeration was started, the smell of hydrogen sulphide and ammonia was strong enough to make it impossible - and probably even dangerous - to stay in the vicinity of the aerator. According to rough calculations of the oxygen demand of this monimolomnion and it's

bottom sediment it was stated that there would be no reason for panic if no trace of oxygen could be found in the bottom near layers after some 9 month's aeration.

At the start, the IOD of the incoming water diminished from 22.1 ppm to 2.1 ppm as measured at the end of the outlet tube. The net DO feeding was thus 20 ppm although the water still remained oxygen-devoid. The next day water coming out from the T-piece of the outlet tube already contained 0.3 ppm DO. After two week's aeration the aerobic layer at a distance of 150 m from the aerator reached to the depth of 10-11 m. 140 days from the start the entire lake was aerobic and practically destratified. The lowermost DO content, at the maximum depth at a station situated at a distance of 550 m from the aerator was 0.96 ppm in the depth of 15 m. In the depth of 14 m at the same station the DO content was already 3.3 ppm. Ten and half months after the start of the aeration the DO content in this lake including the greatest depths was generally about 7 ppm. At the station 550 m from the aerator DO content was 4.8 ppm in the maximum depth of 15.8 m. Here a massive occurrence of Crusterea of the genus Daphnia also appeared.

From the above results it can be concluded that the aeration succeeded much better than expected. Later the aerator has been run variously intermittent some days a week.

VEDLEGG NR 2

ERFARINGER FRA SVERIGE



Åtgärder för att förbättra tillståndet i Brunnsviken

Under senhösten 1969 anslöts Solnas avloppsvatten till Käppalaverket. Härigenom upphörde föroreningen av Brunnsviken med avloppsvatten. Tillståndet i Brunnsviken var vid denna tidpunkt kraftigt påverkat av tillförseln av stora mängder organisk substans och växtnäringssämnen med avloppsvattnet. Mest påtagligt var ofta förekommande uppdrift av svavelvätehaltigt vatten till ytan med åtföljande luktbesvär som en följd av höga halter av svavelväte i djupvattnet. Ytvattnet var påtagligt planktongrumlat med ett siktdjup av knappt en halv meter.

Under åren 1970 - 1972 diskuterades mellan Naturvårdsverket samt Solna och Stockholms kommuner åtgärder för att förbättra tillståndet i Brunnsviken. Syftet med åtgärderna skulle vara att förhindra svavelvätebildning i viken och att sänka näringsnivån så att alggrumlingen i vikens ytvatten sommartid minskade. Den åtgärd som på sikt bedömdes kunna ge bäst resultat var bortpumpning av bottenvattnet i viken. Härigenom skulle det svavelvätehaltiga och näringsrika bottenvattnet ersättas med syrerikt och jämförelsevis fosforfattigt vatten från Lilla Värtan. På uppdrag av Solna och Stockholms kommuner utförde VIAK AB 1970 en principutredning om möjligheterna att pumpa bort Brunnsvikens bottenvatten. Enligt utredningen skulle åtgärden kosta ca 2 miljoner i anläggningskostnad. Det bedömdes emellertid att metoden inte skulle ge full effekt förrän vattenbeskaffenheten i Lilla Värtan hade förbättrats. Såsom en temporär åtgärd valdes därför att tillföra djupvattnet syre med hjälp av 4 st. limno-aggregat (Atlas Copco AB). Med denna åtgärd beräknades att svavelvätebildning i djupvattnet skulle kunna förhindras och därmed luktbesvär undvikas. Åtgärden förutsågs emellertid inte nämnvärt påverka näringsnivån i Brunnsviken. Driften av limno-aggregaten startade i februari 1973.

Undersökningar i Brunnsviken

Under 1940- och 1950-talen utförde Stockholms kommun omfattande undersökningar i Brunnsviken och Lilla Värtan. Sedan Brunnsviken avlastats från föroreningstillförsel studerade Naturvårdsverket situationen i viken under åren 1970 - 1972. Efter installationen av limno-aggregaten i viken svarade Naturvårdsverket för uppföljningen av tillståndet i viken under det första driftåret. Sedan 1974 har Stockholms va-verk svarat för uppföljningen genom undersökningar 1 gång/månad. Härvid studeras skiktningssförhållandena, syretillståndet och fördelningen av växtnäringssämnen kväve och fosfor samt siktdjup och klorofyllhalt i ytvattret.



Vid institutionen för vattenbyggnad vid Tekniska högskolan utfördes under sommaren 1977 såsom ett examensarbete en analys av vattenomsättningen i Brunnsviken. Vid Botaniska institutionen vid Stockholms universitet har undersökningar utförts i Brunnsviken under åren 1970 - 1974. Dessa undersökningar har i första hand gällt växtplanktonbeståndet och den högre vegetationen.

Erfarenheter av restaureringsförsöken i Brunnsviken har redovisats av Lars Karlgren vid Naturvårdsverket dels vid ett symposium om eutrofiering 1974, dels i Naturvårdsverkets årsbok 1974.

Data om Brunnsviken

Morfologiska uppgifter

Brunnsviken har en yta av $1,5 \text{ km}^2$ och ett största djup om 14 m. Volymen är $9,4 \text{ milj. m}^3$. Under de perioder då vattnet i viken är densitetsskiktat ligger sprängskiktet i regel på ca 6 m djup. Volymen ovanför sprängskiktet är $6,95 \text{ milj. m}^3$. Djupvattnet har en volym av $2,45 \text{ milj. m}^3$, dvs djupvattnet utgör ca 25 % av totalvolymen. Brunnsviken är en sk tröskelvik som genom ett trångt och grunt sund, Ålkistekanal, står i förbindelse med Lilla Värtan.

Tillrinning från nederbördsområdet

Nederbördsområdet för Brunnsviken är inklusive sjöytan ca $16,5 \text{ km}^2$. Sjöytan utgör ca 10 % av nederbördsområdet. Den del av Brunnsvikens tillrinningsområde som ligger inom Solna kommun har en yta av ca $8,5 \text{ km}^2$. Via Råstaggjön tillförs Brunnsviken dessutom dagvatten från $5,5 \text{ km}^2$ inom Sundbyberg och Stockholm. Avrinningsområdet utgörs till 70 % av grönområden. Huvudmängden av dagvattnet tillförs den norra delen av Brunnsviken.

Den genomsnittliga tillförseln av vatten från hela tillrinningsområdet har uppskattats till ca $7 \text{ 500 m}^3/\text{d}$.

Inom Stockholm avleds bräddavloppsvatten till den sydligaste delen av Brunnsviken. Enligt beräkningar är de mängder avloppsvatten som bräddas små.

Skiktningförhållanden och vattenutbytet med Lilla Värtan

I Ålkistekanal är djupet endast 1,7 m. Det vatten som tillförs Brunnsviken från Lilla Värtan utgörs av ytvatten. Saliniteten och därmed densiteten hos Lilla Värtans ytvatten varierar inom vämligen vida gränser beroende dels på storleken av avrinningen från Mälaren, dels på intensiteten hos det vertikala utbytet i Lilla Värtan. Som en följd av densitetsvariationerna i Lilla Värtans ytvatten är vattnet i Brunnsviken kraftigt densitetsskiktat under den större delen av året.

Vattenutbytet mellan Lilla Värtan och Brunnsviken orsakas av ändringar i vattenståndet i de båda områdena. Vattenståndsändringarna beror på ändringar i lufttryck och vindförhållanden. På grundval av mätningar av vattenståndsändringarna i

hambassängen har tidigare beräknats att tillflödet och utflödet i Älkistekanalerna i genomsnitt är ca 100 000 m³ per dygn. De mätningar som Institutionen för vattenbyggnad utförde under en månad 1977 (10 juni - 8 juli) gav som resultat att den till Brunnsvikens inströmmande mängden vatten per dygn var 136 000 m³. Enligt mätningarna var den under samma period utströmmande mängden vatten per dygn 134 000 m³. Resultaten av mätningarna överensstämde således väl med den tidigare beräkningen.

Fördelningen av det inströmmande vattnet i Brunnsviken beror på vattnets densitet, densitetsskiktningen i Brunnsviken och vindförhållandena. Under den period 1977 då Institutionen för vattenbyggnad studerade vattenomsättningen i Brunnsviken var densiteten hos Lilla Värtans ytvatten något lägre än hos Brunnsvikens ytvatten. Spårämnesförsök visade att det inströmmande vattnet effektivt blandades in i Brunnsvikens ytvatten och att det även spreds till vikens inre delar. Sprängskiktet i viken syntes vara en spärr för inblandning i djupvattnet av det inströmmande vattnet. Studier av salinitets- och temperaturförhållandena i djupvattnet visar dock att under den tid en densitetsskiktning är utbildad i Brunnsviken sker genom turbulent vattenutbyte en mindre inblandning i djupvattnet av ytvatten med lägre salinitet och högre temperatur. Härigenom minskar densiteten hos djupvattnet och förutsättningen för att vatten från Lilla Värtan skall kunna omsätta djupvattnet ökar. Ett effektivt utbyte av djupvattnet i Brunnsviken kan ske endast när det inströmmande vattnets densitet är lika hög eller högre än djupvattnets. En dylik situation föreligger företrädesvis under hösten.

