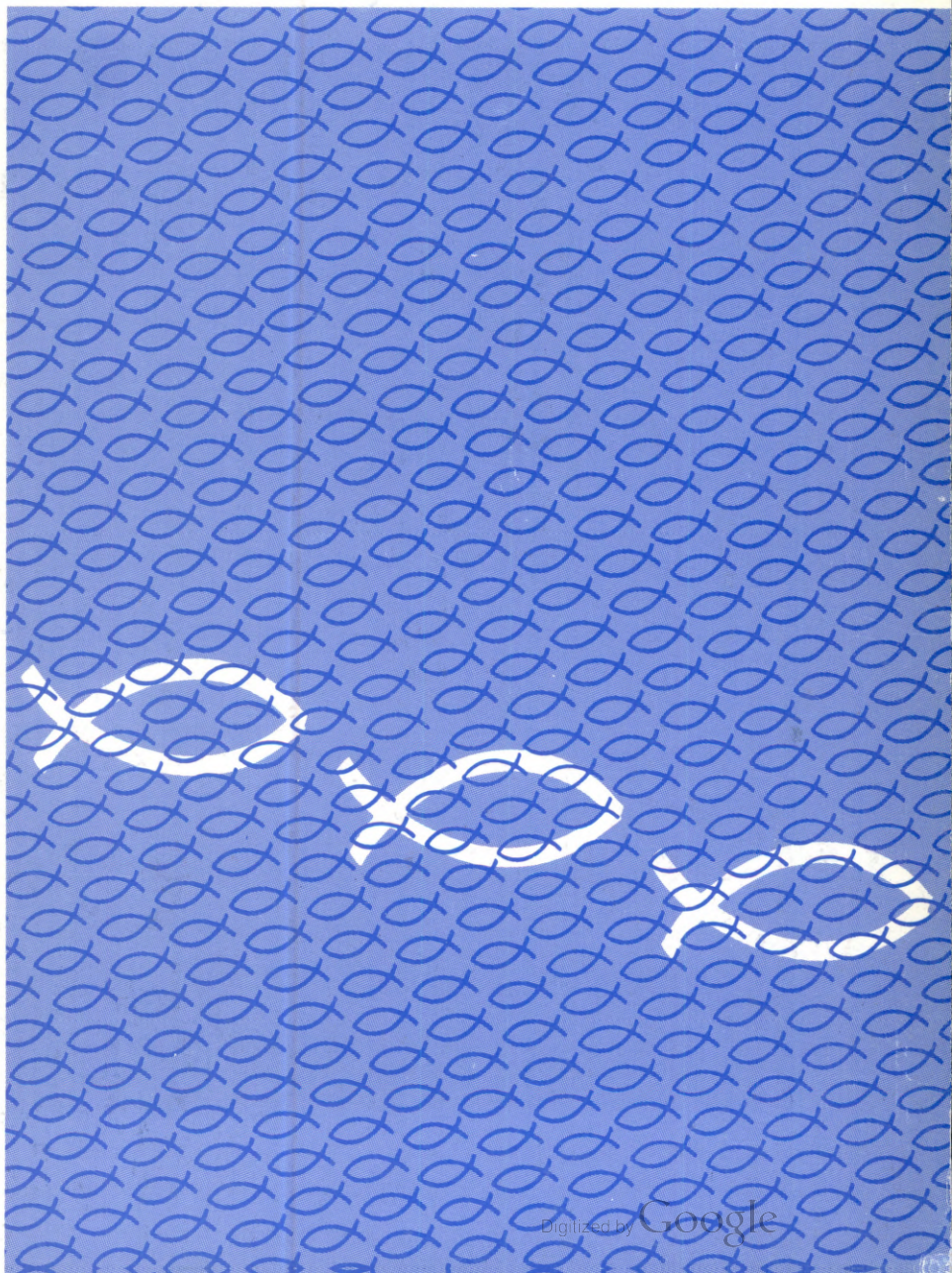


Fiskeri

# Havbrug og miljø



Nord  
1991:10





# Havbrug og miljø

Havbrugs påvirkning af det omgivende miljø

Redaktion:

**Erik Hoffmann**

**Rolf Persson**

**Eilif Gaard**

**Gunnar Stein Jonsson**

This One



YNZP-DAP-UH8

Denne bog indeholder foredrag samt konklusioner og rekommandationer plus en deltagerliste fra det af Nordisk Ministerråd (Fiskeriministrene) afholdte seminar i Torshavn den 12 til 14 september 1990.

## **Havbrug og miljø**

Nord 1991:10

Copyright: Nordisk Ministerråd, København 1991

ISBN Danmark 87 7303 545 9

ISBN Sverige 91 7996 318 8

Layout omslag: Kjeld Brandt

Tryk: AKA Print Aps, Århus

Papir: 100% returpapir, klorfrit, 90g.

1. oplag: 500 ekspl.

Distribution: kan købes gennem de nordiske kommissionærer, se oversigten bag i bogen.

### **Nordisk Ministerråd**

Store Strandstræde 18

1255 København K.

Tlf. (+45) 33 11 47 11

### **Nordisk Råd**

Box 19506

104 32 Stockholm

Tlf. (+ 46 8) 14 34 20

### **Det nordisk fiskerisamarbejde**

Den første nordiske fiskerikonference blev arrangeret i 1949. På fiskeriområdet er der siden udviklet et omfattende samarbejde mellem politikere, forvaltning, erhvervsorganisationer og de enkelte erhversudøvere. Gennem Nordisk Ministerråd bidrager fiskeriministrene finansielt til samarbejdstiltag på prioriterede områder: Norden-Europa relationer, havpattedyrsforvaltning, fiskerireguleringer og forvaltningssamarbejde, flerbestandsforskning og fiskepleje.

### **Nordisk Ministerråd**

blev oprettet i 1971 som samarbejdsorgan mellem de nordiske landes regeringer. Ministerrådet fremlægger forslag til Nordisk Råds sessioner, viderefører rådets rekommandationer, rapporterer til Nordisk Råd om samarbejdets resultater og leder arbejdet inden for de forskellige emneområder. Samarbejdet koordineres af samarbejdsministrene, der er udpeget af det enkelte lands regering. Ministerrådet træder sammen i forskellige sammensætninger - afhængigt af hvilke spørgsmål, der skal behandles.

### **Nordisk Råd**

blev oprettet i 1952 som et samarbejdsorgan mellem de folkevalgte forsamlinger og regeringer i Danmark, Island, Norge og Sverige. Finland indtrådte i 1955. Færøernes, Grønlands og Ålands delegationer indgår i henholdsvis Danmarks Riges og Finlands delegationer. Rådet består af 87 medlemmer. Nordisk Råd er initiativtagende og rådgivende og har kontrollerende opgaver i det nordiske samarbejde. Nordisk Råds organer er plenarforsamlingen, præsidiets og udvalgene.

# Indholdsfortegnelse

<b>FORORD</b>	3
<b>KONKLUSIONER OG REKOMMANDATIONER</b>	5
<b>FOREDRAG</b>	
<b>SEKTION 1 : Utslipp av kväve (N) och fosfor (P) samt organisk stof från havbruket.</b>	
Indleder: <b>Timo Mäkinen</b>	8
Havbrugs og andre antropogene og naturlige faktorerers indvirkning på en færøsk tærskelfjords oxygenbalance. <b>Bogi Hansen &amp; Eilif Gaard</b>	18
Massbalanser (C,P,N) i en marin fiskkaseodling. <b>Ola Holby &amp; Per O.J.Hall</b>	40
Nedbrytning av organisk materiale i bundsedimenter påvirket av havbruksvirksomhet. <b>Morten Frogh</b>	41
Cu, Zn and organic matter in sediments at a fish farm location on the north-west coast of Norway. <b>Morten Schaanning</b>	55
Sulfatreduktion i marine sedimenter påvirket af havbrugsdrift. <b>Marianne Holmer</b>	57
Fiskodlingssedimentets metallhalter och spridning i sydvästra Finlands skärgård. <b>Jyrki Uotila</b>	67
Inverkan av fodrets energi- och proteinhalt på proteinomsättningen hos torsk ( <i>Gadus morhua</i> ) og Atlantlax ( <i>Salmo salar</i> ). <b>Alexandra von der Decken</b>	74
Belastning av fosfor och kväve, från fiskodlingar i Norden, på omgivande havsområden. <b>Magnus Enell &amp; Hans Ackefors</b>	83
Ekometrisk analys - en metod att ta fram belastningsmodeller för närsalter/eutrofiering i kustområden. <b>Lars Håkanson &amp; Mats Wallin</b>	102
Ett operativt system för kustvattenplanering. <b>Johan Persson &amp; Lars Håkanson</b>	120
Belastningsmodeller för närsalter för bedömning av fiskodlingars miljöpåverkan i marin miljö. <b>Mats Wallin &amp; Lars Håkanson</b>	136
Havbrugsdrift som „miljøpolitisk problem“: Regulering af kvælstof (N)-og fosfor (P)-udledningen fra havbrugsdrift i Danmark. <b>Esben Vilshammer</b>	156

<b>SEKTION 2: Ændringer i flora og fauna forårsaget af havbrugsdrift.</b>	
Indleder: <b>Kim Diget Christensen</b>	162
<b>Fiskodlingens effekter på bottenfaunan - Skärgårdshavet, Sydvästra Finland.</b>	
<b>Camilla Laurén-Määttä</b>	182
<b>SEKTION 3: Interaktion mellem vildfisk og opdrætsfisk.</b>	
<b>Farmed salmon in natural salmon rivers in Iceland. Sigurdur Gudjonsson</b>	183
<b>Rømt opdrættslaks; Et problem for naturlige laksestammer ? Lars P. Hansen</b>	197
<b>Hybridisering mellem stammer af ørred (<i>Salmo trutta</i>) i tilløb til Hald Sø, Danmark.</b>	
<b>Michael Møller Hansen</b>	209
<b>SEKTION 4: Brug av medicin og andre kjemikalier og betydningen for det omgivende miljø</b>	
Indleder: <b>Arne Ervik</b>	220
<b>Nedbrytning og utlekking av kjemoterapeutika i bunnsediment og opptak av kjemoterapeutika i viltlevende organismer rundt oppdrettsanlegg.</b>	
<b>Halvor Hektoen &amp; John Arthur Berge</b>	233
<b>Resistensutvikling hos bakterier i antibiotika-behandlet sediment. Kari Nygaard</b>	233
<b>Brug og utslipp av antibakterielle midler innen Norsk fiskeoppdrett. Henning Røed</b>	234
<b>Rester af oxytetracyclin och oxylinsyra i fisk och bottensediment vid fiskodlingar.</b>	
<b>Harry Björklund &amp; Christina Råbergh</b>	242
<b>Environmental benefits of fish vaccines. P.D.Smith</b>	243
<b>Kriterier for udvælgelse af lægemidler til fisk. Eric Støttrup Thomsen</b>	244
<b>ENGLISH SUMMARY</b>	
<b>CONCLUSIONS AND RECOMMANDATIONS</b>	260
<b>ABSTRACTS</b>	264
<b>DELTAGERLISTE (List of participants)</b>	287

## Forord

De seneste års stadig voksende produktion af laksefisk i havbrug har givet anledning til en del overvejelser og bekymringer med hensyn til den effekt produktionen har på det omgivende miljø.

Der har været gennemført en del undersøgelser, hvor mængden af de næringssalte, der frigøres ved produktionen, er blevet målt. Bundfældning af materiale under netkasserne samt effekter af opdrættet på den omgivende flora og fauna har været genstand for studier. Medicinering og brug af kemikalier i forbindelse med opdrættet har ligeledes påkaldt sig betydelig interesse.

For at samle den viden, der på nordisk plan for øjeblikket findes om dette emne, arrangerede Nordisk Ministerråd (Fiskeriministrene) et seminar i Tórshavn i september 1990 med titlen:

### **Havbrugs påvirkning af det omgivende miljø**

Seminaret blev planlagt af en gruppe nedsat af Nordisk Ministerråd med følgende medlemmer: Erik Hoffmann (formand) Rolf Persson, Eilif Gaard og Gunnar Stein Jonsson.

Selve seminaret var inddelt i følgende sektioner:

**Sektion 1:** Udledning af kvælstof (N) og fosfor (P) samt organisk stof fra havbrug.

**Sektion 2:** Ændringer i flora og fauna forårsaget af havbrugsdrift.

**Sektion 3:** Interaktion mellem vildfisk og opdrætsfisk.

**Sektion 4:** Brug af medicin og andre kemikalier og betydningen for det omgivende miljø.

Denne bog indeholder foredragene, foruden konklusioner og rekommandationer samt en deltagerliste fra seminaret. Der deltog ialt 64 personer fordelt på samtlige nordiske lande. Projektet har i forbindelse med gennemførelsen af seminaret modtaget stor hjælp fra Fiskirannsóknarstovan i Torshavn. Nordisk Hus dannede en smuk ramme om arrangementet.

### ***Marine fish farming and the environment.***

*This book includes the papers together with conclusions and recommendations and a list of participants from a symposium on marine fish farming and the environment held in Torshavn, Faroe Island, 12 -14 September 1990, sponsored by the Nordic Council of Ministers. Most of the papers are in Scandinavian languages, but all abstracts plus conclusions and recommendations are presented in English.*

**Erik Hoffmann**  
København, Januar 1991



## Konklusioner og rekommandationer

### SEKTION 1: Utslipp av k ve och fosfor samt organisk stof från havbruget\*.

Indleder: **Timo Mäkinen**

The nutrient load from marine fish farms is not crucial for the fate of the marine environment. Although it may be defined as marginal in the context of the total nutrient load entering the North Sea or the Baltic it is in no case a matter to be ignored when taking measures to improve the quality of the marine environment. Modern nutrient balance/budget research provides highly variable results. The discrepancies may be due to our lack of knowledge of the nutrition of fish farmed under different circumstances. We do know that the most promising way of reducing the loading from marine fish farming is to aim at better feed quality and feeding techniques and from this point of view the lecture about the protein metabolism of fish is extremely relevant. The Danish plans to lay down some detailed regulations concerning the quality of the feed used in marine aquaculture in future are also highly interesting for all of us.

The chemistry of the marine sediments beneath the cages is a branch which can give us a better basic understanding of what really happens on the bottom, causing the observed effects on the ecosystem, while standardization of the measurements of the key parameters in these fields might offer a practical way of monitoring the effects of marine farms.

Models developed for evaluating the effect of nutrients coming from marine fish farms (or any other source) on a particular marine area are really urgently needed for the progress to be made in aquaculture. Harmony between the environment and this very natural form of fish farming based on that same environment may remain unattainable in the future, however, unless we are able to plan farms correctly in terms of size and location. The model developed by the Swedish group within the Nordic co-operation project offers an opportunity to direct fish farms to places where they should not cause any harmful local effects.

\*teksten findes kun p  Engelsk

It is to be hoped that we may be able to hold a similar meeting in a few years' time. We should then be able to convince ourselves of the relevance of the site direction model on the basis of numerous practical examples, gain a better and more solid understanding of the chemical system on the marine bottoms beneath fish farms, allowing us better chances of avoiding harmful effects, and appreciate the relevance of developing new feeds and feeding techniques which will allow us to reduce nutrient loading considerably more.

## **SEKTION 2: Ændringer i flora og fauna, forårsaget af havbrugsdrift.**

Indleder: **Kim Diget Christensen**

Der var kun tilmeldt 2 foredrag til sektion 2. Da det er vigtigt at skaffe yderligere viden om, hvordan havbrug påvirker det økologiske samspil i nærområderne, er der meget, der tyder på, at dette område ikke har fået den opmærksomhed, som det burde have.

Det fremgik af foredragene, at påvirkningen fra havbrug kan konstateres i varierende omfang på biomassen og produktionen af fytoplankton og fytobenthos og på biomassen og artssammensætningen af zoobenthos og vildfisk. Det blev endvidere konstateret, at gode strømforhold ikke er tilstrækkeligt til at undgå en påvirkning af zoobenthos, og at strømforholdene derfor skal betragtes i forhold til produktionsstørrelsen i havbrugene. Ved vurdering af et havbrugs mulige effekt på det omgivende miljø, bør følgende parametre tages i betragtning: Havbrugets driftsdata, dvs. størrelsen af produktionen, fodermængden og fodertypen, samt de fysiske og kemiske forhold på lokaliteten dvs. strømforhold, topografi, hydrografi og den samlede næringsstofbelastning på lokaliteten.

## **SECTION 3: Interaktion mellem vildfisk og opdrætsfisk\***

Indleder: **Sigurdur Gudjonsson**

The Atlantic salmon as other salmonids form local stocks that are more or less reproductively isolated. These stocks have adapted to their environment through natural selection. This local adaptation is responsible for much of the genetic variation observed in population in many traits such as in morphology, behavior and life history.

\*teksten findes kun på Engelsk

There has been growing concern about negative impact in wild salmonid stocks from salmonid culture. It is now clear that large number of fish escape from fish farm or stray from ocean ranching sites and enter salmon rivers to spawn. The consequences are high risk of spreading parasites and diseases and negative genetic impacts and breakdown of natural wild stocks. This is the greatest threat to the Atlantic salmon today. Every measure should be taken to minimize this threat.

The ideal situation is no interaction or transportation of farmed fish and natural populations, but this is in many cases hardly possible today. However, some zones or areas, especially those with high conservation value, should be kept free from salmon farming. Interaction of farmed fish and natural stocks should always be kept in a healthy state. Healthy stocks can better cope with environmental stress such as intrusion of farmed fish. Aquaculture operation should be located on the bases of minimizing impacts on the wild stocks. Careful attention should be paid to the design, construction and operation of culture units. There is a large need for safe inexpensive methods of sterilization of fish to minimize the threat from farm escapees. Gene banks should be established, especially in highly affected or high risk areas. Every other measures possible to decrease the negative impact to the wild stocks farm fish farming should be taken.

#### **SECTION 4: Bruk av medisiner og andre kjemikalier og betydningen for det omgivende miljø.**

Indleder: Arne Ervik

Utslipp av kjemikalier og medisiner fra oppdrettsanlegg anses å være et alvorlig miljø problem i allé nordiske land. Det er påvist at noen stoffer har lang nedbrytningstid i sediment og at de spres i næringskjeden. Noen stoffer som oksytetrasyklin beholder sin antibakterielle aktivitet i sedimentet, og man har indikasjoner på forhøyet resistens mot flere antibiotika. Full kontroll med bruken av medisiner er nødvendig, og dokumentasjon av miljøeffekter må være et krav før nye medikamenter tillates brukt.

## Sektion 1

### Utslipp av kväve (N) och fosfor (P) samt organisk stof från havbruket

Timo Mäkinen,  
Vild- och fiskeriforskningsinstitutet i Finland,  
P.b. 202, SF-00151 Helsinki, Finland

#### 1. Inledning

Miljöbelastning från marin fiskodling har debatterats allt livligare under de senaste åren. I Östersjö-området har kustländerna fattat ett beslut om att minska utsläppen av närsalter till hälften före år 1995. Algblomningen i Nordsjön har väckt misstroende också mot marina fiskodlare.

Även om det är klart, att andra branscher bär större ansvar för vår gemensamma marina miljöns öde än fiskodlingen, är det dock också i fiskodlarens intresse att utveckla odlingen i en miljövänlig riktning. Detta skulle innebära användning av miljövänliga foder såsom förbättrade utfodringsmetoder och placering av anläggningarna enligt områdets känslighet för närsaltsutsläpp.

#### 2. Specifik belastning

Storleken på belastningen från fiskodling kan beräknas utgående från monitoring av recipienten eller enligt balancebudgetmodellen. Med hjälp av den sistnämnda kan man beräkna den största möjliga närsaltsbelastningen från en bestämd odling om man vet fiskens tillväxt samt fodrets mängd och kvalitet.

I tabell 1 presenteras genomsnittliga belastningsvärden i Finland baserade på monitoringundersökningar och också på balansberäkningar.

Tabell 1. Specifik belastning. Observerad belastning från fiskodling per kilogram använt foder och kilogram producerad fisk.

	g/foder-kg	g/fisk-kg
fasta ämnen	80 - 280	110 - 520
BOD <sub>7</sub>	100 - 370	145 - 720
kväve	7 - 149 (43 <sup>1</sup> )	12 - 305 (77 <sup>1</sup> )
fosfor	2 - 22 (7 <sup>1</sup> )	4 - 36 (13 <sup>1</sup> )

Mäkinen 1989a

1) medeltal enligt Salonen (1983)

Som vi ser är variationen ganska stor. Detta beror på olika foderkvalitet och olika utfodring. En klar förbättring av foderkvaliteten och odlingsmetoderna har ägt rum under senaste åren, men den stora variationen mellan de enskilda uppmätta belastningsvärdena kvarstår.

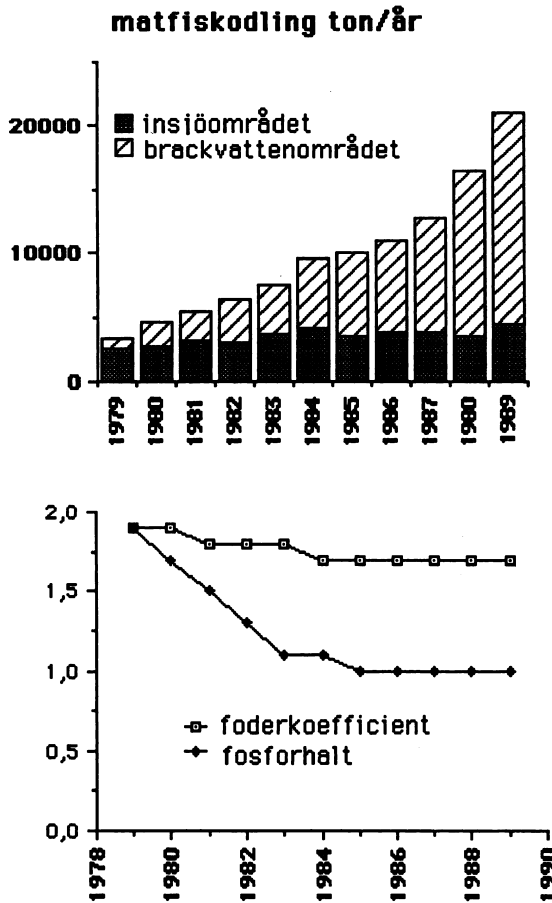
När man vill jämföra belastningseffekten hos olika fodertyper, bör man granska näringsinnehållet i fodret i relation till innehållet av omsättningsbar energi i fodret (fodrets "belastningspotential"). Med hjälp av de allmänna konstanterna beräknade värdet av omsättningsbara energi speglar mer eller mindre exakt den praktiskt möjliga foderkoefficienten. Med en sådan granskning kan man jämföra olika fodertyper med varandra på ett riktigt sätt.

När man vill jämföra olika odlingar eller odlingssätt med varandra bör man granska belastningen i förhållande till den producerade mängden fisk. Endast på detta sätt får man en riktig bild av av anläggningens produktionseffektivitet och av den påföljande belastningen.

### 3. Hela belastningens storlek och dess utveckling, Exempel: Finland

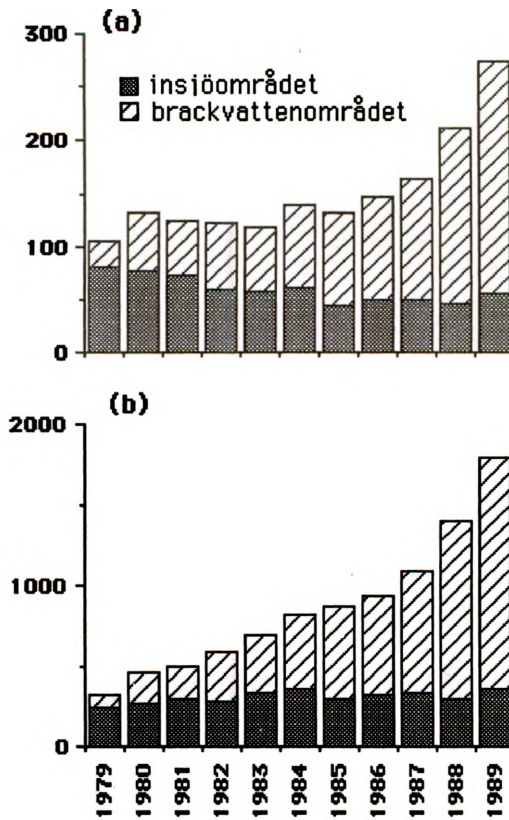
#### 3.1. Den totala belastningen

Statistiken över fiskodlingens belastning på vattendragen i Finland baseras på obligatoriska undersökningar bekostade av fiskodlingarna och på balansberäkningar utförda av myndigheterna. Den allmänna utvecklingen hos belastningen kan granskas med hjälp av produktionsmängder samt genomsnittliga foderkoefficienter och genomsnittliga innehåll. Den observerade och beräknade utvecklingen presenteras i figur 1.



Figur 1. Produktion av matfisk (t/år) i insjö- och brackvattenområdet (a), samt utvecklingen hos foderkoefficienten och fosforhalten (%) år 1979-1989 (b).

Om man utgår från informationen i figur 1, och antar att fodrets genomsnittliga kvävehalt är 6.5%, och att producerade fiskens fosforhalt 0.4% och kvävehalt 2.5% får man beräkningen i figur 2.

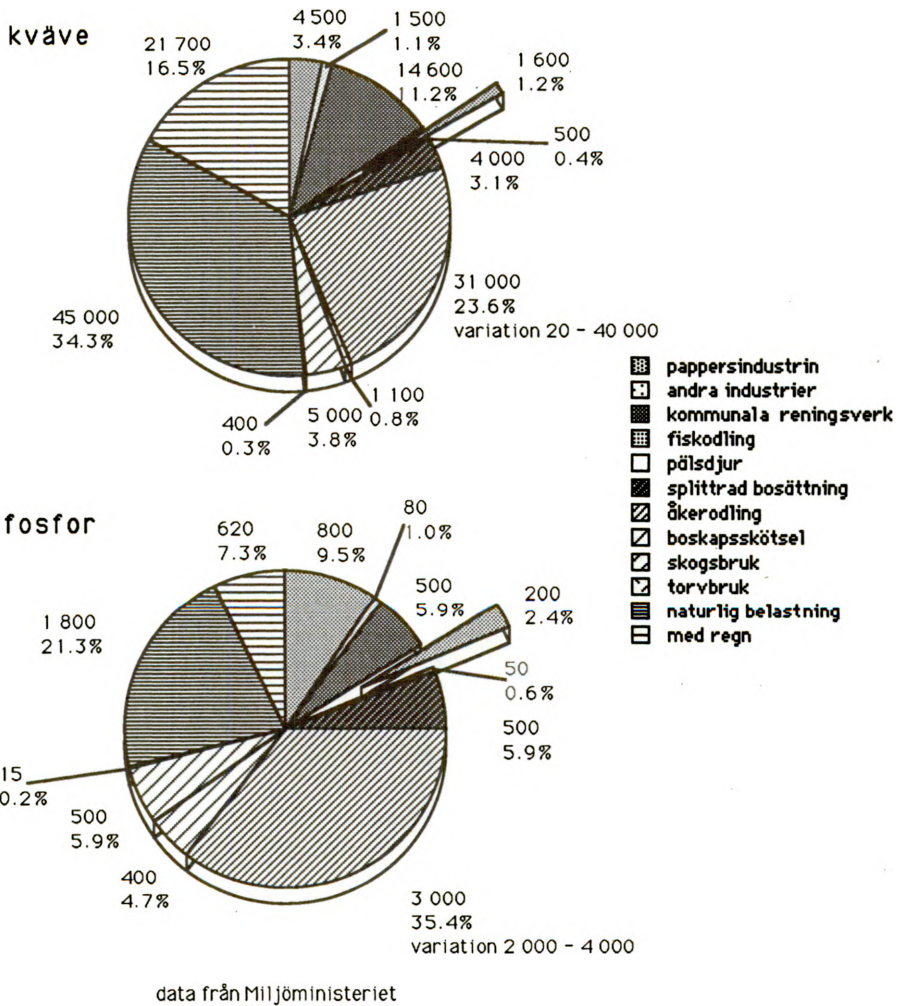


Figur 2. Fiskodlingens fosfor- (a) och kvävebelastning (b) (t/år) i insjöområdet och brackvattenområdet 1979-1989 i Finland.

Det är uppenbart att belastningen liksom också produktionen har ökat i brackvattenområdet. Kvävebelastningen speglar direkt produktionsvolymen. Fosforbelastningen har emellertid inte vuxit i direkt proportion till produktionsmängden: den totala fosforbelastningen har klart minskat i sötvattenområdet tack vare utvecklingen av foder och odlingsteknik.

### 3.2. Betydelsen av belastningen från fiskodling

Fiskodlingens del av den totala belastningen på vattendragen i Finland är ganska liten. I figur 3 presenteras fördelningen av fosfor- och kvävebelastningen i Finland.



Figur 3. Närsaltsbelastning på vattendragen i Finland från olika ursprung i 1988 (data från Miljöministeriet).

Fiskodling ansvarar bara för 1.2% av kväve- och 2.4% av fosforbelastning. I östersjön-området har man fattat ett beslut att minska närsalts- och giftutsläppet i nära framtiden. Det här beslutet gäller i princip också för fiskodling, trots att man först skall koncentrera sig i gift- och andra skadliga ämnens belastning.

I Östersjö-skala är fiskodlingens betydelse för närsaltsutsläppen endast marginell.

Tabell 2. Beräknad total produktion av odlad fisk i Östersjö-området, därpå följande fosfor- och kvävebelastning (t/år) samt odlingsens andel av den totala belastningen (%).

år	1980	1985	1990
produktion t/år	6 700	18 100	45 800
fosforbelastning, t (%)	87 (0.17)	235 (0.47%)	595 (1.19%)
kvävebelastning, t (%)	536 (0.05%)	1 448 (0.14%)	3 664 (0.37%)

(Mäkinen 1989)

Trots att fiskodlingen inte kommer att förstöra Östersjöns ekosystem som helhet, är det möjligt att det lokalt kan förekomma negativa effekter. Lokala effekter kan bekämpas med känslighetmodellen, vilken gör det möjligt att dimensionera odlingsvolymen enligt lokalernas känslighet mot närsaltsutsläpp. Vi kommer att höra några intressanta föredrag om ämnet.

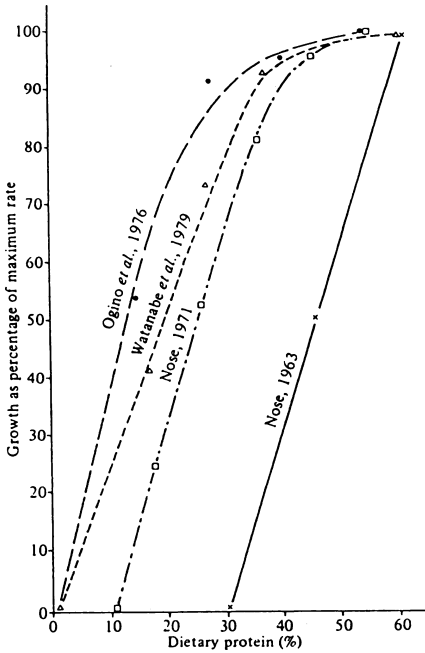
Vad gäller Östersjön skulle man nämna, att belastningen utifrån kan reduceras genom att öka bruket av foderfisk från Östersjön. Detta skulle innebära att man använde närsalter från Östersjöns eget ekosystem.

#### 4. Möjligheter att minska belastningen

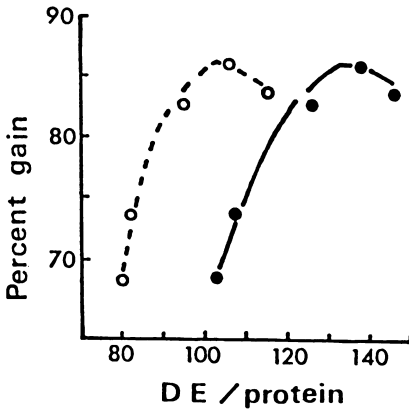
Man kan reducera fiskodlingens specifika belastning genom att förbättra utnyttjandet av fodret. Detta kan man åstadkommas genom förbättring av foderkvaliteten och genom bättre utfodringsteknik. Bägge åtgärderna syftar till att förbättra foderkoefficienten och därmed tillgodogörandet av närsalterna i fodret.

##### 4.1. Kvävebelastning

Proteinerna är centrala näringsämnen för fiskens. I jämförelse med andra husdjur behöver fisken mer protein i fodret, men mindre energi för sin metabolism. Detta innebär att fisken kan utnyttja proteinet mycket effektivt trots ett högre proteinbehov. Under ett bestämt gränsvärde kan proteinbrist förorsaka försämrad tillväxt (Figur 4, Hephher 1988). Fiskens storlek och temperaturen har en mycket stor effekt på tillväxten och därmed också på proteinbehovet. En ökad salthalt höjer också proteinbehovet (Zeitoun et al. 1973). Om man vill minska proteinets andel som energikälla, dvs. om man vill öka halten av fetter och kolhydrater i fodret, bör förhållandet mellan total eller smältbar energi och proteinhalt vara optimal. I figur 5 presenteras resultat från Watanabe et al. (1979, se också Jobling 1983).



Figur 4. Proteinnivåns effekt på tillväxten hos regnbågsforell (enligt Hephher 1988)



Figur 5. Förhållandet mellan smältbar energi och protein (kcal/protein%). Fyllda cirklar anger uppmätta och tomma cirklar beräknade värden. (Watanabe et al. 1979)

#### 4.2. Fosforbelastningen

Jämfört med kväve är mängden fosfor lättare att optimera i fodret för att minska belastningen på miljön: eftersom fosfor är en mineral och ett spårämne bör man endast undvika att underskrida fiskens behov.

Fiskens behov kan beräknas enligt Wiesmanns (1988) modell (Tabell 3):

Tabell 3. Uppskattning av fosforbehovet

Fiskens tillväxt i kg/fodertorrsubstans kg	800	1000	1200
P i tillväxten (g) per kg foder	3.2	4.0	4.8
Ofrånkommiga förluster (g)*	1.5	1.5	1.5
Nettobehov:	4.7	5.5	6.3
Bruttobehov, g/kg fodertorrsubstans, när utnyttjandet är:			
19 %, fyttin-fosfor	24.7	28.9	33.2
86 %, fiskmjölsfosfor	5.5	6.4	7.3
100 %, oorganisk fosfor	4.7	5.5	6.3

\*beräknat utgående från fastande fisks metabolism vid tillväxthastigheten  $1\%d^{-1}$

#### 4.3. Optimering av utfodring

Genom optimering av utfodringen syftar man till att förbättra tillväxten i relation till fodermängden, d.v.s. förbättra foderkoefficienten eller -omvandlingen. Förhållandet mellan foderkoefficient, fosforhalt och maximal fosforbelastning kan beskrivas med formeln:

$$y = 10 * fc * P - z,$$

där,

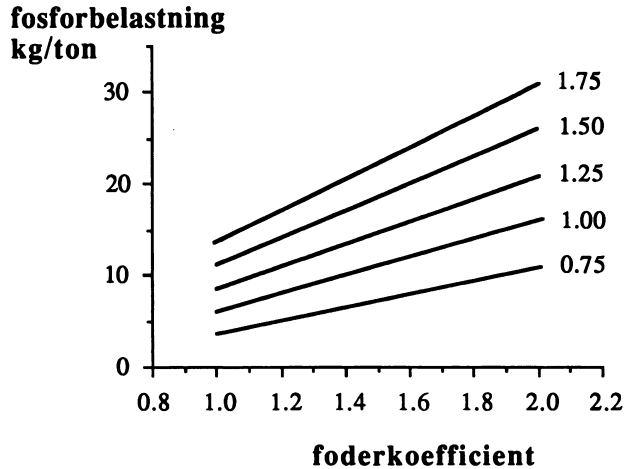
y = fosforbelastningen (kg/t producerad fisk)

fc = foderkoefficienten

P = fosforhalten i fodret (%)

z = fosforhalten i fiskens tillväxt (kg/t)

Samma sak illustreras i figur 6:



Figur 6. Fosforbelastnings (kg per t producerad fisk) beroende av fodrets fosforhalt (%) och foderkoefficienten.

Man kunde skildra också kvävebelastningen som fosforbelastningen i figur 6, men, som förrän fastställt, proteininnehållet i relation till energihalten i fodret är väsentligt för kväveutvinningen, vilket komplicerar saken. Detta gäller också fosfor om mängden fosfor understiger fiskens behov.

Den organiska belastningen, mängden av syreförbrukande material, (i detta fall feces), kan också minskas genom att optimera utnyttjandet av fodrets energi-innehåll. Torrvikten och energiinnehållet korrelerar väl med varandra. Genom att anpassa utfodring enligt fiskens energibehov och tillväxthastighet kan mängden organisk material som släpps ut från odlingen minskas märkbart.

## 5. Sammanfattning

1. Variationerna i utsläppen av fosfor, kväve och organisk material vid fiskodling är stora.
2. Genom att anpassa fodrets sammansättning samt utfodringen enligt fiskens behov kan man märkbart reducera specifika belastningen.

3. En optimering av fodret och utfodringsmetoderna bör basera sig på relevanta kunskaper om fiskens behov under olika förhållanden.

#### Referenser

- Hepher, B., 1988. Nutrition of pond Fishes. Cambridge University Press, Cambridge, 388 pp.
- Jobling, M., 1983. A short review and critique of methodology used in fish growth and nutrition studies.- J. Fish Biol. 23: 685-703.
- Mäkinen, T., 1989 a. Kalanviljelyn vesistökuormitus ja sen vähentäminen. Lisensiaattitutkielma.- Jyväskylän Yliopisto biologian laitos.
- Mäkinen, T., 1989 b. Nutrient load from aquaculture - limitations or management. The fourth conference in Karlskrona on the Health of the Seas, 8th June 1988, 217-226.
- Salonen, S., 1983. Kuormituksen määrittämiseen käytettyjen menetelmien arviointi. moniste, 9 s.
- Watanabe, T., Takeuchi, T. & Ogino, C., 1979. Studies on the sparing effect of lipids on dietary protein in rainbow trout (*Salmo gairdneri*).- Proc. World Symp. on Finfish Nutrition and Fishfeed Technology, Vol. I: 113-125.
- Wiesmann, D., 1988. Phosphoreintrag durch Intensivhaltung von Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri*, R.). - In: Perspektiven der deutschen Aquakultur, Rosenthal, H., Saint-Paul, U. & Hilge, V. (eds.), Deutsche Sektionen der European Aquaculture Society und European Association of Fish Pathologists, 83-90.
- Zeitoun, I.H., Tack, P.I., Halver, J.E. & Ullrey, D.E. 1973. Influence of salinity on protein requirements of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fingerlings.- J. Fish. Res. Bd. Can. 30: 1867-1873.

## Havbrugs og andre antropogene og naturlige faktorerers indvirkning på en færøsk tærskelfjords oxygenbalance

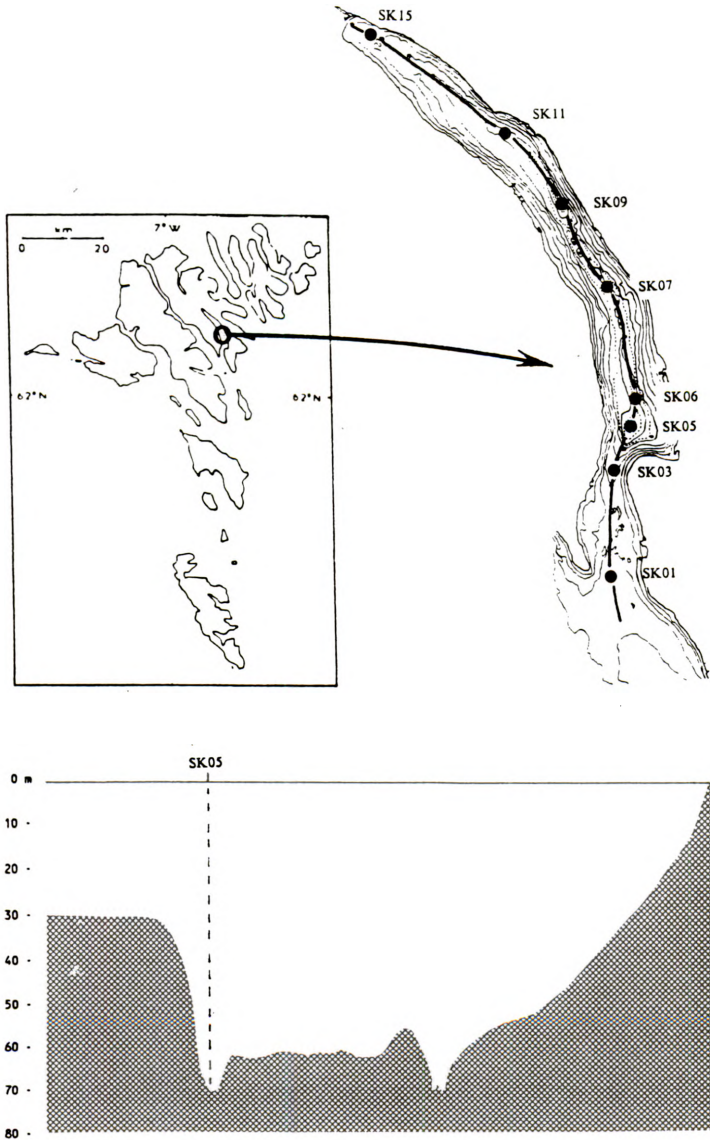
*Eilif Gaard og Bogi Hansen  
Fiskirannsóknarstovan  
Nóatún, Færøerne*

### ABSTRACT

Den færøske tærskelfjord "Skálafjørður" har i de senere år i nogle sommersæsoner vist meget lave oxygenkoncentrationer i de dybere dele af det stagnerede bundvand, og dette har været sat i forbindelse med den stærke udbygning af havbrug på fjorden i 80'erne. En vurdering af de forskellige naturlige og antropogene bidrag til belastningen med oxygenforbrugende organisk materiale viser, at de antropogene kilder i 1986, 1987 var af størrelsesorden 25% af den samlede belastning, og at havbruget er den største af disse kilder, både hvad angår næringssalte og organisk materiale. Oxygenkoncentrationerne tæt over bunden er dog også meget afhængige af oxygen-transport ned i bundvandet ved blandingsprocesser, der er vejrafhængige. Det konkluderes, at den antropogene belastning i væsentlig grad har øget sandsynligheden for iltsvind i bundvandet de år, hvor blandingen har været svag.

### ENGLISH ABSTRACT

The Faroese sill-fjord "Skálafjørður" has during the latter half of the eighties shown very small oxygen concentrations in the deeper part of the seasonally stagnant bottom water within the sill and the rapid expansion of mariculture has been claimed to be responsible. In the paper natural and antropogenic contributions of organic matter to the bottom water are estimated and the antropogenic contribution is found to be about 25% of the total with mariculture being the dominant source. The downward oxygen diffusion during the stagnation period is, however, a significant component of the oxygen balance and, as it is weather dependent, the sensitivity of the fjord to increased oxygen consumption may vary significantly between years. It is concluded that in years with little wind, when the fjord is most sensitive, the increase in oxygen consumption from antropogenic sources, especially mariculture, has increased the probability of anoxia considerably.



**Fig.1** Skálafjörður. Figuren viser fjordens placering, dens bundtopografi og et vertikalt snit ind gennem fjorden langs den på kortet anviste kurve. På figuren er også anvist positioner for nogle af standard stationerne, bl.a. SK05, som der henvises til i artiklen.

## INDLEDNING

Skálafjörður er nok den mest udprægede tærskelfjord på Færøerne (Fig.1) samtidig som den er den arealmæssigt største af dem. Tærskeldybden er omkring 30m, mens bunddybden inden for tærsklen er over 60 meter ret langt ind i fjorden. Samtidig ligger fjorden ret beskyttet både mod vind og især for tidevand, som er meget svagt på denne fjord. Det er derfor ikke overraskende, at målinger tidligt i dette århundrede (Kiilerich, 1928) afslørede, at bundvandet om sommeren aflåses, og at oxygenkoncentrationerne i dette reduceres betydeligt under mætning.

En mere systematisk undersøgelse af fjorden med gentagne togter gennem et år (Stødisútbøvgingin, 1980) verificerede og udbyggede dette billede; men der var da aldrig målt oxygenkoncentrationer under 4 mg/l, og selv om man advarede mod en ukontrolleret udbygning af erhverv med oxygenkonsumerende affald, så var der på dette tidspunkt ingen tegn på, at fjorden var i en sådan tilstand, at lave oxygenkoncentrationer var direkte skadelige; hverken fra naturens hånd eller på grund af menneskelig forurening.

Da udbygningen af havbrug og fart på Færøerne tidligt i firserne, blev disse advarsler gentaget; men der blev alligevel givet tilladelse til en betydelig udbygning af havbrug på Skálafjörð; bl.a. fordi andre undersøgelser (Vandkvalitetsinstituttet, 1984) konkluderede, at der ikke var risiko forbundet dermed. For at kunne overvåge eventuelle skadevirkninger blev der derfor i 1985 startet en måleserie inde på denne (og andre) fjorde, og i sommeren 1985 målte man oxygenkoncentrationer helt ned mod 0.4 mg/l lige over bunden på det dybeste sted. Dette var langt mindre end man nogensinde før havde observeret, og det blev vurderet ret sandsynligt, at antropogen belastning, især fra havbrug, var en væsentlig årsag, omend det samtidig var klart, at naturlige variationer i blandingsforholdene, der fører oxygen til bundvandet, kunne bidrage væsentligt til problemet (Hansen & Poulsen, 1987).

På baggrund af disse resultater blev det fra politisk hold besluttet foreløbig at begrænse videre udbygning af havbrug på Skálafjörð; men samtidig blev observationsserien intensiveret for at afklare problemet, og i perioden 1985-90 er der indsamlet et ret omfattende materiale, der ikke endnu er færdigbehandlet. Hovedformålet med undersøgelsen har været at afklare, i hvor høj grad de lave oxygenkoncentrationer i bundvandet skyldes menneskelig aktivitet, deriblandt havbrug. I denne artikel søger vi at give en oversigtlig gennemgang af denne problemstilling, idet vi forsøger at vurdere størrelsen af de enkelte faktorer, der påvirker oxygenbalancen i bundvandet; både de naturlige og de antropogene.

## DATAMATERIALE

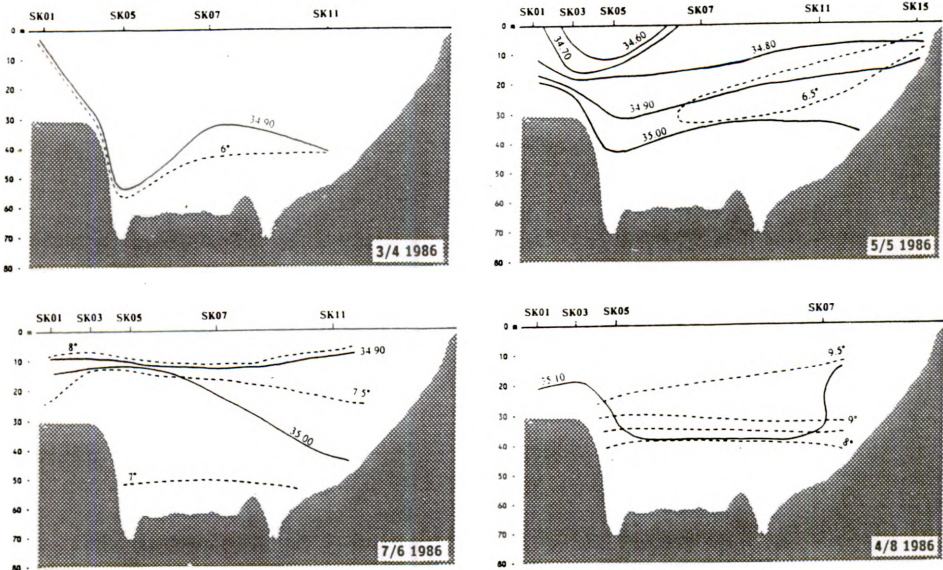
Det observationsmateriale, som denne artikel er baseret på, er dels historisk materiale, som er sammenfattet andetsteds (Hansen, 1990d), dels og især resultater fra førnævnte måleserie af færøske tærskelfjorde 1985-90. Disse er nærmere beskrevet i en serie publikationer (Bloch et al., 1986, Hansen, 1990 a,b,c, Hansen et al., 1990, Gaard, 1990, Gaard & Poulsen, 1990, Mortensen, 1990), der gennemgår dels de anvendte måle- og analysemetoder, dels giver en mere detaljeret oversigt over materialet. En stor del af observationsmaterialet er indsamlet ved de gentagne togter på fjorden, sædvanligvis med forskningsskibet Magnus Heinason. Herunder er temperatur og salinitet målt med Neil Brown CTD, vandprøver er taget op med rosette vandhenter og analyseret for oxygenindhold og næringssaltkoncentration, samt i nogen tilfælde for klorofyl *a*. Målingerne er foretaget på nogen standardstationer på fjorden, hvoraf de vigtigste er vist på Fig.1. En stor del af det materiale, der præsenteres i denne artikel, er indsamlet på station SK05, der ligger kort inden for tærsklen, hvor det større bassin i fjorden har maximum dybde.