Vid de tillfällen då vattnet i Brunnsviken har samma densitet från ytan till botten kan en omsättning av Brunnsvikens vatten ske även i vertikal led.

Syretillståndet i Brunnsviken

När luftningen av Brunnsvikens djupvatten planerades förutsattes att det skulle vara tillräckligt att luftningen pågick under 10 av årets månader eftersom den naturliga vattenomsättningen i regel är tillräcklig under 2 månader för att hela vikens vatten skall vara syrehaltigt. Under det första driftåret valdes dock att driva anläggningen under hela året. Av olika skäl har det emellertid inte varit möjligt att hålla anläggningen i kontinuerlig drift. Nedan har sammanställts uppgifter om totala tiden för driftavbrott åren 1973 - 1977.

År	Driftavbrott	
	Antal timmar	% av året
1973	977	11
1974	1 035	12
1975	2 018	25
1976	4 360	50
1977	4 161	48

Syretillståndet i Brunnsvikens djupvatten beror av mängden



organiskt material som sedimenterar till djupvattnet, syretillskottet till djupvattnet och temperaturen hos djupvattnet. I en FM 1972 bedömde Naturvårdsverket hur stort tillskott av syre som skulle erfordras för att ständigt hålla djupvattnet syrehaltigt. Härvid utgick verket från syresituationen i viken under perioden 25 maj - 24 augusti 1971. Syreinhållet i djupvattnet under 6 m djup minskade under denna tid med i genomsnitt 520 kg/dygn (beräknat ur ökningen i svavelväteinhåll). Genom vertikalt vattenutbyte tillfördes djupvattnet under samma tid 250 kg syre per dygn från ytvattnet. Temperaturen i djupvattnet var i genomsnitt 7,5 °C. Som komplement till beräkningen studerades i laboratorieskala sedimentens syreförbrukning. Den uppmätta syreminskningen svarade mot en förbrukning av 250 kg/syre per dygn vid 7,5 °C. Av den totala syreförbrukningen - 770 kg/dygn - kunde således ca 1/3 tillskrivas sedimenten och resten nedfallande organisk substans, av vilken huvuddelen utgörs av växtplankton. En större syreförbrukning, 950 kg/dygn, har av Naturvårdsverket beräknats för sommaren 1973. Till en del berodde denna större syreförbrukning på att temperaturen i djupvattnet var högre under den studerade perioden.

Limno-aggregaten dimensionerades för att ge ett syretillskott om 770 kg/dygn. Det har emellertid inte varit möjligt att göra någon exakt bedömning av syretillförselns storlek och ej heller av hur stor andel av det tillförda syret som kommer djupvattnet till godo.

Under de perioder 1973 - 1977 då de 4 limno-aggregaten varit i drift har djupvattnet under 6 m djup varit syrehaltigt med undantag för att svavelväte uppträtt lokalt under korta tider. I regel har därvid svavelväte bildats kring 8 m djup, dvs mellan ytskiktet och det syresatta bottenvattnet. Under de perioder då det varit nödvändigt att göra avbrott i luftningen har syrehalten i djupvattnet minskat snabbt. Under de vinterperioder åren 1976 och 1977 då längre avbrott gjorts i luftningen har syreminskningen i djupvattnet under 6 m djup varit ca 230 kg/dygn i genomsnitt. Temperaturen i djupvattnet har under dessa perioder varit ca 2 °C. I slutet av sommaren kan djupvattnet nå en temperatur av ca 10 °C. Mellan 2 och 10 °C fördubblas intensiteten i nedbrytningsprocesserna. Detta innebär att en syreminskning om 230 kg vid 2 °C svarar mot en syreminskning om 460 kg vid 10 °C vid i övrigt lika förhållanden. Den syreminskning som sker i djupvattnet vintertid torde till väsentlig del orsakas av sedimentens syreförbrukning, eftersom planktonproduktionen under denna tid är obetydlig. Den beräknade syreförbrukningen är av samma storleksordning som den av Naturvårdsverket direkt uppmätta syreförbrukningen hos sedimentet. Under övriga delar av året har avbrotten i luftningen varit så kortvariga att syreminskningen i djupvattnet inte kunnat studeras.

När luftningen stoppades i november 1976 var syrehalten i djupvattnet ca 11 mg/l. Syreförrådet i djupvattnet - ca 27 ton - räckte 3 månader men därefter bildades svavelväte i bottenvattnet. Då luftningen åter startades i mitten av maj dvs efter 6 månaders avbrott nådde det svavelvätehaltiga vattnet upp till 9 m djup.



Den syreminskning som sker i djupvattnet under de tider detta stagnerar visar att syretöringen hos sedimenterat material är avsevärt större än det naturliga syretillskottet till djupvattnet. Eftersom djupvattnet är rikt på sulfater finns förutsättning för att höga svavelvätehalter skall erhållas. Stagnationen av Brunnsvikens bottenvatten kan sträcka sig över mycket långa perioder - vid stora utflöden från Mälaren både vår och höst kan stagnationsperioden bli längre än 12 månader.

Fosforsituationen

Vatten från nederbördsområdet tillförs Brunnsviken i ett stort antal punkter. Med ledning av områdets karaktär och storlek samt mätningar av fosforhalten i dagvatten från olika typer av avrinningsområden inom Stockholm kan den totala fosfortillförseln till Brunnsviken uppskattas till 300 - 400 kg/år. Fosfortillförseln före avlastningen av avloppsutsläpp var av storleksordningen 20 000 kg/år.

Omedelbart efter avlastningen sjönk totalfosforhalten i Brunnsviken från ca 800 µg/l till ca 200 µg/l (beräknade som viktade årsmedelvärden för hela vattenmassan). Totalfosforhalten i Brunnsvikens vatten har fortsatt att minska men minskningen har gått betydligt långsammare än i början. Årsmedelvärdet för den vägda totalfosforhalten var 1974 220 µg/l och har åren 1975 - 1977 varierat mellan 140 och 160 µg/l.

Totalfosforhalten i Brunnsvikens ytvatten beror dels av fosforhalten i det vatten som tillförs viken från nederbördsområdet och från Lilla Värtan, dels av fosfortillskottet till ytvattnet från djupvattnet.

I Lilla Värtans ytvatten (0 - 3 m djup) minskade årsmedelvärdet för totalfosforhalten mellan åren 1974 och 1977 från 76 till 58 µg/l. Årsmedelvärdet för totalfosforhalten i Brunnsvikens ytvatten (0 - 4 m djup) har under samma period minskat från 130 till 95 µg/l. Totalfosforhalten i Brunnsvikens ytvatten har ständigt varit högre än i Lilla Värtans ytvatten men skillnaden har successivt minskat. Den högre fosforhalten i Brunnsvikens ytvatten kan tillskrivas inblandningen av fosforrikt djupvatten.

För att utvärdera betydelsen av de olika posterna i Brunnsvikens fosforbudget har följande överslagsberäkningar gjorts.

- a) Den fosformängd som tillförs från nederbördsområdet har uppskattats till i genomsnitt 1 kg/dygn.
- b) Genom vattenutbytet med Lilla Värtan sker en viss nettotransport av fosfor ut ur Brunnsviken. Med ett genomsnittligt flöde av 100 000 m³ per dygn genom Älkestekanalerna i vardera riktningen transporteras per dygn ca 10 kg fosfor ut ur Brunnsviken och ca 6 kg in i viken, vilket innebär ett nettoutflöde av 4 kg/dygn. Det verkliga utflödet är sannolikt betydligt mindre eftersom beräkningen baserats på mätvärden från två provpunkter - en i Brunnsviken och en i Lilla Värtan - vilka ligger långt från varandra. Förmodligen är skillnaden mellan fosforhalterna i ut- och ingående ström betydligt mindre



Datum

Beteckning

än vid dessa två provpunkter. Försiktigtvis bör man inte räkna med en nettouttransport av mer än 2 kg/dygn.

- c) Sedimentens fosforavgivning kan bedömas med ledning av ökningen i fosforinnehållet i sjön. För åren 1974 - 1977 har beräknats följande värden för denna ökning under perioder med stagnerande djupvatten.

1974-06-06 — 09-03	14 kg/d
1975-05-20 — 07-08	11 kg/d
1976-05-14 — 06-28	10 kg/d
1977-06-16 — 08-25	7 kg/d

Värdena tyder på en minskning av fosforavgivningen. Skillnaden mellan de studerade perioderna i fråga om vattenomsättning har emellertid inte beaktats. Det kan föreligga stora variationer i fosforavgivningen inom en period. Sälunda var fosforavgivningen under en del (20 dagar) av perioden 1977 så hög som 23 kg/d. Tendensen till minskning kan därför anses osäker. En minskande fosforavgivning skulle dock stå i samklang med den successivt minskande skillnaden mellan fosforhalterna i Brunnsvikens och i Lilla Värtans ytvatten. Av större betydelse för förståelsen av fosforhushållningen i Brunnsviken är att fosfortillskottet från sedimenten vida överstiger tillskottet av fosfor från nederbördsområdet. Under ett helt år uppgår fosforavgivningen från sedimenten till mer än 1 000 kg. Endast en mindre del, högst 1/3, av denna fosformängd transporteras ut ur Brunnsviken medan resten återförs till sedimenten för att påföljande år åter ingå i kretsloppet.

Eftersom fosforinnehållet i ytsedimenten är av begränsad storlek kommer uttransporten av fosfor att medföra att fosforavgivningen från sedimenten successivt minskar. Så småningom nås ett jämviktsläge vid vilket fosfortillförseln till Brunnsviken och utflödet av fosfor genom Älkistekanalerna är lika stort. Eftersom belastningen från nederbördsområdet uppgår till 1 kg/dygn kan detta jämviktsläge antas inträffa när netto-uttransporten också uppgår till 1 kg/dygn. Vid ett vattenutbyte i Älkistekanalerna av 100 000 m³/d sker detta när fosforhalten i Brunnsviken är ca 20 µg/l högre än i Lilla Värtan om hänsyn tas till att det effektiva vattenutbytet torde vara blott hälften av utbytet i Älkistekanalerna. Eftersom skillnaden mellan Brunnsvikens och Lilla Värtans fosforhalter f n är 40 µg/l skulle ett jämviktstillstånd inträda när fosforavgivningen från sedimenten minskat till hälften av den aktuella.

Växtplanktonbestånd och siktdjup

Baligt de undersökningar som utförts vid Botaniska institutionen vid Stockholms universitet finns det två maxima i planktonbeståndet - en kortvarig i april och en med en varaktighet av ca 4 månader under juli - oktober. I april dominerar kiselalger i beståndet medan blå-gröna alger överväger under perioden juli - oktober. Va-verket har inte utfört några bestämmningar av planktonvolymen men verkets mätningar av klorofyllhalten i ytvatten ger samma bild av variationerna i planktonbeståndets storlek. Planktonmängden under perioden juli - oktober är 40 - 50 mg/l och kan således betecknas som stor.

Variationerna i siktdjupet följer variationerna i klorofyllhalten. Under perioden juli - oktober har siktdjupet i regel varit mindre än 1 m. Det lägsta uppmätta siktdjupet var 0,4 m. Under sommaren 1977 var planktonbeståndet något mindre och siktdjupet något större än åren 1974 - 1976.

Eftersom utbytet mellan Lilla Värtans och Brunnsvikens ytvatten är tämligen stort beror planktonbeståndet i ytvattnet bl a av beskaffenheten hos Lilla Värtans ytvatten. Nedan redovisas medelvärdena för totalfosforhalten och klorofyllhalten i ytvattnet samt siktdjupet i Lilla Värtan och i Brunnsviken under perioden 1 juni - 15 september åren 1976 och 1977.

År	Lilla Värtan			Brunnsviken		
	Total fosfor µg/l	Klorofyll mg/m ³	Siktdjup m	Total fosfor µg/l	Klorofyll mg/m ³	Siktdjup m
1976	57	35	1,1	98	50	0,7
1977	41	28	1,5	61	28	1,3

Såsom framgår av sammanställningen är ytvattnet i Lilla Värtan tämligen planktongrumlat under sommaren. Beskaffenheten är dock bättre än i Brunnsviken.

Ytvattnets användning för friluftsbad

Stockholms miljö- och hälsovårdsförvaltning har sedan flera år utfört bakteriologiska undersökningar av vattnet längs Brunnsvikens östra strand. De senaste åren har undersökningar utförts var 14:de dag under badsäsongen. Den bakteriella föroreningen har varit liten och vattnet har bedömts vara tjänligt för friluftsbad.



80216/521

Till Stockholms Tingsrätt
Vattendomstolen

Sökande: Stockholms kommun

Ombud: Jur kand Christer Björklund, Stockholms Hamn

Saken: Pumpanläggning för restaurering av Brunnsviken samt
fördjupning av Älkistekanalens

Yrkande:

Stockholms Kommun får härmed hemställa om medgivande att utföra pumpanläggning för restaurering av Brunnsviken och att fördjupa Älkistekanalens i huvudsaklig överensstämmelse med bilagda handlingar genom godkännande av redovisade förslag till nya sträckningar för sug- och tryckledningarna samt till program för drift av pumpanläggningen och för undersökningar i Brunnsviken och Lilla Värtan.

Arbetena är avsedda att utföras snarast möjligt, varför hemställles, att medgivandet får tagas i anspråk utan hinder av att dom, varigenom medgivandet lämnats, icke vunnit laga kraft.

Grund för yrkande:

Vattendomstolen har i deldom den 29 november 1979 i målet VA 68/79 lämnat Stockholms kommun tillstånd på de villkor, som föreskrives i nämnda dom,

att i Brunnsviken anlägga en ca 560 m lång sugledning till en pumpstation vid Älkistekanalens västra mynning,

att fördjupa Älkistekanalens ca 1 m till bottenivån -3 m på en bredd av 5 m och i samband därmed mitt i kanalens anlägga ett 1 m djupt ledningsdike, samt

att i ledningsdiket lägga ned en tryckledning från pumpstationen.



I domen föreskrives vidare, att utpumpning av vatten från Brunns-
viken icke får påbörjas, förrän vattendomstolen i senare dom be-
handlat frågan hur tryckledningen skall förlängas ut i Lilla
Värtan och hur utsläppet där skall ske.

Vattenbeskaffenheten i Brunnsviken.

Det vatten, som tillförs Brunnsviken från Lilla Värtan via Ål-
kistekanal, utgörs för närvarande, liksom efter avsedd fördjup-
ning av kanalen, av ytvatten. Saliniteten och därmed densiteten
hos Lilla Värtans ytvatten varierar inom tämligen vida gränser
beroende dels på storleken av avrinningen från Mälaren och dels
på intensiteten av det vertikala utbytet i Lilla Värtan. Ytvatt-
nets densitet är dessutom beroende av temperaturvariationerna.
Som en följd av densitetsvariationerna i Lilla Värtans ytvatten
är vattnet i Brunnsviken densitetsskiktat under större delen av
året.

Det naturliga vattenutbytet mellan Lilla Värtan och Brunnsviken
orsakas av ändringar i vattenstånd i de båda områdena. Beräk-
ningar på grundval av uppmätta vattenståndsändringar i den in-
nersta delen av innerskärgården samt direkta mätningar i Brunns-
viken har visat, att den till Brunnsviken från Lilla Värtan in-
strömmande vattenmängden är i genomsnitt drygt 100.000 m³ per
dygn. Eftersom Brunnsviken mottar jämförelsevis små mängder vat-
ten från tillrinningsområdet, är den vattenmängd, som bortförs
från Brunnsviken till Lilla Värtan, också ungefär 100.000 m³
per dygn. Under de perioder, då en utpräglad densitetsskiktning
föreligger i Brunnsviken och samtidigt Lilla Värtans ytvatten
har ungefär samma densitet som Brunnsvikens ytvatten, berör
vattenutbytet mellan de båda områdena endast vattenmassan ovan-
för densitetssprånget. Ett effektivt utbyte av djupvattnet i
Brunnsviken kan ske, endast när det inströmmande vattnets densi-
tet är lika hög som eller högre än djupvattnets. En dylik situa-
tion föreligger företrädesvis under hösten. Vid de tillfällen,
då vattnet i Brunnsviken har samma densitet från ytan till bott-
nen, kan en omsättning av Brunnsvikens vatten ske även i verti-
kal led.



Stagnationen av Brunnsvikens djupvatten kan sträcka sig över mycket långa perioder - vid stora utflöden från Mälaren både vår och höst kan stagnationen bli längre än 12 månader. I det under stagnationsperioderna isolerade djupvattnet förbrukas förrådet av syre på grund av syrebehovet hos sedimenterat och sedimenterande organiskt material. Undersökningar av syreförhållandena under de senaste åren, då syretillförsel till djupvattnet skett medelst limno-aggregat, har visat, att syreförrådet vid avbrott i lufttillförseln till djupvattnet vintertid har varit förbrukat inom loppet av ca tre månader. När syret förbrukats, har svavelvätebildning vidtagit. Om inga åtgärder för syretillförsel till Brunnsvikens djupvatten vidtas under stagnationsperioderna, kommer hela djupvattenvolymen att bli svavelvätehaltig och svavelvätemängden att bli stor.

Från det syrefattiga bottenvattnet avgår fosfater, vilket leder till en upplagring därav i det stagnerande djupvattnet. Genom det lilla vertikala vattenutbyte, som trots stagnationen sker, tillförs ytvattnet fosfater, vilket leder till att fosforhalten i Brunnsvikens ytvatten är högre än i Lilla Värtans. Planktongrumlingen av ytvattnet är större i Brunnsviken än i Lilla Värtan.

Genom syretillförseln till djupvattnet i Brunnsviken medelst limno-aggregaten har svavelvätebildning kunnat undvikas. Fosforhållningen i viken har emellertid icke påverkats.

Val av restaureringsmetod.