En del observationer er også indsamlet fra udstyr, der har ligget forankret. Det drejer sig om

selvregistrerende temperatur- og strømmålere og om sedimentationsfælder. Endvidere er der indsamlet materiale om belastning fra forskellige aktiviteter og virksomheder ved fjorden.

## HYDROGRAFI OG CIRKULATION I FJORDEN

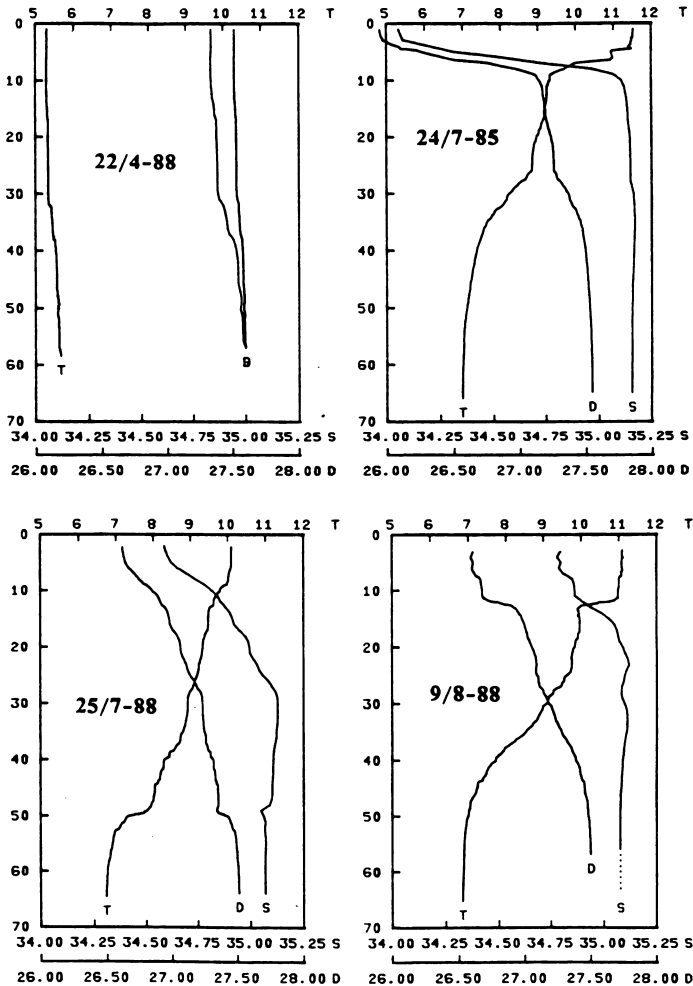
De hydrografiske forhold på en fjord og det tilknyttede cirkulations- og udskiftningsmønster definerer betingelserne både for den naturlige produktion på fjorden og for fjordens stabilitet over for organisk belastning. Disse forhold er derfor studeret ret detaljeret både gennem en række togter ind på fjorden og ved udlægning af selvregistrerende måleudstyr. Fig.2 giver et indtryk af den typiske årlige variation. De øverste 30 meter, området over tærsklen, kan sædvanligvis opfattes som delt i to lag, et *brakvandslag* og et *indstrømningslag*. Om vinteren synes indstrømningslaget normalt at gå helt til bunds; mens der om sommeren dannes et *bundlag*, hvor temperaturen er væsentligt (1-3 °C) mindre end i indstrømningslaget og i vandet uden for fjorden. Den derved skabte forskel i massefylde forhindrer nyt havvand udefra i at fortrænge bundvandet og skaber det stagnerede bundlag.



**Fig.2** Isohaliner (fuldt optrukne kurver) og isotermer (stiplede kurver) efter et længdesnit gennem Skålafjorden på fire tidspunkter i 1986. De to øverste er før stagnation. De to nederste er under stagnationsperioden, dels i begyndelsen af den (t.v.) og dels i den senere del af stagnationen (t.h.).

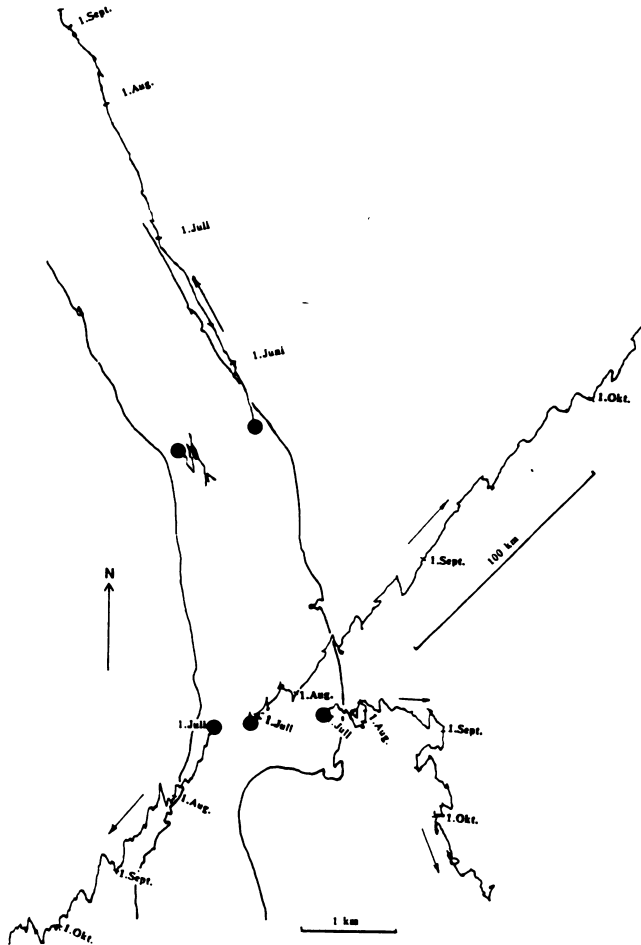
De to øverste lag skilles af en haloklin og om sommeren sædvanligvis også af en termoklin. Som det ses af Fig.3, er det meget variabelt, hvor skarp denne er, og hvor store springene i temperatur og salinitet er over den. Da overgangen ofte er ret diffus, har vi defineret dens dybde til at være der, hvor saliniteten er midtvejs mellem saliniteten i overflade og på 30 meters dybde. På basis af 23 CTD profiler fra forskellige tidspunkter på station SK05 er overgangen mellem brakvandslaget og indstrømningslaget i gennemsnit på 12 meters dybde, med en standardafvigelse på 5m og med en total variation mellem 4 og 21 meter (Hansen, 1990b). Hvis man kender

ferskvandstilførslen til fjorden, kan man benytte saltbalancen til at vurdere transportværdier for vand ind i og ud af fjorden. Resultatet var, at der i den kritiske periode (april-oktober) var en gennemsnitlig flux på  $26 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{dag}$  ind i fjorden i indstrømningslaget, nogenlunde det samme ud af brakvandslaget, og levetiden for fersk vand blev beregnet til 11 dage. I grundlaget for denne udregning er det antaget, at der er en vis blanding mellem de to lag ud over den ensrettede transport af havvand op i brakvandslaget, og denne blanding blev vurderet til ca. halvdelen af vandtransporten ind i fjorden i indstrømningslaget (Hansen, 1990b).



**Fig.3** Profiler af temperatur (T), Salinitet (S) og massefylde, sigma-t (D) på station SK05 på Skålafjærd til fire forskellige tidspunkter.

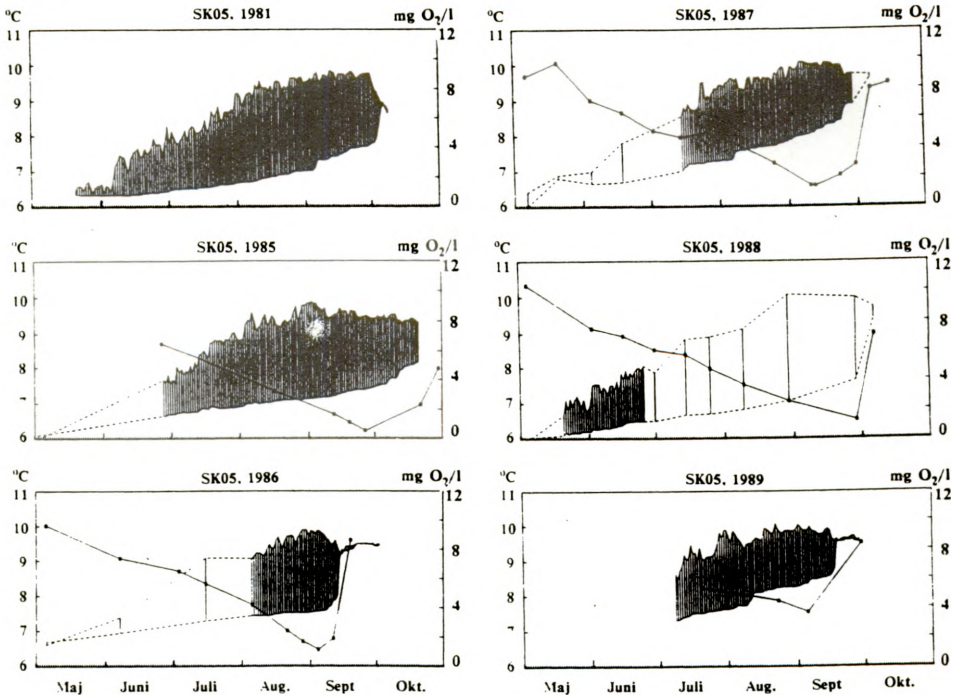
Disse beregninger er egentlig baseret på en tolagsmodel med to homogene lag, hvor strømmingen i hvert lag er konstant over et tværsnit og drevet af ferskvandstilførslen. Strømmålinger fra udlagte selvregistrerende strømmålere understøtter denne model i hovedtræk, omend det er klart, at Coriolis kraften giver en vis cirkulation mod uret (Fig.4), samtidig som de også viser, at i kortere tidsskala er strømmen i betydelig grad påvirket af vinden. Ovennævnte tal bør derfor fortolkes med en vis forsigtighed. De kan utvivlsomt give den rigtige størrelsesorden for den gennemsnitlige transport af vand og af stoffer, der følger med vandet, ind i og ud af fjorden; men dels giver de langtidsmidler, dels er de baseret på en forenklet model af virkeligheden.



**Fig.4** Progressive vektordiagrammer for fem strømmålinger foretaget i instrømningslaget, de to nordligste i 1979, de tre sydligste i 1985. Alle diagrammerne er i samme målestok (100 km på figuren), mens selve fjorden er i en anden målestok (1 km).

## STAGNATION OG OXYGENINDHOLD I BUNDVANDET

Som nævnt dannes der om sommeren et stagneret bundlag i Skálafjørð. Alle observationer fra perioden juli-august viser tilstedeværelsen af dette lag, og det er utvivlsomt kun i undtagelsestilfælde, at det eventuelt ikke dannes. Aflåsningen af bundvandet sker sædvanligvis i mai-juni; men tidspunktet kan variere ca. en måned. I begyndelsen er temperaturforskellen mellem bundlaget og indstrømningslaget sædvanligvis lille; men den øges og er i august gerne 2-3 °C (Fig.5), hvorefter den begynder at aftage. Der er ikke nogen væsentlig forskel i salinitet mellem bundlaget og indstrømningslaget.

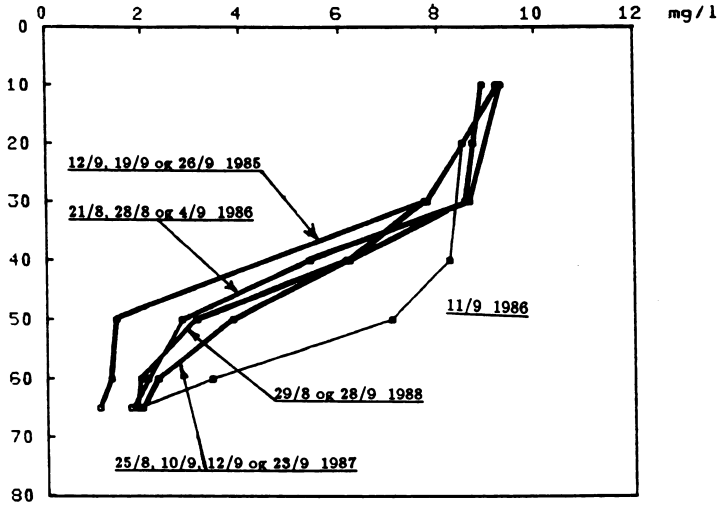


**Fig.5** Temperatur og oxygenkoncentration på SK05 i stagnationsperioden 6 forskellige år. De to kurver, der er forbundet med lodrette streger, viser temperatur i henholdsvis indstrømningslaget og nede ved bunden. De lodrette stregers længde viser temperaturforskellen mellem de to lag. Den tredje kurve viser oxygenkoncentrationen på 65 m dybde.

Stagnationen ophører ved udskiftningen, der sædvanligvis sker i september eller oktober; igen med en variation på ca. en måned. Udskiftningen kan foregå gradvis, ved at temperaturforskellen udviskes over en tid, men kan også foregå meget brat, idet hele bundvandet sættes i svingning som en intern seiche (Hansen, 1990c), der sandsynligvis drives af resonans mellem bundlagets bevægelse og vinden.

Mens bundvandet er aflåst, aftager temperaturgradienten sædvanligvis stærkt ned mod bunden

(Fig.3), således at bundlaget kan opdeles i et overgangslag mellem 30 og ca. 50 meters dybde og det egentlige bundlag fra 50m og ned til bunden. Hvis overgangen mellem indstrømningslaget og bundlaget defineres som den dybde, hvor temperaturen er midt mellem temperaturen på 30 og 60 meters dybde, så synes overgangen at ligge på en ret konstant dybde omkring 40-45m (Hansen, 1990c).



**Fig.6** Midlede oxygenprofiler for de mest kritiske dele af stagnationsperioderne forskellige år.

Under stagnationen formindskes oxygenindholdet i bundvandet ret jævnt til en minimumsværdi, der sædvanligvis nås i september, hvorefter det igen stiger enten langsomt eller brat alt efter udskiftningens karakter. Den typiske oxygenprofil inden minimumsperioden (Fig.6) har ligesom temperaturen en ret konstant værdi i den dybeste del op til ca. 50 m dybde, hvorefter den stiger mere brat til 30 meters dybde. Der synes ikke at være stor horisontal variation i oxygenindhold på en given dybde, omend koncentrationen nok er lavere, hvor bunddybden er mindre. Tilsyneladende modvirkes dette af en ret effektiv horisontal blanding. Dette gør, at oxygenforholdene i ret høj grad kan beskrives med målinger fra en dyb station, og det samlede oxygenindhold i fjorden under en vis dybde kan til et givet tidspunkt beregnes ved simpel opsummering af koncentration multipliceret med areal for hver dybde. Dette er gjort for alle de observationer, hvor gode oxygenprofiler er opnået, ved at både oxygenkoncentration og areal er interpoleret lineært til at opnå en værdi for hver meter. Resultatet er vist på Fig.7, der illustrerer vor første pointe: *Tilsyneladende er der tidligt i firserne sket en ændring i fjorden, der har medført, at oxygenindholdet i stagnationsperioden er lavere, end det var forud.* Resultatet er ikke helt entydigt, da f.eks. oxygenindholdet i 1932 synes at have været mindre end i 1989; men tendensen er dog ret overbevisende, såfremt vi kan stole på de ældre målinger, hvad der ikke synes at være nogen grund til at betvivle.

Samtidig er det dog også klart, at der må være en vis naturlig variation mellem de forskellige år, der dels kommer fra variationer i produktion og sedimentation af organisk materiale, dels kommer fra variationer i de fysiske processer, der bestemmer stagnationsperiodens længde og karakter. Dette fremgår også af den variation, der ses i de gamle målinger fra tyverne og trediverne, hvor vi næppe har haft nogen væsentlig antropogen belastning. Når dette tages i

betragtning, kan man a priori ikke udelukke, at den tilsyneladende ændring tidligt i firserne (eller evt. før) også skyldes naturlige variationer eventuelt fremkaldt af en klimatisk ændring med længere tidsskala. Det er derfor nødvendigt at studere de enkelte led i oxygenbalancen nærmere, for at se om den antropogene belastning har en sådan størrelse, at den kan være årsag til ændringen.

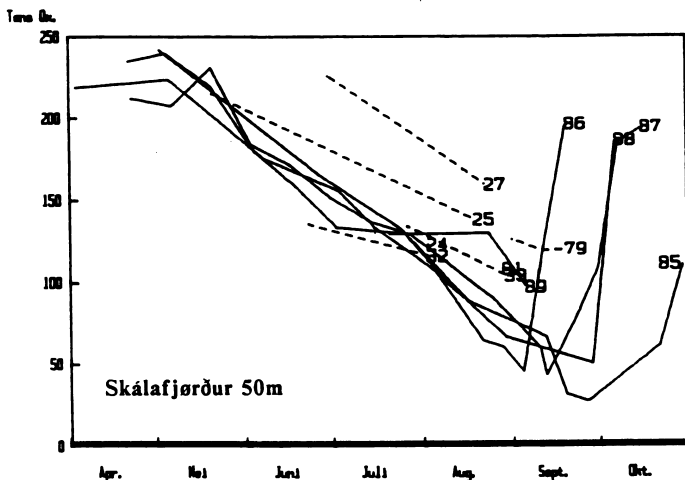


Fig. 7 Mængden af oxygen, regnet i tons, under 50 meters dybde i Skálafjørður under stagnationsperioden forskellige år. Efter 1980 er de enkelte tal hvert år forbundet med fuldt optrukne linier. For de ældre målinger er tallene forbundet med stiplede linier. Tallene angiver året.

## BLANDINGSINTENSITET OG OXYGENTRANSPORT I BUNDEVANDET

En væsentlig parameter i oxygenbudgettet er *forbruget* af oxygen i bundvandet (respirationen), da dette må forventes at afhænge direkte af den samlede belastning. Hvis bundvandet i stagnationsperioden var fuldstændig aflåst fra det øvrige vand i og uden for fjorden, så ville oxygenforbruget være lig med *reduktionen* i oxygenindhold pr. tidsenhed. Det viser sig imidlertid, at der under stagnationen er en vis blanding mellem bundvandet og de øvre lag, og denne blanding transporterer oxygen nedad. Balancebetingelsen bør derfor formuleres:

$$\frac{\partial V(z, t)}{\partial t} = -R(z, t) - q(z, t) \cdot A(z) \quad (1)$$

hvor  $V(z, t)$  er mængden af oxygen til tiden  $t$  i det samlede bundlag fra den maximale dybde ( $z=0$ ) og op til højden  $z$  over denne,  $R(z, t)$  er det samlede oxygenforbrug pr. tidsenhed under højden  $z$  til tiden  $t$ , og  $q(z, t)$  er *fluxen* (positiv opad) af oxygen pr. fladeenhed gennem fladen, der ligger i højden  $z$ , og som har arealet  $A(z)$ . Produktet af oxygenflux og areal benævner vi *transport* af oxygen.

En forudsætning for at kunne vurdere  $R(z, t)$  er derfor, at vi kan vurdere størrelsen af  $q(z, t)$ , og dette er a priori en vanskelig sag, da blandingen tydeligvis er turbulent, og derfor ikke kan beskrives med noget formelsæt, som kan løses med tilgængelige teorier. Under visse forudsætning-

inger kan vi imidlertid vurdere størrelsen af  $q(z,t)$ , såfremt vi kan relatere den til fluxen af andre parametre. Denne metode har været anvendt til at bestemme blandingsintensitet med brug af f.eks. salinitet (e.g. Gade, 1970). I vores tilfælde er temperatur den indlysende parameter. Da varme er en konservativ parameter, gælder:

$$\frac{\partial H(z,t)}{\partial t} = -j(z,t) * A(z) \quad (2)$$

hvor  $H(z,t)$  i analogi til  $V(z,t)$  er den samlede varmemængde i bundvandet under højden  $z$  til tiden  $t$ , og  $j(z,t)$  er fluxen af varme pr. fladeenhed gennem fladen i højde  $z$  til tiden  $t$  (regnet positiv opad). Da vi i flere tilfælde har lange måleserier af temperatur, kan vi estimere  $H(z,t)$  og dens tidsændring, hvorved  $j(z,t)$  kan bestemmes.

Antager vi endvidere, at  $q(z,t)$  og  $j(z,t)$  kan relateres til gradienterne af henholdsvis oxygenkoncentration  $c(z,t)$  og temperatur  $T(z,t)$  med formlerne:

$$q(z,t) = -K(z,t) * \frac{\partial c}{\partial z} \quad \text{og} \quad j(z,t) = -K(z,t) * e * \frac{\partial T}{\partial z} \quad (3)$$

hvor  $e$  er varmekapaciteten pr.  $m^3$ , så er ligningssystemet lukket, og  $q(z,t)$  kan estimeres ud fra temperatur og oxygenmålinger. Vi må dog først diskutere denne antagelse nærmere. Da vi ikke antager nogen form for konstans for  $K(z,t)$ , er hver enkelt af ligningerne i (3) egentlig kun en definition af  $K(z,t)$ , og derfor fuldt tilladelig. Antagelsen ligger i, at  $K(z,t)$  skal antage de samme værdier (for ens  $z$  og  $t$ ) i de to ligninger. Parameteren  $K(z,t)$  er en *diffusivitet*, og hvis vi havde et system, der var domineret af molekyllær diffusion, ville  $K(z,t)$  være konstant, uafhængig af  $z$  og  $t$ ; men  $K(z,t)$  ville være forskellig for oxygen og varme, idet den molekyllære diffusivitet for varme er et par størrelsesordener større end for oxygen. Ved fuldstændig turbulens antages det dog normalt, at diffusiviteten er ens for forskellige parametre. For det pågældende tilfælde har vi vurderet (Hansen, 1990c), at selv om temperaturprofilen til tider antyder en klar mikrostruktur, så synes den molekyllære flux af varme at ligge en faktor 100-1000 gange under den observerede. Vi regner derfor (3) som en god antagelse.

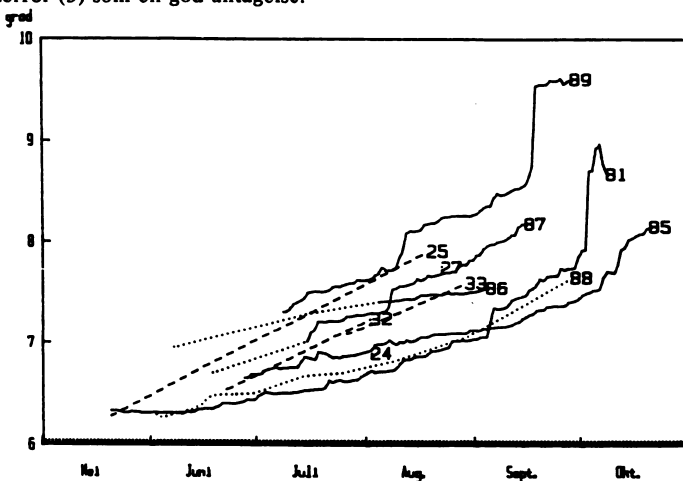


Fig.8 Temperaturen på ca. 65 meters dybde forskellige år. For målinger efter 1980 er de enkelte værdier enten forbundet med en fuldt optrukket kurve (kontinuære data fra selvregistrerende måler) eller med en prikket kurve (diskrete målinger). For de ældre målinger er de enkelte værdier hvert år forbundet med stiplede linier. Tallet angiver året.

I denne model er opvarmningen af bundvandet et mål for blandingsintensitet. Sædvanligvis er temperaturen ret uafhængig af dybde i den nederste del af bundlaget under stagnationsperioden, og temperaturen nede ved bunden er derfor en god indikator for blandingsintensitet. I Fig.8 er temperaturen på stor dybde vist forskellige år, og det ses klart, at der er stor forskel mellem de enkelte år. Denne variation var ikke uventet. Færøerne er et land med et meget uregelmæssigt vejrlig, og specielt den varierende vind må påvirke blandingen. En nærmere analyse antyder da også, at forskellene mellem de enkelte år kan forklares ved varierende vindpåvirkning især fra nordøstlig retning (Hansen, 1990c).

**Tabel 1** Reduktion, transport og forbrug (respiration) af oxygen i bundvandet på Skálafjørð i stagnationsperioden under 50 meters dybde.

År	Reduktion (kg/dag)	Transport (kg/dag)	Forbrug (kg/dag)
1985	1505	981	2486
1986	1411	1010	2421
1987	803	2452	3255
1988	1125	1383	2508

Dette har dog kun betydning, såfremt oxygenfluxen er af en tilstrækkelig størrelse til at kunne sammenlignes med  $R(z,t)$ ; men det er den. I tabel 1 har vi præsenteret resultaterne af beregningen af oxygenforbrug og oxygenflux for hvert af årene 1985-88, hvor vi har de bedste måleserier, idet vi har set på bundvandet under 50 meters dybde. Disse tal kan sammenfattes således, at *typisk stammer ca. halvdelen af den forbrugte oxygenmængde i bundvandet fra oxygen, der blandes ned i bundlaget under stagnationsperioden, mens den anden halvdel er taget fra det lager af oxygen, der var opløst i bundvandet inden stagnationen*. Det ses imidlertid også, at i de to kritiske år 1985 og 1986 var blandingen svagere end sædvanlig med det resultat, at mere oxygen blev taget ud af bundvandet. Vi kan derfor slutte, som det allerede blev gjort oprindelig (Hansen og Poulsen, 1987), at *en del af forklaringen på de ekstremt lave oxygenkoncentrationer i 1985 og 1986 skyldes en svagere blandingsintensitet end sædvanlig*, og dette skyldes igen sandsynligvis vinden (Hansen, 1990c).

Dette udelukker dog ikke, at den antropogene belastning også har bidraget til problemet, og ser vi nærmere på Fig.8, så synes det som om 1987 havde en blandingsintensitet, der var normal eller høj sammenlignet med de gamle målinger, mens oxygenindholdet i 1987 faldt til væsentligt lavere værdier, end det ifølge Fig.7 synes at have været normalt førhen. Vi kan også sammenligne 1981 og 1988. Ifølge Fig.8 har variationen i bundtemperatur været næsten den samme de to år frem til omkring 1. september; men den ene oxygenmåling, vi har fra slutningen af august 1981, ligger væsentligt højere end målingerne i august 1988. *Det synes derfor ikke sandsynligt, at variation i blandingsintensitet alene skulle kunne forklare de ekstremt lave oxygenkoncentrationer i bundvandet i 1985-86*. Spørgsmålet er dog, om den antropogene belastning er af en sådan størrelse, at den kan sammenlignes med den naturlige. Vi må derfor se mere detaljeret på oxygenbalancen i bundvandet; men først vil vi forsøge at vurdere størrelsen af de enkelte bidrag til oxygenforbruget; både de naturlige og de menneskeskabte.

## OVERSIGT OVER KULSTOF- OG NÆRINGSSALTKREDSLØB I FJORDEN

For at kunne vurdere, hvilken indflydelse tilførsel af organisk materiale og næringsalte har på sedimentation og sedimentrespiration i bundlaget, er det nødvendigt med kendskab til kredsløbene af det organiske materiale, der bliver produceret eller ledt ud i fjorden.

På Fig.9 er vist en oversigt over transporten af organisk materiale i fjorden om sommeren. Med det indstrømmende vand bliver bl.a. opløste næringsalte og organiske partikler transporteret. Disse er i hovedsagen fytoplankton. Desuden bliver en del organisk materiale og opløste næringsalte udledt fra land, og dette antropogene materiale kan gå i cyklus på samme måde som det naturligt importerede materiale. Næringssaltene kan blive optaget i primærproduktionen i den eufotiske zone eller de kan blive transporteret ud af fjorden med det udstømmende vandlag. Dette afhænger meget af næringssaltkoncentrationerne i dette vandlag på det givne tidspunkt, samt vejrforholdene, og vil blive omtalt nærmere senere. Det partikulære materiale bliver enten nedbrudt i selve vandsøjlen, ledt ud af fjorden med det udstømmende vand eller det kan sedimentere.

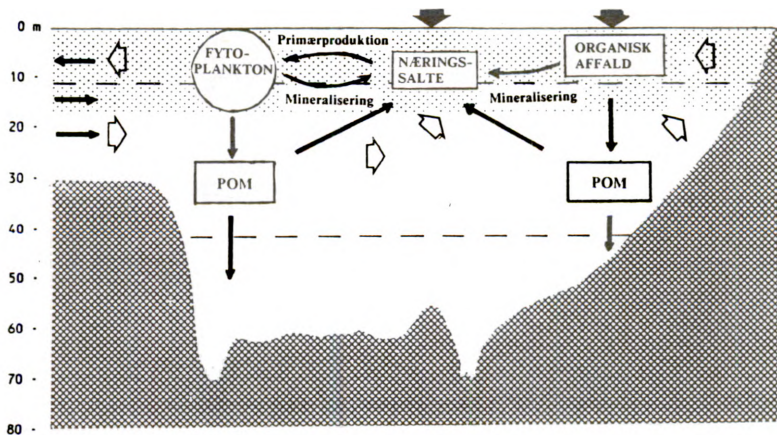


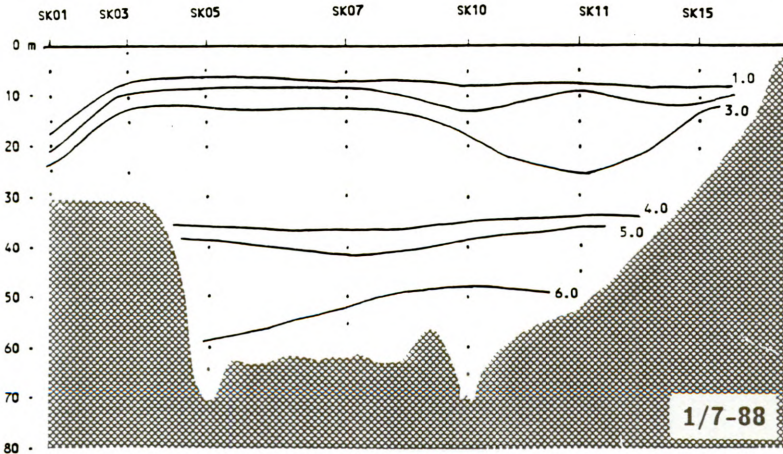
Fig.9 Skematisk oversigt over cyklus af næringsalte og organiske partikler i det øverste og det mellemste vandlag. Det skraverede område viser en omtrentlig gennemsnitlig dybde af den eufotiske zone, åbne pile viser netto vandtransport og fyldte pile viser transport af organiske partikler og næringsalte.

De næringsalte, der bliver frigjort ved mineraliseringen i det aflåste bundvand, vil ikke være tilgængelige for planktonproduktionen før dette vandlag bliver udskiftet om efteråret, og vil derfor ikke have nogen betydelig eutrofierende effekt gennem sommerperioden. Derimod vil de næringsalte, der bliver frigivet efter mineralisering af organisk materiale over ca. 45 meters dybde, være tilgængelige for primærproduktionen i fjorden. Dette gælder naturligvis både partikler der er importeret med strømmen, er udledt fra land eller er produceret i fjorden.

## BETINGELSER FOR PRIMÆRPRODUKTION I FJORDEN

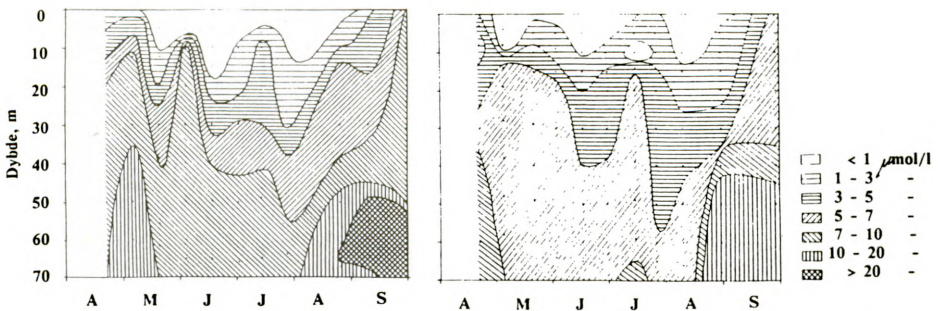
På Fig.10 er vist et eksempel på typiske nitratkoncentrationer i et længdesnit gennem fjorden. Målingerne er fra 1. juli 1988. Der ses, at i de øverste ca. 10 meter, d.v.s. i det udstømmende vandlag, var der stort set intet nitrat. I de indstrømmende vandmasser (mellem ca. 12 og godt 30 meters dybde), var koncentrationerne omkring 3-4  $\mu\text{mol/l}$ , og i bundvandet var nitratkoncentrationerne i dette tilfælde omkring 4-6  $\mu\text{mol/l}$ . Der ses således, at det nitrat, der er blevet importeret ind i fjorden udefra (i indstrømningslaget), er blevet brugt op i primærproduktionen,

allerede inden vandet kom op i det øverste vandlag. Det meste var blevet brugt i springlaget (på ca. 12 meters dybde), således at vandet var frit for nitrat, allerede da det kom op i det øverste vandlag. Ammonium bliver normalt optaget bedre end nitrat, og man må derfor gå ud fra, at der i det øverste vandlag denne dag heller ikke har været ammonium i målelige mængder. Dette betyder dog ikke, at der under sådanne forhold ikke er nogen primærproduktion, men derimod at nitrogen er blevet assimileret i samme tempo som det er blevet tilført. Under disse forhold må nitrogen formodes at være begrænsende faktor for primærproduktionen i det øverste vandlag, og en tilførsel af nitrogen næringssalte til dette vandlag vil derfor give en øget "ny" produktion (Dugdale and Goering, 1967).



**Fig.10** Nitratkoncentrationer (umol/l) i et længdesnit gennem Skálafjørð den 1.juli 1988.

Det er dog ikke altid, at det øverste vandlag er frit for nitrat. På Fig.11 er vist nitratkoncentrationerne i forskellige dybder på station SK05 i perioderne april-oktober 1987 og 1988. Størstedelen af sommerperioderne var der intet nitrat i det øverste vandlag, men enkelte perioder har transporten af næringssalte op i det øverste vandlag været større end forbruget, og koncentrationerne er derfor steget. En del af disse næringssalte bliver transporteret direkte ud af fjorden uden at blive brugt i primærproduktionen.



**Fig.11** Nitratkoncentrationer (umol/l) på station SK05 i perioderne april-september 1987 (t.v.) og 1988 (t.h.).

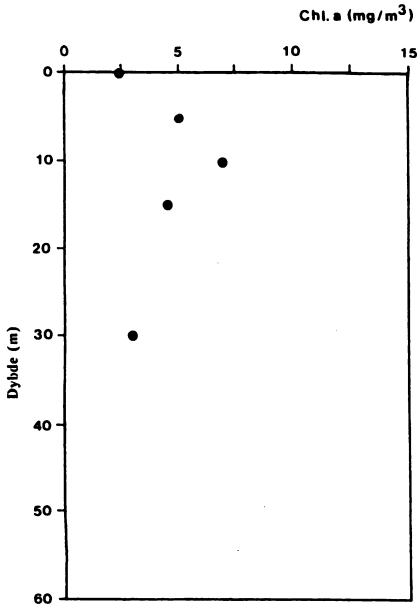


Fig.12 Gennemsnitlige koncentrationer af klorofyl a på station SK05 i perioderne maj-september 1985, 1987 og 1988.

Under forhold med stabil stratificering af det øverste lag og næringssaltmangel, er de største algekoncentrationer i nærheden af selve springlaget, mens der er lavere koncentrationer over og under springlaget. Men i perioder med turbulens og øget tilførsel af næringssalte op i det øverste vandlag, er koncentrationerne mere jævnt fordelt. På Fig.12 er vist gennemsnitlige koncentrationer af klorofyl a på flere dybder på station SK05 i perioderne maj-september 1985, 1987 og 1988. Målingerne er blevet foretaget ca. hver 14. dag. Der må formodes, at transporten af fytoplankton ud af fjorden med brakvandslaget varierer med dybden af klorofylmaximum, således at større mængder bliver eksporteret i perioder når algerne er koncentreret i brakvandslaget, og at forholdsvis mere sedimenteres, når de er koncentreret i eller under springlaget. Der findes dog på nuværende tidspunkt ingen dokumentationer for eller imod denne antagelse.

Vi ønsker at besvare spørgsmålet, om den tilsyneladende store stigning, der har været i forbruget af oxygen i det aflåste bundvand i de senere år, skyldes udledning af antropogent materiale og næringssalte, eller om det er naturlige variationer. For at kunne afklare dette er det nødvendigt at kende, ikke blot mængden af antropogent materiale i fjorden, men også de økologiske processer, der sker i fjorden samt hvilke forhold, der styrer disse processer.

Da det kun er om sommeren, at problemerne optræder, vil vi begrænse diskussionen til denne periode. De tal for udledning og produktion af organisk materiale i fjorden, som bliver præsenteret, er derfor kun for månederne april-september; begge måneder inkluderet.

## UDLEDNING AF ANTROPOGENT MATERIALE I FJORDEN

En oversigt over udledning af partikulært organisk kulstof, opløst uorganisk nitrogen og fosfor i sommerperioderne 1986 og 1987 er vist i tabel 2. Tallene er baseret på Mortensen (1990). Fiskefoderets kulstofindhold er sat til 50% af tørvægt (Hall *et al.*, 1990), og det antages, at kulstofindholdet i affaldet fra fiskeindustrien er 25% af tørvægten. Kulstofftilførslen fra husspildevand sættes til 28 g C/person/dag og det antages, at halvdelen af denne tilførsel er partikulær (Wassmann *et al.*, 1986).

Tabel 2. Gennemsnitlig udledning af antropogent materiale i Skålfjærd i perioden 1.april-1.oktober 1986 og 1987. (kg/dag)

	POC	Nitrogen	Fosfor
Havbrug	1612	286	60
Fiskeindustri	263	30	8
Husspildevand	83	83	28
Landbrug	0	17	1
Regn	0	28	1
IALT	1955	444	98

Det ses, at havbruget stod for langt den største udledning, både af partikulært organisk materiale, kvælstof og fosfor. For at kunne vurdere effekten af disse udledninger på fjorden, må dels klarlægges, hvad der sker med disse stoffer, efter at de er ledt ud, og dels må de sættes i relation til de samlede kulstof- og næringsaltbudgetter i fjorden. Det blev påvist før, at kvælstof til tider er begrænsende for primærproduktionen i det øverste vandlag, mens fosfor normalt ikke synes at begrænse produktionen. Den eutrofierende effekt af antropogent materiale vil derfor kun blive vurderet med henblik på kvælstof.

### OVERSIGT OVER NITROGENBUDGETTERNE I FJORDEN

I tabel 3 er vist en oversigt over tilførsel af partikulært organisk og opløst uorganisk kvælstof i fjorden. Den "naturlige" tilførsel af opløst uorganisk nitrogen (nitrat og ammonium) og af partikulært organisk nitrogen kommer især som import udefra gennem indstrømningslaget, som er vurderet ud fra den tidligere estimerede værdi for vandtransport i indstrømningslaget multipliceret med gennemsnitlige ammonium-, nitrat- og klorofyl *a* koncentrationer i det indstrømmende vand (Vandkvalitetsinstituttet, 1987, Gaard & Poulsen, 1990). Hertil er adderet det lille bidrag, der kommer med regnen. Det urin, der bliver produceret af den opdrættede fisk, må formodes hurtigt at blive omdannet til ammonium, og dette er derfor taget med som uorganisk opløst kvælstof.

Tabel 3. Gennemsnitlig tilførsel af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og partikulært organisk kvælstof (PON) til Skålefjærbø i perioderne april-oktober 1986 og 1987.

	DIN (kg/dag)	PON (kg/dag)
Naturlig tilførsel	1900	370
Havbrug	82	205
Andre antropogene kilder	59	72
Ialt	2041	647

Det ses, at langt de største bidrag af opløst uorganisk nitrogen kommer udefra i indstrømningslaget, mens de antropogene kilder er forholdsvis store, når det gælder partikulært organisk nitrogen. Mens det opløste uorganiske kvælstof må formodes at være direkte tilgængeligt for primærproduktionen, er det mere kompliceret med det, der er bundet i organiske partikler. Den del, der sedimenterer direkte (eller efter resuspension) ned i bundvandet, vil ikke være tilgængelig for primærproduktionen før efter udskiftningen af denne vandmasse om efteråret. Derimod vil det kvælstof, der bliver frigjort efter mineralisering over ca. 45 meters dybde, være frit tilgængeligt for primærproduktionen i fjorden.

Som det er blevet påvist før, kan nitrogen i visse perioder blive transporteret ud af fjorden uden at blive optaget i primærproduktionen. Under sådanne forhold vil en øget udledning af ammonium fra land ikke medføre nogen væsentlig stigning i primærproduktionen i dette vandlag. Eutrofieringseffekten er derfor meget variabel, og er i høj grad afhængig af vejrforholdene.

### SEDIMENTATIONSMÅLINGER

Målinger af sedimentationen i fjorden i perioden april-oktober 1987 og 1988 viste, at store mængder af partikulært materiale sedimenterede i fjorden. I tabel 4 er vist den gennemsnitlige sedimentation af partikulært organisk materiale (POM), partikulært uorganisk materiale (PIM), partikulært organisk kulstof (POC) og partikulært organisk nitrogen (PON).

**Tabel 4.** Gennemsnitlig sedimentation af POM, PIM, POC, og PON ( $\text{g/m}^2/\text{dag}$ ) i bundvandet i Skålefjærd i perioderne april-oktober 1987 og 1988.

År	POM	PIM	POC	PON
1987	2,0	8,0	0,65	0,08
1988	1,2	4,8	0,40	0,05

Det ses, at der var stor forskel i den gennemsnitlige sedimentering i de to år, og at den var betydelig højere i 1987 end i 1988. Endvidere ses, at en relativt stor del var uorganisk materiale. En del af det materiale, som sedimenterede ned i bundvandet, var resuspenderet materiale fra indstrømningslaget og brakvandlaget. Netto sedimentationen af POM i bundvandet i sommeren 1987 og 1988 anslås at være omkring 55% af brutto sedimentationen, mens de resterende ca. 45% er resuspenderet materiale (Gaard, 1990). Bundvandet fungerer derfor som et opsamlingssted, ikke blot for det materiale, som sedimenterer direkte, men også for materiale, der oprindeligt er sedimenteret på de mere højtliggende sider. Der bliver derved tilført betydelig større mængder af organisk materiale til bundvandet, end man umiddelbart skulle tro.

Sættes respirations kvotienten (RQ) til 0,85 (Wassmann, 1984) fås, at for hvert g POC, der mineraliseres, bliver der brugt 3,14 g  $\text{O}_2$ . En komplet oxidation af det sedimenterede materiale i sommermånederne 1987 og 1988 ville derfor kræve et gennemsnitligt oxygenforbrug på henholdsvis 2,0 og 1,3  $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{dag}$ .

Det er dog ret sikkert, at kun en del af det sedimenterede organiske materiale oxideres. Dette fremgår bl.a. af, at der i sedimentet er et vist indhold af organisk materiale. Ifølge glødetabsmålinger (Gaard, 1990) ligger procentdelen af organisk materiale (POM) på omkring 12% af det totale materiale (TPM), d.v.s. omkring halvdelen af forholdet POM/TPM i det partikulære materiale i sedimentfælderne. Antager vi, at alt det uorganiske materiale (PIM), der sedimenterer, bliver liggende, men at en ukendt brøkdel x af det organiske materiale (POM) bliver oxideret, mens resten (1-x) akkumuleres, kan vi af ovennævnte procentværdi slutte, at x må være 46%. Denne beregning er følsom overfor en usikkerhed i procentværdien af POM i sedimentet, og resultatet er derfor behæftet med en vis usikkerhed; men vi vil i det følgende benytte denne værdi på 46%. Den giver til resultat, at oxygenforbruget i stagnationsperioden har været 0,95 og 0,58  $\text{g/m}^2/\text{dag}$  i henholdsvis 1987 og 1988.

Hvor stor en del af det sedimenterede materiale skyldes naturlig produktion, og hvor meget skyldes menneskelig aktivitet, i form af eutrofiering og direkte tilførsel af organiske partikler? Dette spørgsmål er vanskeligt at besvare; men med grundlag i de før beskrevne processer er det dog muligt at gøre en forsigtig vurdering.

## EUTROFIERING

Som påvist før, er det ikke kun direkte tilført opløst nitrat og ammonium, der er tilgængeligt for primærproduktionen i fjorden, men også det nitrogen (ammonium), der bliver frigjort i mineraliseringsprocesserne i det øverste og mellemste vandlag. Før vi kan sætte tal på Fig.9, er det derfor nødvendigt at vide, hvor stor en del af det importerede og tilførte PON, som sedimenterer ned i bundvandet; hvor stor en del bliver eksporteret med de udstrømmende vandmasser (det øverste vandlag) og hvor stor en del bliver over ca. 45 meters dybde. Dette er vanskeligt at gøre, og det er kun muligt at give tilnærmede vurderinger.

I sommerperioderne 1986 og 1987 var den direkte tilførsel af PON til fjorden (fra land og import med strømmen) i gennemsnit ca. 650 kg PON/dag ifølge tabel 3. Den "ny" primærproduktion i fjorden i 1986 og 1987 er af Gaard og Poulsen (1990) vurderet til omkring 1750 kg PON/dag (Gaard og Poulsen, 1990), således at det samlede input af PON i fjorden disse to somre i gennemsnit var omkring 2400 kg PON/dag. Det stagnerede bundvands areal er ca. 3,4  $\text{km}^2$

(Hansen, 1990a), så den gennemsnitlige sedimentation af PON i sommerhalvårene 1987 og 1988, som er vist i tabel 4 har derfor været i gennemsnit ca. 220 kg PON/dag., hvilket svarer til, at ca. 9% af PON input sedimenterede ned i det aflåste bundvand. De 220 kg PON, der sedimenterede ned i bundvandet, var som før nævnt ikke tilgængeligt for primærproduktionen, og fordelingen af nitrogen, der har været tilgængelig og ikke tilgængelig for primærproduktionen var derfor som vist på tabel 5.

**Tabel 5.** Gennemsnitlig tilførsel af partikulært organisk materiale (PON) og opløst uorganisk nitrogen (DIN) i Skålafjærbø i perioderne april-oktober 1986-87 (kg N/dag).

	Sedimentation i bundvandet Partikulært N	"Tilgængeligt" for primærproduktionen	
		Opløst N	Partikulært N
Naturlig tilførsel	33	1900	337
Havbrug	18	82	187
Andre antropog. kilder	7	59	65
IALT	58	2041	589

De nitrogen-næringsalte, der blev udledt fra land i sommerperioderne 1986 og 1987 var således i gennemsnit ca. 15% af de samlede mængder, der var tilgængelige for primærproduktionen. Havbruget alene bidrog med ca. 10% af de samlede nitrogen-næringsalte.

Dette betyder dog ikke, at udledning af nitrogen fra land altid har øget primærproduktionen med de nævnte procenter, men som påvist før, har påvirkningen været meget ujævn, og har til tider både været større og mindre. Der er to detaljer, der gør de viste udregninger en del usikre. For det første er der forudsat, at alle de organiske partikler i fjorden sedimenterer ens. Dette kan naturligvis ikke tilfældet, idet dødt organisk materiale fra land efter al sandsynlighed har en betydelig større sedimenteringsrate end fytoplankton. Dette gør, at den direkte sedimentation ned i det aflåste bundvand, forårsaget af havbrug og fiskeindustri sandsynligvis er undervurderet, mens det nitrogen fra dette organiske materiale, der er tilgængeligt for primærproduktionen er tilsvarende overvurderet. For det andet er tabel 5 sat op, som om alt det organiske materiale, der ikke sedimenterer, før eller senere er tilgængeligt for primærproduktionen i fjorden. Dette er naturligvis ikke tilfældet, idet en væsentlig del bliver eksporteret i partikulær form, og derfor ikke bliver mineraliseret i fjorden. Men da der forudsættes, at eksporten af opløste næringsalte og partikler er procentvis ligeligt fordelt i forhold til input, udlynes dette.