De olägenheter, som föreligger i Brunnsviken, beror på att en utpräglad densitetsskiktning under långa tidsperioder hindrar omsättningen av djupvattnet. Vid val av metod för den fortsatta restaureringen av Brunnsviken har det bedömts motiverat att välja en metod, som griper in i vattenomsättningen i viken och som påverkar både syre- och fosforsituationen. Under de perioder, företrädesvis under hösten, då vattnet i Brunnsviken omsätts på naturligt sätt, finns icke anledning att utföra någon pumpning. Genom bortpumpning av djupvatten under stagnationsperioderna åstadkommes en omsättning av djupvattnet under perioder, då detta eljest skulle stagnerat.



Avsikten är att driva bortpumpningen på ett sådant sätt, att djupvattnet i Brunnsviken ständigt är syrehaltigt. Om utsläppet sker på 12 m djup i Lilla Värtan, har det utpumpade vattnet i regel icke lägre syrehalt och icke högre fosforhalt än vattnet på detta djup. För närvarande sker en nettouttransport av fosfor från Brunnsviken till Lilla Värtans ytvatten, eftersom Brunnsvikens ytvatten har en högre fosforhalt än Lilla Värtans. Under de första åren, då pumpning bedrivs, kan beräknas, att den fosformängd, som under vegetationsperioden tillförs Lilla Värtan, blir något större än för närvarande. Vid utsläpp av det bortpumpade vattnet på 12 m djup kommer detta att inlagras under ytvattnet i Lilla Värtan samt fördelas i en stor volym djupvatten. Det behöver därför icke befaras, att pumpningen skall medföra, att tillskottet av fosfor till Lilla Värtans ytvatten blir större än för närvarande. Nettotillförseln av fosfor till Lilla Värtans ytvatten från Brunnsviken kan förväntas minska och på sikt bli mindre än den aktuella nettotillförseln. Pumpningen får på så sätt en gynnsam effekt även på vattenbeskaffenheten i Lilla Värtan.

Sedan ansökan i målet ingivits till vattendomstolen, har detaljprojektering av pumpanläggningen med tillhörande sug- och tryckledningar pågått. Därvid har företagits fältundersökningar av djupförhållandena i berörda delar av Brunnsviken och Lilla Värtan vid Ålkistekanalens mynning. Med ledning härav samt med beaktande av framförda synpunkter vid huvudförhandlingen i målet den 12 november 1979 och vid senare underhandskontakter i ärendet med representanter för naturvårdsverket, länsstyrelsen, Danderyds och Sollentuna kommuner och Stockholms vatten- och avloppsverk har ett förslag upprättats till ny sträckning för sugledningen i Brunnsviken och tryckledningen i Lilla Värtan.

Förslaget innebär väsentligen, att sugledningen kommer att få kontakt med de sammanhängande djupaste delarna av Brunnsviken och att tryckledningen i Lilla Värtan kommer att mynna på minst 12 m djup, där det utpumpade vattnet kan släppas utan olägenheter enligt par-



ternas samstämmiga uppfattning. Skulle olägenheter likväl uppkomma, är sökanden beredd att förlänga ledningen till annan nivå, varom överenskommelse kan träffas med berörda parter samt naturvårdsverket och länsstyrelsen. - Detaljutformning av utsläppet kommer att ske efter samråd med berörda parter samt naturvårdsverket och länsstyrelsen.

- De nya sträckningarna redovisas på de reviderade bilagorna 2 och
- ./ 4. Förutom tidigare fastigheter beröres även stadsägorna 1375 + 1671 och 1499 i Solna, vilka innehas av tidigare berörda vattenrättsägare. Medgivande från dessa att taga i anspråk även ovan nämnda vattenområden på angivet sätt har inhämtats. Se handlingarna i kompletterande bilaga 5.

Vid ledningarnas mynningar har tidigare föreslagits bli uppsatta dykdalber som ankringsskydd. Efter närmare undersökning har bedömts, att några sådana ej är erforderliga.- Inloppet till Ålkistekanalerna från Lilla Värtan markeras för närvarande av en boj visande vitt snabblixtsken.

- Beträffande frågan om hur utsläppet i Lilla Värtan skall ske, synes det med tanke på den från år till år kraftigt varierande densiteten hos ytvattnet i Lilla Värtan icke vara möjligt eller lämpligt att fastställa fixa tider för pumpningens bedrivande. Beslut om start och stopp för pumpning och val av pumpkapacitet bör i stället basera sig på tillståndet i Brunnsviken och angränsande del av Lilla Värtan. Bilagda förslag till "Program för
- ./ bortpumpning av djupvatten från Brunnsviken", bilaga 6, anvisar därför endast riktlinjerna för verksamheten. Programmet är ett resultat av samråd med Danderyds och Sollentuna kommuner och har godkänts av naturvårdsverket och länsstyrelsen. Sökanden är beredd att, om det skulle visa sig nödvändigt, vidtaga ändringar i programmet efter samråd med berörda parter samt naturvårdsverket och länsstyrelsen.

Tillståndet i Brunnsviken och angränsande del av Lilla Värtan skall följas enligt ett kontrollprogram. Resultatet av undersökningarna och de trender, som kan utläsas därur, skall läggas

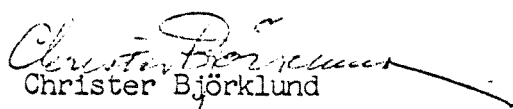


till grund för driften av pumpanläggningen. Undersökningarna avser att klargöra skiktningförhållandena, syresituationen, ytvattnets genomskinlighet samt fördelningen av fosfor- och kväveföreningar.

Vidare skall pumpverket förses med anordningar för provtagning av det bortpumpade vattnet, som skall undersökas med avseende på syrehalt och totalfosforhalt. Prov kommer att tagas vid servicebesök i pumpstationen och i samband med provtagningarna i Brunnsviken och Lilla Värtan. Bilagda förslag till "Program för undersökningar i Brunnsviken och Lilla Värtan efter det att bortpumpning av bottenvatten startat", bilaga 7, är ett resultat av samråd med Danderyds och Sollentuna kommuner och har godkänts av naturvårdsverket och länsstyrelsen. Sökanden är beredd att vidtaga ändringar i programmet efter samråd med berörda parter samt naturvårdsverket och länsstyrelsen.

Danderyds och Sollentuna kommuner samt naturvårdsverket och länsstyrelsen har tagit del av denna ansökan med tillhörande bilagor ./. och har godkänt föreslagna åtgärder. Se bilaga 8.

Stockholm den 3 juni 1980


Christer Björklund

VEDLEGG NR 3

ERFARINGER FRA NORGE



FORSØK MED PUMPING OG TILFØRSEL AV
KOMPRIMERT LUFT I BONGSTØVANN VED
MANDAL.

AV

Frode Steinar Berge og
Arve Thendrup.

Frode Steinar Berge er siv.ing fra NTH og er forsker ved Vassdrags- og havnelaboratoriet.

Arve Thendrup er siv.ing. fra NTH og er gruppeleder ved Vassdrags- og havnelaboratoriet.

Innledning

Vi vil her presentere to enkle tekniske tiltak som begge øker vannutskiftingen for dypvannslaget i terskelfjorder. Metodene skiller seg fra de fleste andre alternative tiltak, feks bruk av lufterne Limmio og Hydixor, ved at de er lite kostbare og ikke krever utstyr ut over det som vanligvis er tilgjengelig i en kommune. Valg av metode er foruten å være avhengig av tilgjengelighet og økonomi i første rekke avhengig av hvilke effekter som ønskes i vannforekomsten. Før et tiltak settes igang bør det derfor foretas en samlet vurdering av fysiske, kjemiske og biologiske forhold i vannforekomsten.

Mandal kommune og Vest-Agder Fylkeskommune har stått for den praktiske gjennomføring av forsøkene, og Agder Distriktshøyskole har samlet inn de dataene for saltholdighet og oksygeninnhold som presenteres her. Prosjektet har fått økonomisk støtte fra SFT og NTNf.

Forsøkene i Bongstøvvann

Bongstøvvann (figur 1) er en del av et estuarområde ved Mandal som er preget av dårlige utskiftningsforhold. Det er små tidevannsvariasjoner i området, flere grunne terskler og gjennomstrømningen er liten. Vannmassene i hele estuarområdet var før forsøkene startet karakterisert ved oksygensvikt fra 3-5 meters dyp og sterk hydrogen-sulfidutvikling (H_2S) i dypet.

Forsøk med fjordforbedring ble startet den 24 september 1979.

Forsøkene omfattet disse to typer tiltak for å øke den vertikale omrøring i fjorden.

- . pumping av overflatevann ned på dypet
- . tilførsel av komprimert luft ned på dypet

Det ble først (i perioden 24 september til 5 november) pumpet ca 70 l/s av overflatevann ned på antatt dypeste område (16 m dyp). En skisse av pumpearangementet med antatte volumstrømmer er vist i figur 2. Overflatevannet ble "skummet av" over en overløpskasse og deretter pumpet ut på 12 m dyp gjennom to horisontalt rettede rør med diameter 100 mm. Fordi vannet som slippes ut raskt vil fortynnes med tyngre bunnvann, vil det innlagres under overflaten. Den vertikale volumtransport som settes opp, kan i dette tilfelle anslås til å være mellom 25 og 75 ganger de 70 l/s som pumpes.

I de tre siste dagene av pumpeperioden ble det i tillegg tilført 2.5 N m^3 min komprimert luft gjennom en såkalt boblegardin, se prinsippskissen på figur 3. Luften ble sluppet ut over en 40 m lang strkning på bunnen av fjorden. Boblegardinene var laget av en 40 mm plastledning perforert med hull med diameter 2mm for hver meter ledning.



Luftingen i Bongstøvann gikk kontinuerlig fram til 4 desember 1979. Deretter ble utstyret for en tid benyttet i nabofjorden Rona. Luftingen ble gjenopptatt i Bongstøvann i perioden 11 mars til 12 mai 1980. I denne siste perioden var anlegget i drift i 8 timer i døgnet 5 dager i uken.

Resultater

Vi har i figurene 4 og 5 framstilt saltholdigheten og oksygenkonsentrasjonen i Bongstøvann som isoplettediagram. Disse figurene viser hvordan saltholdigheten og oksygenkonsentrasjonen varierer over forsøksperioden. Øverst på figurene er tidsskalaen vist, dernest hvilke forsøk som til enhver tid gjøres og hvor og når målingene er tatt. Forholdene vil variere endel fra stasjon til stasjon, men det er ved utvelgelse av stasjonene lagt vekt på å få fram et representativt bilde for hele Bongstøvann. I perioder med dårlig dekning av målinger har vi unnlatt å trekke isolinjer.

En kan summere virkningen av tiltakene som følger:

- . Under pumpeperioden i Bongstøvann ble vannmassene i Bongstøvann langt ferskere og homogenisert dypere enn 2-3 meter. Oksygenkonsentrasjonen økte ikke i Bongstøvann, men hydrogensulfidkonsentrasjonen ble etter hvert lavere.
- . I overlappingsperioden med både pumping og lufting i Bongstøvann, endret forholdene seg radikalt. Vannmassene ble på det nærmeste homogenisert og oksygenvikten opphørte i hele vannsøylen.
- . Med videreføring av den kontinuerlige lufting i Bongstøvann, ble vannmassene stadig ferskere og mettet med oksygen.
- . Luftingen i Rona førte mot slutten av perioden til at vannmassene i Bongstøvann ble saltene og oksygenforholdene ble forverret.



. Etter den siste bobleperioden i Bongstøvvann ble vannmassene igjen oksygenmettet og homogenisert.

Det er flere forhold som påvirker effekten av tiltakene. Ved slike metoder som er benyttet endres strømningsmønsteret både internt i bassengene, og vannutskiftingen med tilstøtende vannmasser påvirkes. Det oppstår blant annet en vertikalsirkulasjon i bassenget hvor tiltaket settes inn. Dette fører direkte til utskifting av bunnvannet. Viktig er det også at endringen av tetthetsforholdene under terskelnivå kan påvirke utskiftingen av bunnvann ved at en får hyppigere terskeloverskyllinger.

Forsøkene antyder at lufting blir atskillig billigere enn pumping. Vi har ikke oppgaver over de totale utgifter hvor leiepris, drivstoff, tilsyn, vedlikehold og eventuelle investeringer i pumpe, rør og slanger inngår. Men tar vi utgangspunkt i leieprisene (dvs aggregat og flåte for pumpens vedkommende og kompressor for luftingen) får vi at luftearrangementet ga omlag 15 ganger så mye vertikal omrøring pr krone som pumpingen. Men det må her presiseres at det ble lagt liten vekt på å optimalisere forsøkene økonomisk. Hovedsakelig ble det brukt tilgjengelig utstyr, slik at det ikke bør trekkes avgjørende konklusjoner på bakgrunn av de forannevnte forhold ved senere valg av metode.

Sluttkommentar

Det er flere forhold både omkring hydrodynamikk og økonomi som vil bli vurdert videre. Prosjektet vil bli videreført i 1981. Da vil også de hydrokjemiske og biologiske forhold bli vurdert (av NIVA) i tillegg til de fysiske.

Vi synes det kan være av interesse å nevne at de metodene som er skissert også kan ha andre anvendelsesområder. Tiltak for å hindre ising i fjorder og havner kan nevnes. Andre anvendelsesområder kan være å regulere temperaturforholdene i oppdrettskummer i sjøen ved å føre opp det mer temperaturstabile vannet på 10-20 m dyp. Litt lengre fram i tid ligger kanskje at kunstig vertikal omrøring kan bedre den biologiske produksjonen i poller for dyrking av østers og skjell.

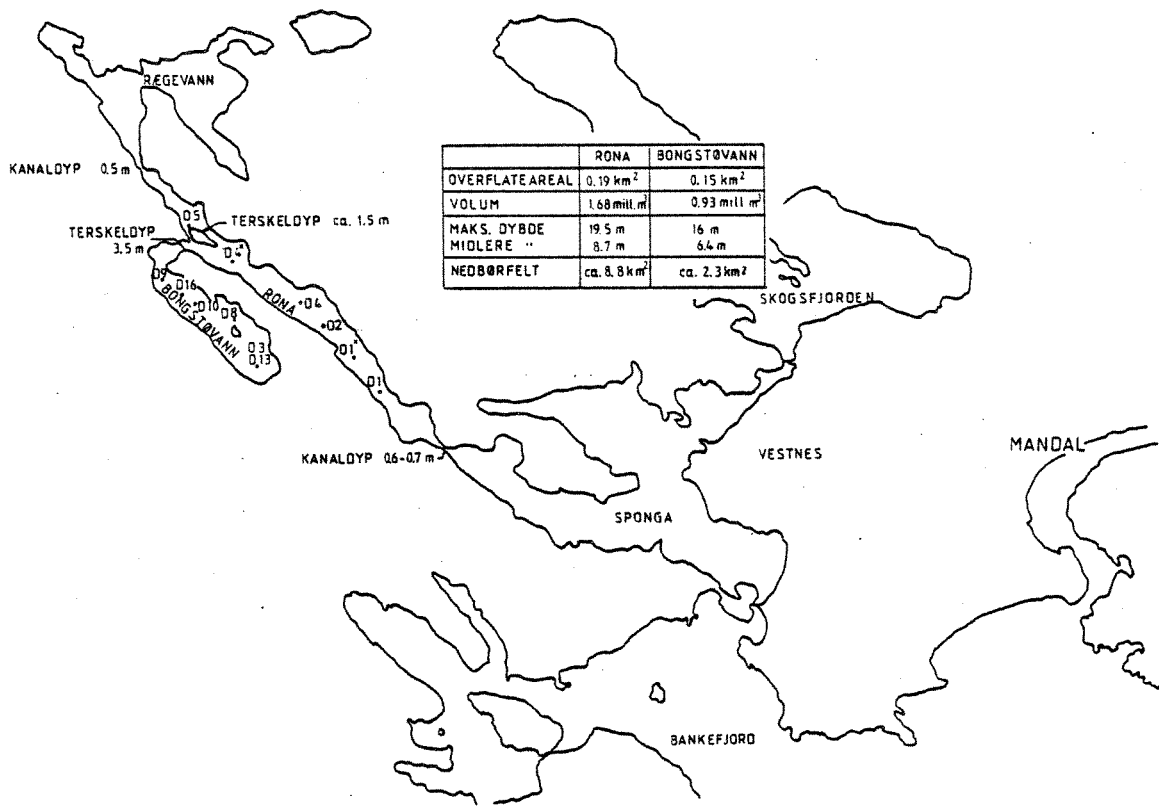


Fig. 1. Oversiktskart over estuarområdet der Bongstøvvann ligger. Målestasjonene er avmerket (D), og en del karakteristiske data er gitt i innfelte tabell.

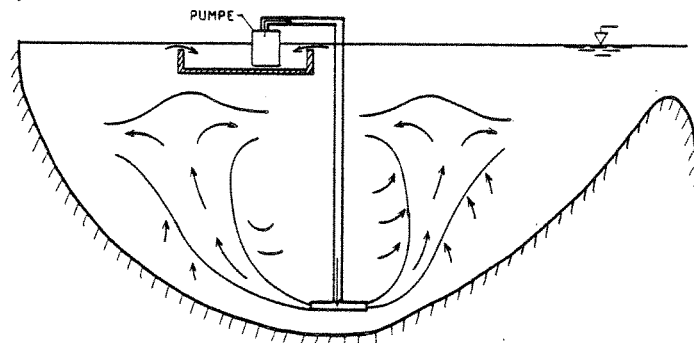


Fig. 2. Prinsippskisse av pumpearrangement og strømmønster i fjorden.