## OXYGENBALANCEN I BUNDVANDET

Vi kan nu opstille de forskellige led i oxygenbudgettet for bundvandet. Hvis vi først ser på årene 1987 og 1988, så har vi for disse estimeret oxygenforbruget med to uafhængige metoder. Den ene baserer sig på oxygenmålinger, idet vi har regnet ud reduktionen i oxygenindhold i fjorden plus det bidrag, der blandes ned fra oven (tabel 1). Den anden metode er baseret på sedimentationsmålingerne (tabel 4). I tabel 6 har vi sammenfattet resultatet, idet alle tal er omregnet til forbrug pr. kvadratmeter pr. dag.

**Tabel 6.** Oxygenforbrug ( $g/m^2/dag$ ) i bundvandet på Skålafjærbø under 50 meters dybde pr. kvadratmeter bundareal baseret på henholdsvis oxygenmålinger (tabel 1) og sedimentationsmålinger (tabel 4).

År	Oxygenmålinger	Sedimentationsmål.
1987	0.96	0.94
1988	0.74	0.58

Taget i betragtning de usikkerheder, der er forbundet med disse målinger, finder vi overensstemmelsen tilfredsstillende, og specielt positivt er det, at ændringen fra 1987 til 1988 har samme fortegn (omend noget forskellig størrelse) ved begge metoder. Vi tillægger den første metode større nøjagtighed, og i det følgende vil vi benytte resultater fra den.

Det tilgængelige materiale om den totale belastning på bundvandet; både den naturlige og den antropogene, er meget begrænset. Kun for enkelte år har vi tal, der er rimeligt pålidelige. Vi har således ingen direkte målinger af belastningen før havbruget var kommet godt i gang. Endvidere mangler vi materiale, der kan give udviklingen i belastning fra antropogene kilder, specielt havbruget i de senere år. Vi har derfor valgt at skelne mellem to belastningssituationer. Den ene er situationen efter 1985. Ifølge tabel 1 synes oxygenforbruget under 50 meters dybde typisk at have været 2500 kg/dag. Vi vil benytte dette tal for hvad vi kan kalde den "belastede" fjord.

Spørgsmålet er nu, hvor stor en del af dette er af antropogen oprindelse. I tabel 7 har vi sat op et totalt budget for partikulært organisk kulstof i fjorden, hvor vi skelner mellem kulstof af "naturlig" og af antropogen oprindelse. Det naturlige bidrag stammer dels fra import af POC i indstrømningslaget og dels fra den naturlige "ny" primærproduktion. Gaard & Poulsen (1990) har vurderet størrelsen af det første af disse bidrag, og de har også vurderet en POC produktion i fjorden fra den samlede "ny" primærproduktion på 10000 kg POC/dag. Vi har tidligere vurderet, at 15% af nitrogentilførslen var af antropogen oprindelse, hvoraf fås den i tabellen viste fordeling.

**Tabel 7.** Den samlede tilførsel og produktion af partikulært organisk kulstof i Skålefjorden i sommerperioderne 1986 og 1987 regnet i kg POC/dag.

Naturlig import i indstrømningslag	2000	(14%)
Naturlig "ny" primærproduktion	8500	(61%)
Antropogen "ny" primærproduktion	1500	(11%)
Direkte antropogen tilførsel	2000	(14%)
IALT	14000	(100%)

Vi kan nu vende tilbage til spørgsmålet om den antropogene del af belastningen til bundvandet. Ifølge tabel 7 stammer 25% af den samlede POC tilførsel og produktion på fjorden fra antropogene kilder. Det kan næppe forventes, at nøjagtig den samme procentdel fra hver af disse kilder sedimenterer til bundvandet og oxideres i det. Dette vil vi imidlertid, i mangel af bedre, antage, og vi får derved, at omkring 25% af det samlede oxygenforbrug på 2500 kg/dag, hvilket er 600 kg/dag, stammer fra antropogene kilder, og herav 3/4 fra havbrug. Ifølge dette skulle den "ubelastede" fjord da typisk have haft et oxygenforbrug på 1900 kg/dag under 50 m dybde.

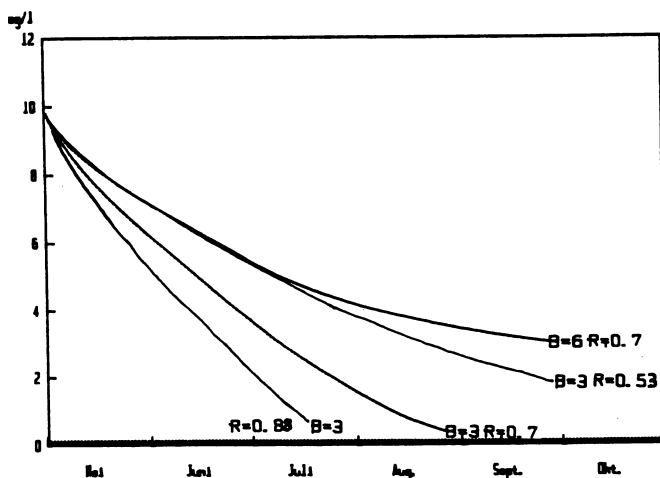
Den vigtige parameter er imidlertid *reduktionen* af oxygen, idet størrelsen af den er mest afgørende for oxygenkoncentrationen ved bund, og denne afhænger, som det fremgår af tabel 1, også af oxygentransporten fra oven og dermed af blandingsintensiteten. Vi skelner derfor også mellem to blandingssituationer, hvor vi bruger værdierne for oxygentransport i 1985 og 1987 som udgangspunkt for henholdsvis svag og stærk blanding. For at kunne beregne oxygentransport for den "ubelastede" fjord må vi gøre en antagelse om transportens afhængighed af belastningen, og vi vil antage, at transporten er proportional med reduktionen i oxygen; idet denne parameter må være tæt relateret til den vertikale oxygengradient. Dette betyder, at ved svag blanding er forholdet mellem transport og reduktion som 2:3; medens det ved stærk blanding er som 3:1. De fire situationer, der fås ved kombination af disse muligheder er opsummeret i tabel 8.

**Tabel 8.** Oxygenbalance ved forskellig belastning og blanding i kg oxygen pr. dag.

Belastningssituation	Blanding	Ox. forbrug	Ox. transp.	Ox. redukt.
Ubelastet (-Antropogen)	Stærk	1900	1400	500
Ubelastet (-Antropogen)	Svag	1900	750	1150
Belastet (+Antropogen)	Stærk	2500	1900	600
Belastet (+Antropogen)	Svag	2500	1000	1500

Ifølge denne tabel har den antropogene belastning medført, at i den kritiske situation, d.v.s. ved svag blanding, er oxygenreduktionen forøget fra 1150 kg/dag til 1500 kg/dag, hvilket er en forøgning på 30%. Vi må derfor konkludere, at *omend svag blanding var en hovedårsag til det katastrofale lave oxygenindhold nær ved bunden i 1985 og 1986, så blev situationen væsentligt forværret af den antropogene belastning, især fra havbruget.*

Dette resultat er dog ikke helt tilfredsstillende. Dels har vi gjort en forudsætning om oxygenfluxens afhængighed af belastningen, som er noget ad hoc, dels er oxygenreduktionen trods alt kun en indikator. Det, der virkelig tæller for bunddyrene, er oxygenkoncentrationen på det sted, hvor de er. Vi er derfor i færd med at udvikle en numerisk model, der simulerer udviklingen i oxygenkoncentration på alle dybder gennem stagnationsperioden. Detaljerne vedrørende denne er beskrevet i Hansen (1990c). I skrivende stund er modellen ikke endeligt afprøvet, og resultaterne skal tages med forbehold; men vi præsenterer Fig.13 for at illustrere dens potentiale.



**Fig.13** Oxygenkoncentrationen tæt ved bund på maximal dybde i Skålafjærd ifølge numerisk model. Parameteren R er bundrespiration i  $g/m^2/dag$ , parameteren B er et mål for blandingsintensitet.

I figuren er vist tidsudviklingen i oxygenkoncentration lige over bunden på det dybeste sted under fire forskellige situationer. De to af dem repræsenterer den "belastede" fjord, hvor vi har sat oxygenforbruget, d.v.s. respirationen til  $R=0.7 gO_2/m^2/dag$ . Det, der adskiller disse to kurver, er blandingen, der for den ene er svag, d.v.s. tilnærmelsesvis som i 1985-86, mens den for den anden er middel eller stærk, d.v.s. noget under 1987. Den tredje kurve på Fig.13 repræsenterer den "ubelastede" fjord med  $R=0.53$  og har svag blanding. Den antropogene belastnings effekt ses af forskellen mellem de to kurver med svag blanding. Den fjerde kurve på Fig.13 er en hypotetisk beregning baseret på, at den antropogene belastning blev fordoblet ( $R=0.88$ ), men stadig med svag blanding.

Vi gentager, at resultaterne i Fig.13 er foreløbige, og at de absolutte værdier ikke bør tages for bostaveligt; men sammenligner man denne figur med de observerede oxygenkoncentrationer nær bund i Fig.5, er overensstemmelsen ret god (der er ikke foretaget "fitning" på løse parametre for at opnå dette). Med de nævnte forbehold forventer vi derfor, at hovedtrækkene er rigtige, og de demonstrerer bedre den virkning, som den antropogene belastning har.

Den "ubelastede" fjord synes at være nær den kritiske grænse, hvor oxygenkoncentrationen ved bund falder under 2 mg/l. De fleste år synes der ikke at være noget problem; men også den

"ubelastede" fjord må have været udsat for svag blanding, selv om dette ikke synes at have forekommet nogen af de år før 1980, hvor der har været målinger, evt. undtaget 1932. Modellen antyder dog, at selv i disse år er oxygenkoncentrationen ikke faldet under 2 mg/l førend i oktober, hvor stagnationen af bundvandet sædvanligvis er ophørt.

Den øgede belastning fra antropogene kilder flytter imidlertid dette tidspunkt, så det forekommer 1-2 måneder før og åbner mulighed for totalt forbrug af oxygen nede ved bunden, d.v.s. dannelse af svovlbrinte. En eventuel fremtidig fordblasing af den antropogene belastning gør denne mulighed til noget nær sikkerhed i år med svag blanding.

Vi vil ikke undlade at påpege, at selv om dette store datamateriale giver et meget konsistent billede af oxygenbalancen i bundvandet på Skålafjærd, så er der uafklarede problemer. Vi har således i det ovenstående arbejdet med en konstant naturlig belastning til bundvandet på 1900 kg oxygen brugt pr. dag under 50 meters dybde. Er der ikke? og har der ikke før i tiden været så store variationer i denne størrelse, at den naturlige belastning har været over den samlede naturlige og antropogene belastning i 1985 og 86? Det kan være sket, uden at det har været observeret. Det kan også være, at 1985 og 86 var så exceptionelle år, at sammenfald mellem så svag blanding og usædvanlig høj naturlig belastning er meget sjældne. Endelig kan det tænkes, at der er sammenhæng mellem den naturlige belastning og blandingsintensiteten. Den naturlige belastning må jo først og fremmest afhænge af transporten af næringsstoffer ind i fjorden, d.v.s. af strømhastigheden i indstrømningslaget, og denne kunne jo meget vel tænkes at være korreleret til blandingsintensiteten. Året 1987 havde således både høj belastning og stærk blanding (tabel 1). Dette ville forklare, at variationen i oxygenforholdene på den "ubelastede" fjord er så begrænset, som Fig.7 antyder. Dette er dog på nuværende tidspunkt en hypotese.

## KONKLUSION

Den undersøgelse, som dette arbejde beskriver, blev inspireret af det helt konkrete spørgsmål: *Har havbruget på Skålafjærd væsentlige påvirkninger på den generelle miljøtilstand på fjorden?* Svaret er et klart ja, idet vore resultater indikerer, at havbruget i betydelig grad øger faren for oxygenmangel i bundvandet under stagnationsperioden hver sommer. Dette svar baserer vi på to hovedargumenter, der er ret uafhængige af hinanden.

For det første viser en sammenligning mellem oxygenmålinger foretaget på fjorden i de senere år, efter havbrugets start, og gamle målinger en tydelig forskel, idet de nyere målinger viser systematisk mindre oxygenkoncentrationer nede ved bunden og systematisk mindre samlet oxygenindhold i bundvandet end de gamle. Dette argument svækkes noget af den kendsgerning, at varierende blandingsintensitet, skabt af varierende meteorologiske forhold, også påvirker oxygenindholdet. En analyse viser imidlertid, at selv om de ekstremt lave oxygenkoncentrationer, der blev observeret i 1985-86, til dels skyldtes en svag blanding i disse år, så kan dette ikke forklare, at oxygenindholdet også har været lavt andre år sent i 80-erne, hvor blandingen har været normal eller endog stærk.

For det andet har vi vurderet den antropogene belastning i 1986-87 til at andrage en fjerdedel af den samlede belastning (naturlig + antropogen), og en gennemgang af oxygenbalancen i bundvandet viser, at den forøgelse i oxygenforbrug, som den antropogene belastning medfører, påvirker oxygenindholdet i væsentligt omfang. Foreløbige resultater fra en numerisk model viser ændringer i oxygenkoncentrationerne på grund af den vurderede belastningsøgning, der er i god overensstemmelse med den observerede forskel mellem situationen sidst i firserne og gamle målinger i tyverne og trediverne.

Da havbruget ifølge en opgørelse fra 1986-87 står for ca 3/4 af den antropogene belastning af fjorden, finder vi det overvejende sandsynligt, at udviklingen af havbrug på Skålafjærd har øget risikoen for oxygenmangel i bundvandet væsentligt.

## REFERENCER

- Bloch, D., B.Hansen, H.P.Joensen & M.Poulsen 1986.* Fjarðakanningar 1985. Kanningarúrslit. 343 p., Tórshavn.
- Dugdale, R.C. & J.J. Goering 1967.* Uptake of New and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.* 12: 196-206.
- Gade, H.G. 1970.* Hydrographic investigations in the Oslofjord. A study of water circulation and exchange processes, Vols. I, II, III. *Geophys. Inst., Univ. of Bergen, Norway* 193 p.
- Gaard, E. 1990.* Sedimentering og niðurbróting av livrunnum partikum í føroysku gáttarfirðunum. *Fiskirannsóknir* nr. 6.
- Gaard, E. & M. Poulsen 1990.* Tøðevni og gróðrarlikindi hjá plantuæti í føroysku gáttarfirðunum. *Fiskirannsóknir* nr. 6.
- Hall, P.O., L.G.Anderson, O.Holby, S.Kollberg & M.O.Samuelsson 1990.* Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. *Carbon. Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.61: 61-73.
- Hansen, B. 1980.* On the water renewal of Faroese fjords and sounds. In: *Rep. Inst. Phys. Oceanogr. Univ. Copenh.*, 42.
- Hansen, B. & M.Poulsen 1987.* Eutrofieringsproblemer i færøske tærskelfjorde. 22 *Nordiska symposiet om vattenforskning. Nordforsk Miljøvårdsserien publ. 1987:1.*
- Hansen, B. 1990a.* Dýpi og skap á føroyskum gáttarfirðum. *Fiskirannsóknir* nr. 6.
- Hansen, B. 1990b.* Rák og útskipting í ovaru lögnum á føroyskum gáttarfirðum. *Fiskirannsóknir* nr.6.
- Hansen, B. 1990c.* Oxygentrot og útskipting í botnvatninum á føroyskum gáttarfirðum. *Fiskirannsóknir* nr.6.
- Hansen, B. 1990d.* Oxygen depletion in a Faroese sill fjord. (To be published).
- Hansen, B., R.Kristiansen & L.Lastein 1990.* Hydrografiskar kanningar á føroysku gáttarfirðunum. *Fiskirannsóknir* nr.6.
- Kiilerich, A. 1928.* In: *Zoology of the Faroes, Vol.I, part 1, pp.21-33.* Andr. Fred. Høst & Søn, Copenhagen.
- Mortensen, K. 1990.* Keldur til nitrogen, fosfor og livrunmin evni í Skálafirði, Sundalagnum norðanfyrir Streymin og Kaldbaksfirði. *Fiskirannsóknir* nr. 6.
- Støðisútbúgvingin 1980.* Kanningar á Skálafirði. 128 p. Tórshavn.
- Vandkvalitetsinstituttet 1984.* Forurening fra havbrug på Færøerne. VKI sagsnr. 96.312, 190 p., Hørsholm.

*Vandkvalitetsinstituttet 1987. Skålafjørður og Sundini 1985. Belastning og tilstand. VKI sagsnr. 94.450, 166 p + bilag.*

*Wassmann, P. 1984. Sedimentation and Bentic mineralization of organic detritus in a Norwegian fjord. Mar. Biol. 83: 83-94.*

*Wassmann, P., K.E. Naas & P.J. Johannesen 1986. Annual supply and loss of particulate organic carbon in Nordåsvannet, a eutrophic, Land-locked fjord in western Norway. Rapp. P.-v- Réun. Cons. int. Explor. Mer, 186: 423-431.*

**Abstract****MASSBALANSER (C, P, N) I EN MARIN FISKKASSEODLING**

Ola Holby & Per O.J. Hall  
Inst. för analytisk och marin kemi  
Göteborgs universitet  
S-412 96 Göteborg, Sverige

Kol-, fosfor- och kväveflöden i en marin fiskkasseodling på svenska västkusten har mätts under perioden september 1984 till juli 1986. Mätningarna omfattar "in-situ" studier av flöden från sedimentet med hjälp av bentiska kammare och en "gasuppsamlingsram", sedimentation från kassarna, samt ackumulation av fiskodlingshärlett sediment under odlingen. Undersökningen inkluderar även flödet av kol, fosfor och kväve med fiskfoder, smolt, skörd och fiskförluster (fiskdöd + rymlingar).

Två olika typer av massbalanser för odlingen kommer att presenteras. Den ena är konstruerad enligt den s.k. flödesmetoden och den andra enligt den s.k. ackumulationsmetoden.

Flödesmetoden baseras på den säsongsmässiga tillförseln av C, P och N genom foder och smolt; bortförseln genom skörd, fiskförluster och bentiska flöden, samt sedimentation från kassarna.

Akkumulationsmetoden baseras på den totala tillförseln av aktuella ämnen med foder och smolt, bortförseln genom skörd och fiskförluster samt netto-ackumulationen av fiskodlingshärlett sediment under den totala odlingstiden.

## Nedbryting av Organisk Materiale i Bunn sedimenter Påvirket av Havbruksvirksomhet.

Morten Frogh, Nordlandsforskning, Box. 6003, N-8016, Mørkved, Norge.

### ABSTRACT

Bentic degradation of organic matter was studied in sediment cores representing different environmental conditions in a coastal archipelago area at 66°N in Norway. The area was first surveyed in 1984. Both abandoned and new production sites were then sampled under a second survey in 1988. Organic carbon, carbonate, organic nitrogen and important byproducts from mineralisation of organic matter was recorded together with direct potentiometric determinations of pH, Eh and the activity of sulphide. The load of organic matter to the sediments vary considerably between different localities. Different chemical parameters vary systematically with changes in the enrichment state of the seabed. Direct potentiometry could be an accurate and simple tool for describing intensity of organic enrichment, its alteration with time and finally the recovery time for different seabed types. At localities that have been abandoned for a period of 4 years or more, the sediments was less reducing than was recorded on the first survey. A principal difference between this area and areas in southern and western parts of Norway is the effect of a strong tidal current. The consequence being that particulate matter are dispersed over a large area, and to a lesser extent beneath the cages. However, this work does not verify the assumption that the general lines given for carrying capacity in LENKA-project, is not valid in such areas.

### SAMMENDRAG

Bentisk nedbryting av organisk materiale ble studert i sedimentkjerner fra et kystarkipelag på 66°N under forskjellige miljøforhold. Området ble første gang undersøkt høsten 1984. Både brakklagte og nye produksjonslokalteter ble så undersøkt høsten 1988. Organisk karbon, karbonat, organisk nitrogen og viktige biprodukter fra mineralisering av organisk materiale ble analysert. Det ble også gjort direkte potensiometerisk registrering av pH, Eh og sulfidaktivitet i sedimentet. Anrikingsgraden for organisk materiale i sedimentet varierer betydelig mellom de enkelte lokalitetene. Forskjellige sedimentkjemiske parametere varierer systematisk med anrikingsgraden. Direkte potensiometri er et nøyaktig og brukervennlig verktøy i beskrivelse av sedimenters organiske anriking, biogeokjemiske forandring over tid og nødvendige rehabiliteringsperiode. På lokaliteter som hadde vært brakklagt i en periode på fire år eller mer, var sedimentene betydelig "friskere" enn hva som hadde vært registrert under den første undersøkelsen. Store bunnlevende dyr ble også observert i noen av sedimentkjernene. En viktig forskjell mellom det undersøkte området og mange områder i Sør- og Vest-Norge som også anvendes til lakseoppdrett, er den kraftige tidevannsdominerte strømmen som virker på store vannmasser. En effekt av de gode strømforholdene er at partikulært materiale spres over et stort område, og i mindre grad avsettes under selve merdanlegget. Resultatene i dette arbeidet kan likevel ikke verifisere en påstand om at de retningslinjer som er gitt for bærekapasitet gjennom LENKA-prosjektet, ikke gjelder i slike områder.

## INNLEDNING

I 1984 utførte vi en del sedimentkjemiske målinger under og omkring oppdrettsanlegg med forskjellig levnedsløp, samt i en del kontrolllokaliteter (Frogh et al., 1985). Høsten 1988 gjennomførte vi en ny, og mer omfattende, sedimentkjemisk undersøkelse på flere av de samme lokalitetene; 1) fremdeles i bruk, 2) brakklagt i et eller flere år, 3) kontrolllokaliteter og på 4) nyetablerte lokaliteter. Begge undersøkelsene ble utført i Herøy kommune i Nordland<sup>1</sup> (Fig. 1). Resultatene fra vår siste undersøkelse presenteres her. Det hydrografiske regime i kystsonen omkring Herøy er omfattende beskrevet tidligere (Frogh et al., 1985, Frogh og Sivertsen, 1985 og Frogh, 1987).

## MATERIALE OG METODER

**Prøvetaking** - Sedimentkjerner ble hentet inn i september 1988 ved hjelp av en "gravity corer" utstyrt med PVC rør med indre diameter på 59mm. Stasjonsnettet for prøvetakingen er vist i figur 1. Lokalitetene har fått nummer 88... etter året for prøvetaking. Coreren tar uforstyrrede prøver av bunnsedimentet med vannfasen over sedimentet. For ikke å forstyrre redoksf forholdene ble sedimentprøvene opparbeidet umiddelbart etter prøvetaking. Sedimentkjernen kuttes i 1 til 5 cm tykke skiver.

**Analyser** - Måling av pH,  $E_h$  og  $E_s$  ble utført ved direkte potensiometri i de enkelte sedimentskivene, hvorpå porevannet fra hver enkelt skive ble ekstrahert ved sentrifugering. Det oppsamlede porevannet ble filtrert (0.45µm) og lagret ved minimum - 20°C. Ammonium, ortofosfat og nitrat ble analysert spektrofotometrisk ved hjelp av en Chem. Lab. autoanalysator (se Egeberg, 1983). Sedimentet ble frysetørret og homogenisert for vidre analyse. Totalt karbon- og nitrogeninnhold ble bestemt som prosent av tørrvekt på frysetørret materiale ved hjelp av en Carlo Erba elementanalysator. I tillegg ble organisk karbon og karbonat i sediment bestemt.

## RESULTATER

**Generell beskrivelse av sedimentene** - I tabell 1 er en del viktige opplysninger om de enkelte lokalitetene oppsummert. Topografiske forhold gir grunnlag for å dele de undersøkte lokalitetene inn i to grupper. Gruppe T<sub>1</sub> omfatter lokaliteter med prøvedyp mindre eller lik 50m og uten utpreget terskel (8801, 8803, 8805, 8809, 8810, 8811, 8813, 8814 og 8815), gruppe T<sub>2</sub> omfatter lokaliteter med prøvedyp større enn 50m og terskeldyp større enn 18m (8804 og 8817). Overflatesedimentene kan deles inn i to grupper v.h.a. ikke kvantitative sedimentkarakteristikker (visuell betraktning av kjerner). Gruppe S<sub>1</sub> omfatter lokalitetene: 8801, 8815, 8805, 8803, 8809, 8811, 8813 og 8814. Gruppe S<sub>2</sub> omfatter lokalitetene; 8804, 8810 og 8817. Sedimentkjernene i gruppe S<sub>1</sub> har et svart/mørkebrunt og vannrikt lag med varierende tykkelse, over et brunt/grått lag med varierende innhold av skjellsand. Den svarte fargen oppstår når jern(I)sulfid felles ut (Doff, 1969). I gruppe S<sub>2</sub> hadde ingen av kjernene dette svarte topplaget. Den brune fargen skyldes dannelse av jern-oksihydroksyder, og indikerer oksygenholdig bunnvann og overflatesedimenter.

<sup>1</sup> I dag er det tildelt 22 konsesjoner for matfiskoppdrett av laks i Herøy kommune. Mange av konsesjonene har i løpet av 1989/90 vært utsatt for sykdomsproblemer med betydelig dødlighet og påfølgende økonomiske problemer. Dette har medført at veterinærmyndighetene har erklært en stor del av sjøområdet i Herøy for smitteområde. Dermed må området brakklegges i opptil flere år. Alle konsesjoner som idag er lokalisert innenfor dette området, må flytte over til nye lokaliteter. For noen konsesjoner vil denne nye lokaliseringen være permanent, mens andre vil kunne flytte tilbake til lokaliteter innenfor det brakklagte området etter en nærmere fastlagt brakkleggingstid.

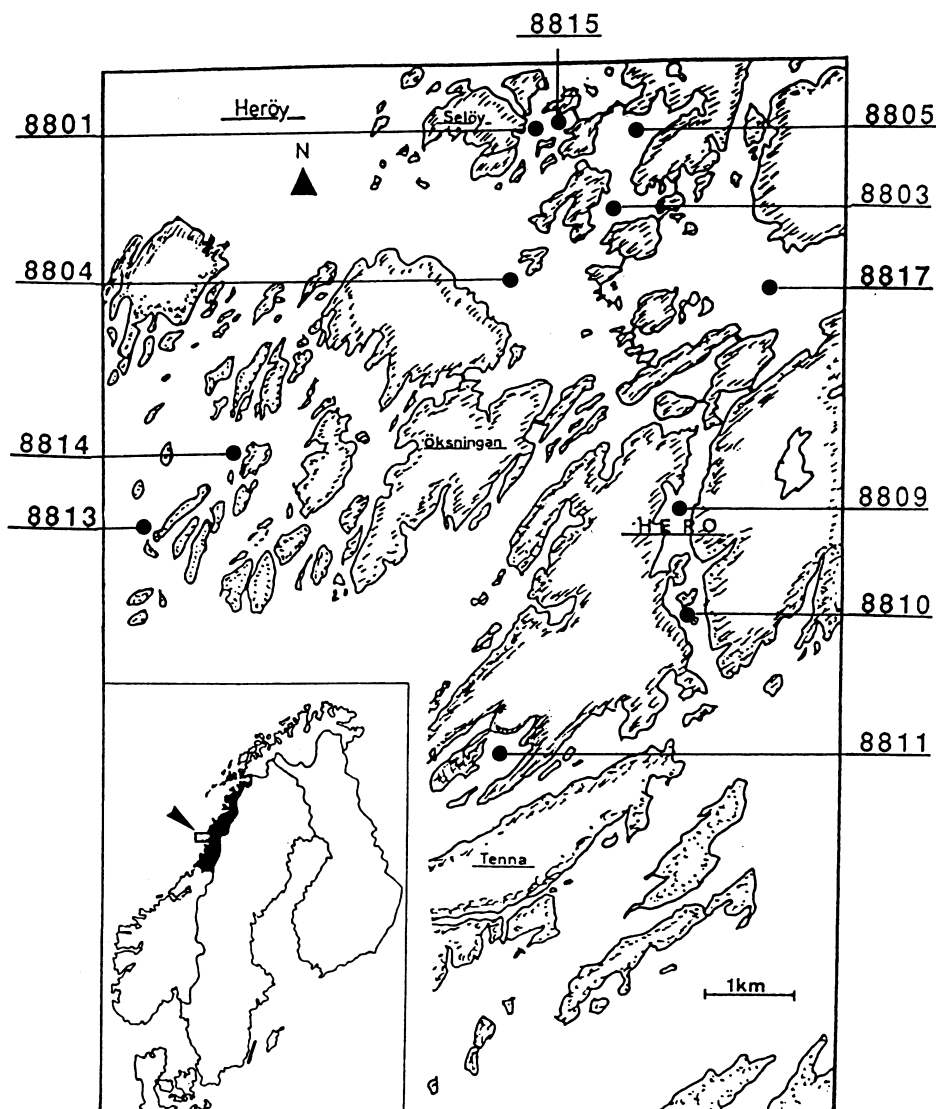


FIG. 1. Plassering av undersøkte lokaliteter i Herøy kommune, Nordland fylke, i Nord-Norge.

Polychaeter ble observert i disse sedimentkjernene som også inneholdt mye skjellrester. Vurdert ut fra farge og beskaffenhet, ser de dypere lag av sedimentkjernene relativt like ut i begge grupper. Selv om ikke vanninnholdet er målt i sedimentkjernene, kan en anta at det er høyere i gruppe S<sub>1</sub> enn i gruppe S<sub>2</sub>. Vanninnholdet vil avta med økende kompakthet dypere ned i sedimentkjernene. Sedimentkjerner ble hentet i lokaliteter der det var matfiskoppdrett i drift (8813 og 8814), i brakklagte lokaliteter der det tidligere hadde vært drift av varierende intensitet (8801, 8815, 8803 og 8810) og i referanselokaliteter med antatt liten påvirkning fra nåværende eller tidligere matfiskoppdrett (8804, 8805, 8809, 8811 og 8817).

Tabell 1. Opplysninger om tidligere eller nåværende driftsforhold og sedimenters beskaffenhet på de enkelte lokaliteter.

Lok. nr.	Avstand fra tidligere eller nåværende oppdrett	Antall år drift	År brakklagt	Sediment-type (opr.)	Sediment-topplag f./d.
8801	kort	13	3	sl.	s./8
8815	under	13	3	s.s.	s./2
8805	lang	-	-	sl.	s./4
8803	kort	6	3	s.s.	s./6
8804	lang	-	-	sa.	br./10
8809	lang	-	-	sl.	s./2
8810	under	4	4	sa.	br./6
8811	lang	-	-	sl.	s./5
8813	under	0.5	0	gr./s.s.	g./0.5
8814	under	2	0	s.s.	b./3
8817	lang	-	-	ls.	br./1

Forkortelser: Lok.(lokalitet), opr. (opprinnelig), sl. (slam), s.s. (skjell- sand), sa. (sand), gr.(grus), ls. (leiresand), f.(farge), d.(dybde i cm), s.(svart), br.(brun), g.(grå).

**Partikulært karbon og nitrogen i sedimentet** - Anriking av organisk karbon forekom på alle lokaliteter, men lokalitetene i gruppe S<sub>2</sub> hadde lavest konsentrasjoner. Innholdet av organisk karbon er vesentlig høyere enn det en vanligvis finner i sedimenter fra upåvirkede kystområder (Bordovski, 1965), og er sammenlignbart med innholdet av organisk karbon i sedimenter fra eutrofiert fjord (Egeberg 1983). Innholdet av organisk karbon avtar fra topp mot bunn i alle sedimentkjernene (maks.: 16.1 til 6.8%, 8811), men differansen i konsentrasjon mellom topp- og bunnsjikt er vesentlig lavere for sedimentkjernene i gruppe S<sub>2</sub>.

**Karbonat** - Partikulært karbonat kan utgjøre en betydelig del av det totale partikulære karbon i sedimenter, og viser her negativ korrelasjon med organisk karbon (Fig. 2). Organisk karbon avtar med kjernedyp, mens karbonat øker. Lavest innhold av karbonat og minimal variasjon med kjernedyp finner vi på lokaliteten 8804 (punktsamlingen helt til venstre i Fig.2), som er en av de to dype referansesestasjonene.

**Total karbon, nitrogen og C/N-forhold** - Total karbon er lik summen av organisk karbon og karbonatkarbon. Korrelasjonen mellom total karbon og organisk karbon er positiv. CHN-analysatoren bestemmer den totale mengden av nitrogen, og konsentrasjonen er høyest i overflatesedimenter og avtar nedover i sedimentkjernene.

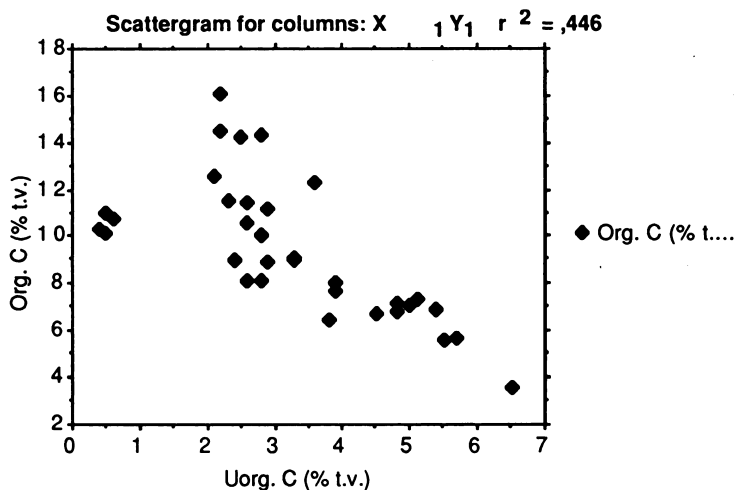


FIG. 2. Samsvar mellom uorganisk karbon [Uorg.C(% t.v.)] og organisk karbon [Org.C(% t.v.)] i sedimentprøver fra lokalitet 8801, 8803, 8804, 8805, 8809, 8810 og 8811 ( $n = 35$ ,  $r = -0.668$ ).

Forholdene mellom karbon og nitrogen er beregnet på atomær basis, og varierer mellom 11 og 32 med gjennomsnitt på 15 (%Tot. C/N) og mellom 8 og 17 med gjennomsnitt på 10 (%Org. C/N). Det er en klar øking i begge forhold med kjernedypet, men med enkelte innslag av små og usystematiske variasjoner.

**Aktivitet av hydrogenioner (pH)** - Med unntak av sedimentkjernene fra lokalitet 8814 og dypere lag av 8811 og 8815 varierer ikke pH utover grensene 7.1 til 7.8 (Fig. 3). På samtlige lokaliteter har vannet umiddelbart over sedimentet en høyere pH enn i selve sedimentet. I følge Ben-Yaakov (1973) skal pH-verdier for anoksiske sedimenter falle innenfor grensene 6.9 til 8.3. Unntak fra denne modellen fant vi i sedimentkjernen fra lokalitet 8814 hvor det var matfiskoppdrett i drift. Aktiviteten av hydrogenioner viser negativ korrelasjon med innholdet av ortofosfat i sedimentkjernene (Fig. 4).

**Redokspotensial ( $E_h$ )** - Usikkerheten i målinger av redokspotensial er erfaringsmessig nærmere  $\pm 30$  mV enn  $\pm 10$  mV, som ble rapportert av Zobell (1946), slik at resultatene må tolkes med varsomhet. Med unntak av deler av sedimentkjernen fra de to dype lokalitetene 8804 (kjernedyp < 10 cm) og 8817 (kjernedyp < 7 cm), og et sjikt på 9 cm dyp i sedimentkjernen fra lokalitet 8810, viser alle målingene negativt redokspotensiale. Majoriteten av de anoksiske sedimentene hadde et redokspotensiale på < -100 mV i overflatelaget (0 til 2.5 cm dyp). Redokspotensialet blir mer negativt nedover i sedimentkjernene (Fig. 5). Det er positiv korrelasjon mellom redokspotensial og pH,  $n = 81$  og  $r = 0.724$  (Fig. 6). Redoksmålinger foretatt i de to sedimentkjernene fra referanselokalitetene 8804 og 8817 utgjorde over 90% av de positive måleverdiene. Redokspotensialet viser i tillegg positiv korrelasjon med pS,  $n = 80$  og  $r = 0.777$  (Fig. 7). Når det gjelder pS, øker måleusikkerheten med avtagende konsentrasjon (økende pS). Målinger der pS > 10 regnes for svært usikre. Samtidig vil også målinger av  $E_h > 100$  mV være upresise.

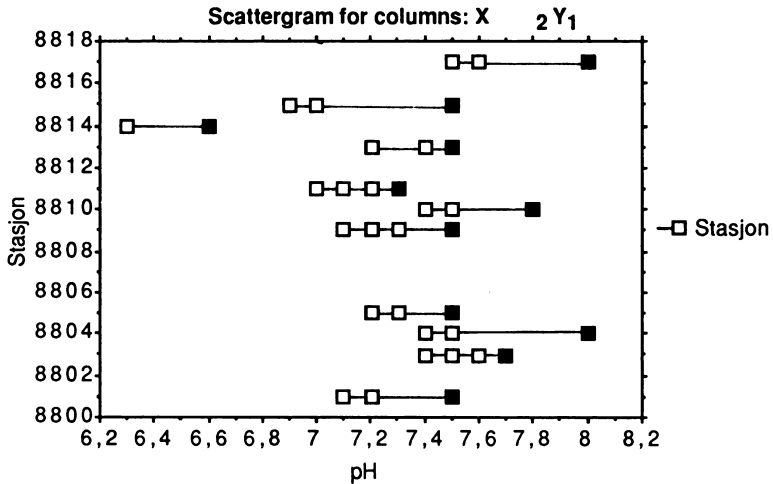


FIG. 3. pH - variasjoner nedigjennom sedimentkjerne fra lokalitetene 8801 t.o.m. 8817 (mørk firkant betegner måling fra vannfasen like over sedimentet).

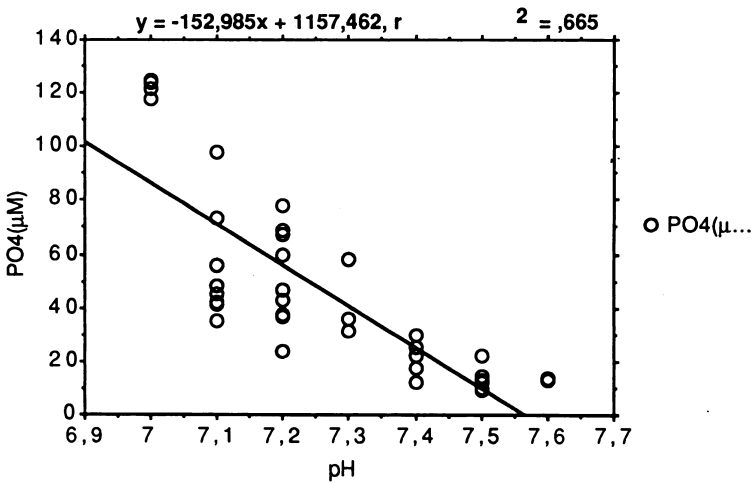


FIG. 4. Samsvar mellom pH og ortofosfat [ $\text{PO}_4(\mu\text{M})$ ] i porevannsprøver fra lokalitet: 8801, 8803, 8804, 8805, 8809, 8810 og 8811 (y beskriver regresjonsligningen).

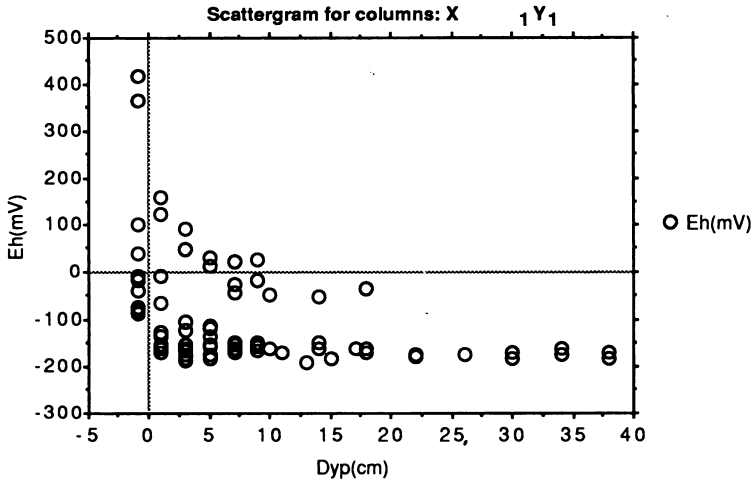


FIG. 5. Samsvar mellom redokspotensial [Eh(mV)] og dyp i sedimentkjerne på lokalitetene 8801 t.o.m. 8817.

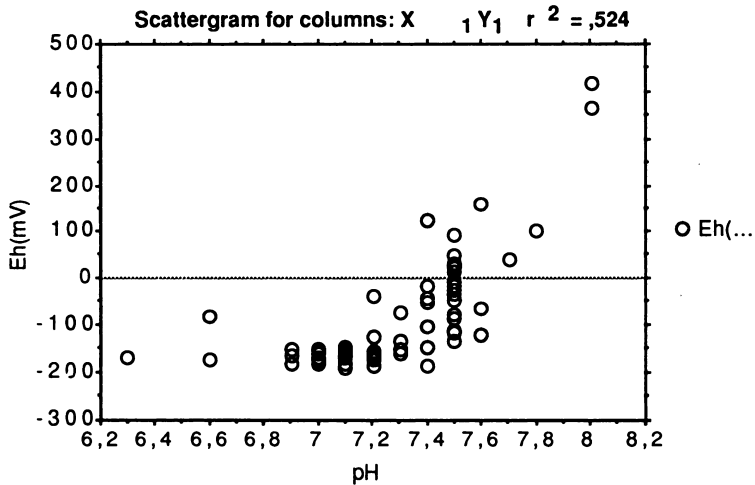


FIG. 6. Samsvar mellom pH og redokspotensial [Eh(mV)] til sedimentprøver fra lokalitet 8801, 8803, 8804, 8805, 8809, 8810 og 8811.

**Ortofosfat** - Porevannsprøver fra brakklagte lokaliteter hadde ikke vesentlig høyere konsentrasjoner av ortofosfat enn porevannsprøver fra referanselokaliteter. Høyest konsentrasjoner fant vi i overflatesedimentet på lokalitet 8811. Denne lokaliteten er spesiell fordi den ligger i en innelukket våg med utpreget terskel og med avrenning fra beite og jordbruksområder. Variasjonene i konsentrasjon av ortofosfat nedover i sedimentet var minst på lokalitetene 8803, 8804 og 8810. Sedimentkjerne 8804 er fra en dyp lokalitet med friskt overflatesediment, mens de to andre er fra grunnere, brakklagte oppdrettslokaliteter.

Oksiske sedimentprøver hadde konsentrasjoner av ortofosfat som var lavere enn  $30 \mu\text{M}$ . Det var dårlig korrelasjon mellom ortofosfatkonsentrasjoner og innhold av Org. C. ( $r = 0.598$ ,  $n = 39$ ). Vanligvis inneholder sedimentlaget fra 5 cm og dypere høyere konsentrasjoner av ortofosfat enn laget mellom 0 og 5 cm. Porevannsprøver fra overflatesedimenter tatt i nærheten av og like under oppdrettsanlegg i drift (Frogh og Schaanning, in prep.), inneholdt 2 til 3 ganger ( $270 - 430 \mu\text{M}$ ) så mye ortofosfat som porevannsprøvene i denne undersøkelsen. Det er positiv korrelasjon mellom ortofosfat og innhold av ammonium,  $r = 0.939$ ,  $n = 36$  (Fig. 8). De seks punktene i figur 8, hvor  $[\text{PO}_4] \geq 80 \mu\text{M}$  og  $[\text{NH}_4] > 700 \mu\text{M}$ , representerer alle lokalitet 8811. Det var negativ korrelasjon mellom pH og ortofosfat,  $r = -0.815$ ,  $n = 39$  (Fig.4).

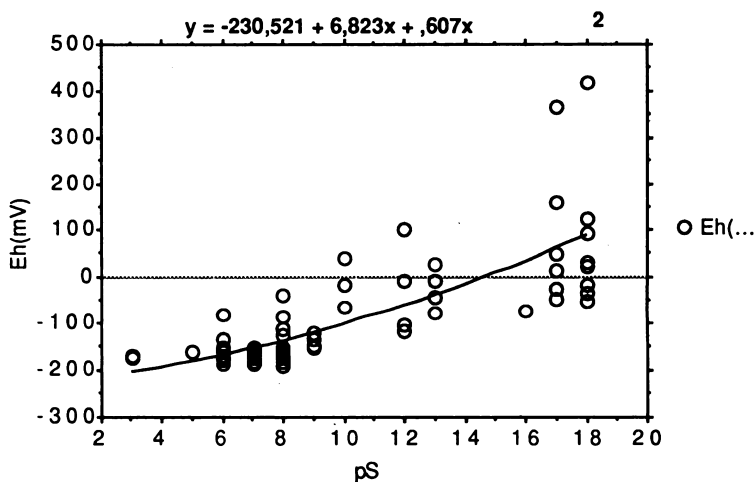


FIG. 7. Samsvar mellom redokspotensial [Eh(mV)] og pS i sedimentprøver fra lokalitetene 8801, 8803, 8804, 8805, 8809, 8810 og 8811(y beskriver regresjonsligningen).

**Uorganiske nitrogenforbindelser ( $\text{NH}_4^+$  og  $\text{NO}_3^-$ )** - Ammonium var den dominerende nitrogenforbindelsen i sedimentene. Nitrat bidrar med mellom 12 % (8804, 0 - 3 cm) og 0.2 % (8811, 14 cm). Mens nitratinnholdet ofte var høyest øverst oppe i sedimentkjernene, så var ammoniuminnholdet høyest dypere nede i sedimentkjernene. Høyest var konsentrasjonen av ammonium i porevann fra anoksiske sedimenter, og som for ortofosfat viser også ammonium negativ korrelasjon med pH,  $n = 39$ ,  $r = -0.760$ . Under behandling av anoksiske sedimentprøver, og under frysing, opptining og fortyning av porevannsprøver, kan det tenkes at en del ammonium oksyderes til nitrat, slik at en får en underestimering av ammoniummengden og en overestimering av nitrat. Variasjoner i konsentrasjon av ammonium mellom de enkelte lokaliteter og korrelasjoner med andre parametere, følger stort sett det samme mønster som er skissert for ortofosfat (Fig. 8 og Fig. 4). Porevannsprøver fra overflatesedimenter tatt under og i nærheten av oppdrettsanlegg i drift (Frogh og Schaanning, in prep.), inneholdt opptil 100 ganger så mye ammonium som porevannsprøvene i denne undersøkelsen.

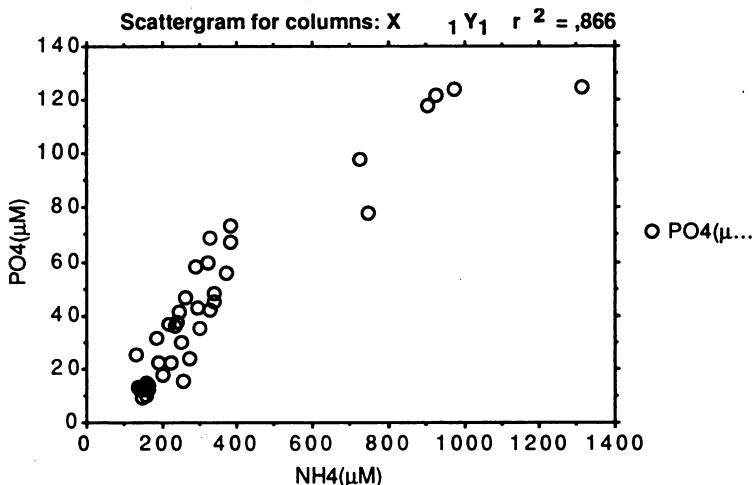


FIG. 8. Samsvar mellom ammonium [ $\text{NH}_4(\mu\text{M})$ ] og ortofosfat [ $\text{PO}_4(\mu\text{M})$ ] i porevannsprøver fra lokalitet 8801, 8803, 8804, 8805, 8809, 8810 og 8811.

## DISKUSJON

Nedbryting av organisk materiale er den viktigste prosessen i den tidlige diagenesen i nylig avsatte, marine sedimenter. Mineraliseringsproduktene har avgjørende effekt på sammen-setningen av både porevannet og den partikulære fraksjonen. De endelige biprodukter fra mineraliseringen av organisk materiale er karbondioksyd, ammonium, ortofosfat og, under reduserende forhold, hydrogensulfid. Det er ikke analysert på metan i denne undersøkelsen, men en kan anta at det også foregår en metanogenese under nedbryting av organisk materiale. Hvor viktig denne prosessen er, hvor dypt i sedimentet den eventuelt foregår og om prosessen foregår samtidig med sulfatreduksjon er ikke diskutert.

**Karbon og organisk stoff i bunnsedimentet** - Konsentrasjonen av organisk karbon i sedimentet bestemmes av 1) eksternt tilførsel, 2) nedbrytingshastigheten og 3) fortyningseffekten med uorganiske partikler. En betydelig del av primærproduksjonen sedimenteres og ender opp i bunnsedimentet. I tillegg til naturlige tilførsler av organisk materiale, tilføres vannmassen og sedimentene i Herøy store mengder spillfor og ekskrementer fra matfiskoppdrett. Anslagsvis 1500 tonn organisk materiale pr. år. Omregnet til marin primærproduksjon vil en slik mengde organisk materiale tilsvare produksjon fra et åpent sjøområde på 30 til 40 km<sup>2</sup> (Folke, 1988). En ukjent mengde av dette materialet samles i bunnsedimentene nær havbruket eller i dypåler omkring. Nedbrytingshastigheten til dette materialet avhenger av aktiviteten til bentske organismer.

Ofte blir C/N-forholdet i sedimentet brukt for å skille mellom organisk materiale med forskjellig opprinnelse. Det gjennomsnittlige C/N-forhold i marint plankton er fra 6 til 7 (Redfield m.fl., 1963). En finner et forhold på omkring 12 i en blanding av nylig sedimentert forspill og ekskrementer. Forpellets kan ha et C/N-forhold på omkring 10. Fra 8 til 14 % av tørrstoffinnholdet i forpellets er plantemateriale med ikke marin opprinnelse. Dette plantemateriale kan ha et C/N-forhold så høyt som 36 (Bordowsky, 1965).

Det høye C/N-forholdet på alle dyp i sedimentkjernen fra lokalitet 8804, som ikke er direkte påvirket av oppdrettsvirksomhet, kan ha flere årsaker. Det kan skyldes et betydelig innslag av trefiber eller annet terrestrisk materiale. Sedimentkjernen er hentet i en dypåle som antagelig fungerer som oppsamlingssted for partikulært materiale fra et større område. Samtidig vet man at organisk stoff med høyt nitrogeninnhold brytes raskere ned i marine sedimenter, enn organisk stoff med lavt nitrogeninnhold (Berner, 1980). Det kan være årsaken til at en finner C/N-forhold i naturlige marine sedimenter, som er noe høyere enn i levende marint plankton.

Forholdet mellom org. C og N var relativt lavt og varierte lite fra lokalitet til lokalitet i de aller fleste sedimentprøvene fra Herøy. Det kan tyde på at storparten av det sedimenterte materialet var av marin opprinnelse. Samtidig var forholdet mellom org. C og N sammenlignbart med resultater fra overflatesedimenter i Fanafjorden utenfor Bergen (Wassmann, 1984) og i deler av indre Oslofjord (Egeberg, 1983). En kunne forvente at det i begge disse områdene var en merkbar påvirkning fra ikke marint organisk materiale på sedimentet. Dette kan bety at avfall fra matfiskoppdrett har betydning for sedimentets sammensetning i hele det undersøkte området, men at denne effekten ikke kan spores direkte som et forhøyet org. C/N-forhold. Årsaken kan være både indirekte, ved at oppdrettsvirksomheten avgir næringsstoffer som medvirker til en økt primærproduksjon, og direkte ved at forpartikler og ekskrementer anrikes i sedimentene.

Innslag av ekskrementer og forpartikler gir et lavt org. C/P- og N/P- forhold i sedimentprøver tatt under oppdrettsanlegg i drift (henholdsvis 15 - 20 og 1 - 2). Dette skyldes primært at fosforinnholdet i den sedimenterte blandingen av for og ekskrementer er høy. Sekundært at fosfor frigjøres senere ut fra sedimentet enn karbon og nitrogen. March (1987) antyder at fosforinnholdet i nylig avsatte marine sedimenter varierer lineært i samsvar med innholdet av organisk karbon, med et gjennomsnittlig org. C/P-forhold på 490. Froelich m.fl. (1982), foreslår et konstant innhold av organisk fosfor, uavhengig av mengden organisk karbon. Sedimentkjerner fra lokalitetene 8801, 8815, 8810, der det tidligere har vært drevet matfiskoppdrett i flere år, hadde lavest org. C/P- og org. N/P-forholdene (henholdsvis 110 og 10 - 12). De høyeste forholdene (henholdsvis 290 og 16 - 22) ble observert på en av referanselokalitetene (8804). Det kan derfor synes som om organisk C/P- og N/P-forhold i sedimentet er bedre egnet enn organisk C/N-forholdet til å spore effekter av matfiskoppdrett på marine sedimenter.

Høyt innhold av organisk karbon i sedimenter skyldes gjerne høy ekstern tilførsel av organisk materiale, høy primærproduksjon, og lav nedbrytingshastighet. En rekke påfølgende redoksreaksjoner finner sted der hvor mye organisk materiale samles opp. Reservoaret av oppløst oksygen blir først tømt. Deretter fortsetter oksydasjonen av organisk materiale ved at nitrat fungerer som oksydant. Endelig finner det sted organiske gjæringsreaksjoner og redoksreaksjoner som tar i bruk sulfat og karbondioksyd som elektronakseptor (Stumm and Morgan, 1981). Figurene 5, 6 og 7 gir oss et visst bilde av denne lagdelingen av biokjemiske prosesser i forhold til  $E_h$ . I de friske sedimentene inneholdt vannfasen over sedimentet oksygen, og aerobe prosesser kunne foregå ned til ca. 8 cm dyp i sedimentet. I sedimenter hvor redokspotensialet lå innenfor en grense på  $\pm 50$  mV kan nitratreduserende bakterier spille en viktig rolle i bentisk nedbryting. Endelig vil sulfatreduserende bakterier dominere den anaerobe nedbrytingen ved  $E_h < -50$  mV. Anriking av organisk karbon også på kontrollokaliteter kan skyldes de gode strømforholdene i hele området (Frogh m.fl., 1984). Lav tetthet og liten synkehastighet på partikulært materiale, gjør at dette spres over store områder. Samtidig vil suspendert materiale resuspendes av bunnstrømmer, og spres med vannmassene utover et større område hvor det igjen sedimenteres. Mekanismen er særlig effektiv i grunne strømsund, og er årsak til de lave konsentrasjonene av organisk materiale som ble observert i strømrrike grunnområder (Frogh m.fl., 1984).

De systematisk høyere konsentrasjonene av organisk karbon på lokalitetene i gruppe  $S_1$  (8801, 8815, 8805, 8803, 8809, 8811, 8813 og 8814) sammenlignet med gruppe  $S_2$ , stemmer godt overens med det lave redokspotensialet vi fant på lokalitetene i gruppe  $S_1$ . Sedimene her var fra moderat til sterkt anoksisk, den organiske belastning var høy i forhold til utveksling av bunnvannet og omsetningshastigheten av organisk materiale var lav.

I sedimenter som avsettes under konstante miljømessige forhold vil redokspotensialet avta fra topp til bunn i sedimentkjernen, eller innta et konstant nivå med dypet (Zobell, 1946). Slik var det i alle våre sedimentkjerner med unntak av de fra lokalitet 8801, 8813, 8815 og særlig 8810. Her når redokspotensialet sitt minimum et stykke ned i kjernen for så å øke igjen. Dette tyder på at det har foregått en økende tilførsel av organisk materiale til disse sedimentene over tid. Fra tidligere å ha vært suboksisk er sedimentet blitt permanent anoksisk.

På lokalitet 8813 lå det et matfiskanlegg som hadde vært i drift i to sesonger. De øverste 5 cm av denne sedimentkjernen bestod av delvis nebrutte forrester og ekskrementer. Laget er avsatt på et naturlig oksisk sediment som hovedsakelig består av skjellsand. En betydelig negativ korrelasjon mellom org.C og karbonat ned igjennom sedimentkjernen underbygger en slik påstand, og viser dessuten at karbonatet ikke har samme opprinnelse som org.C. Anoksiske sedimentlag med høyt organisk innhold, avsatt på frisk skjellsandbunn, er tidligere observert omkring matfiskanlegg i drift i Herøy (Frogh m.fl., 1984).

I nærheten av lokalitetene 8801, 8815 og 8810 var det tidligere plassert matfiskanlegg (Frogh m.fl., 1984). Disse lokalitetene ble fraflyttet mellom 1984 og 1987. Sedimentprøven fra lokalitet 8810 var, etter fire sesonger brakklegging, betydelig mindre reduserte sammenlignet med tidligere prøvetagning (Frogh m.fl. 1984). I dette sedimentet fant vi også rørboende polychaeter og muslinger som medvirker i gjenopprettelsen av et friskt overflatesediment.

**Ortofosfat** - I sedimentenes porevann er konsentrasjonene av ortofosfat fra 10 til 100 ganger høyere enn det en finner i kystvann. Høyest konsentrasjoner fant vi i de deler av sedimentene hvor innholdet av organisk karbon var høyest. Alikevel er det dårlig korrelasjon mellom ortofosfatkonsentrasjoner og innhold av organisk karbon.

Ortofosfat som frigjøres kan forsvinne fra sedimentet ved diffusjon, felles ut som fosfatmineral, ta del i absorpsjonsreaksjoner med for eksempel jernoksyhydroksyder eller inngå i biologiske immobiliseringsprosesser. På de fleste lokalitetene økte fosfatinnholdet nedover i sedimentet. Dette kan skyldes en lavere tilførsel av organisk stoff i løpet av 1987 og 1988 enn i tidligere år, og at de dypere sedimentene er deponert under mer stagnerende forhold. Årsaken kan også være at produksjonen av sulfid er høyest i de øvre lag av sedimentet. Dette underbygges delvis ved at vi fant de høyeste sulfidkonsentrasjonene ( $pS \leq 8$ ) i sjiktet fra 0 til 3cm i flere av de anoksiske sedimentkjernene. Fordi vannet like over sedimentet er anoksisk ( $E_h < 0$ ), og inneholder betydelige mengder sulfid ( $pS \leq 8$ ), kan vi anta at mye sulfid overføres til bunnvannet via diffusjon. Samtidig kan betydelige mengder ortofosfat frigjøres via diffusjon. Derfor er ortofosfatprofilen avtagende mot overflaten på lokaliteter med anoksisk overflatesediment. Dette var tilfelle også på lokalitet 8811, men her var ortofosfatkonsentrasjonene adskillig høyere i alle sjikt av sedimentkjernen. Noe som kan skyldes at denne innelukkede terskelokaliteten får tilført en type organisk materiale, via avrenning fra land, som har et lavere N/P-forhold enn organisk materiale av marin opprinnelse.

De lave konsentrasjonene av ortofosfat i overflatesedimentet på lokalitetene 8803, 8804 og 8810 kan skyldes absorpsjon på jernoksyhydroksyd, som er tilstede under oksiske og suboksiske forhold. Når redokspotensialet avtar blir Fe(III) ustabil og reduseres til Fe(II) som har liten kapasitet til å binde ortofosfat, men som sammen med sulfid danner jernsulfid (FeS). Jo lavere pH er i porevannsløsningen, jo lettere vil reduksjonen av Fe(III) gå. En slik påstand styrkes av det forhold at det er lineær sammenheng mellom pH og ortofosfatkonsentrasjonen i sedimentenes porevannsløsning.

**Ammonium og nitrat** - Klar sammenhengen mellom porevannets innhold av ortofosfat og ammonium ( $r = 0.939$ ) betyr at samtidige biokjemiske mekanismer virker ved frigjøring av disse to saltene i et bestemt forhold og under varierende grad av organisk anriking. Anaerob nedbrytning av organisk materiale frigjør ammonium til porevannet. Etter frigjøring fjernes ammonium via diffusjon og adveksjon, omdannes ved nitrifisering i aerobe sedimentlag (Grundmanis og Murray, 1977) eller ved mineralfelling (Martens m.fl., 1978).

Den øking i konsentrasjonen av ammonium nedover i sedimentet som finner sted på alle stasjoner, med unntak av stasjonene 8804 og 8810, er typisk for sedimenter med mer eller mindre konstant tilførsel av organisk materiale. Denne gradienten viser at bakteriell nedbryting finner sted på alle dyp i sedimentet. Bioturbasjon i sedimentets overflatelag begrenser frigjøring av oppløste forbindelser fra dypere lag pga. den økte diffusjonsfluksen av oppløste forbindelser inn i bunnsjiktet av det bearbejdede overflatelaget. Her forårsaker forskjellige mekanismer rask spredning av forbindelser som diffunderer fra de dypere lag (Vanderborght et. al. 1977). Nitratprofilene på stasjon 8803 og 8804 antyder at tykkelsen på det bearbejdede sedimentlaget er henholdsvis 3 og 7 cm. Under disse lagene var nitratkonsentrasjonen betydelig lavere enn lenger oppe i sedimentet.

På stasjon 8810 økte ikke ammoniumkonsentrasjonen kontinuerlig med dypet. Dette tyder på en irregulær tilførsel av organisk materiale. Sedimentkjernen er tatt fra en lokalitet hvor det tidligere er drevet kontinuerlig med matfiskoppdrett fra 1980 til 1985. I 1988 hadde lokaliteten ligget brakk i underkant av fire år. I 1984 var sedimentet sterkt anoksisk med høy sulfidproduksjon, og større bunnlevende dyr ble den gang ikke observert på eller i sedimentet. Sedimentasjonsraten må ha vært avtagende i de siste fire sesongene, og omsetningen av organisk materiale har vært høyere enn tilførselen. Observerte levende skjell på 3 cm dyp i sedimentet, tyder også på at forholdene snart vil være tilbake i sin opprinnelige tilstand med oksisk overflatesediment.

Totalmengden av nitrat i sedimentene består av den mengden som er fanget i porevannet, og det som produseres in situ. Autotrof nitrifisering er hovedkilden til nitrat, og innebærer oksydasjon av ammonium til nitritt og videre oksydasjon til nitrat. Reaksjonen er avhengig av molekylært oksygen, og vil ikke finne sted ved oksygenkonsentrasjoner lavere enn  $5 \mu\text{g-at.l}^{-1}$  (Carlucci et al. 1969). Nitritt produseres også som en intermediær forbindelse i bakteriedrevet denitrifisering. Går oksygeninnholdet under  $2 \mu\text{g-at l}^{-1}$  (Cline and Richards 1972), utnyttes nitrat til oksydasjon av organisk materiale. Kaspari et al. (1988) viste at potensialet for nitrifisering og denitrifisering gradvis økte fra null under anlegg for matfiskoppdrett, til normale konsentrasjoner for marine sedimenter omkring 30 m fra anlegget. Med unntak av sedimentlaget fra overflaten og ned til henholdsvis 3 og 7 cm dyp på lokalitet 8803 og 8804, samt sjiktet omkring 7 cm dyp på lokalitet 8810, innholdt porevannet mindre nitrat enn det som forventes dannet i bunnvannet over sedimentene under normale forhold. Dette indikerer at denitrifisering var en viktig prosess. Det ble ikke målt nitrogensalter i porevann fra sedimenter hentet på lokaliteter med matfiskanlegg i drift. Vi kan således ikke gjøre slutninger om nitrogenomsetningen under slike forhold.

Høye nitratkonsentrasjoner på henholdsvis 14 og 10 cm dyp i sedimenter på lokalitetene 8801 og 8805 kan skyldes oksydasjon av ammonium til nitrat under prøvebehandling. Dette understrekes ytterligere av den uventede reduksjonen i ammoniumkonsentrasjon som ble observert i de samme sedimentlagene. Tilsvarende er også observert av andre (Grundmanis and Murray 1977, Egeberg 1983), som hevder at det skyldes aktivitet i en nitrifiseringssone. Vi vet at nitrifisering krever molekylært oksygen, og siden denitrifisering antas å finne sted både over og under denne sonen, så kan ikke oksygen tilføres ved diffusjon fra bunnvannet. Grundmanis og Murray (1977) forklarer aktiviteten med makrofauna som pumper bunnvann gjennom u-formede rør til sin respirasjon. Oksygen diffunderer ut av røret og skaper et mikroklima som er tilpasset nitrifisering. Nitratet som produseres, diffunderer vekk fra sonen og blir redusert ved denitrifisering. I våre sedimenter synes en slik forklaring mindre sannsynlig da denne sonen ligger relativt dypt nede i et ellers sterkt reduserende sediment, og hvor vannet over sedimentet er anoksisk.

## KONKLUSJONER

1. Måling av pH, Eh og pS i overflatesedimenter gir et godt mål for både kvalitet og kvantitet av bentisk nedbryting av organisk materiale, og bør kunne anvendes som indirekte mål for en lokalitets bioekjtemiske tilstand.

2. Sedimentkjemiske undersøkelser i strømsterke områder antyder at havbruksvirksomhet kan ha innvirkning på stoffomsetningen i bunnsedimenter på betydelig avstand fra selve driftslokaliteten. Forholdet mellom organisk karbon og fosfor eller organisk nitrogen og fosfor, er bedre egnet til å spore slike effekter enn forholdet mellom organisk karbon og nitrogen.
3. Resultatene gir grunn til å tro at tilførselen av organisk materiale til sedimentene i de sentrale deler av Herøy har avtatt noe siden 1985.
4. Resultatene indikerer at lokaliter som tidligere ble tilført store mengder organisk materiale og hadde sterkt anaerobe sedimenter, kan ta seg tilbake til en tilnærmet naturlig biogeokjemisk tilstand etter en rehabiliteringsperiode på mellom tre og fem år.
5. Hvor lang rehabiliteringsperiode som er nødvendig vil avhenge av lokalitetens fysiske fortrinn. Kortest tid tar det i åpne strømsund, uten betydelige topografiske hindringer som terskler, dypåler og øyer. Disse lokalitetene ser ut til å egne seg godt for matfiskoppdrett selv om dybden ikke er større enn 10-15m.
6. Et friskt sediment vil i løpet av kort tid utvikle et anoksisk topplag hvis det tilføres en jevn fluks av organisk materiale. Graden av lagdeling i vannmassen vil være avgjørende for hvor lenge en slik anriking kan foregå før lokaliteten bør brakklegges.
7. Området i denne undersøkelsen, kan betegnes som et strømsterkt kystarkipelag. På grunn av den sterke tidevannsdominerte strømmen har vi tidligere hevdet at de retningslinjer som er blitt skissert for bærekapasitet gjennom LENKA ikke er dekkende for slike områder. Resultatene bekrefter ikke en slik påstand.
8. En spredning av havbruksvirksomheten utover et større område har pågått i Herøy siden 1985. Dette har utvilsomt hatt positiv effekt på omsetting av organisk materiale i deler av området. Alikevel tror vi at spredningsprosessen har gått for sent, og at en del av de problemer oppdrettsnæringen i kommunen i dag strir med, delvis har årsak i forringede miljøforhold. Det er derfor positivt at hele området brakklegges fra og med 1991 og noen år framover. I denne perioden er det særdeles viktig å studere hva som skjer og hvor fort ting skjer rundt på de enkelte lokalitetene, slik at en reetablering kan bygge på en reell viten om områdets økologiske bæreevne.

## REFERANSER

- Ben-Yaakov S. (1973) Ph buffering of pore water of recent anoxic marine sediments. *Limnol. Oceanogr.* **18**, 86-94.
- Berner R. A. (1980) *Early diagenesis, a theoretical approach*. Princeton University Press, Princeton.
- Bordovski O. K. (1965) Transformation of organic matter in bottom sediments and its early diagenesis. *Mar. Geol.* **3**, 83-114.
- Carlucci A. F. and McNally P. M. (1969) Nitrification by marine bacteria in low concentrations of substrate and oxygen. *Limnol. Oceanogr.* **14**, 736-739.
- Cline I. D. and Richards F. A. (1972) Oxygen deficient conditions and nitrate reduction in the eastern tropical North Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.* **17**, 885-900.

- Doff D. H. (1969) The geochemistry of recent oxic and anoxic sediments of Oslofjord, Norway. *Ph. D. thesis*, University of Edinburgh, 245pp.
- Egeberg P. K. (1983) A geochemical survey of sediments and pore waters from the inner Oslofjord. *Cand. real. thesis*, Universitetet i Oslo, 163pp.
- Folke C. (1988) Energy economy of salmon aquaculture in the Baltic Sea. *Environmental Management*, vol 12, 4, 525-537.
- Froelich P. N., Bender M. L., Luedke N. A., Heath G. R. and DeVries T. (1982) The marine phosphorus cycle. *Amer. J. Sci.* 282, 474-511.
- Froelich P. N., Klinkhammer G. P., Bender M. L., Luedtke N. A., Heath G. R., Cullen C., and Daupin P. (1982) Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: Suboxic diagenesis. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 43, 1075-1090.
- Frog M., Mohus Å., Sagen T., Sivertsen K. og Skreslet S. (1984) Forurensning i fiskeoppdrett i Herøy, *Nordlandsforskning rap.* nr.3/85.
- Frog M. og Sivertsen K. (1985) Alternative oppdrettslokaliteter i Herøy kommune, *Nordlandsforskning rap.* nr. 11/85.
- Frog M. (1987) Vurdering av naturgitte forutsetninger for akvakultur. Nye sjøområder i Herøy kommune, *Nordlandsforskning rap.* nr. 6/87.
- Grundmanis V. and Murray J. W. (1977) Nitrification and denitrification in marine sediments from Puget Sound. *Limnol. Oceanogr.* 22, 804-813.
- Kaspar H. F., Hall G. H. and Holland A. J. (1988) Effects of sea cage salmon farming on sediment nitrification and dissimilatory nitrate reductions. *Aquaculture* 70, 333-344.
- Mach D. M., Ramirez A. and Holland H. D. (1987) Organic phosphorus and carbon in marine sediments. *Amer. J. Sci.* 287, 429-441.
- Martens C. S., Berner R. A. and Rosenfeld J. K. (1978) Interstitial water chemistry of anoxic Long Island Sound sediments 2. Nutrient regeneration and phosphate removal. *Limnol. Oceanogr.* 23, 605-617.
- Redfield A. C., Ketchum B. H. and Richaards F. A. (1963) The influence of organisms on the composition of sea water. Pp 26-27 in *The sea vol. 2*. Interscience, New York.
- Stumm W. and Morgan J. J. (1981). *Aqatic Chemistry* (ed. W. Stumm). Wiley-Interscience, New York.
- Vanderborcht J. P., Wollast R. and Billen, G. (1977) Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 2. Nitrogen diagenesis *Limnol. Oceanogr.* 22, 794-803.
- Wassmann P. (1984) Sedimentation and benthic mineralization of organic detritus in a Norwegian fjord. *Mar. Biol.* 83, 83-94.
- Zobell C. E. (1946). Studies on redox potentials of marine sediments. *Bull. Am. Ass. Petrol. Geol.* 30, 477-513.

## Cu, Zn and organic matter in sediments at a fish farm location on the north-west coast of Norway

Morten Schaanning, Jordforsk, P.O.Box 9, N-1432 Ås-NLH.

Sediment cores were sampled along a transect 0-4000m from a fish farm located in a fjord area at 63°N. The sill depth was 15 m and the depth at the sampling sites ranged between 17 m and 40 m. On the day of sampling, pH, pE and pS was determined by insertion of electrodes into the top of the cores before sectioning in 2-4 cm slices. The slices were stored in separate containers at -20°C until centrifugation. The supernatant was filtered through .45µm cellulose acetate filters. Chemical analyses were performed on several parameters in the dissolved and particle fraction.

Below the farm, a layer of 20 cm of recent deposits were found on top of the old seabed. Electrode measurements at 12 depths down the 30 cm long core, produced average values of  $\text{pH}=6,57\pm.09$ ,  $\text{pE}=\text{E}_h/.059=-4,26\pm.62$  and  $\text{pS}=-\log[\text{H}_2\text{S}]=3.54\pm.97$ . The results of pore water and sediment parameters shown in fig. 1, describe the conditions inside a rather heavily overloaded sediment. Gas bubbles occasionally rise through the watercolumn inside the farm. Gas collected from the cores were composed of 60-80%  $\text{CH}_4$ , 10-20%  $\text{CO}_2$  and 1-5%  $\text{H}_2\text{S}$ .

Calculation of enrichment factors:

$$E_f = \log\left(\frac{[X]/[Y]_{\text{sample}}}{[X]/[Y]_{\text{reference material}}}\right)$$

showed that using the Redfield composition of organic matter as reference material, the sediment below the farm was highly enriched with phosphorous ( $E_f$  of  $[\text{P}]/[\text{C}]$  and  $[\text{P}]/[\text{N}]$  of .9 and 1.1, respectively). The P-enrichment is also evident from the N:P and C:P ratios shown in fig. 1. Compared to seawater the  $[\text{Ca}]/[\text{K}]$  ratio gave an  $E_f$  value of 1.8 below the farm and .4-.7 at local control stations. Compared to earth crust ratios, the  $E_f$  of the  $[\text{Cu}]/[\text{Fe}]$  ratio was 2.2 below the farm and .1 at control stations. Similarly the  $[\text{Zn}]/[\text{Fe}]$  ratio was .7 as compared to -1.1 in control sediments. P, Ca and Zn is abundant in food pellets. The heavy enrichment of Cu, however, is more likely to result from antifouling agents applied on nets and farm installations.

Electrode measurements, pore water nutrients, organic carbon and nitrogen did not reveal any clear impacts of farming activity on the sediments beyond a distance of 50-100 m from the farm. Elevated concentrations of Cu and Zn in the top layer of the sediments as much as 150 m from the farm, showed that whereas C, N and P is recycled, Cu and Zn seems to accumulate within the sediments nearby the farm.

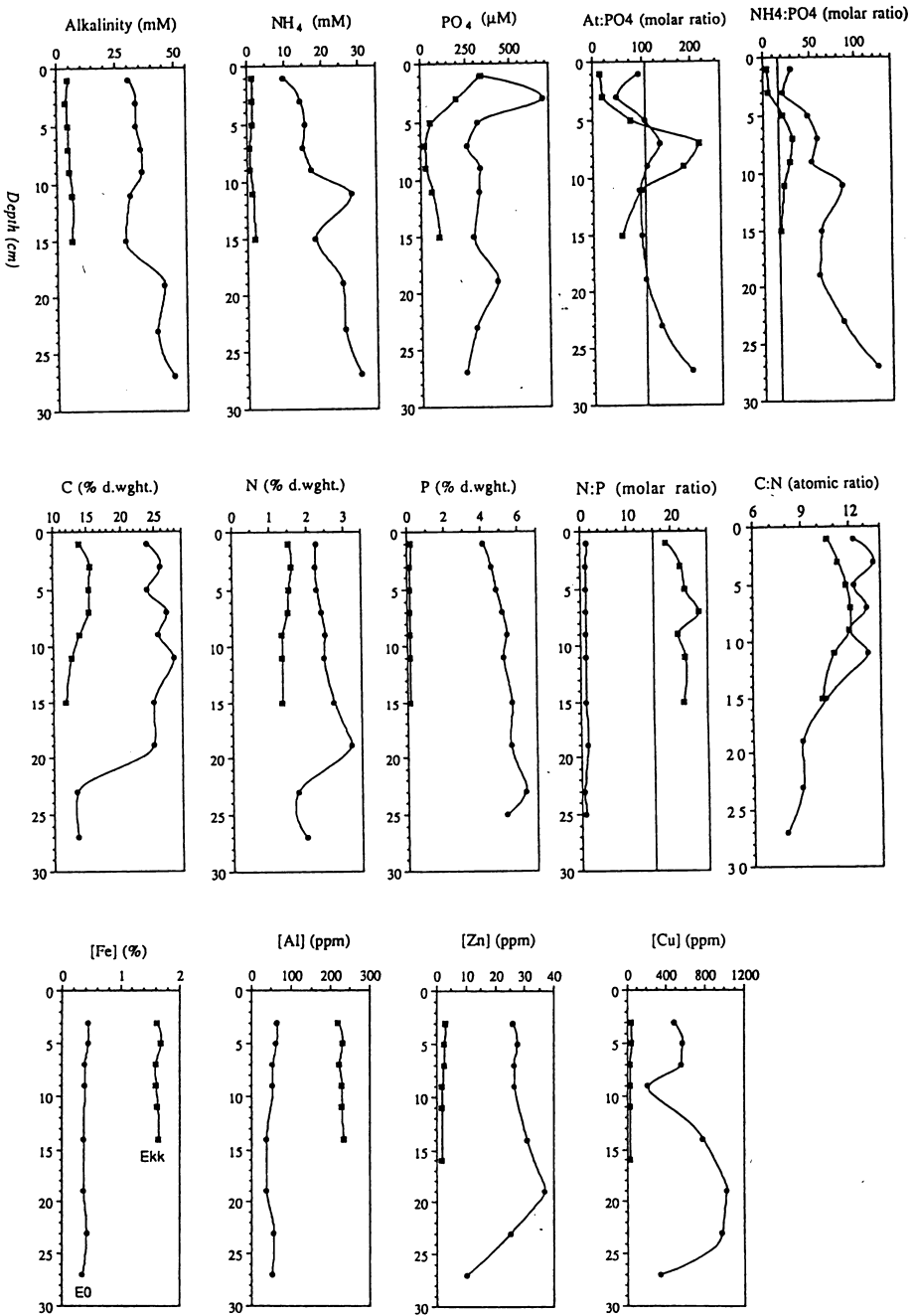


Fig. 1. Vertical distribution of sediment and pore water components in cores collected at 20 m depth underneath a fish farm (•) and at a nearby control station at 17 m depth in a sheltered sill basin (■).

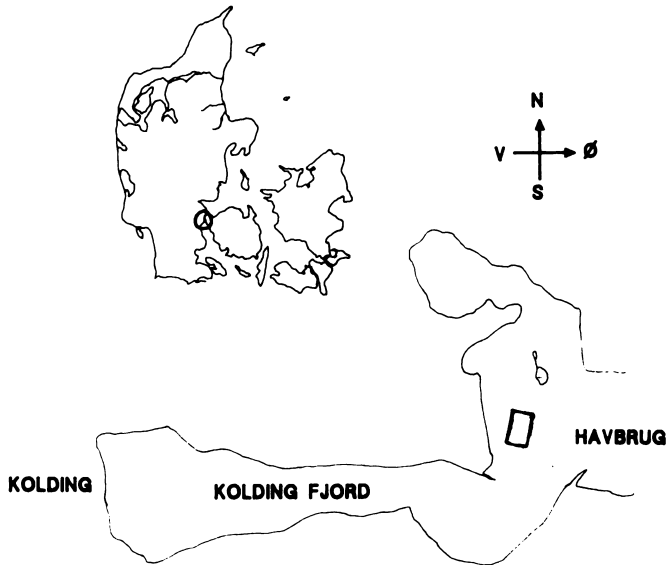
**SULFATREDUKTION I MARINE SEDIMENTER PÅVIRKET AF HAVBRUGSDRIFT.**

Marianne Holmer  
Biologisk Institut  
Odense Universitet  
Campusvej 55  
DK-5230 Odense M, Danmark

**Indledning**

Danmark har kun en meget lille havbrugsproduktion sammenlignet med vore nabolande i Norden, men da opdrætslokaliteterne er meget forskellige, kan indvirkningerne på havmiljøet ikke direkte sammenlignes. Sedimenter under havbrugsanlæg er ofte stærkt påvirkede af tilførslen af partikulært organisk materiale som foderrester og fækalier fra havbrugsdriften, og Beggiatoa spp. belægninger findes hyppigt på sedimentoverfladen (Brown et al., 1987; Ross, 1989). Den anaerobe nedbrydning har derfor stor betydning i disse sedimenter, men er aldrig blevet undersøgt fuldt ud. Samtidig er sedimentmetabolismen kun blevet kvantificeret i få tilfælde (Hall et al., 1990).

Denne undersøgelse fulgte et havbrug beliggende i Kolding Fjord (fig. 1). Vanddybden på opdrætslokaliteten var 5 meter, og afstanden mellem bunden af netburene og sedimentet var således 1 meter (fig. 2). Der produceres årligt ca. 80 tons regnbueørreder, Oncorhynchus mykiss. Produktionen foregår fra marts til november, og anlægget er på land i vintermånederne. Lokaliteten blev undersøgt over en sæson med første prøvetagninger ved opstart af produktionen i 1989 til en ny produktion blev startet i 1990.



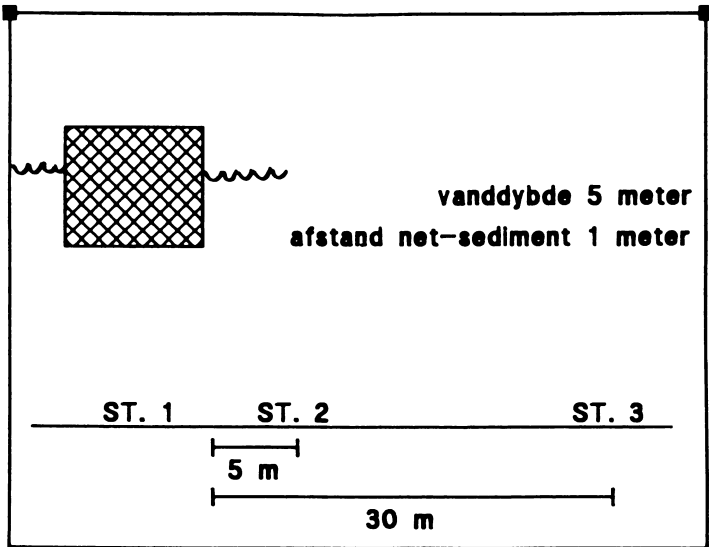
**Figur 1** Placeringen af havbruget **FISKEGRUPPEN A/S** i 1989

### Metoder

Sediment blev indsamlet på lokaliteten ved 3 stationer (fig. 2). En station (stn. 1) var placeret under et netbur; stn. 2 lå 5 meter fra netburets kant og stn. 3, en referencestation, var placeret 30 meter fra selve anlægget. De indsamlede prøver blev bragt til laboratoriet, hvor sedimentets metabolisme blev målt ved fluxe af  $\text{TCO}_2$ ,  $\text{O}_2$  og uorganiske kvælstofforbindelser ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{NO}_2^-$ ) over sediment-vand interfasen. Sulfatreduktionsraterne blev bestemt på intakte søjler ved core-injection teknikken (Jørgensen, 1978) og efterfølgende cromdestillation (Fossing & Jørgensen, 1989).

Akkumuleringen af organisk stof blev fulgt som sedimentets indhold af partikulært organisk kulstof og kvælstof.

Endvidere blev koncentrationen af mineraliseringsprodukter i porevandet (hovedsageligt  $\text{HCO}_3^-$  og  $\text{NH}_4^+$ ) bestemt i det undersøgte sediment-interval (0-10 cm).

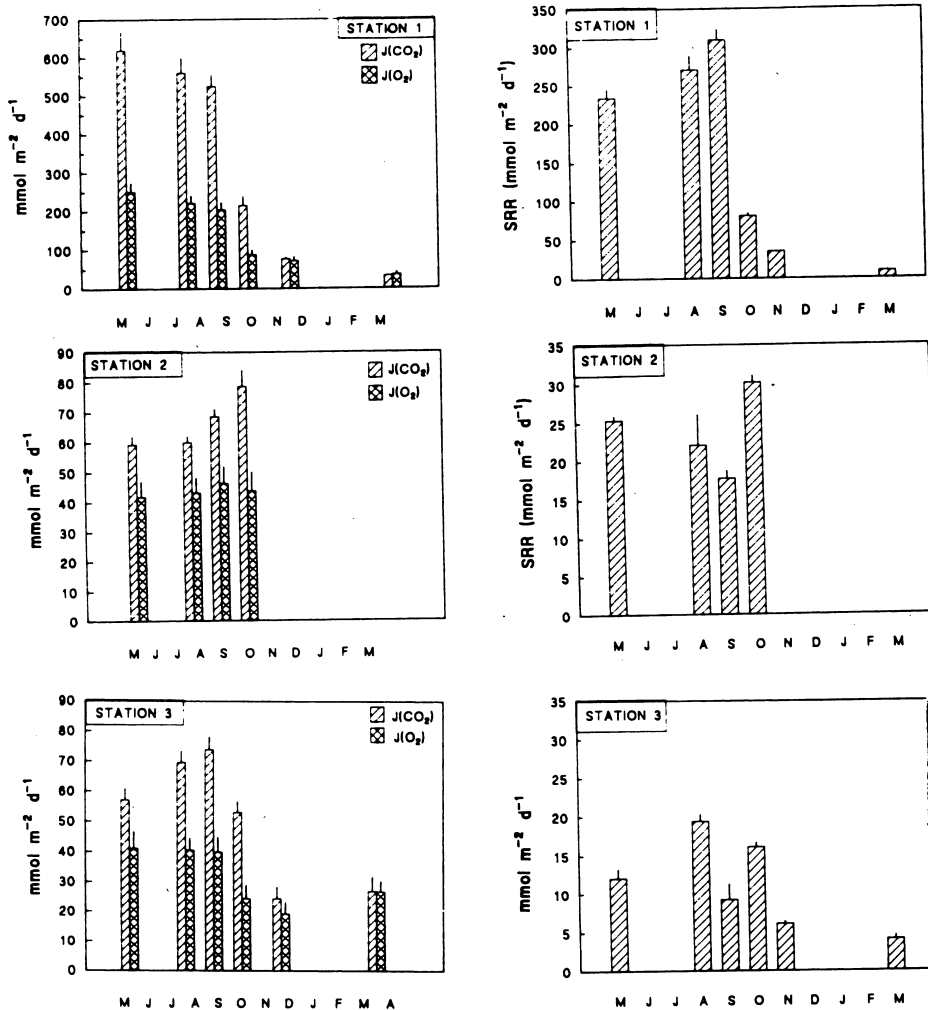


**Figur 2** Skitse af placeringen af de 3 stationer i forhold til netburet. Station 1 (ST. 1); station 2 (ST. 2) og station 3 (ST. 3)

### Resultater

Sedimentet under netburene (stn. 1) havde i en stor del af produktionsperioden Beggiatoa spp. på overfladen, men til tider var sedimentet helt sort. Her var tilførslen af  $O_2$  fra vandfasen utilstrækkelig til fortsat vækst af Beggiatoa spp.. Det organiske indhold var i produktionsperioden forøget sammenlignet med de to øvrige stationer. Således lå glødetabet mellem 21.3-23.5 % på stn. 1 mod 15.5-16.5 % på stn. 3; tilsvarende for partikulært organisk kulstof var 7.5-7.7 % mod 5.0-5.4 %, og for partikulært organisk kvælstof 1.0-1.3 % mod 0.5-0.7 %. Stn. 2 havde lidt forøget organisk indhold sidst i produktionsperioden.

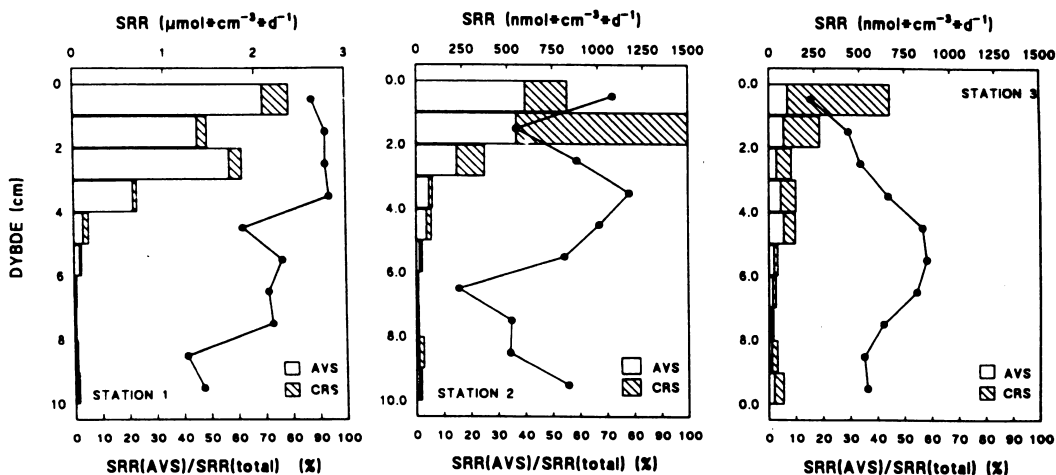
Sedimentets metabolisme og sulfatreduktionsraterne var stærkt forhøjede på stn. 1, og antog værdier der var ca. 10 gange højere sammenlignet med stn. 2 og 3. I fig. 3 ses fluxene af  $TCO_2$



**Figur 3** Fluxene af  $\text{TCO}_2$  ( $J(\text{CO}_2)$ ) og  $\text{O}_2$  ( $J(\text{O}_2)$ ) over sediment-vand interfasen, samt dybde-integrerede sulfatreduktionsrater for de 3 stationer til de forskellige prøvetagningstidspunkter. Fluxene er angivet som middelværdien + SE for 3 sedimentsøjler og sulfatreduktionsraterne ved middelværdi + range. Bemærk anden skala for stn. 1.

og O<sub>2</sub> samt de dybde-integrerede sulfatreduktionsrater i løbet af sæsonen. Raterne var meget høje på stn. 1 i næsten hele produktionsperioden. Sidst i perioden observeredes et drastisk fald i sedimentets metabolisme. Samtidig faldt fodertilførslen i takt med opfiskningen af ørreder. Raterne mindskedes til 25 % af de maximale ved en halvering af fodertilførslen og et temperaturfald på 4 °C. I vinterperioden var raterne lave, men stadig signifikant højere sammenlignet med stn. 3. Sedimentets metabolisme forblev således høj på stn. 1 i hele prøvetagningsperioden. På de to øvrige stationer fulgte raterne variationer i vandtemperaturen, dog observeredes sidst i produktionsperioden stigende rater på trods af temperaturfald. Her var begge stationer tilsyneladende påvirket af et øget organisk input.

De meget høje dybde-integrerede sulfatreduktionsrater på stn. 1 skyldtes ekstrem høj mikrobiel aktivitet i den øverste del af sedimentet. Som et eksempel er vist dybdeprofilerne for de 3



**Figur 4** Dybdeprofil af sulfatreduktionsrater (AVS = syreopløselige svovlpulje; CRS = cromreducerbare svovlpulje) den 6/10 på de 3 stationer. Sulfatreduktionsraterne baseret på AVS er angivet i procent af den totale sulfatreduktionsrate ved linegraf. Bemærk anden skala for stn. 1.

men øges belastningen yderligere kan elektronacceptoren sulfat blive begrænsende for sulfatreduktionen, og mineraliseringen vil sandsynligvis falde, da methanogenesen, som fortsætter nedbrydningen, når sulfaten er opbrugt, har lavere effektivitet. Herved kan der ske en ophobning af organisk stof, som er set i andre undersøgelser af marine fiskeopdræt (Brown et al., 1987; Hall et al., 1990). En høj methandannelse kan skade opdrætsfiskenes trivsel, idet f.eks. sulfid kan føres med gasboblerne op i vandfasen (Storebakken & Olsen, 1982).

### **Massebalance for havbrugsproduktionen**

Havbrugsdrift påvirker omgivelserne ved direkte udledninger af affaldsprodukter fra opdrætsproduktionen. Størrelsen af udledningen kan beregnes ud fra en massebalance baseret på forskelle i input til og output fra havbrugsproduktionen. Ved dette havbrug beregnes en massebalance efter flux-metoden (Hall et al., 1990). Input er beregnet som tilførslen af juvenile fisk og foder, mens output er summen af bruttoproduktionen og tabet (døde m.m.). Ud fra kendskabet til fodertype, indholdet af kulstof og kvælstof i ørreder, sediment-metabolismen og akkumuleringen af organisk stof i sedimentet er henholdsvis kulstof- og kvælstof-massebalancen beregnet (fig. 5).

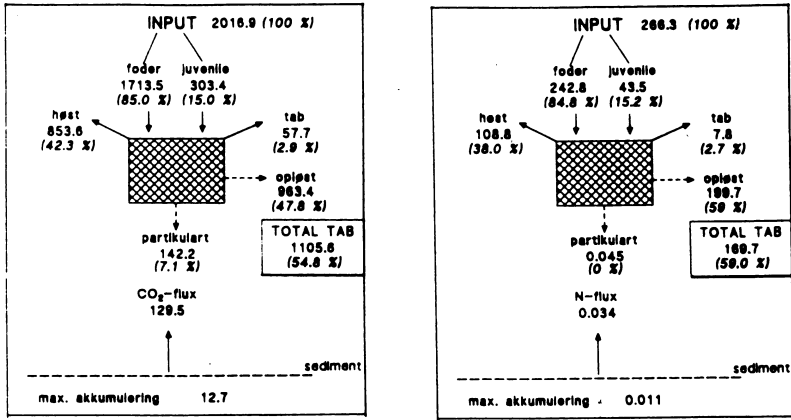
Udledningen af affaldsprodukter fra havbruget er høj, og estimeres til 29.5 ton kulstof og 3.7 ton kvælstof for den totale produktion, men sammenlignet med andre undersøgelser (Penczak et al., 1982; Hall et al., 1990) har denne havbrugsproduktion en lavere udledning, idet nettoproduktionen er relativt høj og foderforbruget relativt lavt. Disse to forhold omkring nettoproduktionen og foderforbruget kan dels skyldes en generel foderforbedring sammenlignet med tidligere undersøgelser, men samtidig foregår fodringen manuelt, hvilket sikrer fodertildeling efter ørredernes behov og trivsel.

stationer ved prøvetagningen den 6/10 1989 (fig. 4). Aktiviteten i de øverste 4 cm overskyggede fuldstændigt raterne i den dybere del på stn. 1. Aktiviteten var også høj i den øverste del på de to øvrige stationer, og netop ved denne prøvetagning var disse stationer som nævnt ovenfor tilsyneladende stimuleret af et øget organisk input. Der var en tydelig forskel i inkorporeringen af reducerede svovlforbindelser ved sulfatreduktionen. På stn. 1, hvor sedimentet var stærkt reduceret, dominerede den syreopløselige svovlpulje, mens en højere andel gik til den cromreducerbare pulje i det mere oxiderede sediment på stn. 2 og 3.

### Diskussion

Den øgede tilførsel af organisk stof til sedimentet lige under netburene mangedoblede sedimentets totale metabolisme, som forblev høj også efter endt havbrugsproduktion. Fluxen ( $\text{TCO}_2$  og  $\text{O}_2$ ) af samme størrelsesorden er således kun fundet under lignende forhold ved et marint fiskeopdræt (Hall et al., 1990). Sulfatreduktionsrater af samme størrelse ses end ikke i stærkt eutrofierede sedimenter (Skyring, 1987). Mineraliseringen var kraftigt forøget i de øverste 4 cm, og dette influerede på hele det undersøgte sediment-interval (0-10 cm), hvor koncentrationen af mineraliseringsprodukter var meget høj, sammenlignelig med stærkt eutrofierede sedimenter eller dybere sedimentlag (Jørgensen, 1989; Klump & Martens, 1989).

En sammenligning af sediment-metabolismen på stn. 1 med stn. 2 og 3 viser, at sulfatreduktionen er af helt afgørende betydning for omsætningen af organisk stof i et stærkt eutrofieret sediment, som havbrugssedimentet på stn. 1. Her er det kun en meget lille del af det organiske stof som oxideres via  $\text{O}_2$ -medierede mineraliseringsprocesser, og det er derfor hovedsageligt oxidationen af anaerobe mineraliseringsprodukter, som vil være bestemmende for  $\text{O}_2$ -forholdene dels i sedimentet og dels i den overliggende vandfase. Sedimentet er til en vis grad i stand til at opbygge puljer af mineraliseringsprodukter, som langsomt kan frigives igen ved endt belastning med organisk stof,



**Figur 5** Massebalance for et netbur baseret på produktionsdata fra 1989. Tallene viser henholdsvis C og N i kg. Tallene vist i parentes angiver procentdelen i forhold til det totale input. "Total tab" angiver summen af det opløste og partikulære tab. Max. akkumulering er beregnet fra data den 6/10, hvor det maximale organiske indhold måles på stn. 1 og stn. 2.

### Konklusion

Udledningen af affaldsprodukter fra havbrugsdrift er i stand til at stimulere den mikrobielle nedbrydning i sedimentet meget kraftigt, hvor mineraliseringsrater i samme størrelsesorden kun er fundet under lignende forhold ved andre marine fiskeopdræt.

Massebalance-beregninger for dette havbrug giver en lavere udledning sammenlignet med andre undersøgelser. Det skyldes primært en relativt høj nettoproduktion sammen med en lav foderkoefficient. Kombineret med den kraftigt stimulerede mineralisering af organisk stof i sedimentet og strømpåvirkningen

af lokaliteten betyder det, at akkumuleringen af organisk stof i sedimentet i løbet af en sæson er meget lav, mindre end 2 % af det totale tab til omgivelserne fra havbrugsproduktionen.