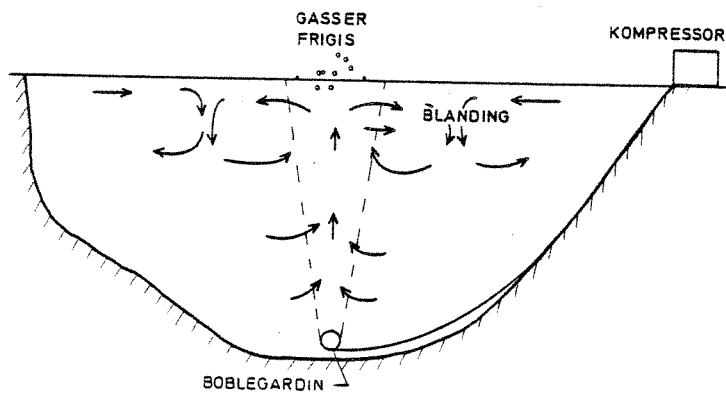


Fig. 3. Prinsippskisse av arrangementet for tilførsel av komprimert luft. Det strømmønster som settes opp er indikert.

BONGSTØVANN

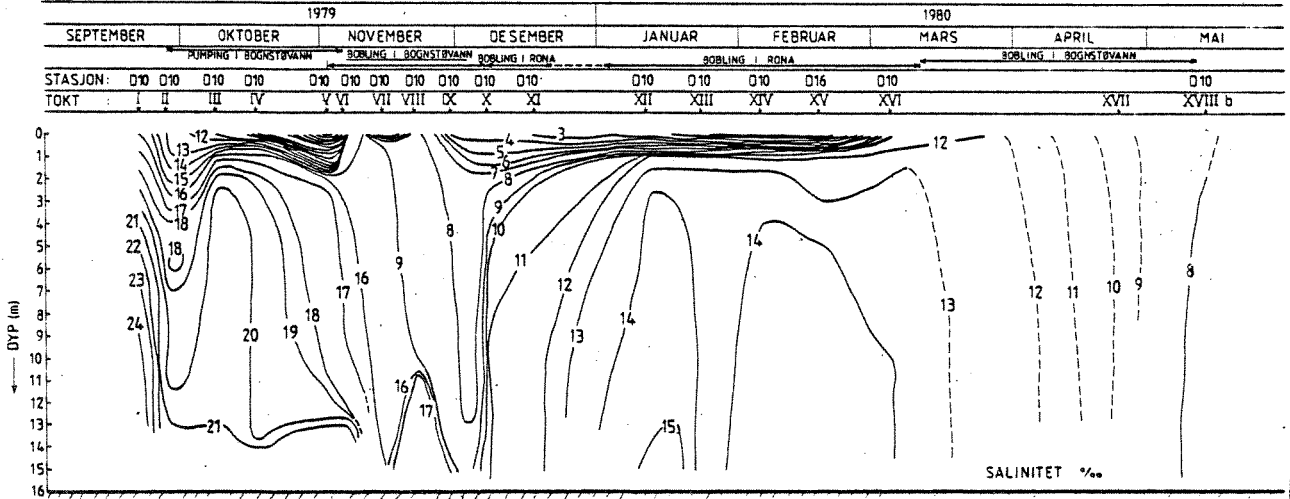


Fig. 4. Isopletttdiagram for saltholdighet (o/oo) i Bongstøvann.

BONGSTØVANN

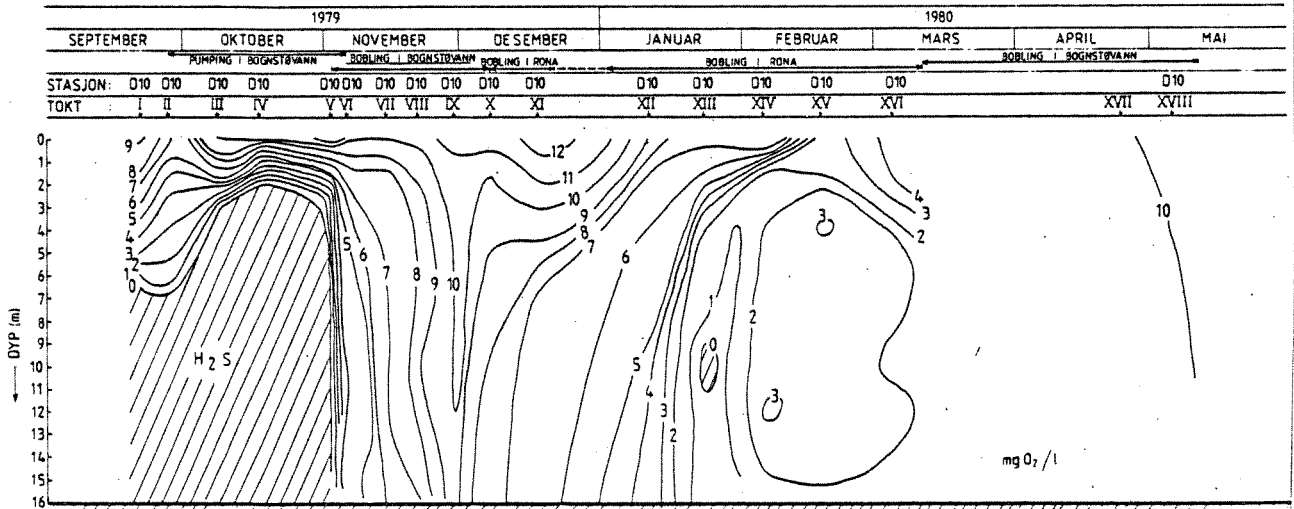


Fig. 5. Isopletttdiagram for oksygen-konsentrasjon i Bongstøvann.

VEDLEGG NR 4

REGISTRERINGER AV FORURENSEDE
TERSKELFJORDER I NORGE

REGISTRERING AV FORURENSEDE TERSKELFJORDER I NORGE

I samråd med SFT utarbeidet NHL et spørreskjema til fylkene for å registrere flest mulige terskelfjorder i Norge hvor det var dårlige oksygenforhold i dypereliggende vannmasser. Med dette ønsket vi grovt å kartlegge hvor omfattende problemet med forurensede terskelfjorder (oksygenmangel) er. Dette skulle samtidig gi oss praktisk veiledning for videre forskning på dette området.

Vi har inntrykk av at fylkeskommunene har behandlet henvendelsene noe ulikt. Dette kan ha flere årsaker:

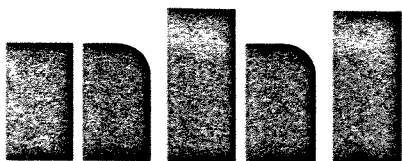
- 1) Ikke noe aktuelle terskelfjorder.
- 2) Dårlig kartlegging.
- 3) Liten kapasitet til å svare på slike henvendelser.
- 4) Uklar problemstilling.

De fylkene vi ikke hadde fått svar fra innen midten av desember 1981 kontaktet vi pr telefon med oppfordring om å returnere skjemaet.

Hovedinntrykket er at problemet i enkelte fylker (f.eks. Agderfylkene, Rogaland, Hordaland og Møre og Romsdal) er omfattende. I begge Trøndelagsfylkene er det en del vannforekomster som også er forurenset pga manglende utskiftning over en grunn terskel. Også i Lofoten har utslipp fra fiskeri-anlegg og bygging av havner ført til lignende problemer.

Problemene omkring forurensede terskelfjorder er i enkelte områder aktualisert pga ønsket utbygging av fiskerioppdrettsanlegg.

Brevet som ble sendt fylkesmennene er vedlagt sammen med de **returnerte** spørreskjema.



NORGES HYDRODYNAMISKE LABORATORIER

Fellesforetak: SINTEF - Selskapet for industriell og teknisk forskning ved Norges tekniske høyskole
NSFI - Norges Sjøforskningsinstitutt

Fylkesmannen

Divisjon:
**VASSDRAGS- OG
HAVNELABORATORIET**

Kløbuveien 153
Postboks 4118 - Valentinlyst
7001 Trondheim
Telefon: (075) 92 300
Telex: 55435 vhl n
Telegram: VASSLAB

Deres ref.:

Vår ref.: 2460/608025/FB/kr/

TRONDHEIM 1981-10-07

VANNKVALITET I FJORDER

Norges hydrodynamiske laboratorier (NHL) i Trondheim har de siste 3-4 årene forsket på metoder for å bedre vannkvaliteten inne i terskelfjorder. Arbeidet har hovedsakelig vært finansiert gjennom midler fra Statens forurensnings- tilsyn (SFT) og Konesjonsavgiftsfondet.

For 1981 har SFT og Norges Teknisk- Naturvitenskapelige Forskningsråd (NTNF) gitt midler til et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og NHL under tittelen "FJORDFORBEDRING". Dette prosjektet er en videreføring av NHL's prosjekt "Fjordforbedring i Bongstøvvann og Rona". Til orientering har vi vedlagt en artikkel for tidsskriftet VANN skrevet med bakgrunn i forannevnte prosjekt.

Grunnen til vår henvendelse til fylkene er ønsket om å kartlegge hvor omfattende problemet med forurensede terskelfjorder er. Dette vil gi oss praktisk veiledning for videre forskning på dette området. Vi har etter samråd med SFT utarbeidet vedlagte spørreskjema. Vi håper at skjemaet utfylles raskt, og av praktiske grunner bør det sendes direkte til NHL/VHL.