Placeringen af danske havbrug på lokaliteter med lav vanddybde og høj vandføring giver kraftig påvirkning af sedimentet lige under netburene, men en stor del af udledningen transporteres væk fra opdrætslokaliteten, og udbredelsen af havbrugssediment er begrænset. Ved en sammenligning med andre undersøgelser konkluderes, at det er vigtigt at bevare elektrondonorerne som begrænsende faktorer for mineraliseringen i sedimentet. Således bør en akkumulering af organisk stof undgås, dels af hensyn til havbrugsdriften og dels for at hindre udbredelsen af disse ekstremt metabolisk aktive sedimenter.

#### Litteraturliste

**Brown, J. R.; Gowen, R.J.; McLusky, D.S. (1987).** The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 109: 39-51.

**Fossing, H. and Jørgensen, B.B. (1989).** Measurement of bacterial sulfate reduction in sediments: Evaluation of a single-step chromium reduction method. Biogeochemistry 8: 205-222.

**Hall, P.O.J.; Anderson, L. G.; Holby, O.; Kollberg, S.; Samuelsson, M.O. (1990).** Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. Mar. Ecol. Prog. Ser. 61: 61-73.

**Jørgensen, B.B. (1978).** A comparison of methods for the quantification of bacterial sulfate reduction in coastal marine sediments. I. Measurement with radiotracer techniques. Geomicrob. Jour 1(1): 11-27.

**Jørgensen, B.B. (1989).** Sulfate reduction in marine sediments from the Baltic Sea- North Sea transition. Ophelia 31(1): 1-15.

- Klump, J.V. and Martens, C.S. (1989).** The seasonality of nutrient regeneration in an organic-rich coastal sediment: Kinetic modeling of changing pore-water nutrient and sulfate distributions. Limnol. Oceanogr. 34(3): 559-577.
- Penczak, T.; Galicka, W.; Molinski, M.; Kusto, E.; Zalewski, M. (1982).** The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, Salmo gairdneri. Jour. Appl. Ecol. 19: 371-393.
- Ross, A. (1989).** Marine fish farming- Scotland's pride or problem? Ecos 10(3): 8-12.
- Storebakken, T. and Olsen, R.A. (1982).** Hvor farlig er opphobing av fôrspill og gjødsel under mærene? Norsk Fiskeoppdrett 2: 4-5.

## Fiskodlingssedimentets metallhalter och spridning i sydvästra Finlands skärgård

Jyrki Uotila. Åbo universitet, Geografiska institutionen, 20500 Åbo, Finland

### ABSTRAKT

Fiskodlingens inverkan på bottensedimentet uppskattades i sydvästra Finlands skärgård i en sluten vik. Under våren 1986 togs med hjälp av ett "isfinger" 20 sedimentrör som analyserades med en atomabsorptionsspektrofotometer. Odlingens fiskproduktion var då ungefär 30 ton och foderkonsumtionen ca 50 ton per år.

Den mest betydande metallen var zink. Sedimentets zinkhalter steg ställvis till över 400 ppm under kassarna, men redan på 30 meters avstånd från odlingen fanns det bara 150 ppm zink. Den viktigaste zinkkällan var fiskarnas foder. Den andra metallen som tydligt anlagrades under odlingen var koppar. De största kopparhalterna var där över 120 ppm. På 20 meters avstånd från odlingen var halterna endast 20 - 30 ppm. Den viktigaste kopparkällan var sannolikt antifouling-färgen. Järnhalterna visade sig också vara olika under kassarna och utanför odlingen. De lägsta halterna påträffades dock under odlingen och de högsta utanför. Orsaken till detta undantag var att fodret då innehöll bara litet järn.

Med ledning av de ovanstående metallhalterna kunde det konstateras att den största delen av fiskodlingssedimentet direkt faller under odlingen, och att verkningssområdet är omkring 1,5 hektar. Det kunde också uppskattas att ca 4,5 ton fiskodlingssediment anlagras på havsbotten inom ett år. Detta är ungefär 10% av den årliga fodermängden.

Spridningen av fiskodlingssedimentet undersöktes år 1988 med sedimentfällor på fyra olika ställen. Ett ställe var den ovannämnda odlingen och de tre övriga fanns i en annan sluten vik, intill det öppna havet och i ett smalt sund. Även en teoretisk modell utvecklades och prövades med syfte att förklara hur långt sedimentet kommer att spridas. Modellen baserade sig på den effektiva fetchen och vindstyrkan.

I de slutna vikarna var sedimentationen på 20 meters avstånd från odlingen som minst, ca 10 - 15 g/m<sup>2</sup>/dygn. Enligt den teoretiska modellen skulle ungefär 80 % av sedimentet anlagras under kassarna i de här vikarna och fiskodlingsslammet skulle förflytta sig högst 65 meter från odlingen.

I den odling, som låg intill det öppna havet, var sedimentationen utanför kassarna något större, omkring 20 - 25 g/m<sup>2</sup>/dygn. Teoretiskt sett skulle ungefär 63 % av sedimentet falla direkt under kassarna och slammet skulle drivas t.o.m. 250 meter.

I det smala sundet var sedimentationen på 20 meters avstånd från odlingen som störst, t.o.m. över 40 g/m<sup>2</sup>/dygn. Den teoretiska modellen kunde inte tillämpas i detta fall till följd av de starka strömningarna.

Fiskodlingens inverkan på botten sedimentet uppskattades år 1986 i sydvästra Finlands skärgård i en sluten vik (fig. 1, Uotila 1987). Forskningsområdet står i kontakt med egentliga havsområden via två smala sund, som bara är 4 meter djupa. Då däremot vikens mittersta del är 10 - 14 meter djup, är dess botten vatten nära på isolerat från det omgivande havsområdet. Odlingens fiskproduktion var under undersökningsperioden ca 30 ton och foderkonsumtionen ca 50 ton per år. Före 1980 låg odlingen ett par tiotal meter söderut från dess nuvarande ställe.

Under våren 1986 togs med ett sk. "isfinger" 20 sedimentrör som styckades i 2 cm tjocka skivor och analyserades med en atomabsorptionsspektrofotometer. Fem sedimentrör togs under odlingen och 15 utanför, högst 50 m från odlingen (fig. 2).

Den mest betydande metallen var zink. Sedimentets zinkhalter under kassarna översteg ställvis 400 ppm, men redan på 20 meters avstånd från odlingen fanns det halter på endast ca 150 ppm (fig. 2). Det sedimentlager, som det fanns förhöjda zinkhalter i, var under odlingen omkring 20 cm tjockt och de högsta halterna påträffades nära sedimentets yta. På över 20 cm:s djup var halterna

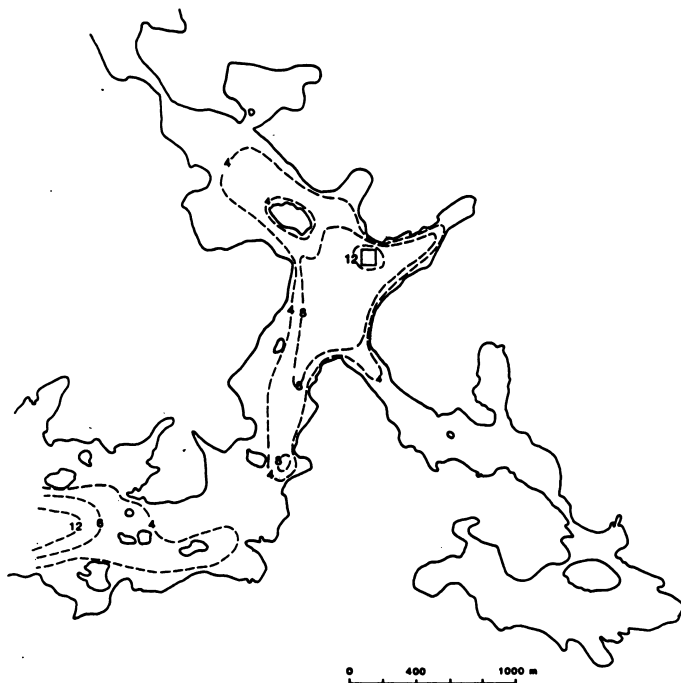


Fig. 1. Forskningsområdet år 1986. Djupkurvorna vid 4, 8 och 12 meter finns utritade. Fiskodlingen har betecknats med en kvadrat.

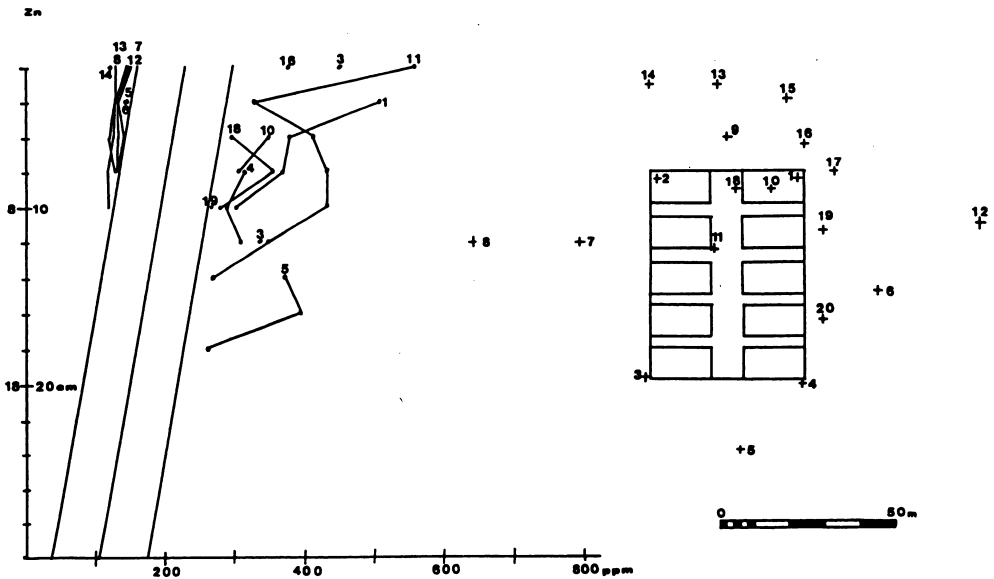


Fig. 2. Sedimentets zinkhalter. Regressionlinjen med sina 95 %:s konfidenslinjer, mellan sedimentets djup och zinkhalter finns inritad. Bara de prov som hamnade utanför konfidenslinjerna har medtagits i figuren. Provtagningsställena (1 - 20) är markerade med + på kartan till höger i figuren.

ungefär likadana som utanför odlingen. Söderut från odlingen däremot påträffades de största halterna djupare inne i sedimentet. De högsta halterna uppmättes i sedimentet som hade anlagrats före 1980. Dessa lager hade senare blivit överhöljda av nyare sediment.

Den viktigaste zinkkällan var fiskarnas foder. Det innehöll 134+10 ppm zink så att den årliga fodermängden innehöll ca 6 kg zink. Med hjälp av sedimentproven kunde det konstateras att ca 2 kg zink årligen hade sedimenterats på havsbotten.

Det är ännu inte allmänt känt att zink kan utgöra en miljörisk, trots att det redan finns några bevis för detta. T. ex. Lindeström et. al. (1988) har konstaterat fiskdöd vid en fiskodling till följd av zinkförgiftning, och Palm (1985) anser att det i Finska viken redan nu finns sådana zinkhalter som kan störa stömmingens lek. I framtiden kommer situationen att bli allt sämre. Det är nämligen så att zink löser sig i vatten ju snabbare desto surare marken är, och miljön blir de facto hela tiden surare på grund av sur nederbörd.

Den andra metallen som tydligt anlades under odlingen var koppar. De största kopparhalterna var över 120 ppm, och på 20 meters avstånd från odlingen var halterna bara 20 - 30 ppm (fig. 3). Den årliga fodermängden innehöll så litet koppar (300 g/år) att fodret inte ensamt kunde förklara den kopparmängd, som årligen anlades (440 g) på botten. Liksom zink, löser sig också koppar i vatten och binds i fisken, varför den största delen av kopparsämra måste ha sitt ursprung någon annanstans. Den viktigaste kopparkällan var sannolikt den målfärg, med vilken kassarna hade

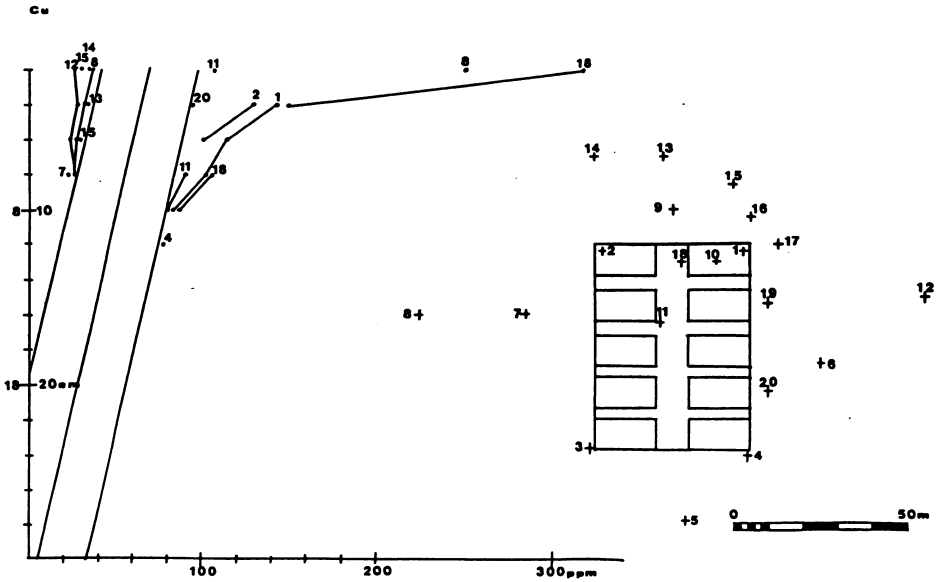


Fig. 3. Sedimentets kopparhalter og respektive provtagningsstøllena. Framstøllningssøttet ør detsamma som ovan i fig. 2.

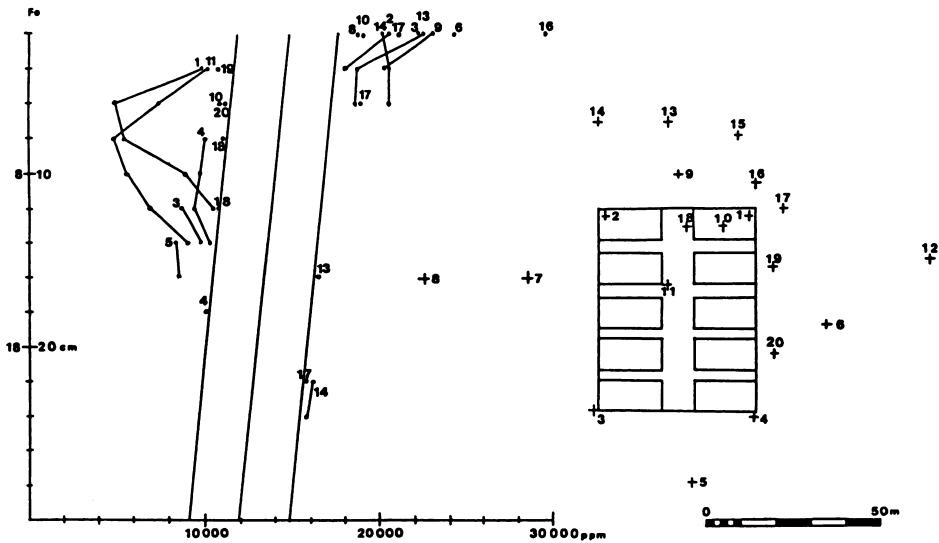


Fig. 4. Sedimentets jørnhalter og respektive provtagningsstøllena. Framstøllningssøttet ør detsamma som ovan i fig. 2.

målats. Nuförtiden finns det sådana färger som innehåller mindre koppar än tidigare, varför den sedimenterande kopparmängden lätt kan minskas.

Då järnhalterna under kassarna och utanför odlingen jämfördes med varandra konstaterades också de vara olika. De minsta halterna påträffades dock under odlingen och de högsta utanför (fig. 4). Orsaken till detta är att fodret innehöll bara 633 ppm järn, medan sedimentet från diffus belastning innehöll t.o.m. ca 14000 ppm. Fiskodlings sedimentet minskade sålunda järnhalterna på sitt influensområde trots att den totala järnmängden under odlingen ändå var lite större än utanför.

Manganhalterna var, såsom zinkhalterna, större under odlingen än utanför. Skillnaden mellan dessa provtagningsplatser var dock betydligt mindre (500 ppm respektive 400 ppm). Den manganmängd, som årligen anlagrades, var ca 1,7 kg. Via fodret tillfördes det omkring 4,5 kg mangan per år. De övriga metallerna som analyserades var kadmium, krom, bly och nickel. Några ändringar i halterna av dessa metaller kunde inte konstateras.

På basen av de ovanstående metallhalterna kunde det konstateras att största delen av fiskodlings sedimentet direkt sedimenteras under odlingen, och att influensområdet är omkring 1,5 hektar. Vidare är sedimentationen av fiskodlings sedimentet under odlingen ungefär lika stor som sedimentationen från diffus belastning, nämligen 1800 g/m<sup>2</sup>/år. Redan på 20 - 30 meters avstånd från odlingen är anlagringen av fiskodlings sedimentet mindre än 200 g/m<sup>2</sup>/år. Anlagringen av fiskodlings sedimentet på havsbotten i undersökningsområdet kunde också uppskattas till ca 4,5 ton/år. Det är ungefär 10% av den årliga fodermängden.

Spridningen av fiskodlings sedimentet undersöktes med sedimentfällor år 1988 på fyra olika ställen, som hade konstruerats enligt Håkanson (1984, fig. 5). Varje fälla bestod av två glasrör, som var 5 cm breda och 30 cm höga. Ett av forskningsområdena var den ovannämnda odlingen (fig. 1) och de tre övriga var följande: ett fanns i en annan sluten vik (fig. 6a), ett intill det öppna havet (fig. 6b) och ett i ett smalt sund (fig. 6c).

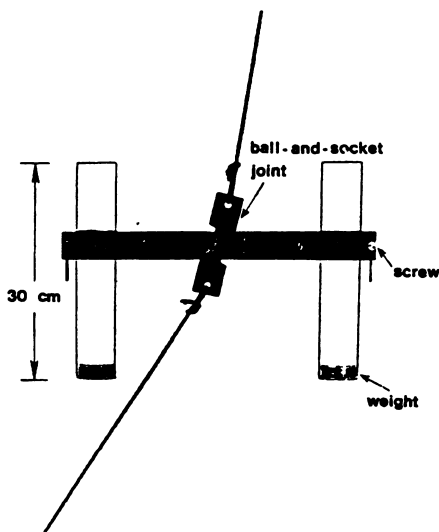


Fig. 5. Den sedimentfälletyp, som användes i undersökningen (Håkanson 1984).

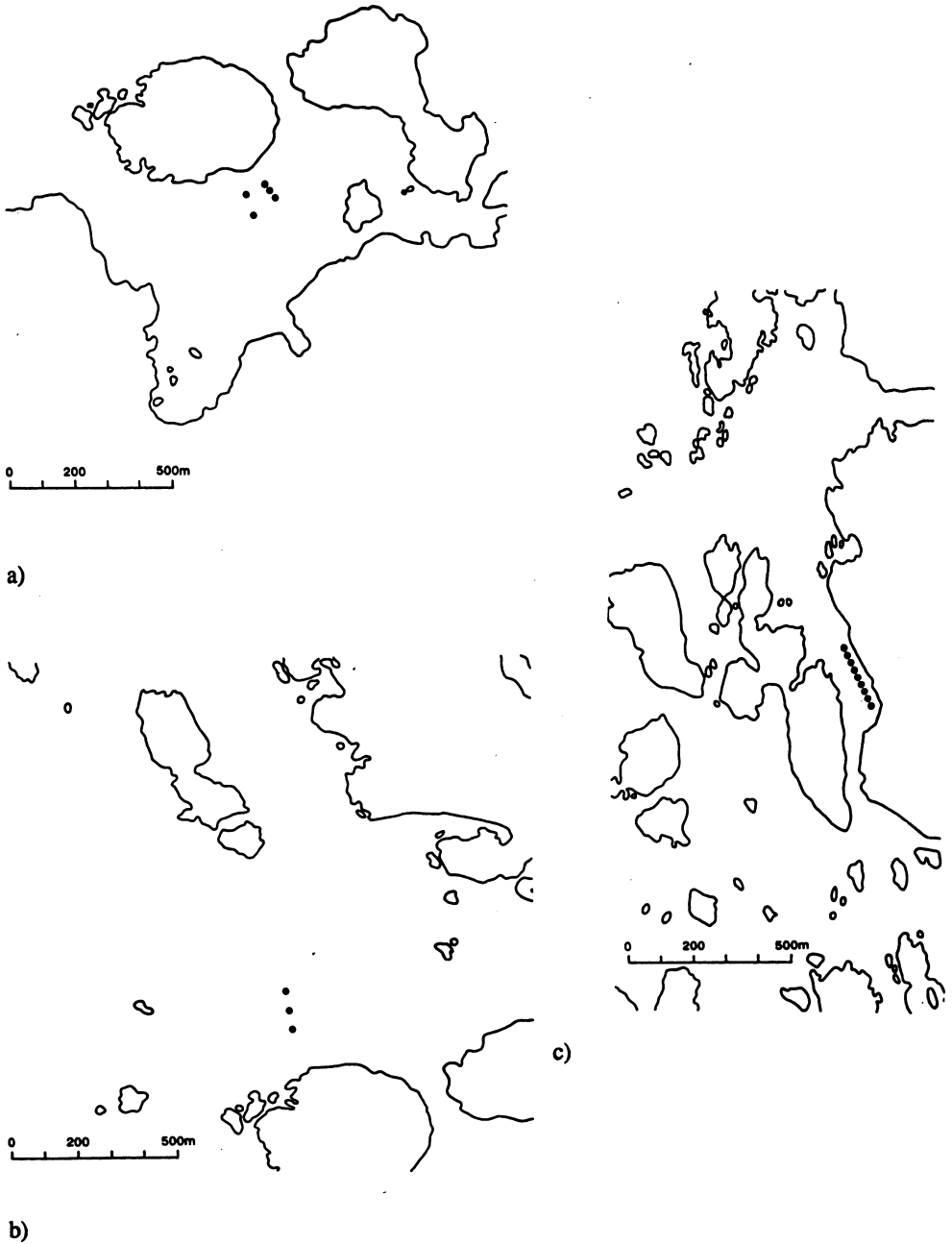


Fig. 6. Provtagningsställena i 1988 års sedimentationsundersökning: a) en sluten vik, b) intill det öppna havet och c) ett smalt sund.

Inom ramen för undersökningen utvecklades och prövades också en spridningsmodell med syfte att förklara hur långt sedimentet kommer att spridas. Norrmans (1964) metod för att bestämma den effektiva fetchen tillämpades. Med hjälp av den effektiva fetchen och vindstyrkan kunde det kalkyleras hur höga vågor som skulle bildas och hur långt sedimentet skulle sprida sig.

I de slutna vikarna (fig. 1, fig. 6a) var sedimentationen på ca 20 meters avstånd från odlingen allra minst av samtliga undersökta ställen, nämligen ca 10 - 15 g/m<sup>2</sup>/dygn. Sedimentanalyserna visade att det i sedimentet på detta avstånd fanns ganska "normala" zink- och organiska halter, dvs.

att sedimentet till största delen hade sitt ursprung i diffus belastning. Nära odlingen var både sedimentationen (t.o.m. över 50 g/m<sup>2</sup>/dygn) och halterna större, vilket betyder att fiskodlingslammet mestadels anlagras under odlingen såsom redan ovan konstaterats. Också med hjälp av den teoretiska modellen erhöles liknande resultat: enligt denna anlagras nämligen i de här vikarna ungefär 80 % av sedimentet direkt under kassarna och fiskodlingslammet förflyttar sig högst 65 meter från odlingen.

I den odling, som låg intill det öppna havet (fig. 6b), var sedimentationen på ca 20 meters avstånd från odlingen lite större än i de slutna vikarna, dvs. omkring 20 - 25 g/m<sup>2</sup>/dygn. Också halterna var lite större. Strax bredvid odlingen var sedimentationen nästan lika stor som i de slutna vikarna, nämligen 40 g/m<sup>2</sup>/dygn. Allt detta tyder på att också på denna undersökningsplats anlagras sedimentet till största delen direkt under odlingen. De få extra sedimentprov, som togs i det här området bekräftade detta resultat. Det fanns nämligen ställvis ganska höga (över 30 %) organiska halter i sedimentet nära odlingen. Även med hjälp av den teoretiska modellen erhöles liknande resultat, vad gäller odlingen, som stod i direkt kontakt med det öppna havet: 63 % av sedimentet faller direkt under kassarna och slammet drivs t.o.m. över 250 meter.

I det smala sundet (fig. 6c) var strömningarna kraftigare än på de andra undersökningsplatsena och därför var sedimentationen på ca 20 meters avstånd från odlingen som störst, t.o.m. över 40 g/m<sup>2</sup>/dygn. Sedimentet sprider sig sålunda där längre bort än i de övriga ställena. Till följd av strömningarna var inte heller den teoretiska modellen tillämpbar på denna undersökningsplats. I Finland ligger dock många odlingar i vikar och på andra sådana skyddade ställen där den teoretiska modellen kan tillämpas. Då är det även viktigt att få veta hur stort influensområdet är eller hur stort det kommer att bli vid en ny odling.

Håkanson, L. (1984). Suspension and calibration of a sediment trap. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*. 46/1. 171 - 175.

Lindeström, L., Norden, U., Tyler, G. (1988). Zink i miljön. En kunskapsöversikt sammanställd för projektområdet "Metallers påverkan på den yttre miljön". Statens naturvårdsverket. Rapport 3429.

Norrmann, J. (1964). Lake Vättern, investigations on shore and bottom morphology. *Meddelanden Från Uppsala Universitetets Geografiska institution* 194 A. 238 s.

Palm, T. (1985). The potential impact of heavy metal concentrations in the waters of the southern Gulf of Finland on Baltic herring stocks. *Finnish Fisheries Research* 6: 71 - 76.

Uotila, J. (1987). Fiskodlingens inverkan på bottensediment. *Skärgård* 3/1987. 20-25.

## Inverkan av fodrets energi-och proteinhalt på proteinomsättningen hos torsk (*Gadus morhua*) och Atlantlax (*Salmo salar*)

Alexandra von der Decken, Venner-Grens Institut, Biologihus F3, Stockholms Universitet, S-106 91 Stockholm, Sverige.

### ABSTRAKT

Odlad fisk utfodras oftast med höga proteinenergihalter. Resultatet är en hög kväveutsöndring, eftersom en stor del av proteinernas aminosyror deamineras och deras kolskelett används för glukoneogenesen eller för värme- och ATP produktion. Kväveutsöndringen bör kunna bringas ner genom att ersätta en del av proteinenergin med lipid- eller kolhydratenergi. Karnivorerna utnyttja endast en ringa del av kolhydraterna. Därför har många försök gjorts att öka lipidenergihalten i fodret på bekostnad av proteinenergin. Kostosammansättningens verkan har studerats med avseende på tillväxt och proximalanalys. Mera sällan har proteinmetabola förändringar i muskel analyserats.

Om totalenergiintaget hos torsk (*Gadus morhua*) begränsas till 75% av det optimala avtar proteinhalten i muskel. Om proteinenerginivån sänks från 65% till 45% vid optimal foderintag inverkar detta knappast på proteinhalten i muskel. Den höga proteinenerginivån resulterar i en ökad avlagring av glykogen i muskel med en förhöjd kväveutsöndring till följd.

Hos Atlantlax (*Salmo salar*) har proteinomsättningen i muskel i förhållande till könsognadsprocessen studerats. Proteinomsättningen påverkas av könsognadsprocessen och vitellogenesen. Hur dessa processer påverkas av kvalitativa och kvantitativa förändringar i fodersammansättningen återstår att studera på liknande sätt som i torskförsöken.

En av målsättningarna inom fiskodlingen är att förbättra utnyttjandegraden av det tillförda fodret och därmed minska kvoten intaget foder/tillväxt från mer än två till 1.2. En låg kvot åtföljs av en nedgång i de kvävehaltiga foderresterna som ansamlas i det omgivande vattnet. Ett sätt att uppnå en nedsatt kväveanrikning är att begränsa foderintaget. Alternativt kan proteinhalten i fodret minskas. Men en förändring i fodersammansättningen kan inverka på kroppsmetabolismen, främst tillväxt och muskelns fysiologi och proteinomsättning.

I denna artikel presenteras resultat som berör torskens (*Gadus morhua*) svar på dels nedsatt intag av foderenergi och dels optimalt intag av foderenergi med varierande proteinenerginivåer. Försöken gjordes i samarbete med Fiskeridirektoratets Ernäringsinstitut i Bergen, Norge. Vidare kommer resultat att diskuteras som berör muskelfysiologiska förändringar hos Atlantlax (*Salmo salar*) odlad i Östersjön utanför Umeå. Fisken ingick i en försöksserie planerad vid Umeå Universitet där dels ett normalfoder gavs till kontrollfiskarna och där dels potentiellt toxiska föreningar utgjorde en del av fodret. Det är kontrollgruppens muskelfysiologiska förändringar som följdes i 13 månader. Fiskarna blev könsmogna under denna tid. Avsikten var att studera hur könsmognadsprocessen inverkar på muskelns proteinmetabolismen vid utfodring av ett standardfoder. Resultaten är av grundläggande karaktär för vidare försök där effekten av kvalitativa och kvantitativa förändringar i fodersammansättningen kan studeras på

könsmogningen hos moderfisken och överlevnadskapaciteten hos fiskyngel. Vitellogenin är förstadiet till guleproteiner. Det syntetiseras i levern, transporteras till gonaderna och tas upp av oocyterna. Genom klyvning och strukturella omlagringar blir proteinet en del av guleproteinet. Guleproteinet är reservnäring för det befruktade ägget och för fiskyngeln. Fiskyngelns överlevnadskapacitet beror till stor del på mängden vitellogenin och guleprotein som producerats av moderfisken. Detta styrker betydelsen av foderkvaliteten vid utfodring av moderfisken.

**Försök med torsk.** De energikomponenter som tillförs med fodret är lipider, kolhydrater och proteiner. Karnivorerna digererar kolhydrater i begränsad utsträckning eftersom tarmens halt av kolhydratnedbrytande enzym är låg. Därför kan inte kolhydrathalten i fodret höjas för mycket. Lipider och kolhydrater metaboliseras i kroppen så att de utnyttjas som substrat i citronsyrcykeln för produktion av  $\text{CO}_2$  och  $\text{H}_2\text{O}$  samt energi i form av ATP och värme. En del av de metaboliserade lipiderna och kolhydraterna används för bildning av glykogen och fett i kroppens olika vävnader. Foderproteiner digererar i tarmen till aminosyror. Dessa används av kroppsvävnaderna första hand för proteinsyntesen. Överskott av aminosyror deamineras, aminogrupperna avges till vattnet och ökar kväveutsläppet. Kolskelettet blir substrat, antingen i citronsyrcykeln för produktion av  $\text{CO}_2$  och  $\text{H}_2\text{O}$  och energi eller i glukoneogenesen för bildning av glykogen. Kolskelettet kan också användas för bildning av fett.

**Intag av foderenergi.** I denna försöksserie utfodrades torsk, kroppsvikt 80 g, en gång per dag i 70 dagar med minskade mängder foder, från ad libitum (100%) till 75%, 50% och 25% av

**Table 1. Cod: Growth and muscle protein concentration after graded food energy intake**

Ration size	% weight gain	mg protein/ g muscle wet weight
ad libitum	80.6	124.7± 6.6
75%	65.4	101.7±11.1
50%	42.6	91.2± 6.7
25%	9.7	90.0± 2.8

Modified after von der Decken and Lied (1989a) and von der Decken (1989).

The daily energy intake of the ad libitum fed fish was 35 kcal/Kg, the initial body weight 80 g. The feeding experiment continued for 70 days.

**Table 2. Cod: Content of ribosomal RNA and myosin heavy chain protein after feeding decreasing ration sizes**

Ration size	mg ribosomal RNA/ g wet weight of muscle	mg myosin heavy chain/ mg of muscle protein
ad libitum	1.14±0.13	0.159±0.013
75%	0.79±0.09	0.168±0.007
50%	0.65±0.06	0.159±0.012
25%	0.55±0.05	0.192±0.012

Modified after von der Decken and Lied (1989a) and von der Decken (1989).

ad libitum foderintag. Halten proteinenergi i fodret var 47%. Tillväxten minskade med minskat energiintag och proteinhalten i skelettmuskel gick ner (Tabell 1). Mängden ribosomalt RNA avtog vilket innebär att kapaciteten för proteinsyntesen minskade (Tabell 2). Det är viktigt för fiskens överlevnad att bibehålla den fysiska aktiviteten. De kontraktilla proteinernas mängd blir därför ett indirekt mått på denna aktivitet. De kontraktilla proteinernas halt bestämdes genom att mäta

koncentrationen av myosinproteinets tunga kedja. Ingen nedgång kunde noteras relativt till mg protein. Eftersom proteinhalten totalt minskade gick den totala myosinhalten ner och därmed koncentrationen av de kontraktilla proteinerna. Men relativt till kroppsvikten förblev mängden konstant. Resultaten visar att en nedgång i rationsstorleken minskade muskelns proteinhalt och att detta måste anses vara av nackdel för fiskodlingen, där en hög halt av muskelprotein eftersträvas.

Intag av proteinenergi. I dessa försök utfodrades torsk, kroppsvikt 50 g, en gång per dag i 80 dagar med ett isokaloriskt foder som innehöll 65%, 45% eller 25% proteinenergi. 65% anses vara överoptimal, 45% normal och 25% ett underskott på proteinenergi. Den procentuella tillväxten ökade med halten proteinenergi medan proteinhalten per g våtvikt muskel förblev konstant (Tabell 3). Mängden kontraktilla proteiner, mätt som myosinets tunga proteinkedja, förblev oförändrad. Om muskelproteiner utgör 60% av kroppsvikten (Pfeffer, 1982) minskade den totala proteinhalten i de fiskar som erhöll 25% proteinenergi på motsvarande sätt som minskningen i kroppsvikten antyder (se Tabell 3). Proteinnedbrytningen i muskel bestämdes som sur proteinasaktivitet och uttrycktes som mg frigjort tyrosin per timme och g våtvikt muskel. Aktiviteten var högst i fiskgruppen som erhöll den lägsta mängd proteinenergi (Tabell 4). Vid begränsat proteinintag bryter fisken ner sina egna muskelproteiner för att tillgodose aminosyrabehovet i de övriga kroppsvävnaderna. Glykogenhalten per g våtvikt muskel var högst när proteinintaget var högst (Tabell 4). Resultaten visar att överskott av foderproteiner leder till en ökad avlagring av glykogen i muskel vilket ur fiskodlingssynpunkt inte är till fördel men möjligen kan vara till nackdel för köttkvaliteten,

**Table 3. Cod: Growth and muscle protein content after graded protein energy intake**

Protein energy level	% weight gain	mg protein/ g muscle wet weight	mg myosin/ mg protein
65%	229	108.9± 5.6	0.180±0.020
45%	182	101.7±11.1	0.198±0.043
25%	74	104.6± 3.9	0.171±0.016

Modified after von der Decken and Lied (1989b).

The initial body weight of the fish was 50 g and the experiments continued for 80 days.

**Table 4. Cod: Acid proteinase activity and glycogen content per g wet weight of muscle after graded protein energy intake**

Protein energy level	Proteinase activity mg tyrosine released/h	Glycogen content measured as mg glucose
65%	0.094±0.011	9.00±0.40
45%	0.113±0.007	5.74±0.44
25%	0.143±0.009	4.88±0.41

Modified after von der Decken and Lied (1989b).

The initial body weight of the fish was 50 g and the experiments continued for 80 days.

eftersom vävnadsglykogen binder vatten. Ett för lågt proteinintag minskar tillväxten och den totala mängden muskelprotein vilket inte heller är eftersträvansvärt.

**Utfodring och könsmognaden hos Atlantlax.** Atlantlaxen, kroppsvikt omkring 1300 g, hölls i kassar i Östersjön utanför Umeå. Försöken började i oktober 1988 och prover togs i november 1988, samt augusti och november 1989. Fiskarna erhöll ett normalt foder med 52% proteinenergi. I augusti 1989 började

**Table 5. Salmon: Protein and vitellogenin content in plasma of fish varying in age and maturation status**

Date	Fish weight, g	mg protein/ ml plasma	mg vitellogenin/ ml plasma
Nov 88	1300	33.2±1.0	<10 <sup>-12</sup>
Aug 89	1950	40.4±1.5	8.2±0.8
Nov 89	1670	64.0±4.1	27.6±2.7

von der Decken and Olin (in preparation).

The results from November 1989 were obtained after removal of the eggs.

**Table 6. Salmon: Acid proteinase activity and glycogen content per g wet weight of muscle of fish varying in maturation status**

Date	Fish weight, g	Proteinase activity mg tyrosine released/h	Glycogen content measured as mg glucose
Nov 88	1300	0.143±0.007	7.88±0.56
Aug 89	1950	0.218±0.010	6.73±0.49
Nov 89	1670	0.357±0.015	10.97±0.77

von der Decken and Olin (in preparation).

The results from November 1989 were obtained after removal of the eggs.

laxen bli könsmogen och levervikten i procent av kroppsvikten ökade med 0.2 procentenheter för att i november 1989 återgå till normalvärdet. Gonadvikten i procent av kroppsvikten visade sina högsta värden i augusti 1989. Båda parametrarna tydde på att vitellogenesen var i full gång i augusti 1989 vilket bekräftades av vitellogeninhalten i plasman (Tabell 5). I november 1989, efter strykningen, ökade vitellogeninhalten i plasman ytterligare. Detta visar att levern fortsatte att syntetisera vitellogenin men att proteinet inte längre kunde utnyttjas av oocyterna. Vitellogeninet bryts ner senare i blodet. Proteinmetabola förändringar i relation till könsmognaden mättes

som proteinnedbrytning. Den sura proteinasaktiviteten ökade något när könsmognadsprocessen var i full gång i augusti 1989 och ytterligare kraftigt efter strykningen (Tabell 6). Samtidigt ökade också muskelns glykogenhalt (Tabell 6). Resultaten visar att könsmognadsprocessen i sig påverkar muskelns metabola reaktioner. En förhöjd proteinnedbrytning vid normal fodertillgång kan tyda på antingen en ökad proteinomsättning eller brist på aminosyror i andra vävnader. Denna brist tillgodoses i första hand genom muskelproteiner. Försöken är inte helt avslutade. En analys av proteinhalten i muskel kan ge upplysning om en minskad protein ackumulation eller en ökad proteinomsättning föreligger. Den observerade ökningen i glykogenhalten efter könsmognaden tyder på att aminosyrorna delvis användes för bildning av glykogen. Resultaten gällande laxförsöken kan sammanfattas till att proteinomsättningen i muskel påverkas av könsmognaden och vitellogenesen. Hur dessa processer påverkas av kvalitativa och kvantitativa förändringar i fodersammansättningen återstår att studera på liknande sätt som i torskförsöken.

**Forskningsanslag:** Sveriges Skogs- och Jordbrukets Forskningsråd, Projekt Nr. 0851/89 V 82:2.

**Samarbete:** Torskförsök: Einar Lied, Ernäringsinstitutet, N-5024 Bergen. Atlantlaxförsök: Per-Anders Bergqvist och medarbetare, Umeå Universitet, S-901 87 Umeå.

#### Referenser

von der Decken, A. (1989). Ration size in feeding of cod (*Gadus morhua*): Effect on skeletal muscle proteins, with special reference to myosin heavy chain. **Aquaculture** 79: 47-52.

von der Decken, A. and Lied, E. (1989a). Myosin heavy chain synthesis in white trunk muscle of cod (*Gadus morhua*) fed different ration sizes. **Fish Physiol. Biochem.** 6: 333-340.

von der Decken, A. and Lied, E. (1989b). Cellphysiological aspects on feed and feeding of cod (*Gadus morhua*). **Current Topics in Marine Biotechnology**. 1st Intern. Biotechnol. Conference, Tokyo. (S. Miyachi, I. Karube and Y. Ishida, eds). The Japanese Soc. for Marine Biotechnol., pp. 311-314.

Pfeffer, E. (1982). Utilization of dietary protein by salmonid fish. **Comp. Biochem. Physiol.** 73B: 51-57.

## Belastning av fosfor och kväve, från fiskodlingar i Norden, på omgivande havsområden

Magnus Enell, Institut för Vatten-och Luftvårdsforskning PO Box 21060, S-100 31 Stockholm  
Hans Ackefors, Zoologiska Institutionen, Stockholms Universitet, 106 91 Stockholm.

### SAMMANFATTNING

Förutsättningarna för fiskodling, speciellt laxartad fisk, är mycket gynnsamma i norra Europa. Under 1974 odlades ca 16 000 ton laxartad fisk i de nordiska länderna (Danmark, Färöarna, Finland, Island, Norge och Sverige). Omkring 78 % av denna produktion skedde i Danmark, i sötvattenssystem. Hela den nordiska fiskproduktionen var då till 90 % lokaliserad till limnisk miljö. Femton år senare, dvs 1989, uppgick den samlade nordiska fiskproduktionen till ca 190.000 ton, av vilket 63 % odlades i Norge, huvudsakligen i marin miljö. Den nordiska fiskproduktionen var till 82 % placerad i havet.

Eftersom utfodringstekniken och fodersammansättningen har förändrats under den senaste 20-årsperioden, har också foderkoefficienten samt fosfor- och kvävebelastningen till omgivande vattenmiljön minskat. Foderkoefficienten har sjunkit från 2,0-2,5 (1974) till 1,4-1,8 (1989) för marinbaserade odlingar. Samma trend gäller för inlandslokaliserade odlingar, där foderkoefficienten minskat från 1,8-2,0 (1974) till 1,2-1,7 (1989). Samtidigt med att foderkoefficienten har minskat så har också fosfor- och kvävehalterna i fodret minskat; från 1,7 till 1,0 % fosfor resp. 7,8 till 7,1 % kväve (våtvikt). Alla de ovan redovisade foderkoefficienterna samt fosfor- och kvävehalterna i fodret har beräknats utifrån datamaterial tillhandahållet från forskare/myndigheter i de nordiska länderna.

Fosfor- och kvävebelastningen från hela den nordiska fiskodlingsverksamheten 1974 uppgick till ca 420 ton fosfor resp. 1 990 ton kväve. 1989 var belastningen ca 2 400 ton fosfor och ca 14 200 ton kväve, dvs en ökning med 5,7 resp. 7,1 gånger, att jämföra med 12 gånger för fiskproduktionen. Om belastningen för 1989 beräknas exklusive bidragen från Norge, Färöarna och Island till det Norska havet, uppgick kvantiteterna som belastade Östersjön, Öresund, Kattegatt och Skagerrak till 1 000 ton fosfor och 6 600 ton kväve.

Eutrofieringen av havet är ett allvarligt miljöproblem idag. Många internationella avtal, konventioner och framtidsscenarioer föreslår omfattande belastningsreduktioner. Det är viktigt och nödvändigt att belastningar från olika länder och källor utvärderas och åtgärdas i förhållande till varandra. Belastningsåtgärder i fiskodlingar måste diskuteras tillsammans med åtgärder för att även begränsa belastningar från andra verksamheter/källor. Som en jämförelse kan nämnas att fosforemissionen 1989 från hela den nordiska odlingsverksamheten var i samma storleksordning som Norges totala fosforbelastning på Skagerrak. Atmosfärsdepositionen av kväve på Skagerraks vattenyta var två gånger större än belastningen från hela den nordiska odlingsverksamheten.

#### ABSTRACT

Conditions are extremely suitable in northern Europe for salmonid fish farming. In 1974 about 16 000 tons of salmonid fish was produced in Nordic countries (Denmark, the Faroe Islands, Finland, Iceland, Norway and Sweden). About 78 % of this production was made in fresh water systems in Denmark. Altogether 90 % of the total production was in fresh waters. Fifteen years later (1989) the total Nordic farming comprised about 190 000 tons, of which 63 % was produced in Norway, mainly in marine environments. Approximately 82 % of the total Nordic production was than in marine waters.

The feeding techniques and the feed have been developed during the 70's and 80's. In 1974 the feed coefficient was 2.0-2.5 in marine farms and 1.8-2.0 in fresh water farms. In 1989 the feed coefficient decreased to 1.4-1.8 in marine waters and to 1.2-1.7 in fresh waters. Simultaneously with this change in feed coefficients, the phosphorus (P) and nitrogen (N) content of the feed has decreased; 1.7 to 1.0 % P, 7.8 to 7.1 % N (wet weight).

The phosphorus and nitrogen load 1974 from all Nordic fish farming activities was 420 and 1 990 tons, respectively. In 1989 the load had increased to 2 400 and 14 200 tons, respectively. The fish production increased during the period 12 times, while the phosphorus and nitrogen load to the environment increased 5.7 and 7.1 times, respectively. If the load from Norway, the Faroe Islands and Iceland is excluded, the amounts of phosphorus and nitrogen discharged to the Baltic Sea, the Sound, the Kattegatt and the Skagerrack is 1 000 tons of phosphorus and 6 600 tons of nitrogen.

Eutrophication of the sea is a serious environmental problem today. Many different international agreements, conventions and "concerns for tomorrow" suggests comprehensive reductions in the load of nutrients. It is important and necessary that the load from different countries and sources are evaluated and proceeded in comparison with each other. The impact of fish farming must be discussed together with other measures to decrease the load from other sources. As an example, the phosphorus load from Nordic fish farming activities is equivalent to the total Norwegian phosphorus load to the Skagerrack. The

atmospheric deposition of nitrogen on the Skagerrak surface is 2 times greater than the nitrogen load from all Nordic fish farms of salmonids.

## INLEDNING

Debatten om eutrofieringen av havet har under lång tid fokuserats till frågan om det är fosfor eller kväve som i första hand är tillväxtbegränsande i marin miljö. Man har sålunda haft olika åsikter om huruvida det är fosfor- eller kvävetillförseln som göder havet och bidrar till eutrofieringsprocessen. Mycket summariskt kan sägas att de som förespråkar fosfor som orsak utgår från ett dynamiskt betraktelsesätt, medan de som hävdar kvävet utgår från ett statiskt betraktelsesätt. Vi anser att både fosfor och kväve är viktiga komponenter i eutrofieringen av havet.

De havsområden som omger de nordiska länderna är, liksom landområdena, en omistlig del av vår miljö. Östersjöområdet, inklusive Öresund, Bälten och Kattegatt, samt Skagerrak och Nordsjön är alla viktiga naturresurser. Föroreningarna i havet härstammar från en rad olika länder och verksamheter/källor. Nordeuropas land- och havsområden är sålunda ett gemensamt utsläpps- och recipientområde. Haven förorenas emellertid inte enbart av vattenburna ämnen. Lufttransporten från övriga Nordeuropa till de nordiska länderna är också av betydelse för havsmiljön, eftersom en betydande del av främst det kväve som eutrofierar havet kommer med atmosfäriskt nedfall.

Det finns inga definierade kritiska belastningsgränser, haltnivåer eller riktvärden för fosfor och kväve i marina ekosystem. I naturvårdsverkets (SNVs) Aktionsprogram mot havsföroreningar (HAV '90) anges som miljömål att fosfor- och kvävebelastningen på haven kring Sverige måste minskas med drygt 50 %. Samma mål har satts av Helsingforskommissionen (HELCOM) och Nordsjökonferensen.

För att målet skall kunna uppnås, fordras att det beslutsunderlag som skall vara grunden för åtgärderna innehåller kvantitativa beskrivningar från vilka olika länder och verksamheter/källor som belastningarna kommer från. Härvid kan en tänkbar källfördelning vara jordbruk, skogsbruk, kommunala avloppsreningsverk och glesbygdsboende, industrier, fiskodling och övrigt. Målsättningen med föreliggande artikel är att kvantitativt beskriva den nordiska fiskodlingsverksamhetens fosfor- och kvävebelastning på havet, i relation till andra verksamheter. Dessutom är syftet att beskriva hur fiskproduktionens belastning förändrats under perioden 1974 till 1989. Ett försök görs också att beskriva den framtida (1994) fosfor- och kvävebelastningen från en prognosticerad odlingsverksamhet.

## DATAINSAMLING

För att kunna sammanställa en tillförlitlig beskrivning över den samlade nordiska fiskodlingsverksamhetens utveckling, land för land och gemensamt, ombads en representant i respektive av de nordiska länderna att besvara ett antal frågor.

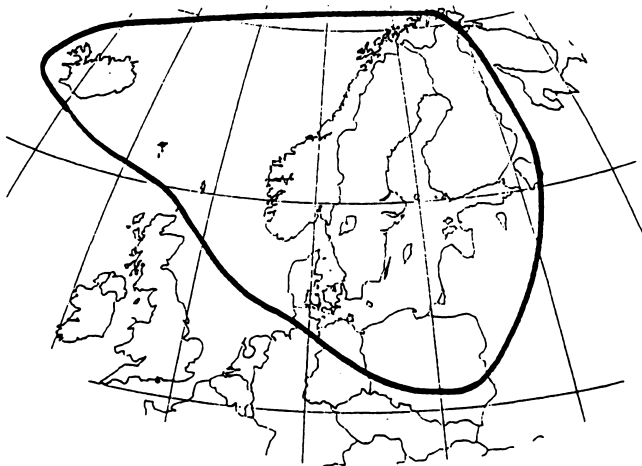
Tidsperioden för utvecklingen har definierats till åren 1974, 1979, 1984 och 1989, dvs 15 år. Uppgifter har insamlats avseende fiskproduktion i söt- och saltvattenmiljö, foderkoefficienter, torr- resp. våtfoder, samt fosfor- och kvävehalter i torrfoder.

Följande personer har medverkat i framtagandet av datamaterialet: Erik Hoffmann (Danmark), Karina Nattestad (Färöarna), Timo Mäkinen (Finland), Gunnar Steinn Jonasson och Johann Arnfinnsson (Island), och Arne Ervik (Norge). För det svenska datamaterialet ansvarar Magnus Enell och Hans Ackefors.

### GEOGRAFISK AVGRÄNSNING

I figur 1 illustreras de sex berörda länderna, som inkluderats i sammanställningen. För Östersjön, inklusive Öresund, Bälten och Kattegatt, samt Skagerrak finns ett omfattande och tillförlitligt datamaterial, beträffande fosfor- och kvävebelastningar från landområden och med atmosfären (Miljödepartementet - "Vem förorenar Sverige?"). Datamaterialet beskriver dels de enskilda ländernas utsläpp, dels proportionerna mellan de olika verksamheterna/källorna.

Vid sammanställningsarbetet har vi inte haft tillgång till fosfor- och kvävebelastningar från Norges västkust (Kristiansand till Jakobselv, gränsälv mot Sovjetunionen) till Norska havet, från Danmarks västkust till Nordsjön, från Färöarna och Island till Norska havet. De jämförelser i fosfor- och kvävebelastningar från fiskodlingsverksamheten som ingår i markerat område i figur 1 har därför gjorts med de belastningar som sker till Östersjön, inklusive Öresund, Bälten och Kattegatt, samt Skagerrak. Detta ger givetvis ett fel vid jämförelserna och bör därför beaktas. Fiskodlingsverksamhetens bidrag/andel i de totala belastningarna blir härvid överskattade.



Figur 1.  
Geografisk avgränsning av det havsområde som inkluderats i datasammanställningen över fiskodling i Norden.

## FISKODLINGENS UTVECKLING I NORDEN

I figur 2 illustreras produktionsutvecklingen inom fiskodlingsverksamheten i Norden. Härvid framgår att produktionsökningen i Norge har varit väsentligt mycket större än i de övriga nordiska länderna. Generellt kan också nämnas att odlingarna i Norge, Island och Färöarna har koncentrerats till lax och i Danmark, Finland och Sverige till regnbåge.

### Danmark

Fiskodlingsverksamheten i Danmark har länge varit knuten till de s k dambrugen. 1970 odlades ca 9 300 ton laxartad fisk i Danmark och all verksamhet skedde i sötvatten. Produktionsökningen har varit relativt konstant fram till 1986, då produktionen uppgick till ca 23 200 ton. År 1989 odlades 32 300 ton, av vilket ca 21 % producerades i marin miljö. Intresset för odling i marina vatten ökade 1984-85. Fiskproduktionen ökade under perioden 1974-1989 med 19 800 ton, dvs 2,6 gånger.

### Färöarna

De första uppgifterna om fiskodling på Färöarna gäller 100 ton 1978. All fiskodling på Färöarna sker i marin miljö. Odlingsverksamheten ökade långsamt fram till 1984, varefter en mycket snabb ökning har skett. 1989 odlades totalt 8 000 ton. Under perioden 1978-1989 ökade fiskproduktionen med 7 900 ton, dvs 80 gånger.

### Finland

Fiskproduktionen i Finland 1974 var ca 1 000 ton, av vilket merparten odlades i sötvatten. Produktionsökningen var ganska konstant under perioden 1974-1986, dock med förändringen att produktionen i marin miljö ökade markant (från <20 till 65 % av hela produktionen). 1989 odlades sammanslagt 21 000 ton, av vilket 79 % skedde i marin miljö. Under perioden 1974-1989 ökade fiskproduktionen med 20 000 ton, dvs 20 gånger.

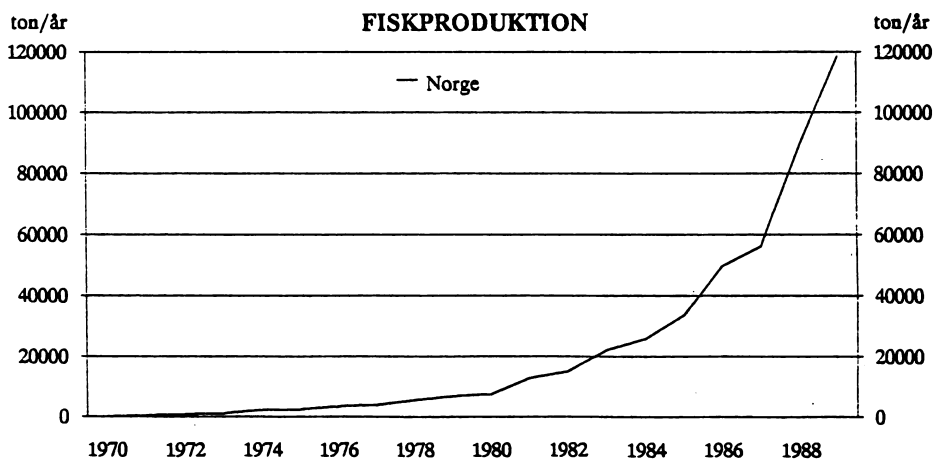
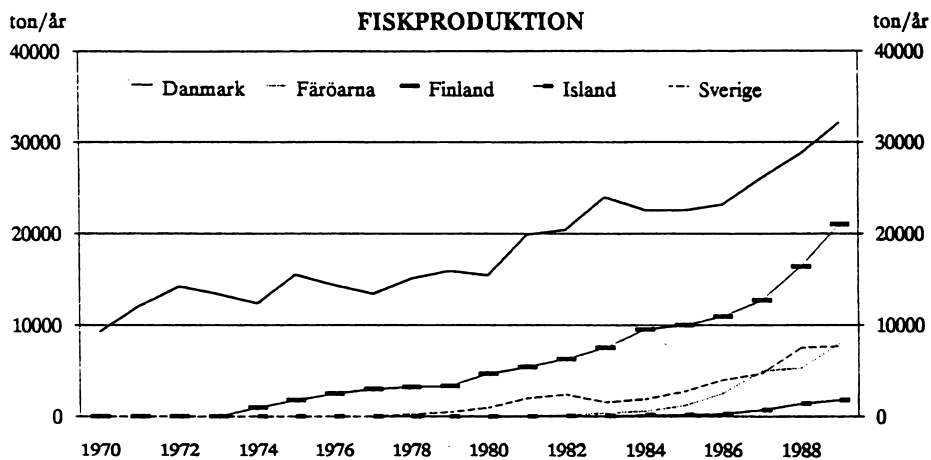
### Island

Island är det land i Norden som kom igång sist (1980) med fiskodling. Första året odlades endast 3 ton. Fram till 1986 ökade produktionen till 300 ton, varefter en stor ökning har skett. 1989 odlades sammanslagt 1 800 ton. All fiskodling på Island sker i marin miljö.

### Norge

Fiskodlingsverksamheten i Norge är idag en mycket viktig del i Norges exportindustri. Utvecklingen har varit mycket snabb och huvuddelen av produktionen sker i marin miljö. 1971 odlades totalt ca 500 ton att jämföra med 118 600 ton 1989, med den största ökningen under perioden 1987-1989. Under

perioden 1974-1989 ökade produktionen från 2 300 till 118 600 ton, dvs en ökning på drygt 50 gånger.



Figur 2. Fiskproduktion 1970-1989 i Danmark, Färöarna, Finland, Island och Sverige. Norge illustreras i egen kurva pga annan skala.

## Sverige

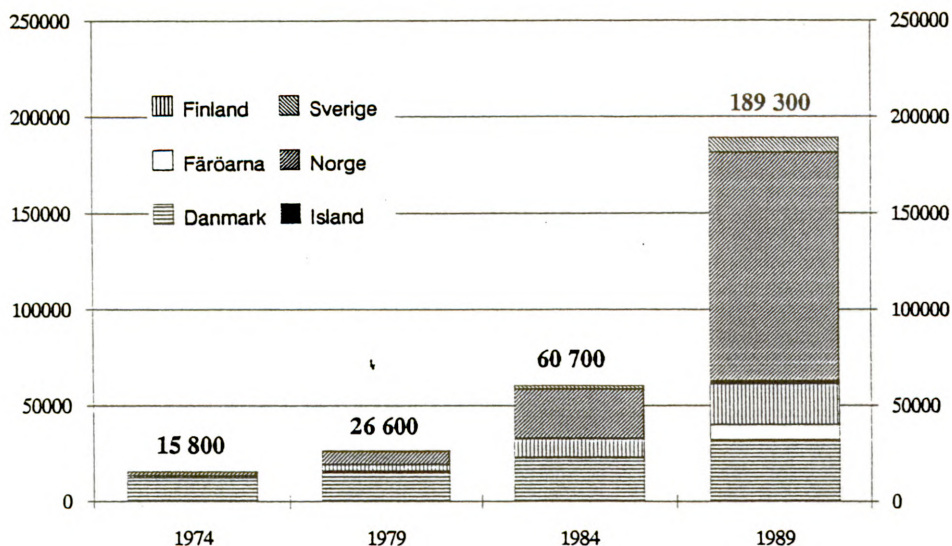
Trots tillgång på odlingsvatten av mycket lämplig kvalitet har ökningen av fiskproduktionen i Sverige varit mycket måttlig. På mitten av 1970-talet odlades ca 100 ton, att jämföra med 7 700 ton 1989. Av produktionen sker ca 70 % i marin miljö, huvudsakligen längs Sveriges ostkust, i Östersjön. 1975 till 1989 ökade produktionen således ca 75 gånger.

## Norden som helhet

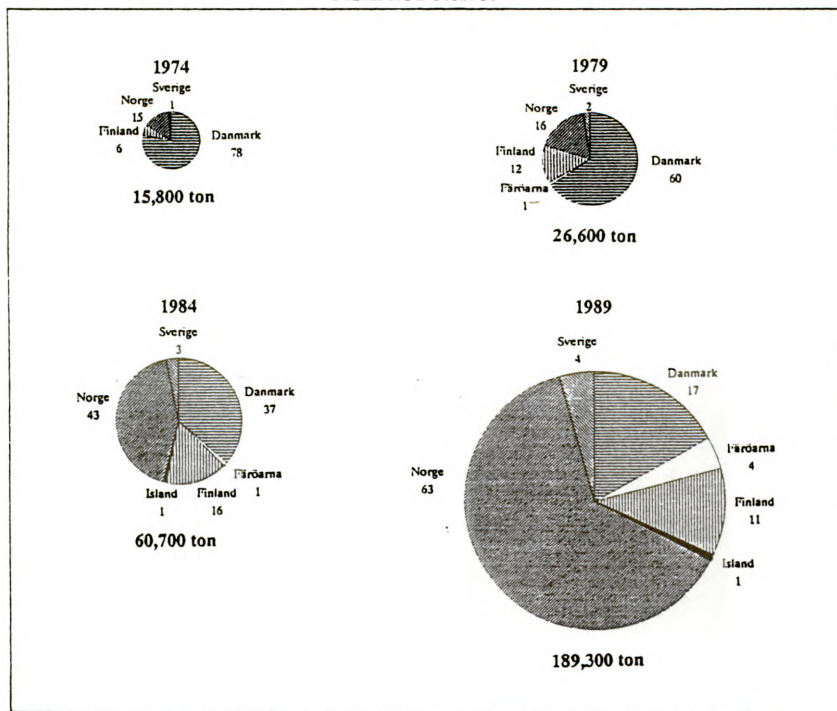
Den samlade utvecklingen av fiskproduktionen för perioden 1974-1989 i Norden illustreras i figur 3 a och b. Av den totala produktionen 1974 (15 800 ton) odlades 78 % i Danmark, 15 % i Norge, 6 % i Finland och 1 % i Sverige. Ca 90 % av fiskodlingen ägde rum i limnisk miljö. Under femårsperioden, 1974-1979, var produktionsökningen måttlig, till 26 600 ton, och ökningen skedde huvudsakligen i Norge. 1979 odlades 60 % i Danmark, 26 % i Norge, 12 % i Finland och 2 % i Sverige. Produktionen var till 70 % förlagd till limniska system. Under perioden 1979-1984 skedde ett par viktiga förändringar, dels att merparten av produktionen flyttades från limnisk (43 %) till marin miljö (57 %), dels att Norge blev det land i Norden som dominerade produktionsvolymen. 1984 var den totala produktionen i Norden 60 700 ton, av vilket 43 % producerades i Norge, 37 % i Danmark, 16 % i Finland, 3 % i Sverige och 1 % i Färöarna och Island tillsammans. Under femårsperioden 1984-1989 ökade fiskproduktionen 3 gånger, från 60 700 till 189 300 ton. Av denna ökning på 128 600 ton skedde 72 % i Norge. Av den samlade nordiska produktionen 1989 odlades 63 % i Norge, 17 % i Danmark, 11 % i Finland, 4 % i Sverige resp. Färöarna och 1 % i Island. Odlingsverksamheten i den marina miljön dominerade (82 %) över odling i limniska system. Ökningen under perioden 1974-1989 var från 15 800 ton till 189 300 ton, dvs 12 gånger.

## FODERKOEFFICIENTENS FÖRÄNDRING

Pelleterat torrfoder är den vanligaste typen av foder för odling av fisk. Även s k våtfoder och semi-moist foder förekommer, dock inte i större kvantiteter. Foderkoefficienten definieras som kvoten mellan våtvikten av det foder som använts och den mängd fisk (våtvikt) som producerats. En foderkoefficient på t ex 1,5 anger därmed att 1,5 kg foder har använts för att producera 1,0 kg fisk. Förändrad utfodringsteknik, nya typer av odlingskassar och förändringar i fodersammansättning, har resulterat i att foderkoefficienten har minskat under perioden 1974-1989. Åsikterna går isär, avseende riktigheten i de numera låga koefficienterna (< 1,5). Enhetligheten i det datamaterial som sammanställts för de nordiska länderna, visar dock att trenderna och storleksordningarna på de i figur 4 redovisade koefficienterna är riktiga. Idag tycks koefficienter >2 sällan förekomma, och om så sker så tyder detta vanligtvis på en dåligt skött odling. Det finns idag datorstyrda utfodringstekniker. Foderkoefficienter omkring 1,1-1,2 har angivits för dessa.



## FISKPRODUKTION



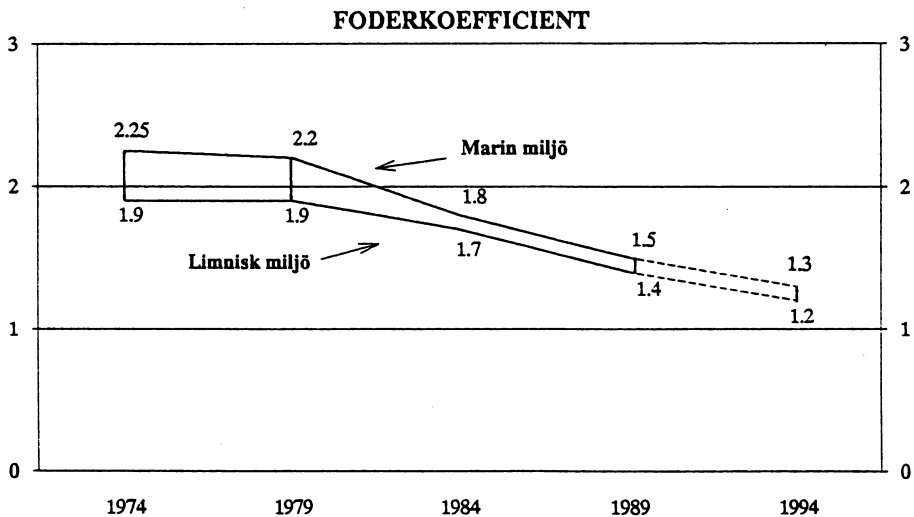
Figur 3 a. Fiskproduktion i Norden (Danmark, Färöarna, Finland, Island, Norge och Sverige) 1974, 1979, 1984, 1989.

Figur 3 b. Procentuella andelar av fiskproduktionen i Norden i resp land (Danmark, Färöarna, Finland, Island, Norge och Sverige). Period: 1974, 1979, 1984, 1989.

Uppgifter från Danmark och Norge visade att foderkoefficienten 1974 för marina odlingar var 2,0-2,5 (medelvärde 2,25). I odlingar placerade i limniska system var koefficienten 1,75-2,0 (medelvärde 1,9). Mellan 1974 och 1979 skedde ingen nämnvärd minskning av foderkoefficienterna, varken i marina eller limniska miljöer. Under femårsperioden 1979-1984 däremot minskade koefficienterna markant i såväl marina som limniska fiskodlingar; från 2,2 till 1,8 i marin miljö och från 1,9 till 1,7 i limnisk miljö.

Det insamlade datamaterialet för 1989 visar att foderkoefficienterna har minskat ytterligare. I marina odlingar var koefficienten 1,4-1,75 (medelvärde 1,5), med de högsta värdena angivna för Sverige och de lägsta för Danmark och Färöarna. I limniska system var koefficienterna 1,2-1,7 (medelvärde 1,4). De högsta koefficienterna angavs för Finland och de lägsta för Danmark.

I figur 4 illustreras också tänkbara foderkoefficienter för 1994. Härvid antages att koefficienten för den marina odlingen är 1,3 och för den limniska odlingen 1,2. Dessa koefficienter används senare i artikeln när ett scenario för fosfor- och kvävebelastningen från fiskodlingsverksamheten 1994 beskrivs.



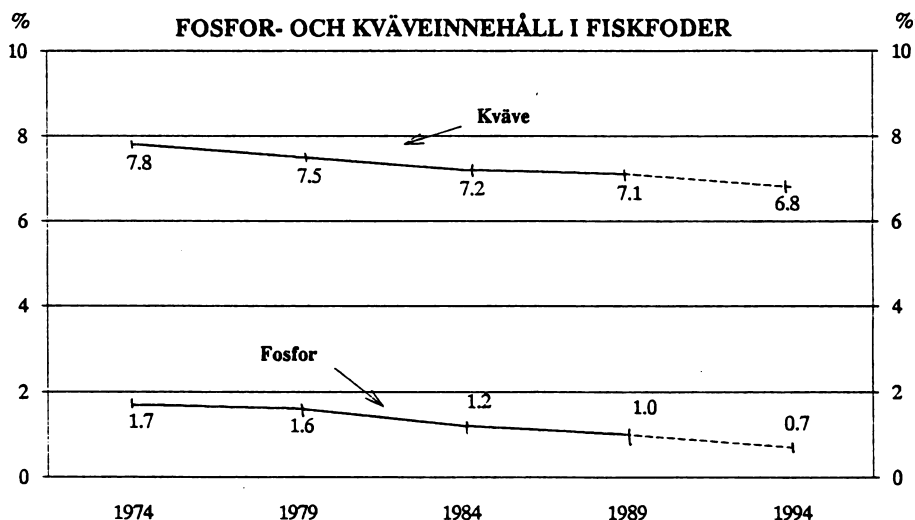
Figur 4. Förändring 1974-1989 (-1994) av foderkoefficienten i fiskodlingar i marin och limnisk miljö. Medelvärden för Norden (Danmark, Färöarna, Finland, Island, Norge och Sverige).

### FODERSAMMANSÄTTNINGENS FÖRÄNDRING

Fodrets fosfor (P)- och kväve(N)innehåll, fiskens utnyttjande av de näringsämnen som ingår i fodret och foderkoefficienten är de viktigaste faktorerna som styr fiskodlingsverksamhetens eutrofieringspåverkan på vattenmiljön. Genom att mini-

mera fosfor- och kvävehalterna i fodret samt att minska foderkoefficienten kan man därmed minska näringsbelastningen på det akvatiska systemet.

Enligt det datamaterial som insamlats (figur 5) från de olika nordiska länderna var fosfor- och kväveinnehållet 1974 i fiskfodret 1,7 (1,5-2) % P resp. 7,8 (6,1-8,5) % N (våtvikt). Under den kommande femårsperioden, fram till 1979, skedde endast en liten minskning i fodrets P- och N-innehåll. Mellan åren 1979 och 1984 däremot förekom en märkbar P- och N-minskning i fodret; till 1,2 % P resp. 7,2 % N (våtvikt). De uppgifter som finns tillgängliga för 1989 visar att näringsinnehållet är 1,0 (0,9-1,2) % P och 7,1 (6,8-7,2) % N (våtvikt). Det bör påpekas att det förekommer stora skillnader i fosfor- och kvävehalt i fiskfoder, dels mellan olika foderfabrikanter, dels mellan olika fodertyper från en och samma fabrikant.

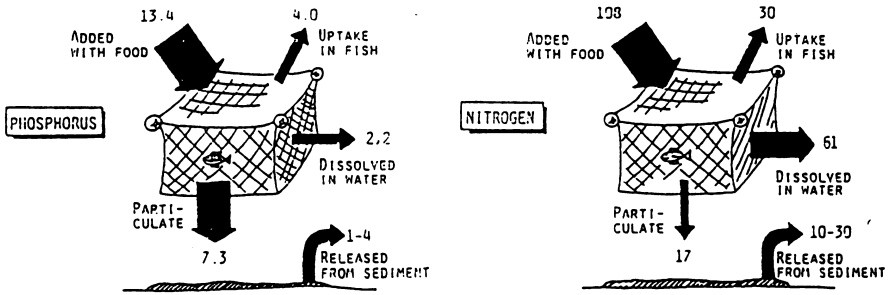


Figur 5. Förändring av fosfor- och kväveinnehåll i fiskfoder 1974-1989 (-1994). Medelvärden för Norden (Danmark, Färöarna, Finland, Island och Sverige). Fosfor- och kväveinnehållet anges i % av våtvikten.

### FOSFOR- OCH KVÄVEBELASTNING FRÅN FISKODLING

Eftersom foderkoefficienten och fodrets sammansättning har förändrats under perioden 1974-1989, så har också fosfor- och kvävebelastningen per produktionsenhet fisk minskat. I figur 6 illustreras fosfor- och kvävebelastningen 1989 från en "typisk" fiskodling, med en foderkoefficient på 1,5 och ett fosfor- och kväveinnehåll i fodret på 0,9 % P resp. 7,2 % N (våtvikt). I Ackefors och Enell (1990) redovisas beräkningssättet för att på ett enkelt och tillförlitligt sätt uppskatta fosfor- och kvävebelastningen från en fiskodling. Härvid framgår att 2,2 kg av fosfor-

belastningen sker i löst form och 7,3 kg i partikulär form. Beräkningarna är baserade per ton producerad fisk. Kvävebelastningen sker huvudsakligen i löst form (61 kg). Endast 17 kg är partikulärt bundet. Generellt kan man antaga att ca 50 % av den partikulära och sedimenterade fosfor och kvävet återlöses till vattnet.



Figur 6. Fosfor- och kvävebelastning från en "typisk" fiskodling (1989), med en foderkoefficient på 1,5 och ett fosfor- och kväveinnehåll i fodret på 0,9 % resp. 7,2 % (våtvikt). Siffrorna anger kg P resp. N per ton producerad fisk. Från Ackefors och Enell (1990).

Fosfor- och kvävebelastningarna per ton producerad fisk, för perioden 1974-1989, varierar något från land till land, vilket beror på olika angivna siffror för foderkoefficienter och fodersammansättning. I tabell 1 redovisas de beräknade medelvärdena för alla de sex nordiska länderna.

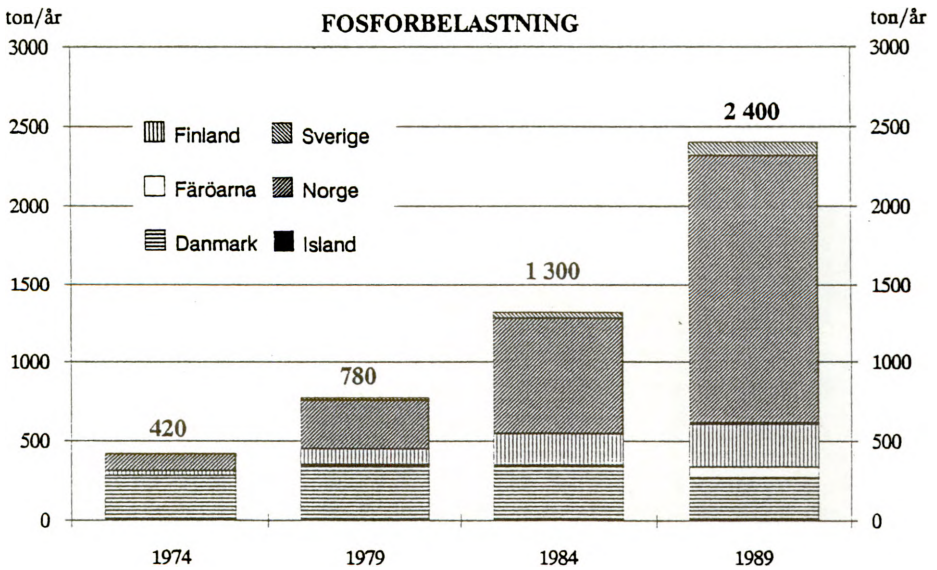
Tabell 1. Förändring i fosfor- och kvävebelastning per ton producerad fisk. Värdena är medelvärden för Norden (Danmark, Färöarna, Finland, Island, Norge och Sverige).

	FOSFOR kg/ton producerad fisk	KVÄVE
1974	31	129
1979	29	128
1984	18	98
1989	10	75
Enligt figur 5	9,5	78

Av tabellen ovan framgår att en minskning i såväl fosfor- som kvävebelastningen skedde mellan 1979 och 1984. Produktutvecklingen, vad gäller fodret, fortsatte under andra hälften av 1980-talet, vilket resulterade i en ytterligare minskning i fosfor- och kvävebelastningen.

### FOSFORBELASTNING FRÅN NORDISKA FISKODLINGAR

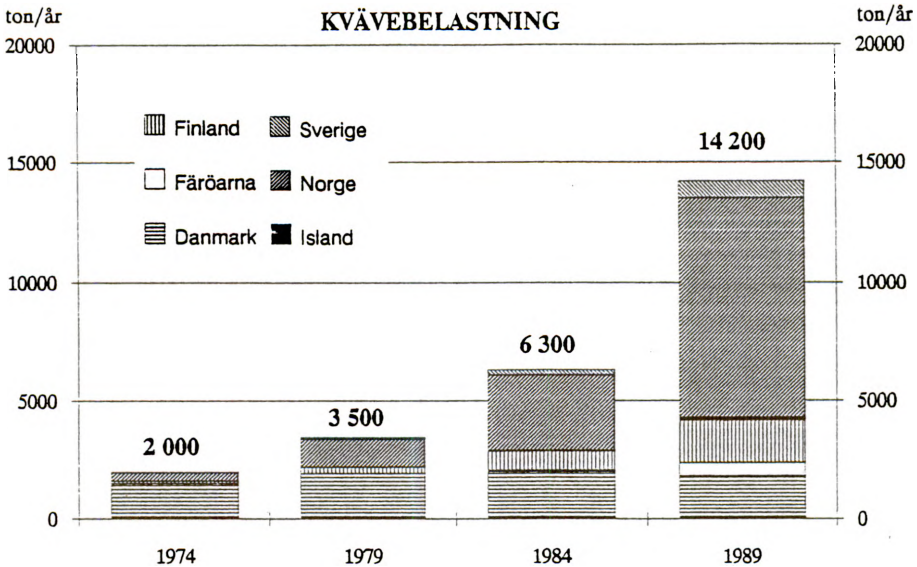
På grund av ökad fiskproduktion i Norden har fosforbelastningen från odlingsverksamheten ökat från 420 till 2 400 ton under perioden 1974-1989 (figur 7). Detta innebär att P-utsläppet ökat 5,7 gånger. Under samma tid har fiskproduktionen ökat 12 gånger. Av 1989 års fosforbelastning från odlingsverksamheten härrörde 70 % från odlingar i Norge, 11 % från odlingar i Danmark resp, Finland, 4 % från odlingar i Sverige, 3 % från odlingar i Färöarna och 1 % från odlingar i Island.



Figur 7. Fosforbelastning 1974-1989 från fiskodlingsverksamheten i Norden (Danmark, Färöarna, Finland, Island, Norge och Sverige).

### KVÄVEBELASTNING FRÅN NORDISKA FISKODLINGAR

I figur 8 illustreras kvävebelastningen från de nordiska fiskodlingarna för perioden 1974-1989. Fiskproduktionen 1974 belastade odlingsvattnen med ca 2 000 ton kväve, att jämföra med ca 14 200 ton från 1989 års produktion. Belastningsökningen är således 7,1 gånger. De norska fiskodlingarna bidrog med 64 % av kvävebelastningen, de danska och finska med 13 % vardera, de svenska med 5 %, de färöiska med 4 % och de isländska med 1 %.



Figur 8. Kvävebelastning 1974-1989 från fiskodlingsverksamheten i Norden (Danmark, Färöarna, Finland, Island, Norge och Sverige).

#### TOTAL FOSFOR- OCH KVÄVEBELASTNING PÅ DE NORDISKA HAVS-OMRÅDEN

I "Vem förorenar Sverige?" (Miljödepartementet 1990) redovisas belastningssiffror för de havsområden som omger Sverige. Datamaterialet är bl a hämtat från Naturvårdsverkets Aktionsprogram mot havsföroreningar (HAV '90) och från HELCOMs sammanställningar.

#### Belastning från olika länder

De totala fosfor- och kvävebelastningarna på Östersjön, inklusive Öresund, Bälten och Kattegatt, samt Skagerrak, uppgår till 68 500 ton P och 1 613 100 ton N (tabell 2). Sovjetunionen, inklusive de Baltiska staterna, och Polen bidrar tillsammans med 41 100 ton P och 669 000 ton N, dvs 60 resp. 45 % av den totala belastningen om man bortser från kvävefixeringen. Danmark, Norge och Finland bidrar tillsammans med 16 200 ton P och 302 100 ton N. Atmosfärsdepositionen av kväve på havsytan (448 000 ton N) är större än bidraget från de nordiska länderna. En annan viktig kvävekälla är de blågröna algernas kvävefixering.

Tabell 2. Fosfor- och kvävebelastning på Östersjön, inklusive Öresund, Bälten och Kattegatt, samt Skagerrak, fördelat på olika länder, atmosfärsdeposition och kvävefixering. Kvantiteterna gäller för perioden 1987-1989. Datamaterialet är bearbetat från "Vem förorenar Sverige?" (Miljödepartementet 1990).

	FOSFOR ton/år	KVÄVE ton/år
Sverige	5 400	137 900
Finland	4 500	69 500
Sovjetunionen inkl. de Baltiska staterna	19 100	396 000
Polen	22 000	273 000
Fd Östtyskland	2 700	45 400
Fd Västtyskland	1 500	15 100
Danmark	4 000	49 600
Norge	2 300	45 100
 Summa länder	 61 500	 1 031 100
 Atmfärsdeposition	 7 000	 448 000
Kvävefixering	-	134 000
 Summa totalt	 68 500	 1 613 100

#### Belastning från olika verksamheter/källor

Vid prioriteringar och ekonomiska bedömningar av vilka verksamheter/källor som bör/måste reduceras med avseende på fosfor- och kvävebelastning på Östersjön, inklusive Öresund, Bälten och Kattegatt, samt Skagerrak, är det nödvändigt att man har en helhetssyn på belastningssituationen.

I tabell 3 redovisas ett datamaterial där ursprungskällorna anges för de olika P- och N-mängderna redovisade i tabell 2 ovan. Härvid framgår att sanitära avlopp och glesbygdsboende är den största enskilda källan för fosforbelastningen. Nästan 50 % av all fosfor som tillförs havsområdet härstammar från sanitära avlopp och glesbygdsboende. Den näst största enskilda källan är fosforläckage och bidrag från olika jordbruksaktiviteter. Kvävebelastningen domineras av bidrag från jordbruket (38 %). Den näst största källan är atmosfärsdeposition direkt på vattenytan. Även de blågröna lagernas kvävefixering är en stor källa. Sanitära avlopp och glesbygdsboende bidrar med 214 600 ton N, vilket motsvarar 13 % av den totala kvävetillförseln. Fiskodlingsverksamhetens fosfor- och kvävebidrag är inkluderat under rubriken övrigt.

Tabell 3. Fosfor- och kvävebelastning på Östersjön, inklusive Öresund, Bälten och Kattegatt, samt Skagerrak, fördelat på olika verksamheter/källor. Kvantiteterna gäller för perioden 1987-1989. Datamaterialet är bearbetat från "Vem förorenar Sverige?" (Miljödepartementet 1990).

	FOSFOR ton/år	KVÄVE ton/år
Jordbruk	12 800	607 800
Skogsbruk	3 600	87 600
Sanitära avlopp och glesbygdsboende	33 700	214 600
Industrier	6 600	32 900
Övrigt	5 100	88 200
Atmosfärsdeposition	6 700	448 000
Kvävefixering	-	134 000
Summa totalt	68 500	1 613 100

### TÄNKBARA KRITISKA BELASTNINGSGRÄNSER

Sedan 1988 har man inom ECE-konventionen för långdistanstransporterade gränsöverskridande luftföroreningar använt sig av begreppet kritiska belastningsgränser och kritiska haltnivåer, som en utgångspunkt för utarbetandet av åtgärdsstrategier. En kritisk belastningsgräns gäller hela ekosystem och definieras som den högsta föroreningsbelastning som kan föreligga utan att den leder till allvarliga effekter hos känsliga organismer och naturtyper. De "tänkbara kritiska belastningsgränser" som redovisas nedan (tabell 4) är ett första försök till att utifrån naturens, det akvatiska systemets förutsättningar, beskriva vilka kvantiteter fosfor och kväve som kan tillåtas belasta systemet. Med de kritiska belastningsgränserna som underlag bör man i definieringen av konkreta åtgärder ha i beaktande det datamaterial som bl a redovisas i tabellerna 2 och 3.

Tabell 4. Tänkbara kritiska belastningsgränser för Östersjön, inklusive Öresund, Bälten och Kattegatt, samt Skagerrak. Det är viktigt att påpeka att de nödvändiga belastningsreduktionerna för Östersjön, exklusive Bottniska viken, och Skagerrak är betydligt större än för Bottniska viken och Skagerrak. För en mer detaljerad beskrivning av de kritiska belastningsgränserna för de olika havsområdena hänvisas till "Vem förorenar Sverige?" (Miljödepartementet 1990).

	FOSFOR ton/år	KVÄVE ton/år
Nuvarande belastning	68 500	1 613 100
Tänkbar kritisk belastning	31 300	645 000
Nödvändig reduktion	37 200	968 100
Nödvändig reduktion	ca 55 %	ca 60 %

#### DEN NORDISKA FISKODLINGENS FOSFOR- OCH KVÄVEBELASTNING I FÖRHÅLLANDE TILL DEN TOTALA BELASTNINGEN PÅ HAVSOMRÅDET

I Ackefors och Enell (1990) redovisas den svenska fiskodlingsverksamhetens andel av Sveriges närsaltbelastning på Östersjön och omgivande hav. Jämförelser görs också med de totala belastningarna och med de kvantiteter fosfor och kväve som finns i havets vattenmassor.

För 1989 har fosfor- och kvävebelastningen från den nordiska fiskodlingsverksamheten beräknats uppgå till 2 400 ton P och 14 200 ton N. Av dessa kvantiteter kan man uppskatta att bidragen från odlingsverksamheterna i Norge, Färöarna och Island, till det Norska havet, uppgick till 1 400 ton P och 7 600 ton N. Fiskodlingens fosfor- och kvävebelastningen på Östersjön, inklusive Öresund, Bälten och Kattegatt, samt Skagerrak, uppgick därmed till ca 1 000 ton P och 6 600 ton N.

Hela den nordiska fiskodlingsverksamheten, exkl. närsaltbidragen till det Norska havet, bidrog följaktligen med 1,5 % av fosforbelastningen och 0,4 % av kvävebelastningen. Om bidraget till det Norska havet inkluderas, uppgick fiskodlingens andelar till 3,5 resp. 0,8 %. Som jämförelse kan nämnas att fosforbelastningen från hela den nordiska fiskodlingsverksamheten motsvarar den totala norska fosforbelastningen på Skagerrak. Atmosfärsdepositionen av kväve på Skagerraks vattenyta är två gånger större än kvävebelastningen från hela den nordiska fiskodlingsverksamheten.

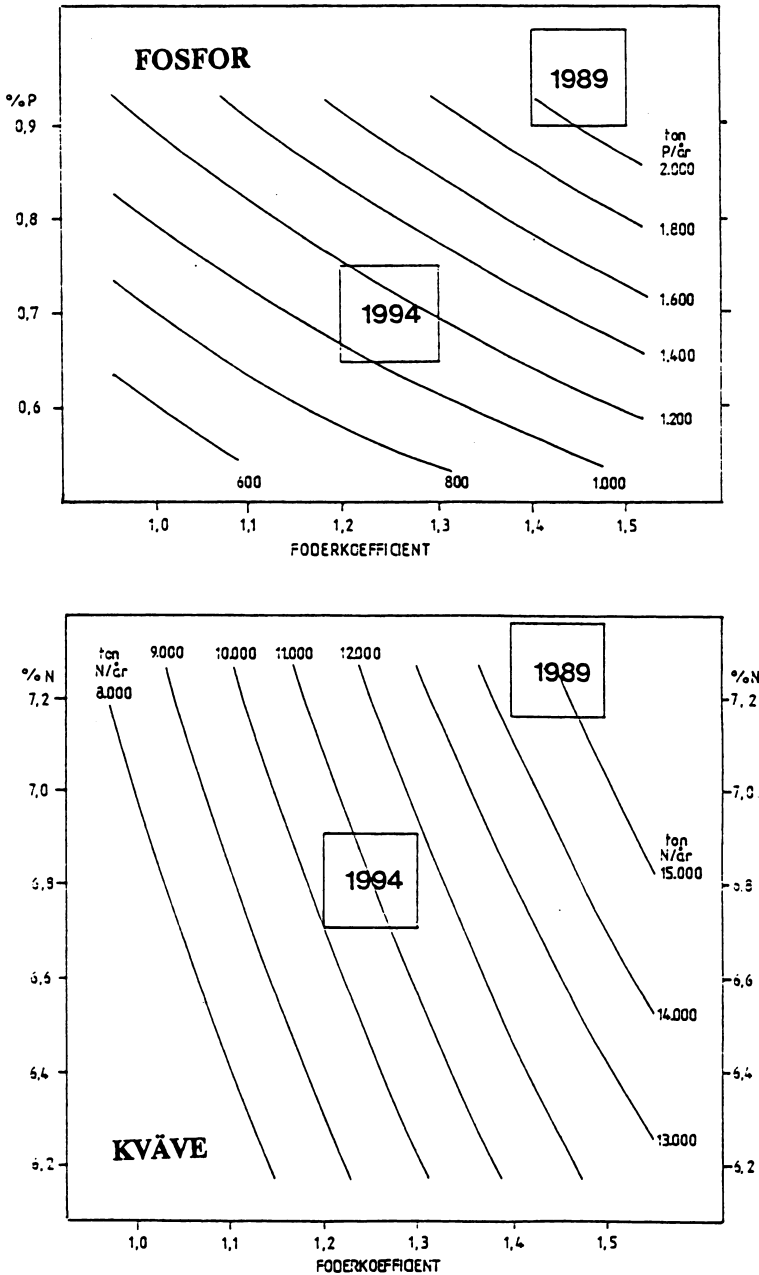
## SCENARIO FÖR DEN NORDISKA FISKODLINGENS FOSFOR- OCH KVÄVEBELASTNING 1994

Genom att använda de trender i förändringen av foderkoefficienten och fodrets fosfor- och kvävesammansättning, är det möjligt att göra en uppskattning, ett scenario, för en framtida fiskodlingsverksamhet i Norden. Scenariot antages gälla för år 1994.

Med tanke på den produktionsökning som skett i Norge under de senaste åren och att Norge dominerar fiskproduktionen i Norden, borde man antaga att de närmaste åren kommer att innebära en drastisk ökning för Norden som helhet. Bedömningar gjorda i Norge visar dock att produktionsökningen kommer att bli liten under de kommande åren, för att omkring 1995-2000 ta ny fart. Vi har därför varit försiktiga i bedömning om produktionsvolymen år 1994. Vi antar att produktionen uppgår till 200 000 ton.

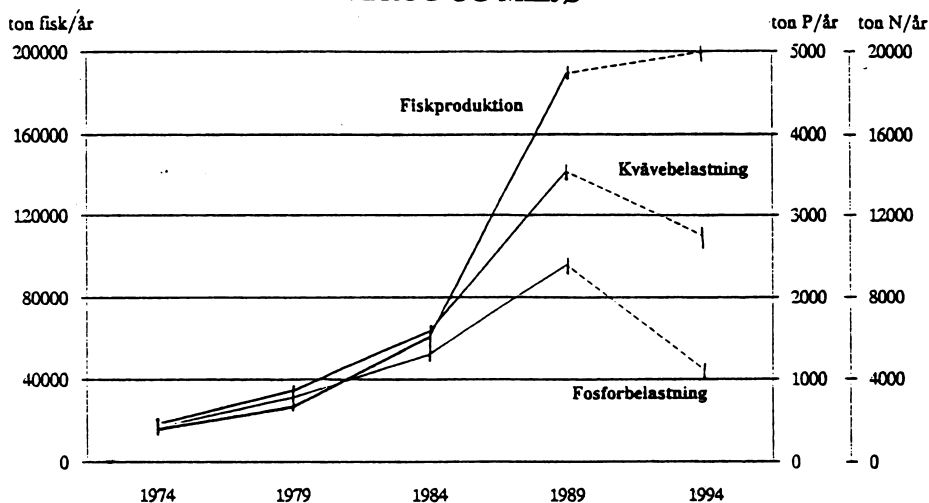
Foderkoefficienten har antagits vara 1,2-1,3. Fodrets fosfor- och kväveinnehåll förutsättes ha minskat, vilket resulterat i foder med ett fosforinnehåll på 0,65-0,75 % och ett kväveinnehåll på 6,7-6,9 % (våtvikt). I figur 9 a och b illustreras fosfor- och kvävebelastningen från den nordiska fiskodlingen år 1994 i jämförelse med belastningen 1989. Belastningen 1989 skedde från en fiskproduktion på 189 300 ton och 1994 års belastning för en produktion på 200 000 ton. Fosforbelastningen kommer enligt scenariot och figur 8 a att uppgå till 1 000-1 200 ton, vilket är endast 50 % av dagens belastningskvantitet från fiskodlingsverksamheten i Norden. Kvävebelastningen kommer att uppgå till 10 000-12 000 ton, att jämföra med 14 200 ton 1989. Med detta scenario framgår att fiskodlingens fosforbelastning fram till 1994 kommer att reduceras med 50 % och kvävebelastningen med 23 % (figur 10).

Fosfor- och kvävebelastningen från fiskodling är en miljöpåverkan som inte får försummas. Det är inte heller riktigt att använda den s k utspädningsprincipen för att framföra att fiskodlingens miljöpåverkan är försumbar. Fiskodlingsnäringen måste, precis som andra näringsgrenar med miljöpåverkan, anstränga sig för att minimera utsläppen. Ett effektivt sätt att minska fosfor- och kvävebelastningen på omgivande vattenområden är att minska foderkoefficienten och att optimera fosfor- och kväveinnehållet i fodret så långt som möjligt. Med optimering menas att minska mängderna fosfor och protein samt att se till att näringsämnena föreligger i former som är lämpliga för fiskens näringsfysiologiska krav.



Figur 9 a. Fosforbelastning från den nordiska fiskodlingsverksamheten och dess beroende av foderkoefficient och fosforhalt i fodret. (% av våtvikten). Belastningen för 1989 är beräknad och 1994 är baserad på ett scenario.

Figur 9 b. Kvävebelastning från den nordiska fiskodlingsverksamheten och dess beroende av foderkoefficient och kvävehalt i fodret. (% av våtvikten). Belastningen för 1989 är beräknad och 1994 är baserad på ett scenario.



Figur 10. Utvecklingen 1974-1989 av fiskproduktionen i Norden, i jämförelse med fosfor- och kvävebelastningen från odlingsverksamheten. Situationen för 1994 är baserad på ett scenario med en produktion på 200 000 ton och en foderkoefficient på 1,2-1,3, samt en fosfor- och kvävehalt i fodret på 0,6-0,8 % resp. 6,7-6,9 % (våtvikt).

## REFERENSER

Ackefors, H. and M. Enell. 1990. Discharge of Nutrients from Swedish Fish Farming to Adjacent Sea Areas. - *Ambio* 19,1:28-35.

Miljödepartementet. 1990. Vem förorenar Sverige? Svensk och utländsk föroreningsbelastning på svensk miljö. Underlagsrapport av utredningen om Sveriges internationella miljösamarbete. - Allmänna Förlaget. ISBN 91-38-10682-5.

Naturvårdsverket. 1990. HAV '90. Aktionsprogram mot havsföroreningar. Naturvårdsverket informerar. ISBN 91-620-1082-4.

## Ekometrisk analys - en metod att ta fram belastningsmodeller för närsalter/eutrofiering i kustområden.

Ecometric Analysis - an method to establish load diagrams for nutrients/eutrophication in coastal areas.

Lars Håkanson och Mats Wallin, Hydrologiska avd., Uppsala univ., V. Ågatan 24, 75309 Uppsala, Sverige

### Abstract

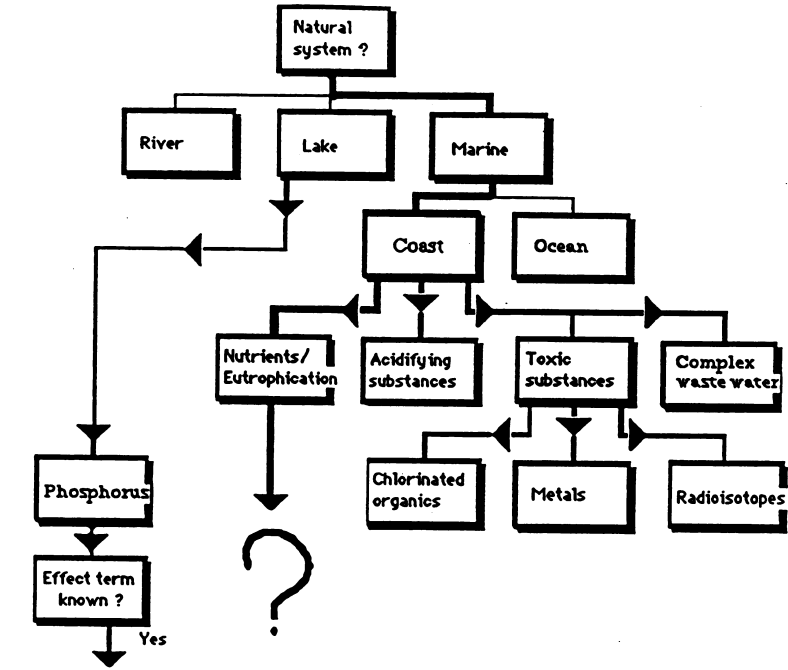
The intention with this paper is to give an outline of some central methodological steps in an ecometric analysis to develop loading models. This is done within the framework of an Expert system for environmental consequence analysis for natural aquatic ecosystems. Examples focus on nutrient emissions/eutrophication from fish cage farms in coastal areas. The analysis is based on a number of fundamental concepts (effect, dose, sensitivity, area and time compatibility, ecometric analysis, load diagrams, etc.). The paper addresses questions concerning the basic set-up of the Expertsystem, how to establish representative empirical data for entire coastal areas for various types of nutrients and parameters expressing eutrophication (Secchi depth and Chlorophyll) and internal correlations among dose and sensitivity parameters. Limitations and advantages with the ecometric approach is stressed.

### Bakgrund och syfte

Denna rapport ingår i en serie rapporter från projektet "Kusten som naturresurs" (se Wallin et al., 1990). Projektet är en direkt uppföljning av Naturvårdsverkets "Kustprojekt" (1980-1984), se Håkanson och Rosenberg (1985). Den övergripande målsättningen har varit att försöka ta fram nya naturvetenskapliga kriterier, metoder och modeller för kustvattenplanering. Olika kustområdets känslighet för närsaltbelastning (kväve och fosfor) har studerats speciellt.