Med vennlig hilsen

for NORGES HYDRODYNAMISKE LABORATORIER
div. Vassdrags- og havnelaboratoriet

A. Thendrup
A. THENDRUP

Gruppeleder

F.S. Berge
F.S. BERGE

Saksbehandler

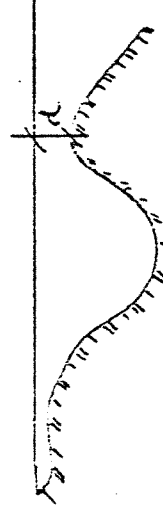
VEDLEGG

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune:..... ØSTFOLD 1982-01-10 Dato:..... INGE EIKLAND Kontaktperson(er):.....

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ målinger ^{xx}
IDDEFJORDEN	HALDEN/SVERIGE	24.4	404	38	20	Situasjonsrapport 1969 - basert på flere undersøkelser opp gjennom årene (norske og svenske) Pilotprosjekt for overvåking 1977-1979 Løpende statlig overvåking ** NIVA

^x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



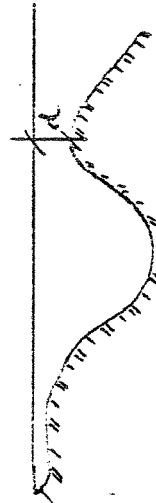
^{xx}) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: **ÅKERSHUS/OSLO**..... Dato: **13.11.1981**..... Kontaktperson(er): **B. SLYNGSTAD***
 (delvis Buskerud) * Anbefaler NIVA v/Magnussen for alle faglige bemerkelser.

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/xx målinger
OSLOFJORDEN	Hurum, Røyken, Asker, Bærum, Oslo, Oppegård, Ås, Nesodden, Frogn, Vestby					For alle disse data henvises til: NIVA's Oslorapporter.

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

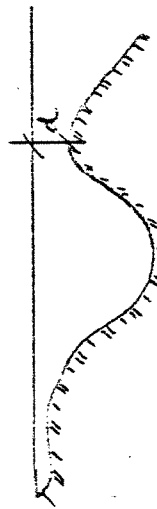
Vi har returnert skjemaet nærmest for ordens skyld da De selv sagt kjemper til NIVA's fjordundersøkelser. Andre terskelfjorder har vi ikke i Akershus.

REGISTRERINGSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune:..... VESTFOLD..... Date:..23.10.1981.. Kontaktperson(er):...O. ING. KÅRE. STUEDAL....

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ ^{xx} målinger
DRAMMENSFJORDEN	Svelvik					

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



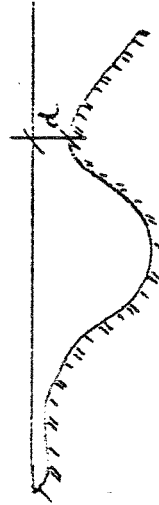
xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune:..... BUSKERUP..... Dato:..29..10..1981... Kontaktperson(er):..JOHNSEN/SKAUGRUD.....

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ²)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/xx målinger
DRAMMENSFJORDEN	Drammen, Røyken, Hurum, Svelvik			113	10	Basisundersøkelse i SFT's Nasjonale overvåkning settes igang i 1982.

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



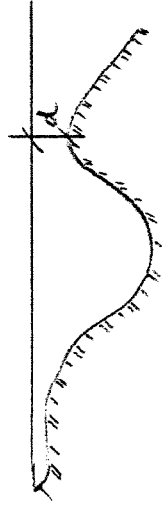
xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: TELEMARK Dato: 30.10.81 Kontaktperson(er): KINDBERG/NICHOLLS

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ målinger ^{xx}
FRIERFJORDEN	Porsgrunn/Bamble	17.5	~ 630	98	23	NIVA; 0-70111
HELLEFJORDEN	Kragerø	2.7	~ 81	75	10.5	NIVA; 0-68/77
TROSBYFJORDEN	Bamble	1.5	?	18	< 13 2	NIVA; 0-16/77

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:

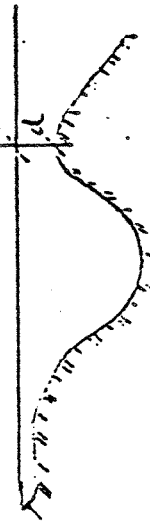


xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: Aust-Agder Dato: Kontaktperson(er): overing: E. Andreassen

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum ² (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel-dyp (m)	Foretatte undersøkelser/xx målinger
Indre Søndeled	Risør	0,5		14 og 17	~ 4	Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen Dannevig.G., 1970: Resipientundersøkelser på Skagerakkysten. Delrapp. Ri sørområdet
Søndeledfj./ Nordfjorden	"	14,8		180	15-20	
Søndeledfj./ Sørfjorden	"	7,6		77	~ 20	Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen Resipientundersøkelser 1976-79 (Danielsen D.S., 1978, 1979 og 1981)
Sandnesfjorden	"	5,3		60	20	
Nipekilen	"	< 0,05		12	1	Aust-Agder fylkeskommune, utb.avd. 1980-81. Under bearbeidelse



x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:

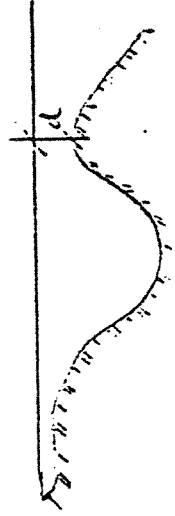
xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: Aust-Agder Dato: Kontaktperson(er): Overing, E. Andreassen.

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel-dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ ^{xx} målinger
Groosefj. - Vikkilen	Grimstad	5,9		65	25	Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen Dannevig, G., 1970. Resipientundersøkelser på Skagerakkysten. Delrapp. strekn. Arendal - Grimstad Fylkesrådmannen i Aust-Agder, utb.avd. 1980. Hydrografiske undersøkelser i Groosefjorden 1978-79.

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



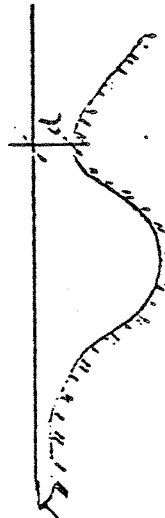
xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: Aust-Agder Dato: Kontaktperson(er): Overing: E. Andreassen.

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel-dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ ^{xx} målinger
Kaldvellfjorden	Lillesand-Grimstad	3,1		29	~ 5	Statens Biologiske Stasjon Flødevigen. Dannevig, G., 1970. Resipientundersøkelser på Skagerakkysten.
Lillesandsfj.-Skallefjorden	Lillesand	3,2		75 og 55		Norsk institutt for vannforskning under bearbeidelse.
Steindalsfj.-Blindleia	Lillesand	5,2		40	~ 15	Statens Biologiske Stasjon Flødevigen. Dannevig, G., 1970. Resipientundersøkelser på Skagerakkysten. Delrapport for Høvåg-distriktet og Kvåsefjorden.

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Aust-Agder

Kontaktperson(er): Overing. E. Andreassen

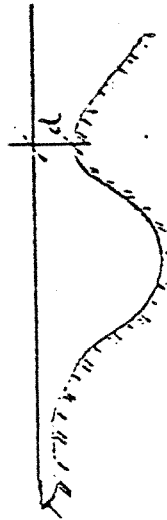
Fylkeskommune:

Fylkeskommune:

Dato:

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ målinger ^{xx}
Songevann- Nævestadfjorden	Tvedestrand					
Tvedestrands- fjorden	" -	6,7		85	18	Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen Dannevig, G., 1970: Resipientunder- søkelser på Skagerakkysten. Delrapport, Risørområdet, Tvedestrand- området. Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen. Resipientundersøkelser 1976-79. (Dartelsen, D.S., 1978, 1979 og 1981)
Hølen	Hisøy/Øyestad	0,8		23	2,5	

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Aust-Agder

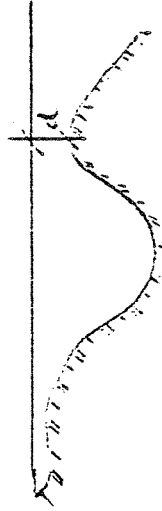
Kontaktperson(er): Overing: E. Andreassen.

Dato:

Fylkeskommune:

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum ² (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel-dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ ^{xx} målinger
Isfjærfjorden	Lillesand	0,7				Statens Biologiske Stasjon, Flødevigen Dannevig, G., 1970. Resipientundersøkelser på Skagerakkysten. Delrapport for Høvågdistriktet og Kvåsefjorden.
Kvåsefjorden	Lillesand					" " " " "

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:

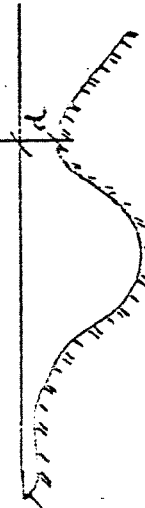


xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: VEST-AGDER 1982-01-13 Kontaktperson(er): O.ing., R.O., STENE

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel-dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ ^{xx} målinger
LOGA	FLEKKEFJORD	0.9	25	51	2	NIVA 0-123/72 januar -76
GRISFJORDEN	"	1.0	14.8	32	3	+ målinger foretatt av fylket
TJØRSVÅGBUKTA	"	0.6	12.6	38	8	
FLEKKEFJORDEN	"	2.7	141.5	109	20	
FRAMVAREN	FARSUND	5.8	390	177	2	NIVA 0-139/70 25/9 -73
HELVIKFJORDEN	"	1.3	21	36	3.5	NIVA F-80400 23/11-81 (Framvavannen)
KJØRREFJORDBUKTENE	"					
YTRE LYNGDALSFJORD	"	24.9	2400	255	18	
INDRE LYNGDALSFJORD	FARSUND/LYNGDAL	9.1	420	116	6	+ målinger foretatt av fylket
DRENGSFJORD	FARSUND	Inngår i Ytre Lybgdalsfj		35	12	
BYFJORDEN/						
SPINDSFJORDEN	FARSUND	6.9	200	105	25	



x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:

xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

VEST-AGDER

1982-01-13

O. Ing. R.O. STENE

Fylkeskommune:..... Dato:.....