Ekometrin rör mätning och tolkning av ekologiska data och behandlar allt som har att göra med de naturvetenskapliga aspekterna av provers representativitet och informationsvärde och inte, egentligen, främst de statistiska metoderna. Speciellt kan den ekometrisk analysen ses som en arbetsmetodik för att ta fram s.k. belastningsdiagram, (effekt-dos-känslighetsdiagram; Håkanson, 1990a). Det berömda Vollenweider-diagrammet (Vollenweider, 1968; OECD, 1982; se Fig. 1), och analysen bakom detta belastningsdiagram, utgör en viktig grund för miljökonsekvensbedömningar av fosforutsläpp i sjöar. Ett viktigt syfte med vårt projekt har varit att försöka utveckla ett motsvarande belastningsdiagram för närsalter i kustområden. Det skall påpekas att det inte är möjligt att göra enkla anpassningar av Vollenweiderdiagrammet till marina områden, bl.a. för att kvävet där normalt övertar rollen som mest begränsande närsalt för bioproduktion (se Rosenberg, 1986) och eftersom förhållandena i öppna havet ofta har ett stort inflytande på de hydrodynamiska förhållandena i kustområdena.

Huvudsyftet med denna artikel är dock inte att presentera nya data om hur närsalter sprids i akvatiska ekosystem, begränsar bioproduktionen eller reglerar eutrofieringen, utan istället att



LOAD DIAGRAM (VOLLENWEIDER)

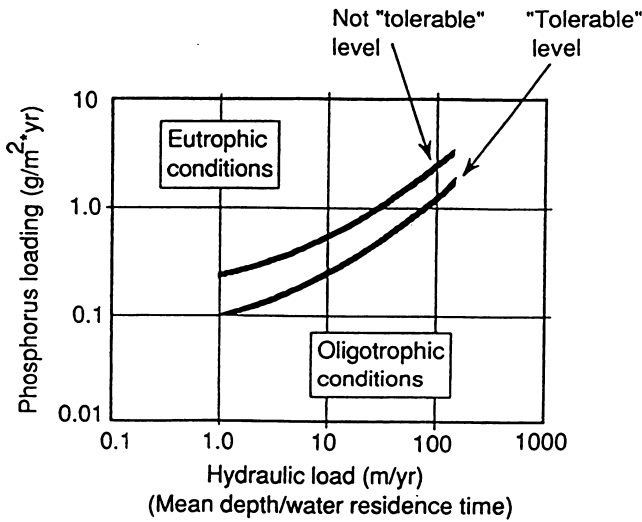


Fig. 1. Illustration av Expertsystemets trädstruktur. Speciellt visar vägen till belastningsdiagrammet för närsalter i sjöar (Vollenweider-diagrammet). Syftet med vårt projekt har varit att utveckla motsvarande diagram för kustområden (denna illustreras med frågetecknet).

gå igenom ett antal grundläggande steg för att ta fram belastningsdiagram för närsalter i kustområden; det är metoderna att ta fram belastningsdiagram snarare än belastningsdiagrammen i sig själva eller användningen av belastningsdiagram som står i fokus i just detta arbete. Viktiga frågor är sålunda: Vilka effektparametrar skall/bör användas? Hur kan man få fram jämförbara dos- och känslighetsparametrar? Vad menas egentligen med dos- och känslighetsparametrar?

### Ett expertsystem för miljökonsekvensanalys

Syftet med denna artikel är också att diskutera dessa begrepp, som rör belastningsdiagram för närsalter i kustområden, inom ramen för ett mer övergripande Expertsystem för miljökonsekvensanalys för naturliga akvatiska ekosystem (Håkanson, 1990a). Syftet med det aktuella expertsystemet är att det i färdigt skick skall kunna användas som ett hjälpmedel för tjänstemän på miljömyndigheter och för forskare så att experternas kunskap på ett strukturerat sätt, och med hjälp av datorn, skall kunna användas och göras lätt tillgänglig för användaren. Expertsystemet illustreras schematiskt i fig. 2. Det kan beskrivas om man gör en analogi med musikens värld: För att åstadkomma musik krävs dels ett notsystem, så att musikerna vet hur det skall spela tillsammans och dels musikinstrument. "Notsystem", dvs själva den naturvetenskapliga begreppsapparaten för detta expertsystem, och instrumentet, dvs programvaran, beskrivs i Håkanson (1990a) och skall endast beröras mycket kort i denna artikel. Expertsystemet bygger på ett ekosystemperspektiv, dvs det skall gälla för hela definierade sjöar och kustområden och för längre tidsperioder (veckor-månader-år) snarare än för lokaltypiska data. Det finns fyra huvudfaser i expertsystemet: 1. **Problemidentifieringen** (i denna artikel skall vi behandla marina områden, kustzonen, närsalter/eutrofiering, se fig. 2), 2. **Ekometrisk hänsyn** (att diskutera detta är det första målet med denna artikel), 3. **Belastningsdiagram** (att diskutera detta är det andra syftet med denna artikel) och 4. **"Cost-benefit"-analys** (som inte kommer att diskuteras här; "cost-benefit"-analysens syfte är att ta reda på vad man får i form av miljöförbättringar för de pengar som investeras i miljön).

Man kan också säga att expertsystemet bygger på ett antal basbegrepp (effekt, dos, känslighet, area- och tidskompatibilitet, etc) som står i ungefär samma relation till miljökonsekvensanalysen som bokstäverna till språket: Med hjälp av några få bokstäver (26 st. i det engelska alfabetet) kan inte bara 1000-tals engelska ord bildas, utan även 1000-tals svenska och danska ord. På samma sätt är det tänkt att det oerhört komplexa samspillet mellan utsläpp, miljökaraktär och miljöeffekt skall kunnas beskrivas med ett antal generella basbegrepp som skall gälla för de flesta typer av miljöstörande substanser, i de flesta typer av akvatiska system och för de flesta typer av miljöeffekter.

Expertsystemet är således tänkt att vara ett hjälpmedel för att svara på den viktiga frågan om de mest sannolika miljöeffekterna från en given dos/belastning i ett givet ekosystem. Tanken är att användaren skall kunna lotsa sig fram i systemet (fig. 2) och också få ett svar på frågan i slutet. Systemet är avsett för miljötjänstemän och forskare för att skapa ordning och struktur inom ett mycket komplext område. Förhoppningsvis skall det färdiga systemet kunna expanderas kontinuerligt då ny kunskap tas fram.

# SESECA

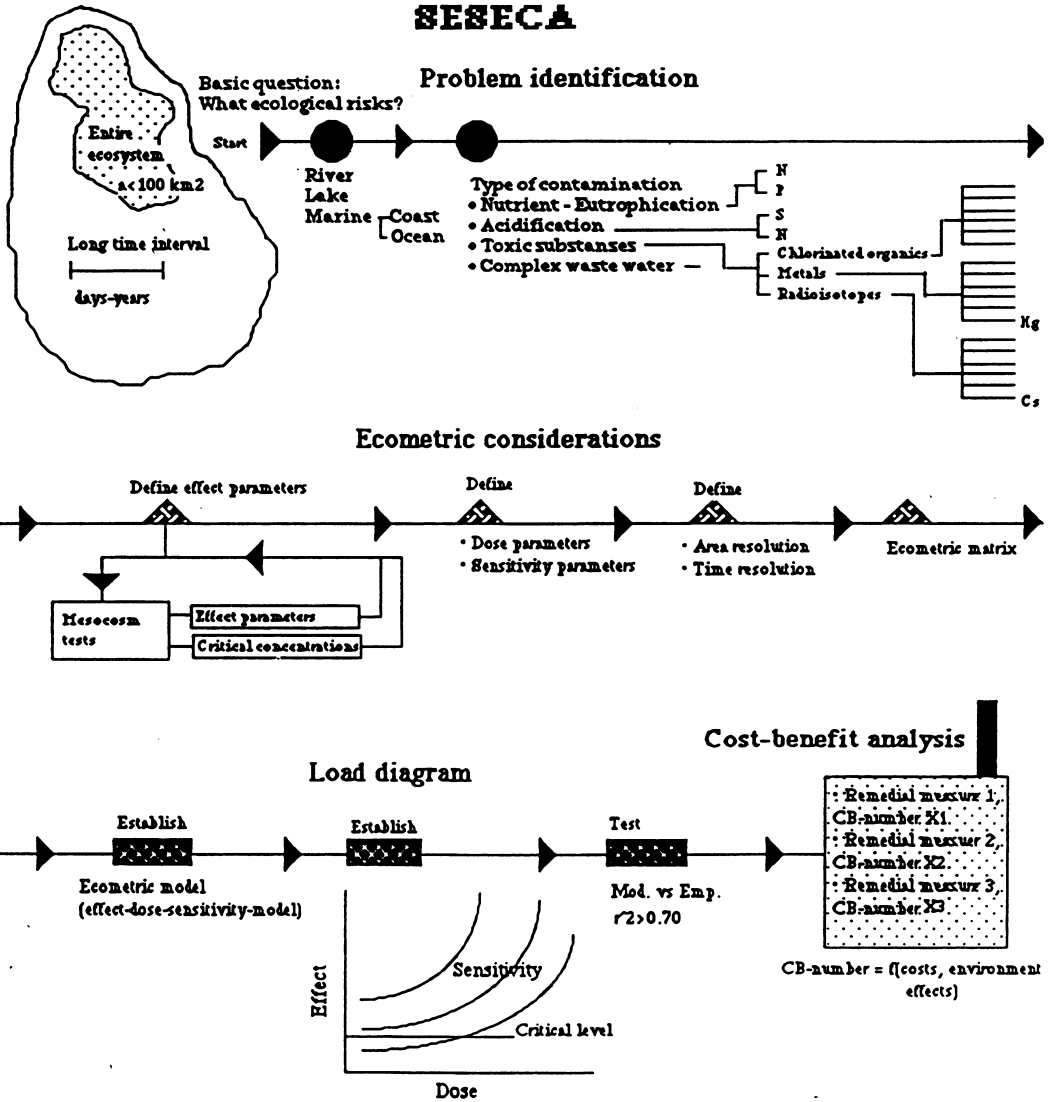


Fig. 2. Ett schematiserat flödesdiagram över expertsystemet (SESECA = Swedish Expert System for Environmental Consequence Analysis).

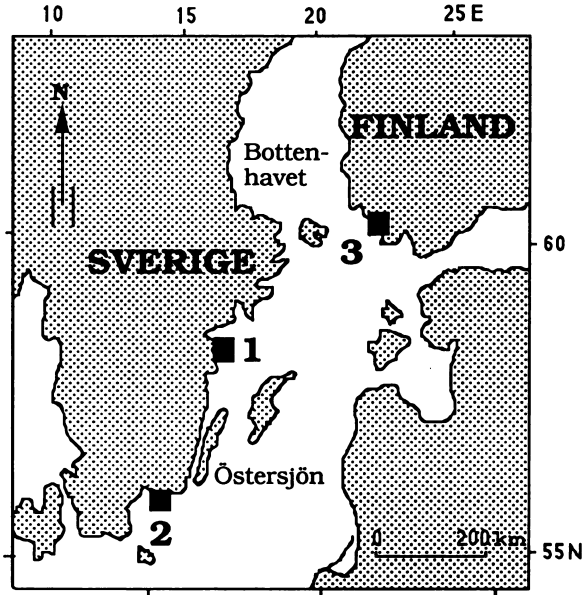


Fig. 3. Områden där fältmätningar gjorts. 1=Östergötlands skärgård (1986). 2=Blekinge skärgård (1987). 3=Åbolands skärgård, Finland (1988).

### Effekt-, dos- och känslighetsparametrar

Alla belastningsdiagram måste byggas på tillförlitliga, representativa empiriska data vad gäller effekt-, dos- och känslighetsparametrar. Inom vårt projekt har omfattande fältmätningar genomförts under åren 1986-1988 i svenska och finska kustområden under juli-september. De kustområden som ingått i provtagningsprogrammet är: Östergötlands skärgård (1986), Blekinges kustområde (1987) och Åbolands skärgård i sydvästra Finland (1988). Inom dessa större kustområden har provtagningar gjorts i ett antal avgränsade delområden, totalt 23 st, med minst en fiskodling i varje delområde. Storleken på dessa delområden varierar mellan 1-14 km<sup>2</sup>. Medeldjupet i områdena varierar mellan 4-15 m och det maximala djupet varierar mellan 11-47 m. Det är således stor topografiska variation hos de aktuella kustområdena.

Kustområdets känslighet för närsaltbelastning kan betraktas som en funktion av flera faktorer, t ex: **kustområdets morfometri** (viktiga parametrar är area, volym och medeldjup), **vattenomsättning** (yt- och djupvattnets utbytestid) och **bottendynamiska förhållanden** (andelen ackumulations-, erosions- och transportbottnar i området; se Håkanson et al., 1984). Samtliga dessa faktorer påverkar spridning, sedimentation och recirkulation av närsalter i ett kustområde. De morfometriska känslighetsparametrarna har tagits fram med hjälp av sjökortsinformation. En datorbaserad metod har utvecklats för detta ändamål (se Pilesjö et al., 1990). Med hjälp av en vanlig persondator och ett digitaliseringsbord kan sjökortsinformation omvandlas till digital form och användas för beräkning av morfometriska parametrar, vattenutbyte och bottendynamik.

Miljøeffekten (se fig. 4) har bestämts genom direkta mätningar i de aktuella kustområdena. För att kunna uppskatta effekten av närsaltutsläpp har ett antal effektparametrar valts ut. Dessa parametrar skall vara enkla att mäta och ge ett relevant mått på graden av gödning/eutrofiering. De viktigaste effektparametrarna i detta arbete är **siktdjup**, **klorofyllhalt i ytvattnet**, **syrgashalt i djupvattnet** och **total sedimentation** (mätt med sedimentfällor; se tabell 1). Eftersom vi utgår från ett ekosystemperspektiv, är det medelvärden för hela kustområden och längre tidsperioder (veckor-månader) som söks. De negativa eutrofieringseffekterna är ofta som störst under sommarmånaderna (juni-sept.), varför medelvärden för denna period är speciellt intressanta.

Dosen närsalter från samtliga fiskodlingar i de undersökta delområdena har beräknats från insamlade data på fiskproduktion, utfodring, och närsalthalt i foder och fisk (se Wallin et al., 1990). För att få den totala närsaltbelastningen på delområdena har data från andra eventuella punktkällor och diffusa källor också samlats in. Det atmosfäriska nedfallet av framförallt kväve och kvävefixering av alger står här för en stor del av den totala närsaltbelastningen på kustområdena. Två olika typer av dosparametrar har använts: Direkta och indirekta dosparametrar. Direkta dosparametrar står för den faktiska närsalttillförseln till kustområdena (från t.ex. kassodlingar) och indirekta dosparametrar står för närsaltkoncentrationen i ytvattnet.

Samtliga data som samlats in har sammanställts i en databas tillsammans med data på kustområdenas morfometri, vattenutbyte och bottendynamik. I denna databas har också siffror på närsaltdosen från fiskodlingar och andra kväve- och fosforkällor samlats. De viktigaste effekt-, dos- och känslighetsparametrarna i databasen sammanfattas i tabell 1.

### Internkorrelationer

Ett akvatiskt ekosystem kan beskrivas med en mängd biologiska, kemiska och geologiska faktorer/parametrar, som alla kan vara mer eller mindre kopplade till varandra. Bioproduktionen kan exempelvis beskrivas på många olika sätt och med operationellt olikartade metoder, t.ex. som klorofyll-a, algvolym, växtplankton och/eller med bentiska index. Detta betyder att det rent statistiskt är mer eller mindre omöjligt att bestämma "oberoende" vattenkvalitetsparametrar. Ett viktigt steg i den ekometrisk analysen är att utvärdera empiriska data och fastställa interkorrelationer mellan olika funktionella grupper.

Det är uppenbart att vissa parametrar definitionsmässigt och funktionellt är kopplade till varandra, t.ex. de vattenkemiska parametrarna alkalinitet, konduktivitet och hårdhet. Bland de morfometriska parametrarna kan flera "cluster"-grupper identifieras:

- Storleksparametrar för area (t.ex. totalarea,  $A$ , och vattenyta,  $a$ ) och volym ( $V$ ).
- Formparametrar som är kopplade till medeldjupet, t.ex.  $V_d$  (formfaktorn) och  $DR$  (dynamiska kvoten).
- Formparametrar kopplade till area, t.ex.  $D_m$  (medeldjupet),  $DR$ ,  $B_m$  (medelbredden) och  $FI$  (strandflikigheten).

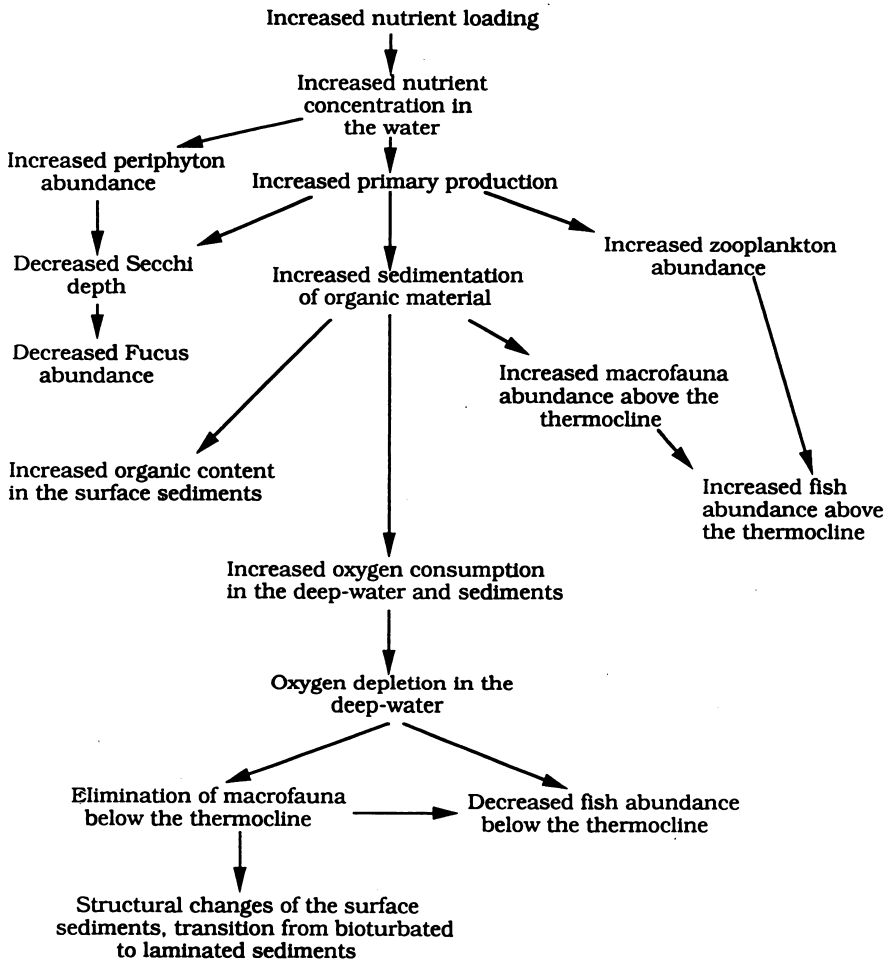


Fig. 4. Illustration av olika eutrofieringseffekter i kustområden (från Wallin et al., 1990).

Vi använder också "processparametrar" som:

(1) BA (dvs procentandelen ackumulationsbottnar) och BET (=100 - BA; dvs andelen erosions- och transportbottnar). BA (och BET) kan kopplas till dynamiska kvoten och hör alltså ihop med sjöarea (a) och medeldjup (Dm), se Håkanson et al. (1984).

(2) Vattnets teoretiska utbytestid (T) som för topografiskt slutna estuarier och sjöar definieras från kvoten mellan vattentransporten till området (Q) och volymen (V). Q kan bestämmas från specifika avrinningen och arean av tillrinningsområdet eller mätas på olika sätt (se Håkanson et al., 1984). För definierade kustområden i Östersjön kan den teoretiska utbytestiden för ytvattnet (Ty) uppskattas från empiriska modeller som bygger enbart på

Tabell 1. De viktigaste effekt-, dos- og känslighetsparametrarna som tagits fram i detta projekt.

Symbol	Parameter
<b>Effektparametrar</b>	
SiktD	siktdjup (m)
Kfyll	klorofyllhalten i ytvattnet (mg/m <sup>3</sup> )
SyreB	syrgashalten i djupvattnet (mg/l)
OxB	syrgasmättnaden i djupvattnet (% mättnad)
SedY	sedimentation i sedimentfällor 3 m under ytan (g/m <sup>2</sup> *dygn)
SedB	sedimentation i sedimentfällor 1 m över botten (g/m <sup>2</sup> *dygn)
<b>Dosparametrar</b>	
TN	halten totalkväve i ytvattnet (mg/l)
IN	halten oorganiskt kväve i ytvattnet (mg/l)
TP	halten totalfosfor i ytvattnet (mg/l)
IP	halten oorganisk fosfor i ytvattnet (mg/l)
Nod	kvävebelastning från fiskodlingar (kg N/år)
Pod	fosforbelastning från fiskodlingar (kg P/år)
ANod	areell kvävebelastning från fiskodlingar (kg N/km <sup>2</sup> *år)
APod	areell fosforbelastning från fiskodlingar (kg P/km <sup>2</sup> *år)
<b>Känslighetsparametrar</b>	
<b>Storleksparametrar</b>	
Dmax	maxdjupet (m)
l	kustlinjelängden (km)
Im	ömedelstorleken (km <sup>2</sup> )
Ins	ötätheten (%)
L	strandlinjelängden (km)
A	totala arean (km <sup>2</sup> )
a	vattenytans area (km <sup>2</sup> )
At	tvärsnittsarean (km <sup>2</sup> )
Ab	bottenarean (km <sup>2</sup> )
V	volymen (km <sup>3</sup> )
<b>Formparametrar</b>	
Dm	medeldjupet (m)
Dr	relativa djupet (%)
W	kustmedelbredden (km)
xm	medellutningen (%)
F	flikigheten (%)
Vd	volymutvecklingen (dim. lös)
<b>Specialparametrar</b>	
E	topografiska öppenheten (dim. lös)
Ea	enkla öppenheten (dim. lös)
Ff	filterfaktorn (km <sup>3</sup> )
Ab5	bottenarean ner till 5 meters djup (km <sup>2</sup> )
Ab10	bottenarean ner till 10 meters djup (km <sup>2</sup> )
<b>Ekologiska nyckelparametrar</b>	
Ty	ytyvattnets utbytestid (dygn)
BA	arealen ackumulationsbottnar (%)
BET	arealen erosions- och transportbottnar (%)

Tabell 2. Interna korrelationer mellan olika morfometriska känslighetsparametrar som används i olika ekometriska modeller i vårt projekt. Kriteriet på "släktskap" är här att den linjära korrelationskoefficienten ( $r$ ) skall vara större än 0.6.

Modell- parametrar	"Cluster"-parametrar ( $r > 0.6$ )
Ty	E
BA	BET
Dm	Dmax, Dr, xm
Ff	A, a, At, Ab, Ab10, V, Wb
Vd	Dm, Dmax
At	Dmax, A, a, Ab, V, Wb, Ff
Dr	Dm, xm
Fl	-
E	Ty

morfometriska data (se Håkanson et al., 1984; Pilesjö et al., 1990). Det finns flera sådana modeller och de bygger på parametrar som den topografiska öppenheten (E), skärgårdens filterfaktor (Ff) och tvärsnittsarean mellan den givna kusten och omgivande vatten (At). I sådana modeller kan en morfometrisk parameter från en "cluster"-grupp ofta ersättas av en annan parameter från samma "cluster"-grupp utan att modellens prediktionskraft försämras påtagligt. I tabell 2 listas sådana "cluster"-parametrar.

Det bör noteras att BA, T och Q i detta sammanhang utgör en "cluster"-grupp kallad "processparametrar" för att de kopplar till hydrodynamiska/bottendynamiska processer och för att de är parametrar som kan uppskattas från modeller som bygger på morfometriska data. Vattenföringen i åar och älvar varierar naturligtvis med nederbörd och årstid, men här har vi inte data på dessa variationer. Här representeras den verkliga frekvensfördelningen av en "konstant" (Q), som skall spegla en medelvattenföring. I ekometriska/ekologiska sammanhang är viktigt att förstå hur parametrarna grupperas, dvs vilka funktionella och metodrelaterade "cluster" som finns.

En korrelationsmatris för vattenkemiska parametrar (dos- och effektparametrar) som används i olika modeller ges i tabell 3. Från denna tabell kan noteras, t.ex.:

- att det föreligger markanta positiva samband mellan dosparametrarna totalkväve (TN), oorganiskt-N (IN) och oorganiskt-P (IP). Detta betyder att om man använder en av dessa dosparametrar i en ekometrisk modell, tar man också i större eller mindre grad hänsyn till påverkan från alla andra dosparametrar som är "släkt" med den parameter som ingår i modellen.
- att det föreligger markanta kopplingar mellan alla effektparametrar (SiktD, Kfyll, SedY, SyreB, OxB; se tabell 1 för definition). Detta betyder att dessa parametrar bildar ett "cluster".

För att genomföra exempelvis en multipel regressionsanalys, bör man se till att disponera över parametrar från olika funktionella grupper som uppvisar ett minium av inbördes släktskap.

Tabell 3. Korrelationsmatris för indirekta dosparametrar (koncentration av närsalter i ytvattnet) och olika effektparametrar.  $n=23$ ; tabellen visar de linjära korrelationskoefficienterna ( $r$ );  $r$ -värden större än 0.5 är markerade med fetstil.

	TP	IP	TN	IN	SiktD	Kfyll	SedY	SyreB	OxB
TP	1.00								
IP	0.20	1.00							
TN	0.20	<b>0.61</b>	1.00						
IN	0.33	0.31	<b>0.68</b>	1.00					
SiktD	-0.37	<b>-0.50</b>	<b>-0.91</b>	<b>-0.72</b>	1.00				
Kfyll	0.17	0.29	<b>0.71</b>	0.27	<b>-0.75</b>	1.00			
SedY	0.47	0.10	<b>0.69</b>	<b>0.76</b>	<b>-0.79</b>	<b>0.61</b>	1.00		
SyreB	<b>-0.52</b>	-0.17	-0.45	-0.42	<b>0.68</b>	<b>-0.51</b>	<b>-0.65</b>	1.00	
OxB	-0.48	-0.16	-0.46	-0.43	<b>0.68</b>	<b>-0.50</b>	<b>-0.65</b>	<b>0.99</b>	1.00

### Tillförlitlighet hos empiriska data

Ett annat viktigt moment i den ekometrisk analysen är att försöka kvantifiera tillförlitligheten hos empiriska data. I vårt projekt har vi endast använt standardparametrar som normalt ingår i t.ex. recipientkontrollprogram. De vattenkemiska parametrarna varierar alla såväl i tiden som i rummet. Det betyder att det är viktigt att diskutera sådana variationer om man söker areatypiska medelvärden för hela, definierade kustområden. Det föreligger också stora skillnader i analysssäkerhet (dvs de fel som har att göra med provtagning, analys och interkalibrering) för olika parametrar; t.ex. pH i naturliga vatten kan i allmänhet bestämmas med stor analytisk säkerhet - den relativa standardavvikelsen ( $V=SD/MV$ ) är i allmänhet endast ca 2-3% för pH (se Håkanson et al., 1990b). Färgtalet, Fe-, total-P-koncentrationerna och alkaliniteten, å andra sidan, ger ofta betydligt högre V-värden. I naturliga vatten är variabiliteten ofta minst dubbelt så hög som den "metodologiska" variabiliteten för parametrar som färgtalet, P, Fe och alkalinitet (Håkanson, 1990b). Detta betyder att för de flesta vattenkvalitetsparametrar måste man ta många prover för att fastställa representativa, areatypiska medelvärden med given statistisk säkerhet.

Fig. 5 illustrerar hur några av våra vattenkvalitetsparametrar varierar inom individuella kustområden. Figuren visar att det föreligger stora skillnader härvidlag mellan olika parametrar. Totalkväve i ytvatten (TN) har t.ex. ett V-värde på 12.9% medan V-värdet för oorganiskt fosfor (IP) är hela 31.2%. Detta har, naturligtvis, mycket stor betydelse för hur många prover som behöver tas och analyseras för att medelvärden skall kunna fastställas med jämförbar statistisk säkerhet.

En generell samplingsformel som visar hur många prover ( $n$ ) som krävs för att bestämma areatypiska medelvärden illustreras i fig. 6. Om V-värdet t.ex. är 25.4%, vilket det är för klorofyll-a, kan man från fig. 6 se att ca 26 prover behövs för att bestämma ett areatypiskt medelvärde om man accepterar ett statistiskt fel på 10% ( $y=0.1$ ) med 95 % säkerhet. Detta betyder att de flesta empiriska data som finns på standardparametrar som klorofyll-a, oorganiskt-P och oorganiskt-N (se fig. 5) endast ger ett förhållandevis grovt mått - om inte medelvärdet bygger på ett stort antal analyser. Det är viktigt att notera detta i exempelvis många modellerings-sammanhang där empiriska data används för att validera teoretiska mo-

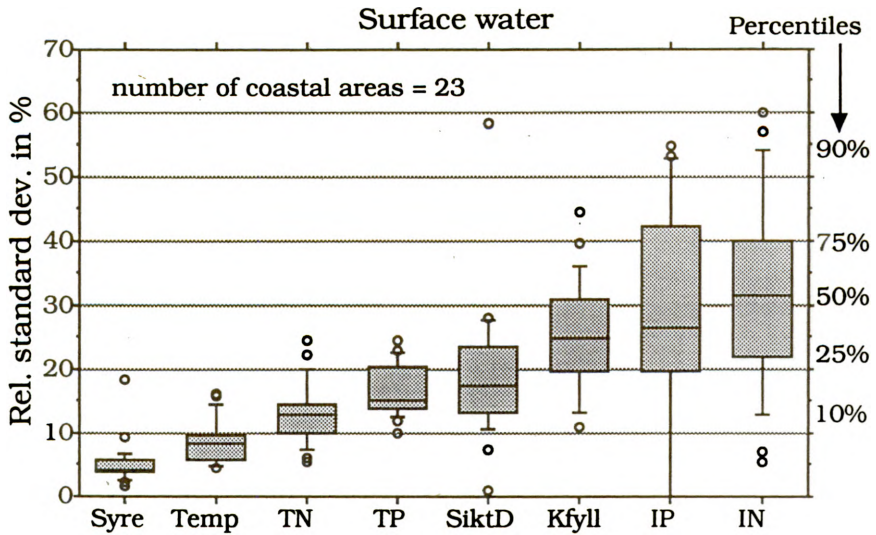


Fig. 5. Variationen inom våra 23 kustområden för olika vattenkvalitetsparametrar uttryckt som relativa standardavvikelsen ( $V=100*SD/MV$ ).

deller. Eftersom det kan finnas betydande osäkerheter vad gäller det empiriska materialets tillförlitlighet och representativitet, behöver det inte alltid vara fel på modellerna om inte modelldata stämmer med empiriska data. Det kan lika gärna vara brister i det empiriska materialet. Eftersom man sällan eller aldrig kan få fram empiriska data på ett fullständigt tillfredställande sätt, kan man heller aldrig få fram empiriska/ekometriska modeller som ger en 100%-ig förklaringsgrad. Det är dock alltid viktigt att ange modellernas förklaringsgrad eftersom det är stora skillnader på hur praktiskt användbara modeller är som ger t.ex. 50%-ig och 80%-ig förklaringsgrad.

#### Tids- och areakompatibla data

Variationsanalysen för vårt datamaterial visar (se Wallin et al., 1990) att parametrarna siktdjup (SiktD) och klorofyllhalt i ytvattnet (Kfyll) är mest områdestyppa av samtliga parametrar. Detta innebär att dessa parametrar varierar förhållandevis lite inom enskilda kustområden under produktionsperioden. Variationen mellan olika kustområden är för dessa parametrar signifikant större.

Ett annat viktigt steg i den ekometriska analysen är att testa vilka olika area- och tidskonstanter som gäller för olika parametrar och hur detta påverkar de modeller som tas fram. Alla dos- och känslighetsparametrar skall representera samma area och tid som gäller för den givna effektparametern. Detta har testats genom olika typer av regressioner exempelvis mellan parametrarna siktdjup (SiktD), klorofyll-a (Kfyll) och total-N (TN). Resultatet ges i fig. 7 och 8. Från dessa figurer kan konstateras att förklaringsgraden ( $r^2$ -värdet) vid regression mellan parametrarna SiktD, Kfyll och TN ökar från 0.3-0.5 till 0.8-0.9 då man successivt använder allt längre perioder för sina medelvärden. Detta indikerar att enstaka prover, eller data från enstaka dagar ger ett otillfredställande underlag för dessa vatten-

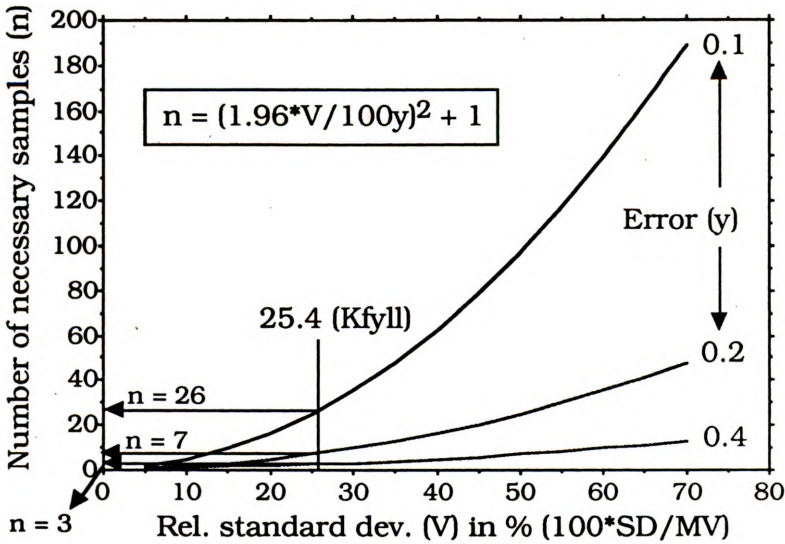


Fig. 6. Den generella samplingsformeln som illustrerar hur många prover som behöver analyseras (n) för att representativa medelvärden skall kunna fastställas med given statistisk säkerhet (felet, y, skall med 95% säkerhet vara under ett givet värde). Från Wallin et al. (1990).

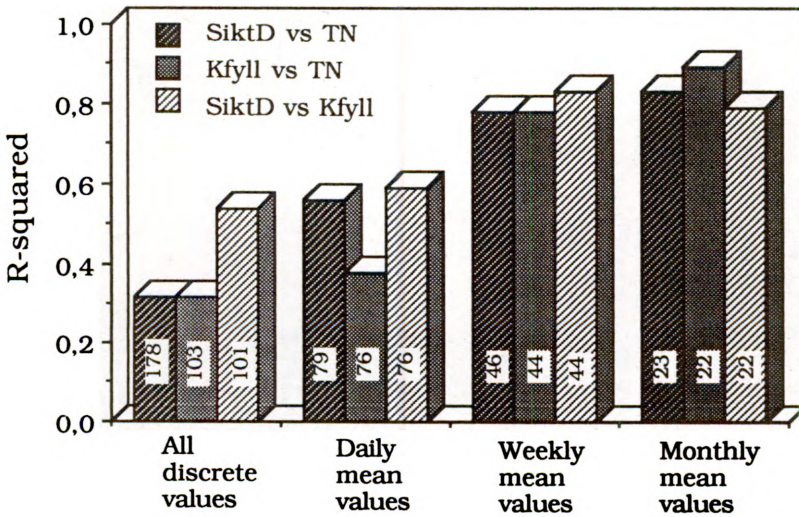


Fig. 7. Illustration av hur förklaringsgraden ( $r^2$ -värdet) vid regression mellan siktdjup (SiktD), klorofyll-a (Kfyll) och total-N (TN) ökar när medelvärdet bestäms från stegvis längre tidsperioder.

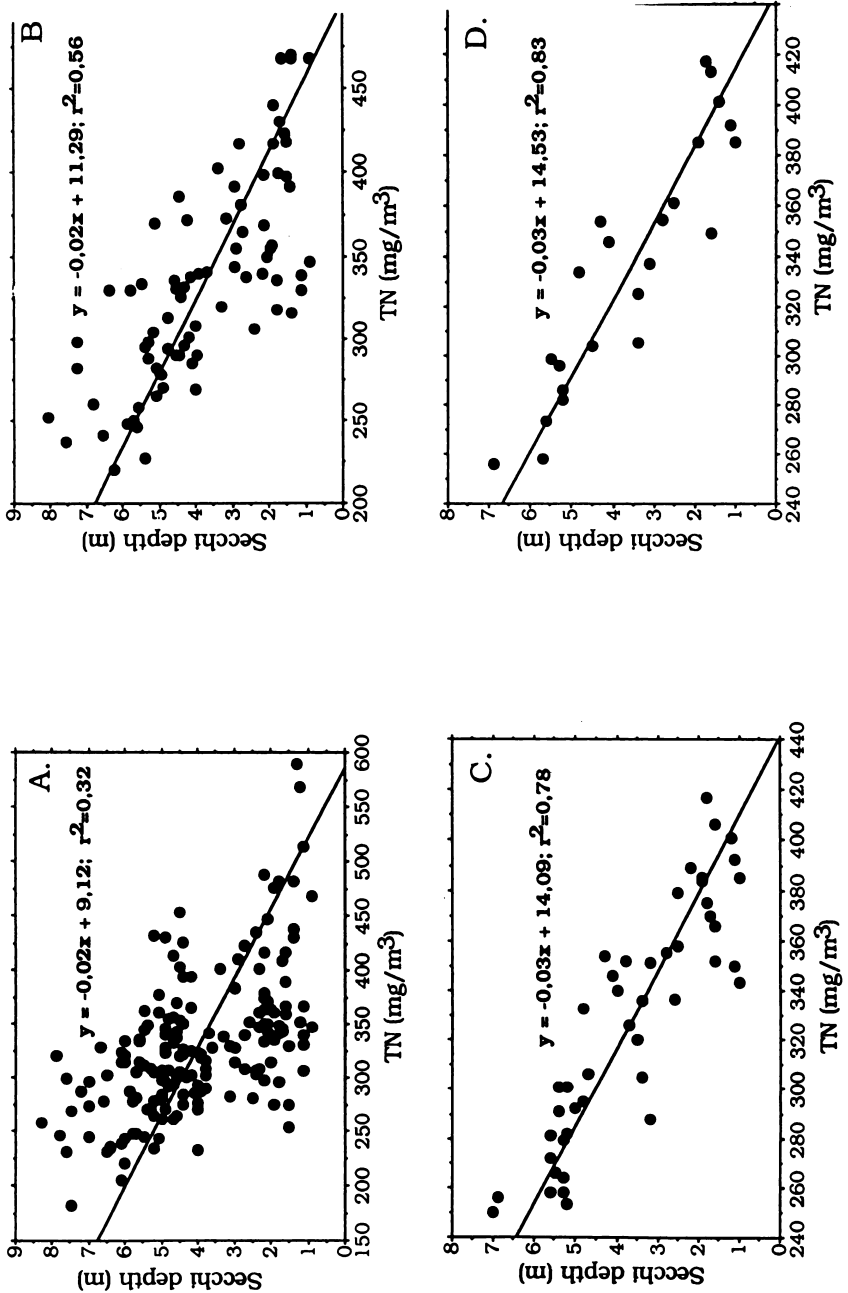


Fig. 8. En annan illustration av hur förklaringsgraden ( $r^2$ -värdet) vid regression mellan siktdjup (SikD) och total-N (TN) ökar när medelvärdet bestäms från stegvis längre perioder. A bygger på enstaka, diskreta värden, B bygger på dygnsmedelvärden, C på veckomedelvärden och D på månadsmedelvärden.

kvalitetsparametrar. Det behövs således provtagningar utspridda över en längre period, t.ex. en månad, för att man skall kunna täcka in den naturliga variationen hos olika vattenkvalitetsparametrar under produktionsperioden. Det är således olämpligt att bygga belastningsmodeller på diskreta värden om man vill ta fram modeller med hög förklaringsgrad och hög stabilitet.

### Multivariata regressioner

Det finns många olika typer av statistiska metoder för att göra multivariata analyser, t.ex. "cluster"-analys och SIMCA-analys. I detta sammanhang har vi främst använt stegvis multipel regressionsanalys som ett hjälpmedel för att ta fram belastningsmodeller. I denna artikel skall vi endast ge några exempel på belastningsmodeller som utgår från indirekta dosparametrar (dvs kväve- och fosforkoncentrationer i ytvatten).

I tabell 4 illustreras några resultat vad gäller siktdjup (SiktD) och klorofyllkoncentration i ytvatten (Kfyll) i förhållande till "ärvda" morfometriska känslighetsparametrar. Från tabellen kan noteras:

- 63% av variationen i siktdjup mellan våra 23 kustområden kan förklaras (rent statistiskt) med filterfaktorn (Ff) och medeldjupet (Dm; se Pilesjö et al., 1990 för definitioner). Variationen i klorofyll kan till 65% förklaras med strandflikigheten (Fl), topografiska öppenheten (E) och relativa djupet (Dr). Minst 60% av variationen hos SiktD och Kfyll beror således på kustområdenas "ärvda" egenskaper, d.v.s. morfometri och vatten/bottendynamik.

I tabell 5 ges på samma sätt en rangordning när också indirekta dosparametrar ingår i beräkningen. Vi kan notera från tabellen:

- Siktdjup (SiktD) och klorofyll (Kfyll) uppvisar ett nära samband med totalkvävehalten i ytvattnet (TN). Regression mellan SiktD och TN ger  $r^2$ -värdet 0.83 och regression mellan Kfyll och TN ger  $r^2$ -värdet 0.89. Även oorganiskt kväve (IN) korrelerar väl mot SiktD och Kfyll. De både fosforfraktionerna totalfosfor (TP) och oorganiskt fosfor (IP) har däremot klart sämre eller ingen signifikant korrelation med SiktD och Kfyll.

- 91% av variationen mellan våra kustområden vad gäller siktdjup (SiktD) kan kopplas till total-N (TN) som dosparameter och formfaktorn (Vd) och tvärsnittsarean (At) som känslighetsparametrar. I detta sammanhang skall vi påpeka att detta är statistiska samband, inte kausalsamband. För en vidare diskussion om varför dessa samband är logiska hänvisas till Wallin et al. (1990), eftersom den diskussionen ligger utanför ramarna för detta metodologiska arbete.

För att en belastningsmodell skall vara praktiskt användbar krävs ofta minst en 70% förklaringsgrad. De aktuella modellerna i tabell 5 uppfyller således detta krav mer än väl. Det bör vidare noteras att kustområdenas "ärvda" känslighet (t.ex. morfometri/bottendynamik) förklarar en stor del av variationen i effektparametrarna mellan de olika områdena.

För att kunna använda modellerna är det viktigt att men vet **modellförutsättningarna**. Dessa är:

Tabell 4. Resultat från stegvis multipel regressionsanalys för att statistiskt förklara variationen mellan kustområden vad gäller effektparametrarna siktdjup (SiktD) och klorofyll-a (Kfyll) då man enbart använder morfometriska känslighetsparametrar. Antalet kustområden anges (n), liksom regressionslinjens ekvation och  $r^2$ -värdet. De samband som givit högst  $r^2$ -värden har markerats med fetstil.

Ekvation	$r^2$	n
SiktD = 1.88*log Ff + 2.49	0.34	23
SiktD = 5.62*log Fl - 8.98	0.32	23
<b>SiktD = 2.31*log Ff - 0.37*Dm + 5.02</b>	<b>0.63</b>	<b>23</b>
SiktD = 1.60*log Ff + 4.70*log Fl - 7.84	0.57	23
Kfyll = -3.03*log Fl + 9.22	0.25	22
Kfyll = -33.05*1/Dmax + 4.06	0.20	22
Kfyll = -1.56*log Ff - 43.06*1/Dmax + 5.59	0.55	22
Kfyll = -1.35*log Ff + 0.20*Dm + 1.78	0.42	22
<b>Kfyll = -2.75*log Fl + 0.22*1/E + 0.37*Dr<sup>2</sup></b>	<b>0.65</b>	<b>22</b>

- De modeller som utvecklats i projektet kan endast tillämpas direkt på kustområden i Östersjön i storleksintervallet 1-14 km<sup>2</sup>.
- Modellerna gäller inte för kustområden som är påverkade av starka strömmar, tidvatten eller floder.
- Modellparametrarna måste ligga inom samma intervall som de empiriska parametrar som modellerna bygger på.
- Modellerna gäller för områdestypiska medelvärden för produktionsperioden (juni-sept.).

Belastningsmodellen i tabell 5 som ger siktdjupet (SiktD) som funktion av TN, Vd och At kan användas som illustrationsexempel för att rita ett belastningsdiagram.

### Belastningsdiagram

Belastningsdiagram illustrerar hur effekt-, dos- och känslighetsparametrar kan relateras till varandra (fig. 9). Från belastningsdiagrammet kan man direkt avläsa hur mycket dosen, i detta exempel koncentrationen total-N i µg/l, måste reduceras i ett givet kustområde för att negativa miljöeffekter skall kunna reduceras (i detta fall hur siktdjupet skall öka med ett visst värde).

Tabell 5. Resultat från stegvis multipel regressionsanalys för att statistiskt förklara variationen mellan kustområden vad gäller effektparametrarna sikt djup (SiktD) och klorofyll-a (Kfyll) då man använder såväl indirekta dosparametrar som morfometriska känslighetsparametrar. Antalet kustområden anges (n), liksom regressionslinjens ekvation och r<sup>2</sup>-värdet. Det samband som markerats med fetstil kommer att användas som belastningsmodell.

Ekvation	r <sup>2</sup>	n
SiktD = -0.033*TN + 14.53	0.83	23
SiktD = -0.033*TN - 3.30*√Vd + 17.94	0.88	23
SiktD = -0.036*TN + 0.049*Dmax + 14.64	0.87	23
SiktD = -0.028*TN + 0.72*log Ff + 12.78	0.86	23
<b>SiktD = -0.032*TN - 3.06*√Vd + 6.55*√At + 16.82</b>	<b>0.91</b>	<b>23</b>
SiktD = -0.033*TN - 3.89*√Vd - 0.75*log Ty + 18.80	0.90	23
SiktD = -0.032*TN - 4.00*√Vd + 1.38*E + 17.70	0.90	23
<b>Kfyll = 0.021*TN - 4.38</b>	<b>0.89</b>	<b>22</b>

Med belastningsmodeller och belastningsdiagram är det möjligt att i såväl kvalitativa som kvantitativa termer avgöra vilka kustområden som är lämpliga eller olämpliga för t.ex. kassodling av fisk.

Syftet med de belastningsmodeller och kustekologiska samband som tagits fram i vårt projekt och exemplifierats i denna artikel är att de skall kunna användas i praktisk kustvattenplanering, t.ex. på kommunal- och/eller länsstyrelsenivå. För att kunna sköta detta på ett naturvetenskapligt adekvat sätt krävs inte bara formler, modeller och tillförlitliga empiriska data, utan också "trafikregler". En tjänsteman på t.ex. en länsstyrelse som önskar använda belastningsmodellerna i praktiken behöver inte kunna alla detaljer kring hur parametrar och modeller tagits fram och definieras, däremot måste han/hon förstå under vilka förutsättningar som modellerna kan och inte kan användas. En forskare däremot, som t.ex. vill förbättra eller kritisera modellerna, måste veta alla detaljer om hur de har tagits fram och definierats. Ett sätt att missbruka belastningsmodellerna är således att "köra på" utan hänsyn till "trafikreglerna". Vi har därför haft ambitionen att presentera dels detaljerna kring framtagandet av belastningsmodellerna och dels vilka förutsättningar och begränsningar som gäller, samt ge praktiska exempel på hur man kan tillämpa resultaten.