Kontaktperson(er):.....

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mil.l.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ målinger
LENEFJORD	Lyngd/Lindesnes	ca 5 *		240	3	Strøm 1936 Kvalbein 1965
SNIGSFJORD	Lindesnes	ca 1.3		35	3	Strøm 1936
RÆGEVANN	MANDAL	0.26	-	28	0.5	NIVA 0 - 78/65 Desember 1968
BONGSTØVANN	"	0.15	0.9	16	3.5	VHL 2 81011 Januar 1981
RONA	"	0.20	1.68	19.5	0.7	
SKOGSFJORDEN	"	1.10	6.4	20	2.5	
HARBMARKFJORDEN	"	ca 1.0		14	1.9	Strøm 1936
INDRE TRYSFJORD	SØGNE	ca 1.5		85	5	Strøm 1936
YTRE TRYSFJORD	"	ca 1		85	10 ?	Strøm 1936
KILEN INDRE	"	0.5		-	-	Fylket
KILEN YTRE	"			15	1	
ÅLEFJÆRFJORDEN	KRISTIANSAND	3.8	120	67	30	NIVA 0-110/64 Mai 1971
TOPDALSFJORDEN	"	6.5	310	74	40	
DRANGSVANN INDRE	"			7	0.7	
DRANGSVANN YTRE	"	0.5	1.5	8	1.0	BRUNE-HANSEN & NILSEN AD+1 1975

Terskelldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

* ca oppgaver av areal er svært grovt anslått - ikke planimetret.

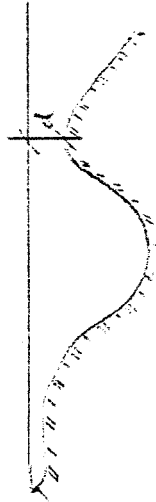
Endel vannprøver er tatt i de fleste nevnte fjorder, av fylket. I tillegg er det bortimot ti-10 småfjorder på 0.2 - 0.5 km hvor råtten bunn er observert i mindre områder.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: ... Rogaland Date: 10.11.81 Kontaktperson(er): ... Sigmund Hatløy.....

Fjordens navn	Kommune	Fjordens 1) overflate (km ²)	Fjordens 1) volum 2) (mill.m ³)	Maks. dyp 1) i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/xx målinger
Viksefjorden	Haugesund/ Sveio	2.3	32.2	46	1.5	NIVA 0-41/70
Skjoldafjorden/ Grindefjorden	Tysvær/ Vindafjord	26	1040	109	1.5-2.0	" "
Førlandsfjorden Hafsfjord	Tysvær Stavanger/ Sola	9.6 12.5	168 (?) 252	37 60	10 ca. 3	" " NIVA 0-11/64, VHL 602 124 m.fl.-jfr. vedlegg
Gandsfjorden	Stavanger/ Sandnes			260	110	" 0-11/64, VHL 602241, m.fl.- jfr. vedlegg
Lygre	Eigersund	0.6		27	5	

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



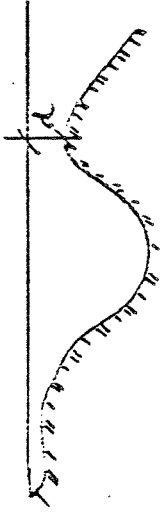
xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

1) tallene gjelder fjorden innenfor terskelen

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: HORDALAND Dato: 1982-01-18 Kontaktperson(er): AASEN, HISDAL

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²) i)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m) i)	Terskel- dyp (m) x	Foretatte undersøkelser/xx målinger
1. Nordåsvannet	BERGEN					Resipientundersøkelse
2. Grimsøidpollen	"					Bergen kommune v/o.ing. Kalland
Kviturspollen	"					
Vågsbøpollen						
3. Arnavågen						
4. Lysefjorden	OS/BERGEN					Resipientundersøkelse, Os kom. v/avd.ing. Østgulen
5. Dalevågen	VAKSDAL					
6. Lonevågen	OSTERØY					
7. Florvågen	ASKØY					
8. Fromreidepollen	FJELL					
9. Førdespollen	SUND					
Forlandsvågen						
10. Viksefjorden	SVEIO					



x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:

xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

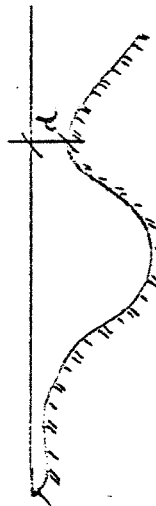
i) det er vedlagt sjøkart over de aktuelle fjorder/noller

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: ... SØGN OG FJORDANE Date: ... 15.12.81. Kontaktperson(er): ... Jan Per Løtan

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ målinger ^{xx}
MOLDEFJORDEN	Selje	ca 5	?	80 (ytre basseng) 68 (indre basseng)	ca 30	Se vedlegg
Havn basseng i Svelgen (i Nordgulen)	Bremanger	vel 0.1	?	25	12 (smal renne)	Sterkt forurenset (visuelt)

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



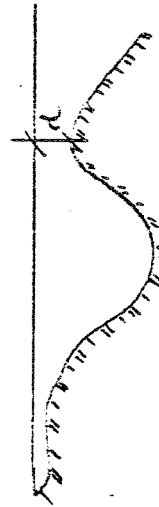
xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: Møre og Romsdal Møre og Romsdal Møre og Romsdal Møre og Romsdal
 Dato: 09.12.1981 Kontaktperson(er): Per Fredrik Brun

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ²)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ målinger **
Sydsfjorden	Vanylven					
Området Gurskøy/ Hareidlandet	Herøy/Ulstein					
Ørstafjorden	Ørsta					
Borgundfjorden	Sula/Ålesund					
Skodjevika	Skodje					
Brattvåg	Haram					
Moldefjorden/ Fannefjorden	Molde					
Frænafjorden/ Malmefjorden	Fræna					
Skålvikfjorden Valsøyfjorden	Halsa					Det vil foreligge en samperapport om disse områdene (som dels gir originaldata direkte of dels henviser til originalrapporter) om ca en uke. Kopi av rapport vil bli oversendt.

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune:..... NORD-TRØNDELAG

Dato:..... 04.01.1982

Kontaktperson(er):..... G. RANNEM, AVD. ING.....

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ målinger ^{xx}
Horvereidvatnet	Nærøy	1.14	Antar ca 9	ca 17 m	+ 0 m	Egne data. Notater.
Børgin	Inderøy	18.5		40	6 m	Borgenfjordundersøkelsene.
Eidsbotn	Levanger	2.4		ca 6 m	Anslagsvis	Prelim. rapp. 1970. DKNVS-Museet 1971.
Fjærbotn	Namsos	2.5		14	2 m 1 m	Wendelbo, P.S., 1970. (Hovedoppgave i geofysikk.) Lande, E. 1977. DKNVS-Museet. Rapp. Zool. Sev. 1977-11. NIVA. 0-58/70. Forurensningstilførsler. (Datavedlegg.)

Trondheimsfjorden:

Lokale fjordav-

snitt:

Verrabotn

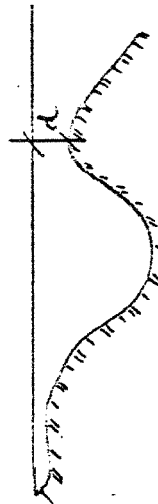
Lofjord

Stjørdalsfjorden

Beitstadfjorden

m.fl.

x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse:



xx) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

REGISTRERINGSSKJEMA FOR FORURENSEDE TERSKELFJORDER

Fylkeskommune: **FINNMARK**..... Dato: **17.12.81**..... Kontaktperson(er): **BJØRN MARLI**.....

Fjordens navn	Kommune	Fjordens overflate (km ²)	Fjordens volum (mill.m ³)	Maks. dyp i fjorden (m)	Terskel- ^x dyp (m)	Foretatte undersøkelser/ ^{xx} målinger
Langfjorden, Sør-Varanger	Sør-Varanger	~ 6 km ²		~ 70 m	7 (4)	Ikke kjent med at det er foretatt undersøkelse.

^x) Terskeldyp: med dette mener vi dybden i munningen av fjorden; skisse: Fjorden har en terskel på ~4 m ca 3 km fra den ytterste terskel på ~7 m.

^{xx}) Oppgi hvor eventuelle data foreligger dersom de ikke kan vedlegges.