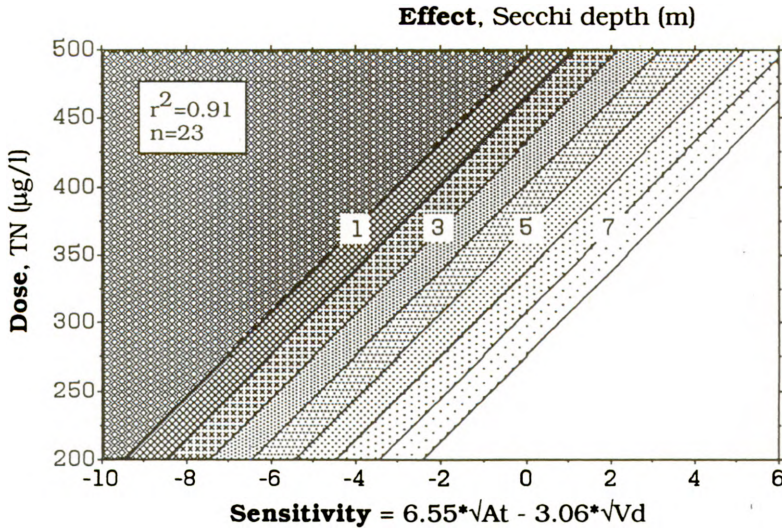


Fig. 9. Ett belastningsdiagram för siktdjupet (SiktD som effektparameter) där total-N uttrycker närsaltsdosen och en funktion av formfaktorn (Vd) och tvärsnittsaren (At) uttrycker områdekänsligheten.

### Referenser

- Håkanson, L., 1990a. An operative system for environmental consequence analysis for aquatic ecosystems. - In: Giesy, J.P. et al. (eds), *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants*, Lewis Publishers, Michigan, pp. 365-390.
- Håkanson, L., 1990b Considerations on representative water quality data. - Manuscript. Dept. of Hydrology, Uppsala univ.
- Håkanson, L., Kulinski, I. & Kvarnäs, H., 1984. Vattendynamik och botten dynamik i kustzonen. - SNV PM 1905, 228 sid.
- Håkanson, L., Ervik, A., Mäkinen, T. & Möller, B, 1988. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. - Nordic Council of Ministers, NORD88:90, Copenhagen, 103 p.
- Håkanson, L. & Rosenberg, R., 1985. Praktisk kustekologi. - SNV PM 1987, Solna, 110 sid.
- Håkanson, L., Borg, H. & Uhrberg, R., 1990. Reliability of analyses of Hg, Fe, Ca, K, P, pH, alkalinity, conductivity, hardness and colour from lakes. - Accepted for publ. in *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*

OECD, 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. - OECD, Paris, 154 p.

Pilesjö, P., Persson, J. & Håkanson, L., 1990. Digital sjökortsinformation för beräkning av kustmorfometriska parametrar och ytvattnets utbytetid. - Uppsala univ., Naturgeografiska inst. (manus).

Rosenberg, R. (ed.), 1986. Eutrophication in marine waters surrounding Sweden. - SNV Report 3054, Solna, 137 p.

Vollenweider, R., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. - Rep. OECD/DAS/SCI/ 68.27, Paris, 192 p.

Wallin, M., Håkanson, L. och Persson, J., 1990. Eutrofiering av kustvatten. Belastningsmodeller för närsalter. - Uppsala univ., Naturgeografiska inst., 224 sid.

## ETT OPERATIVT SYSTEM FÖR KUSTVATTENPLANERING An Operative System for Coastal Water Planning

av JOHAN PERSSON och LARS HÅKANSON, Uppsala universitet, avd. f. Hydrologi, V. Ågatan 24, S-753 09 Uppsala, Sverige.

### Abstract

The intention with this paper is to present and discuss some results from the project "The Coast As a Natural Resource". The overall aim of the project has been to attempt to develop new scientific criteria, methods and models for the planning of coastal waters. One hypothesis in this work is that the morphometry of the coast plays a significant role in how the water system functions ecologically, e.g. as a receiver of industrial and urban pollution and in response to various forms of aquaculture. In contexts of aquatic management, it is both a challenge and a necessity to try to extract as much information and knowledge as possible from the data that is available. The bathymetric map is a most important source of information - not just on depth conditions. A digital technique to transfer information from standard bathymetric maps into morphometric parameters expressing various characteristics of the coast has been developed. Empirical data on ecological so-called key parameters such as surface and deep water retention times and bottom dynamic conditions has been collected from defined coastal areas in the Baltic sea with varying morphometry. Predictive models on these ecological key parameters has been derived by using the empirical data set and the morphometric parameters. In the operative system, digital information can be transferred to morphometric parameters, two- and three-dimensional maps and to these ecological key parameters. With this new system, objective and reliable methods are now available to quantify, e.g. the sensitivity of different coastal areas to nutrient loads, from just information from a digitalized bathymetric map.

### Bakgrund och syfte

Kustzonen är en viktig men också ofta en känslig naturresurs. På land finns en lång tradition att använda naturvetenskaplig information i planeringssammanhang. Kravet på att ta fram tillfredsställande naturvetenskapliga kriterier och metoder för planering av vattenresurser är redan stora och kan antas komma att växa i framtiden. Det finns många anledningar att förbättra detta kunskapsunderlag, t.ex.:

- Krav från industrier att använda vattnet som recipient för avloppsvatten konkurrerar ofta med krav från yrkesfiskare, fiskodlare och människor som använder området för rekreation, etc.
- Kustzonen kan fungera som ett filter för utsläpp av t.ex. närsalter från punktkällor. Vattenutbyte och botten dynamik är då av avgörande betydelse för miljöeffekterna i enskilda kustområden och för hur mycket av föroreningarna från landbaserade verksamheter som passerar kusten och når öppna havet. Vad som händer i kustzonen har således ofta stor betydelse för vad som sker i havet.
- Den svenska kustzonen har generellt en hög biologisk produktion, ett stort biologiskt

värde, och fungerar som "barnkammare och skafferi" för många arter som lever i såväl kusten som i det utanförliggande havet (se Håkanson och Rosenberg, 1985).

För att kunna göra en miljöeffektsbedömning i ett kustområde måste man veta hur känsligt området är för t.ex. olika typer av belastningar, exempelvis närsalter, som kan ge upphov till eutrofieringseffekter i form av förhöjd primärproduktion och i slutändan negativa effekter som försämrat siktdjup och ökad risk för syrgasbrist i bottenvattnet. Ett områdes känslighet kan uttryckas som en funktion av flera faktorer, t.ex.:

- Vattenomsättning; ytvattnets och djupvattnets utbyttestider.
- Bottendynamiska förhållanden, dvs. fördelningen mellan olika sedimenttyper (t.ex. hur stor del av bottenarna som utgörs av finsediment).
- Kustområdets morfometri; viktiga parametrar är t.ex. volym, medeldjup och topografisk öppenhet.

Syftet med denna artikel är att presentera och diskutera några resultat från projektet "Kusten som naturresurs" där den övergripande målsättningen varit att ta fram nya vetenskapliga kriterier, metoder och modeller för kustvattenplanering (se Wallin et al., 1990; Pilesjö et al., 1990). I artikeln presenteras ett nytt operativt system för beräkning av morfometriska data, vattenutbyte och bottendynamiska förhållanden för definierade kustområden. Metoden, som kräver en persondator och ett digitaliseringsbord, utgår från information från vanliga sjökort. Nya empiriska modeller för djupvattnets karakteristiska utbyttestid och bottendynamiska förhållanden presenteras också liksom vilka modellförutsättningar som gäller.

Syftet är att de metoder som utvecklats i projektet (se Pilesjö et al., 1990; Wallin et al., 1990) ska kunna användas i praktisk kustvattenplanering, t.ex. på kommunal- och/eller länsstyrelsenivå.

## Det operativa systemet

I planeringssammanhang är det både en utmaning och en nödvändighet att på kort tid och med små resurser försöka få ut så mycket information och kunskap som möjligt ur tillgängliga data. En mycket viktig informationskälla vid kustvattenplanering är sjökortet, inte bara vad gäller djupinformationen. Ide'n bakom det operativa systemet är att "avlocka" sjökortet på mesta möjliga information för olika typer av kustvattenplanering. Är man intresserad av att veta vilket av flera kustområden som är lämpligt för t.ex. kassodling av fisk, men data på vattenutbyte och dominerande bottenotyp saknas (se Håkanson och Rosenberg, 1985), ska det operativa systemet kunna användas för att göra en första bedömning.

En grundhypotes i projektet är att morfometrin, dvs. hur kustområdet faktiskt ser ut, spelar en stor roll för hur området fungerar ekologiskt, t.ex. som recipient för industriella eller kommunala utsläpp eller för olika former av vattenbruk. Eftersom det är både tidsödande och kostsamt att genom fältmätningar bestämma s.k. kustekologiska nyckelparametrar, som ytvattnets och djupvattnets utbyttestider och utbredningen av olika botten typer, vore det fördelaktigt om man grovt kunde förutsäga dessa utifrån empiriska modeller som bygger på enkla morfometriska parametrar, som t.ex. medeldjup och vattenytans area. Utbyttestider

uttryckta på detta sätt genom enkla modeller som bygger på morfometriska data kan betraktas som ventilationskonstanter för ytvattnet respektive djupvattnet, eftersom de speglar kopplingen till kustens konstanta morfometri och inte till det variabla vattenutbytet. Målsättningen har således varit att ta fram modeller för de ekologiska nyckelparametrarna som enbart bygger på morfometriska parametrar, dvs. enbart på sjökortsinformation. Det ska påpekas att dessa modeller endast ger värden på karaktäristiska utbytestider (=ventilationskonstanter) samt grova mått på storleksordningen på den procentuella fördelningen mellan olika botten typer (erosion, transport eller ackumulat ion).

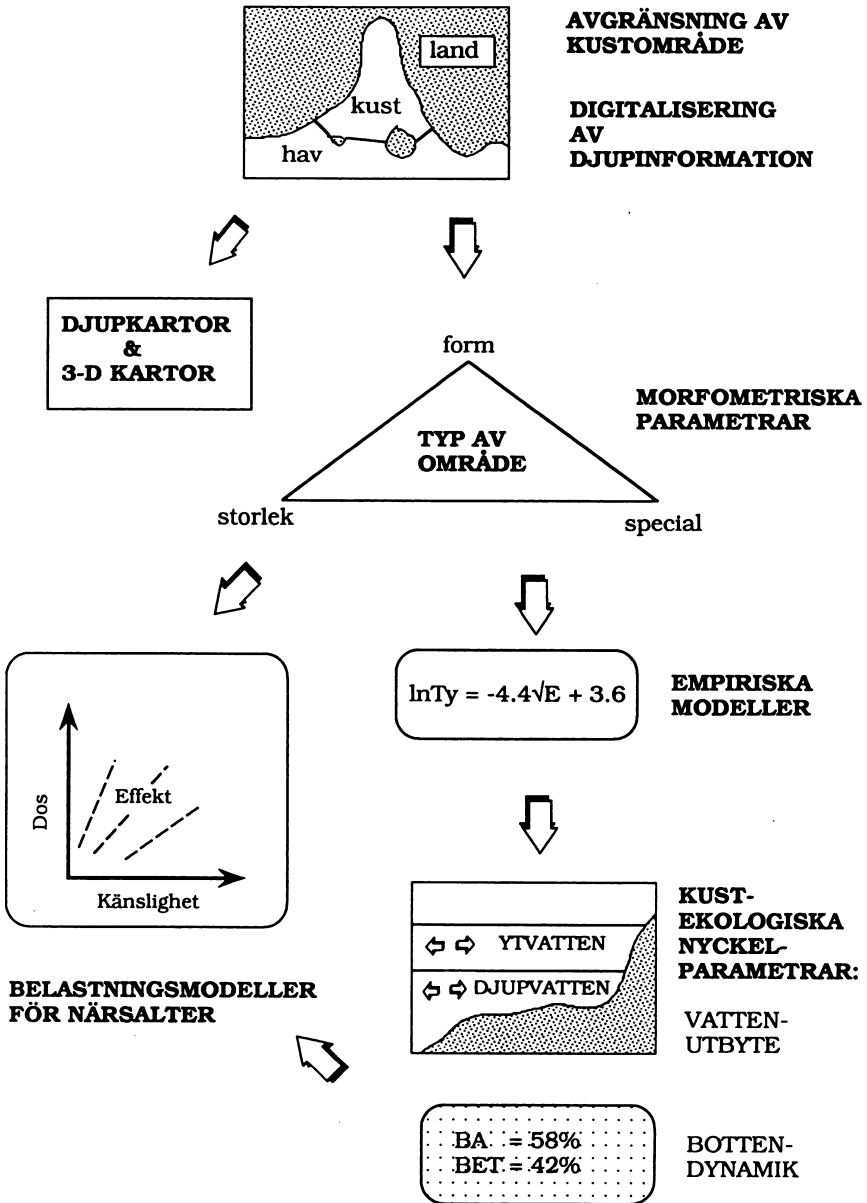
Hittills har morfometriska parametrar normalt beräknats för hand, vilket är tidskrävande och ger en begränsad noggrannhet. Dessutom kan resultaten bli tämligen subjektiva, dvs. jämförelser mellan parametrar beräknade av olika personer kan bli olika. I Pilesjö et al. (1990) har en mer objektiv, datorbaserad metod för beräkning av morfometriska parametrar presenterats. I denna artikel kommer vi att presentera ett system där den datorbaserade metoden kommer att användas för att snabbt och enkelt överföra digital sjökortsinformation till morfometriska parametrar som beskriver kustens utseende och form (t.ex. volym, medeldjup och tvärsnittsarea), till två- och tredimensionella kartor och till kustekologiska nyckelparametrar, som kan användas som instrument vid kustvattenplanering. Dessa morfometriska och kustekologiska parametrar kan även användas i belastningsmodeller för närsalter (se Wallin et al., 1990). För definitioner av morfometriska parametrar, se Pilesjö et al. (1990).

Tillförlitligheten i morfometriska data beror på sjökortens noggrannhet, vilken i sin tur beror på sjömätningarnas intensitet och noggrannhet. Endast ca 15% av de svenska farvattnen är sjömäta med moderna metoder som parallellodning och ramning (Sjöfartsverket, 1989). Sjökort med områden som är mätta med äldre metoder, typ handlodning, är vanligtvis mindre exakta (p.g.a. att det ofta är glest mellan mätpunkterna) men absolut inte obrukbara i dessa sammanhang. Huvudsyftet med dagens sjömätningar är naturligtvis att göra farvattnen säkrare för sjöfarten genom att t.ex. kartlägga grund som tidigare ej funnits markerade, snarare än att mer exakt mäta in djupare delar. Därför torde nya sjömätningar inte påverka noggrannheten i parametrar som vattenvolym, topografisk öppenhet m.m. i alltför stor utsträckning. Ett annat problem är att vissa områden är känsliga ur bl.a. militär synvinkel, varför djupinformation i dessa områden ofta är ofullständigt redovisade.

Arbetsgången i det operativa systemet illustreras översiktligt i figur 1. Först läggs sjökortet på ett digitaliseringsbord som är kopplat till en vanlig personator. Sedan digitaliseras strandlinjer och djupvärden, som lagras i datorn och bearbetas av programvaran. Därefter kan man välja att plotta djupkartor eller tredimensionella kartor över olika definierade kustområden, eller beräkna morfometriska parametrar. Man kan då beräkna allt från storleksparametrar (t.ex. vattenytans area, volym och maximalt djup) till formparametrar (t.ex. medeldjup, relativt djup och kustmedelbredd) och specialparametrar som topografisk öppenhet och filterfaktor.

De morfometriska parametrarna har sedan använts i modeller för ytvattnets och djupvattnets utbytestider och utbredningen av olika botten typer, s.k. bottendynamiska förhållanden. De kustekologiska nyckelparametrarna samt de viktigaste morfometriska parametrarna presenteras i tabell 1.

Det empiriska datamaterialet på djupvattenutbyte och bottendynamiska förhållanden har inhämtats genom omfattande, direkta mätningar i olika kustområden under 1986 till 1989. Hur



Figur 1. Schematisk illustration av arbetsgången i det operativa systemet.

Tabell 1. De kustekologiska nyckelparametrarna och de viktigaste morfometriska parametrarna (storleks-, form- och specialparametrar).

Symbol	Parameter
<b>Ekologiska nyckelparametrar</b>	
Ty	Ytvattnets karakteristiska utbytestid (dygn)
Td	Djupvattnets karakteristiska utbytestid (dygn)
BA	Andelen ackumulationsbottnar (%)
BET	Andelen erosion- och transportbottnar
<b>Storleksparametrar</b>	
Ins	Ötättheten (%)
A	Totala arean (km <sup>2</sup> )
a	Vattenytans area (km <sup>2</sup> )
At	Tvårsnittarean (km <sup>2</sup> )
Ab	Bottenarean (km <sup>2</sup> )
<b>Formparametrar</b>	
Dm	Medeldjupet (m)
Dr	Relativa djupet (%)
xm	Medellutningen (%)
Vd	Volymutvecklingen (dim. lös)
<b>Specialparametrar</b>	
E	Topografiska öppenheten (dim. lös)
Ea	Enkla öppenheten (dim. lös)
Mff	Medelfilterfaktorn (km <sup>3</sup> )
ODm	Medeldjupet under språngskiktet (m)
Oxm	Medellutningen under språngskiktet (%)
Oa	Vattenytans area under språngskiktet (km <sup>2</sup> )

modellerna tagits fram och vilka modellförutsättningar som gäller presenteras i de efterföljande avsnitten.

## Allmänt om vattenutbyte

Att känna till vattenomsättningen i ett kustområde är viktigt i många sammanhang, t.ex.:

- Koncentrationer av exempelvis gifter eller närsalter från punktutsläpp i kustrecipienter kan inte beräknas om inte vattenomsättningen i recipienten är känd.
- Kustområden med snabbt vattenutbyte har en helt annan ekologisk karaktär än områden med långsamt vattenutbyte.
- Djupvattenutbytet har stor betydelse för syrgastäringen/syrgasstatusen i bottenvattnet (Stigebrandt och Aure, 1989).

Med traditionella empiriska metoder är det ofta både kostsamt och tidsödande att bestämma vattenomsättningen (se Håkanson et al., 1984).

Omstedt (1989) har presenterat en genomgång av olika matematiska modeller för bestämning av vattenutbytet som tillämpats på bl.a. Östersjön. I rapporten konstateras att modellerna ofta saknar verifiering från fältexperiment varför dessa ännu inte bör utnyttjas i t.ex. kustplaneringssammanhang. I en studie av utbytet mellan en lokal Östersjörecipient, Himmerfjärden, och kustzonen (Engqvist och Omstedt, 1989) kunde man bland annat konstatera, att för att beskriva utbytet bättre behövde man öka mätfrekvensen i kustzonen från var fjortonde dag till upp till dagliga mätningar. Matematiska modeller är ofta svåra att använda i ekologiska sammanhang, då t.ex. karakteristiska värden på vattenutbytet söks snarare än ingående beskrivningar av vattenutbytets variation i tid och rum. För en kustplanerare är det ofta angeläget att på kort tid och med små ekonomiska medel få en god uppskattning av storleksordningen på vattenutbytet.

Begreppen vattenomsättning och utbytestid är egentligen fysikaliska begrepp som kan definieras utifrån den grundläggande massbalansekvationen. I detta sammanhang, där vi försöker uppskatta den karakteristiska utbytestiden med hjälp av morfometriska data, skulle man, som framhållits, lika gärna kunna kalla utbytestiden för kustområdets "ventilationskonstant" eller liknande.

I följande två avsnitt presenteras modeller för ytvattnets och djupvattnets karakteristiska utbytestider. Gemensamt för dessa modeller är att:

- \* De endast gäller under produktionsperioden (maj-okt.), när ytvattnet och djupvattnet är åtskilda av ett temperatursprångskikt.
- \* De inte gäller i kustområden som är påverkade av tidvatten.

### Ytvattnets karakteristiska utbytestid

Håkanson et al. (1984) har presenterat en modell för ytvattnets karakteristiska utbytestid som bygger på de morfometriska parametrarna topografisk öppenhet och kustmedelbredd. Modellen bygger således på grundhypotesen att kustområdets morfometri är en viktig reglerfaktor för vattenutbytet. Modellen är endast tillämpbar för kustområden som är i stort sett opåverkade av tidvatten, starka kustströmmar och tillrinnande vattendrag.

Den nya datoriserade metoden att beräkna morfometriska parametrar innebär att man på väsentligt kortare tid får mer objektiva och tillförlitliga resultat jämfört med den manuella metoden. Med resultat från den nya datoriserade metoden och ett nytt sätt att avgränsa områden har den gamla modellen reviderats. En mer ingående beskrivning av de nya modellerna och hur dessa tagits fram finns i Pilesjö et al. (1990). Empiriska värden på ytvattnets utbytestid (medianvärden) för 20 svenska kustområden har hämtats från Håkanson et al. (1984). Sex av dessa områden har utelutits eftersom vattenutbytet i dessa till stor del påverkas av sötvattentillförsel eller speciella strömförhållanden. Resultatet från den statistiska bearbetningen blev tre nya modeller, där de två bästa är följande:

$$\ln(T_y) = -4.36 \cdot \sqrt{E} + 3.55 \quad (1)$$

( $r^2 = 0.97$ ,  $n=14$ )

och

$$\ln(Ty) = -4.33 \cdot \sqrt{Ea} + 3.49 \quad (2)$$

$(r^2 = 0.93, n=14)$

där Ty = ytvattnets utbytestid (=ventilationskonstant; dygn),  
 E = topografiska öppenheten (dim. lös),  
 Ea = enkla öppenheten som lätt kan bestämmas för hand genom  
 att uppskatta vattenytans area och tvärsnittsarean (dim. lös). Se Pilesjö et al.  
 (1990) för definition.

Modellerna (1) och (2) gäller för kustområden som har en storlek av 1-200 km<sup>2</sup> och där inte vattenutbytet påverkas av sötvattentillförsel eller speciella strömförhållanden. Vidare gäller att öppenheten (E) bör ligga i intervallet 0.02-1.38 och enkla öppenheten (Ea) i intervallet 0.02-1.39.

Ytvattenutbytet i strömsatta, långsmala områden på 1-200 km<sup>2</sup> i Östersjöns kustzon torde generellt vara ca 2-5 dygn (Pilesjö et al., 1990).

Ytvattnets utbytestid beror således av den topografiska öppenheten - ju större värde på E (eller Ea) desto snabbare vattenutbyte. Många andra morfometriska parametrar som också skulle kunna påverka Ty har testats, men ingen annan parameter har statistiskt kunnat förklara variationer i empiriskt uppmätta Ty-värden mellan olika kustområden lika bra som just den topografiska öppenheten.

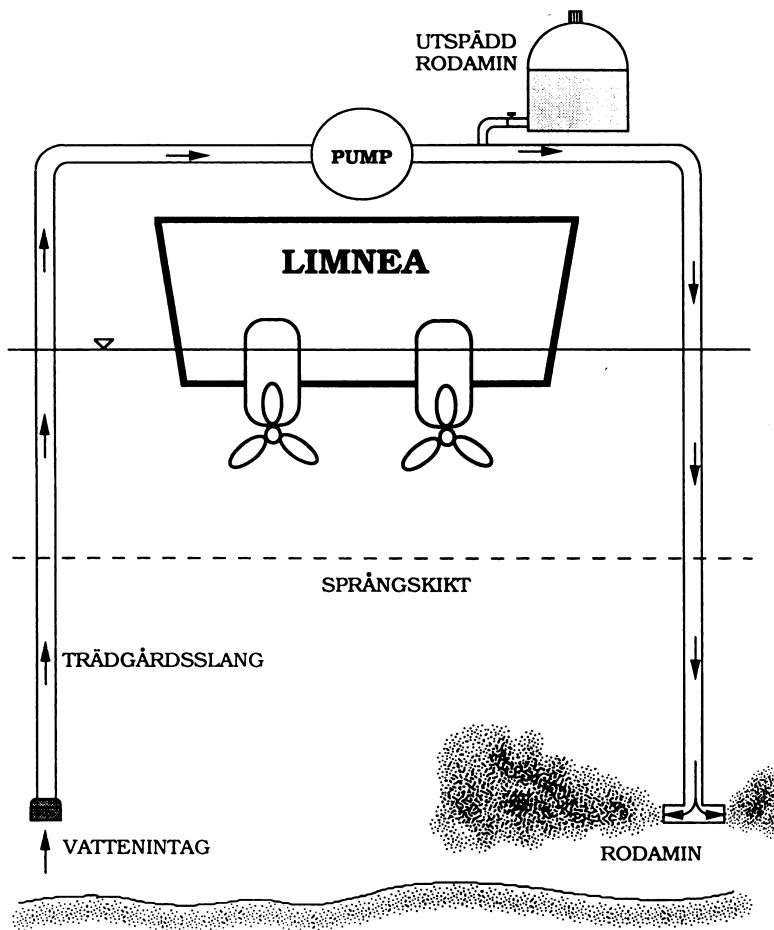
Modell (1) är naturligtvis den bästa, vilket framgår av att förklaringsgraden (r<sup>2</sup>-värdet) är hela 97%, men den kräver tillgång till den datorbaserade metoden varför vi även tagit fram modell (2), där Ty enkelt kan bestämmas manuellt (se Pilesjö et al., 1990).

## Djupvattnets karakteristiska utbytestid

Empiriska mätningar av djupvattnets utbytestid har gjorts med ett fluorescerande färgämne i Östergötlands skärgård (1986), Blekinge skärgård (1987), Åbolands skärgård i sydvästra Finland (1988) och Östhammars skärgård i Uppland (1989). Det färgämne som använts går under det kommersiella namnet Rodamin B. Det är ett starkt fluorescerande färgämne som kan detekteras även vid mycket låga koncentrationer. Det har vidare en tillräckligt långsam nedbrytningshastighet för att vara användbart i dessa sammanhang. Som en tumregel har en dos på i storleksordningen 1 mg rodamin/m<sup>3</sup> vatten använts.

I djuphålan i varje kustområde har vatten pumpats upp från ca 1 m ovan botten till provtagningsbåten där utspädd rodamin (en blandning av rodamin, vatten och etanol, som avsevärt förbättrar lösbarheten på rodaminet) tillförts via en grenkoppling och sedan pumpats ner under språngskiktet och spridits horisontellt ca 1 m ovanför botten. Detta illustreras i figur 2.

Rodaminmolnets spridning har sedan karterats, både i horisontell och vertikal riktning, med en s.k. Q-fluorimeter (Q-Instrument Aps). Fluorimetern, som under mätningarna varit kopplad till en XY-skrivare, har sänkts ner från ytan till botten så att koncentrationer registrerats



Figur 2. Illustration av rodaminutläggning i bottenvattnet.

kontinuerligt i vertikalled. Medelkoncentrationer för varje skikt i vattenmassan (tvåmetersintervall) har beräknats vid varje mättillfälle. Rodaminmolnets utbredning för varje skikt har ritats in på kartor där sedan areorna för dessa skikt har beräknats. Dessa areor har multiplicerats med skiktjockleken (2 m) så att volymen för varje skikt erhållits. Volymen multiplicerad med medelkoncentrationen har givit mängden rodamin i varje skikt. Genom att summera rodaminmängden för varje skikt har den totala mängden i området fastställts. Från skillnaden i rodaminmängd vid olika mättillfällen samt tiden mellan mättillfällena kan djupvattnets utbytestid beräknas ur ekvation (3; se Håkanson et al., 1984):

$$T = -dt/\ln(C(t)/C(t-1)) \quad (3)$$

där  $T$  = utbytestiden (dygn),  
 $dt$  = tiden mellan måttillfällena (dygn),  
 $C(t)$  = mängden av färgämnet efter tiden  $t$  (l),  
 $C(t-1)$  = mängden av färgämnet vid föregående  
 måttillfälle (l).

För varje område har ett antal utbytestider beräknats av vilka medianvärdena sedan använts i modellberäkningarna. Totalt har data från 15 kustområden använts i den statistiska analysen.

Den statistiska metod som använts för att ta fram en modell för djupvattnets karakteristiska utbytestid är huvudsakligen stegvis multipel regression. Modellen bygger på fyra parametrar och ser ut på följande sätt:

$$\ln(Td) = -1.59 * e^{MFf} - 14.88 * 1/xm - 3.37 * \sqrt{E} - 2.17 * 1/Vd + 12.76 \quad (4)$$

( $r^2 = 0.87$ ,  $n=15$ )

där  $Td$  = djupvattnets utbytestid (=ventilationskonstant; dygn),  
 $MFf$  = medelfilterfaktorn ( $\text{km}^3$ ),  
 $xm$  = medellutningen (%),  
 $E$  = topografiska öppenheten (dim. lös),  
 $Vd$  = volymutvecklingen (dim. lös).

Medelfilterfaktorn är filterfaktorn (som beskrivits i Pilesjö et al., 1990) delad med antalet öppningar. Medelfilterfaktorn beskriver förhållandena utanför själva kustområdet (öar eller öppet hav). Övriga morfometriska parametrar beskriver förhållandena inne i själva området.

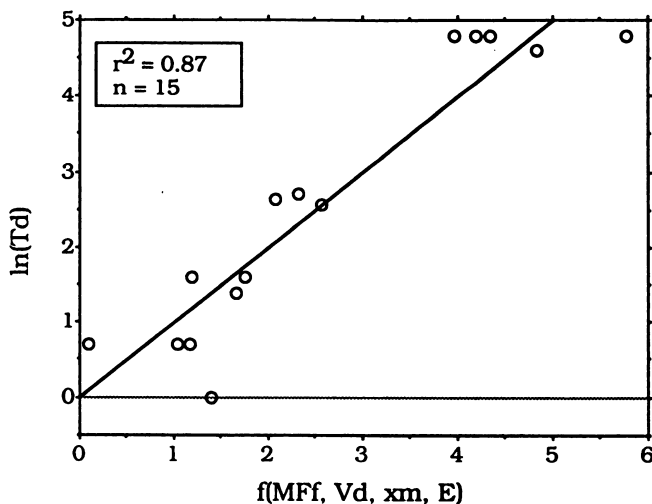
För att kunna använda modell (4) är det viktigt att känna till modellförutsättningarna. Dessa är:

- \* Modellen gäller för kustområden som ligger i storleksintervallet 1.3-13.6  $\text{km}^2$ .
- \* Modellparametrarna bör ligga inom samma intervall som de parametrar som den empiriska modellen bygger på. För denna modell gäller följande intervall:  $MFf = 0.05-1.09$ ,  $xm = 2.71-6.88$ ,  $E = 0.03-0.73$ ,  $Vd = 0.62-1.45$ .

Sambandet mellan  $\ln(Td)$  och en funktion av de morfometriska parametrarna (se ekvation 4) samt regressionslinjen ges i figur 3.

Modell (4) visar således att:

- $Td$  ökar då medelfilterfaktorn ( $MFf$ ) minskar, dvs. ju glesare skärgård utanför kustområdet desto mindre energi från havet "filtreras" bort.
- $Td$  ökar då medellutningen ( $xm$ ) ökar.
- $Td$  minskar då topografiska öppenheten ( $E$ ) ökar, dvs. ju mer öppet området är, desto kortare utbytestider.



Figur 3. Sambandet mellan den naturliga logaritmen för djupvattnets utbytestid ( $\ln(Td)$ ) och en funktion av de morfometriska parametrarna medelfilterfaktorn (MFf), medellutningen ( $x_m$ ), topografiska öppenheten (E) och volymutvecklingen (Vd) samt regressionslinjen.

- Td ökar då volymutvecklingen (Vd) ökar. Vd är ett mått på fördelningen mellan djup- respektive grundområden.

### Bottendynamiska förhållanden

De bottendynamiska förhållanden definieras här från det mest lätttrörliga finmaterialet (<0.06 mm), som också har speciell ekologisk relevans genom att det generellt har stor förmåga att binda olika typer av föroreningar (Håkanson, 1977):

- **Erosionsbottnar**, BE, dvs. områden där grovmaterial (>0.06 mm) dominerar.
- **Transportbottnar**, BT, dvs. områden med oregelbunden avsättning och borttransport av finmaterial och blandade sediment.
- **Akkumulationsbottnar**, BA, dvs. områden med kontinuerlig avsättning av det mest lätttrörliga finmaterialet.

I fortsättningen kommer vi endast att skilja mellan erosions-/transportbottnar (BET) och akkumulationsbottnar (BA). BET är således lika med 100 - BA.

Att känna till vilka botten typer som dominerar i ett kustområde och var de olika botten typerna finns är viktigt i många sammanhang, t.ex.:

- Vid bedömning av effekter av närsaltbelastningar. I projektet har speciellt intresse riktats mot de kopplingar som finns mellan bottendynamiska förhållanden, materialomsättning, omsättning av närsalter och intern närsaltbelastning (se Wallin et al., 1990).

- Vid lokalisering av fiskodlingar. Om en kassodling placeras över en erosions- och/eller en transportbotten minimeras risken för att syreförbrukande organiskt material skall samlas under odlingen. Materialet från kassen kommer istället att spridas till intilliggande vatten och sediment. Om kassen däremot placeras över en ackumulationsbotten kommer spridningen till omgivande områden att bli mindre. Syrgasproblemen kommer att accentueras om djupvattnets utbytestid är lång. Om syrgasbrist uppstår i sedimenten under odlingen kan detta leda till bildning av svavelväte, som kan döda fisken i odlingen. Detta är problem som alltså spelar stor roll såväl för den som producerar fisk som för effekterna i recipienten (se Enell och Löf, 1983).
- Vid dumpning av kontaminerade muddermassor. Dessa bör i princip alltid dumpas på ackumulationsbottnar för att förhindra spridning i vattenmassan och till intilliggande kustområden (se Blomqvist, 1982).

Det empiriska underlaget för de bottendynamiska förhållandena har till största delen tagits fram inom projektet. De kustområden som ingått i provtagningsprogrammet är Östergötlands skärgård (5 delområden), Blekinges kust (7 delområden), Åbolands skärgård i sydvästra Finland (10 delområden) och Östhammars skärgård i Uppland (8 delområden). Dessutom har data samlats in från olika "externa" kustområden (Håkanson et al., 1984; Edlund och Kemi, 1986; Eklund och Hietanen, 1986; Malmer och Sundberg, 1986), nämligen Strömstadregionen (3 delområden), Öregrundsområdet (2 delområden) samt Umeåområdet (4 delområden). Fördelningen mellan olika botten typer har således bestämts i totalt 39 delområden. Alla dessa har ekolodats i jämn fart längs ett antal lodningslinjer. Lodningstätheten har varierat beroende på områdenas morfometriska karaktär: Regelbundna områden har krävt avsevärt färre lodningslinjer än oregelbundna. På ekogrammen, dvs. ekolodsremsorna, kan olika botten typer identifieras eftersom mjukbottnar ger helt andra ekon än hårdbottnar.

Ibland kan det dock vara svårt att utvärdera ekogrammen, särskilt i områden som domineras av transportbottnar. För att "kalibrera" lodlinjer som ej givit så distinkta utslag har även ytsedimentprover (0-1 cm) tagits. Dessa har sedan analyserats med avseende på vattenhalt och glödgningsförlust för att kunna avgöra botten typ (se Håkanson och Jansson, 1983).

Utifrån ekogrammen och ytsedimentanalyserna har sedan bottendynamiska kartor framställts. Det bör poängteras att metodiken innebär interpolering mellan provtagningslokaler, varför de bottendynamiska kartorna endast ger de stora dragen vad gäller utbredningen av olika botten typer.

Andelen ackumulations- respektive erosions-/transportbottnar har sedan mätts och angivits i procent av vattenytans area.

I SNV:s kustprojekt (Håkanson et al., 1984) presenterades också modeller för bottendynamiken, där det empiriska underlaget omfattade 9 områden. Dessa modeller har reviderats genom att det empiriska datamaterialet utökats till att omfatta 39 områden samt att morfometrin har beräknats med den nya digitala metoden. Också här har huvudsakligen stegvis multipel regression använts i den statistiska bearbetningen. Två olika modeller har tagits fram, en för områden i direktkontakt med öppna havet och en för områden omgivna av skärgård (där den mellanliggande skärgården alltså fungerar som ett "energifilter").

Gemensamt för dessa modeller är att:

- \* De gäller inte i områden som är tidvattenpåverkade.
- \* De gäller inte i estuarier där "river action" bestämmer de bottendynamiska förhållandena (se Håkanson och Jansson, 1983).

Modellerna är följande:

1. Områden i direktkontakt med öppna havet:

$$BA_0 = 22.81 \cdot \sqrt{ODm} + 16.43 \cdot Dr - 41.54 \cdot \sqrt{xm} + 44.82 \quad (5)$$

( $r^2 = 0.80$ ,  $n=15$ )

där  $BA_0$  = andelen ackumulationsbottnar (% av vattenytans area) för områden som står i direktkontakt med öppna havet,  
 $ODm$  = medeldjupet under språngskiktet (m),  
 $xm$  = medellutningen (%),  
 $Dr$  = relativa djupet (%).

Medeldjupet under språngskiktet är en helt nyframtagen parameter som beräknats genom att "skala bort" de översta 10 metrarna i vattenmassan, dvs. "vattenytan" ligger då på 10 meters djup. Språngskiktets läge på 10 meters djup är ett medelvärde från temperaturmätningarna i projektet. Syftet med att beräkna parametrar under språngskiktet är att bättre kunna förklara variationer i fördelningen mellan empiriskt uppmätta botten typer.

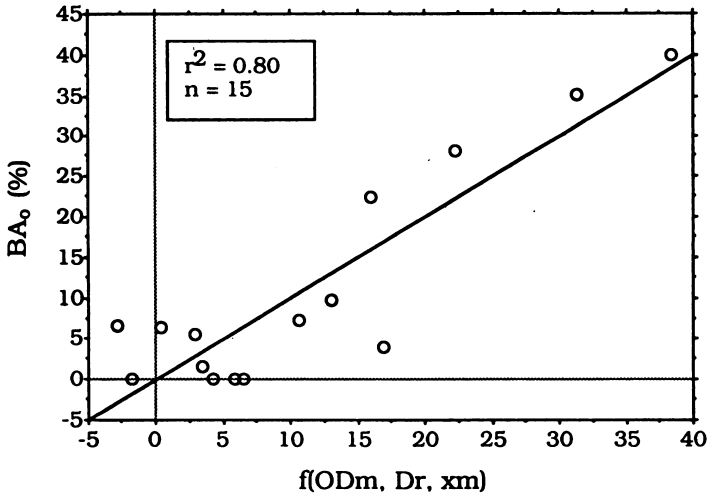
Modellförutsättningarna för modell (5) är följande:

- \* Modellen gäller endast områden som är i direktkontakt med öppna havet och som ligger i storleksintervallet 0.9-14.2 km<sup>2</sup>.
- \* Modellparametrarna bör ligga inom samma intervall som de parametrar som den empiriska modellen bygger på. För denna modell gäller följande intervall:  $ODm = 0-11.40$ ,  $xm = 1.65-7.25$ ,  $Dr = 0.43-1.40$ .

Sambandet mellan  $BA_0$  (modell 5) och en funktion av de morfometriska parametrarna samt regressionslinjen ges i figur 4.

Från modell (5) kan vi således konstatera att:

- $BA_0$  ökar när medeldjupet under språngskiktet ( $ODm$ ) ökar.
- $BA_0$  ökar när relativa djupet ( $Dr$ ) ökar.
- $BA_0$  minskar när medellutningen ( $xm$ ) ökar.



Figur 4. Sambandet mellan arealen ackumulationsbottnar ( $BA_o$ ) och en funktion av de morfometriska parametrarna medeldjupet under språngskiktet ( $ODm$ ), relativa djupet ( $Dr$ ) och medellutningen ( $xm$ ) samt regressionslinjen. Modellen gäller endast för områden som står i direktkontakt med öppna havet.

## 2. Områden med utanförliggande skärgård:

$$\sqrt{BA_a} = -1.81 \cdot \sqrt{MFf} + 2.19 \cdot \sqrt{Oa} + 0.97 \cdot \sqrt{Ins} + 5.20 \cdot 1/Oxm + 1.15 \quad (6)$$

( $r^2 = 0.74$ ,  $n=23$ )

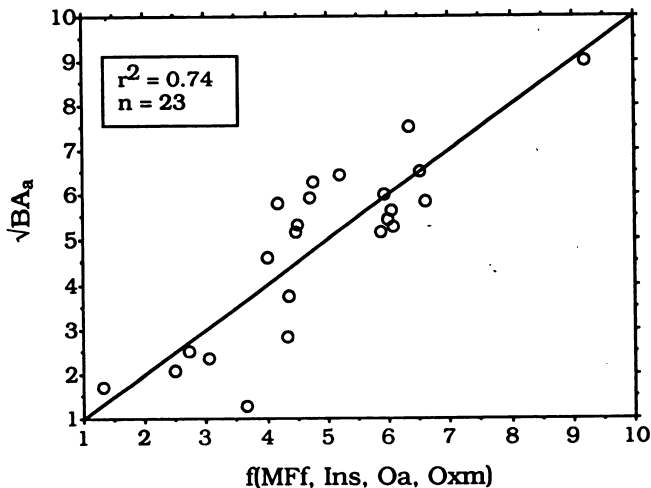
- där  $BA_a$  = andelen ackumulationsbottnar (% av vattenytans area) för områden innanför en skärgård,  
 $MFf$  = medelfilterfaktorn (km),  
 $Oa$  = vattenytans area under språngskiktet ( $km^2$ ),  
 $Ins$  = ötätheten (%),  
 $Oxm$  = medellutningen under språngskiktet (%).

Liksom  $ODm$  är  $Oa$  och  $Oxm$  nyframtagna parametrar. Medelfilterfaktorn har beskrivits ovan i avsnittet om djupvattnets utbytestid. I modell (6) har ett område från Öregrundstrakten (inre delen av Kallrigafjärden) uteslutits eftersom två stora åar mynnar i viken vilket betyder att de bottendynamiska förhållandena i viken helt styrs av "river action" (se Håkanson och Jansson, 1983).

Modellförutsättningarna för modell (6) är följande:

- \* Modellen gäller endast områden som är omgivna av öar (en skärgård mellan kustområdet i fråga och havet) och som ligger i storleksintervallet 1.1-14.0  $km^2$ .
- \* Modellparametrarna bör ligga inom samma intervall som de parametrar som den empiriska modellen bygger på. För denna modell gäller följande intervall:  $MFf = 0.01-2.30$ ,  $Oa = 0.002-6.79$ ,  $Ins = 0-13.20$ ,  $Oxm = 1.77-9.87$ .

Sambandet mellan  $\sqrt{BA_a}$  (modell 6) och en funktion av de morfometriska parametrarna samt regressionslinjen ges i figur 5.



Figur 5. Sambandet mellan roten ur arealen ackumulationsbottnar ( $\sqrt{BA_a}$ ) och en funktion av de morfometriska parametrarna medelfilterfaktorn (MFf), vattenytans area under språngskiktet (Oa), ötätheten (Ins) och medellutningen under språngskiktet (Oxm) samt regressionslinjen. Modellen gäller endast för områden innanför en skärgård.

Från modell (6) kan vi således konstatera att:

- $BA_a$  ökar när medelfilterfaktorn (MFf) minskar, dvs. ju tätare skärgård utanför kustområdet desto mer energi från havet "filtreras" bort.
- $BA_a$  ökar när vattenytans area under språngskiktet (Oa) ökar.
- $BA_a$  ökar när ötätheten (Ins) ökar, dvs. ju större del av området som utgörs av öar, desto större andel ackumulationsbottnar.
- $BA_a$  ökar när medellutningen under språngskiktet (Oxm) ökar.

### Interna korrelationer

I dessa sammanhang är det viktigt att klargöra hur de morfometriska parametrarna hänger ihop, dvs. vilka funktionella och/eller metodberoende "cluster" som finns.

Formparametrar och specialparametrar utgör ofta kvoter och uttryck av storleksparametrar

varför man redan p.g.a. parametrarnas definitioner kan säga att det finns vissa "cluster": Tvärsnittsarean (At) ingår i definitionerna av både öppenheten (E) och medelfilterfaktorn (Mff), vattenytans area (a) eller totala arean (A) ingår i definitionerna av medeldjupet (Dm), kustmedelbredden (W), insulositeten (Ins) och relativa djupet (Dr). Vidare ingår maximala djupet (Dmax) i definitionerna av relativa djupet (Dr) och volymutvecklingen (Vd). Bland dessa parametrar kan åtminstone följande funktionella grupper identifieras:

- Rena storleksparametrar för area (A, a, Ab, At) och volym (V).
- Formparametrar som hör ihop med area, dvs. Dm, W, Dr och Ins.

Vid all stegvis multipel regressionsanalys bör man bygga slutmodeller på parametrar som är så funktionellt olika som möjligt. Vår målsättning har därför varit att ta fram modeller som bygger på parametrar som uppvisar ett minimum av släktskap.

## Slutkommentarer

Sammanfattningsvis kan man alltså beräkna morfometriska data för definierade kustområden med det operativa systemet, ta fram kartor och uppskatta värden på ytvattnets och djupvattnets karakteristiska utbyttestider (=ventilationskonstanter) och utbredningen av olika botten typer (BA respektive BET) enbart från sjökortsinformation. Dessa resultat kan i sin tur användas för att beräkna t.ex. syrgasförbrukning i djupvattnet och olika eutrofieringseffekter (se figur 1).

Med hjälp av de kustekologiska nyckelparametrarna, belastningsmodellerna (se Wallin et al., 1990) och de morfometriska parametrarna är det sedan möjligt att göra en uppskattning av olika områdets lämplighet respektive olämplighet som recipient för t.ex. kommunala eller industriella utsläpp och för kassodling av fisk. Genom att kombinera dessa egenskaper med annan tillgänglig information, t.ex. skyddsvärda fågellokaler, militära intressen, båttrafik, friluftsliv, etc., kan mer kvalificerade underlagsmaterial för planering och skötsel av kustvattnen tas fram (se t.ex. Håkanson och Rosenberg, 1985 och SNV, 1987).

## Referenser

- Blomqvist, S., 1982. Ekologiska bedömningsgrunder för muddring och muddertippning. - SNV PM 1613, Solna, 113 sid.
- Edlund, C. och Kemi, J., 1986. Bottendynamisk undersökning i ett kustområde norr om Norrbyn, Västerbottens län. - Naturgeografiska inst., Umeå univ., 21 sid.
- Eklund, S. och Hietanen, H., 1986. Bottendynamisk undersökning i ett kustområde utanför om Norrbyn, Västerbottens län. - Naturgeografiska inst., Umeå univ., 25 sid.
- Enell, M. och Löf, J., 1983. Miljöeffekter av vattenbruk - sedimentation och närsaltbelastning från fiskkassodlingar. - Vatten, 39:364-375.
- Engqvist, A. and Omstedt, A., 1989. Measured and modelled density structures in a multi-basin estuary. - Submitted.

Håkanson, L., 1977. The influence of wind, fetch and water depth on the distribution of sediments i Lake Vänern, Sweden. - *Can. J. Earth Sci.*, 14:397-412.

Håkanson, L. and Jansson M., 1983. Principles of Lake Sedimentology. - Springer Verlag, Berlin, 316 p.

Håkanson, L., Kulinski, I. och Kvarnäs, H., 1984. Vattendynamik och bottendynamik i kustzonen. - SNV PM 1905, Solna, 228 sid.

Håkanson, L., och Rosenberg, R., 1985. Praktisk kustekologi. - SNV PM 1987, Solna, 110 sid.

Malmer, A. och Sundberg, M., 1986. Bottendynamisk undersökning i ett kustområde söder om Norrbyn, Västerbottens län. - *Naturgeografiska inst., Umeå univ.*, 31 sid.

Omstedt, A., 1989. Matematiska modeller för Östersjön, Skagerrak och Nordsjön. - SMHI FoU-notis nr 61, Norrköping, 44 sid.

Pilesjö, P., Persson, J. och Håkanson L., 1990. Digital sjökortsinformation för beräkning av kustmorfometriska parametrar och ytvattnets utbytestid. - *Manuskript.*

Q-Instruments Aps. Q-Fluoremeter for detection of rhodamine B and clorophyll (manual). - Q-Instruments Aps, Greve Strandvej 103, DK2670 Greve Strand, Danmark.

Sjöfartsverket, 1989 (?). Sjöfartsverket meddelar (broschyr). - Sjöfartsverket, Norrköping.

Statens Naturvårdsverk, 1987. Om ekologiska krav vid översiktlig planering av kustvatten. - SNV, Solna, 47 sid.

Stigebrandt, A. and Aure, J., 1989. On the influence of topographic factors upon the oxygen consumption rate in sill basins of fjords. - *Est. Coast. and Shelf Sci.*, 28, 59-69.

Wallin, M., Håkanson, L. och Persson, J., 1990. Eutrofiering av kustvatten - belastningsmodeller för närsalter. - *Naturgeografiska inst., Uppsala universitet*, 224 sid.

## Belastningsmodeller för närsalter för bedömning av fiskodlingars miljöpåverkan i marin miljö.

Nutrient loading models for the assessment of environmental effects of marine fish farms.

Mats Wallin och Lars Håkanson, Hydrologiska avd., Uppsala univ., V. Ågatan 24, S-753 09 Uppsala, Sverige

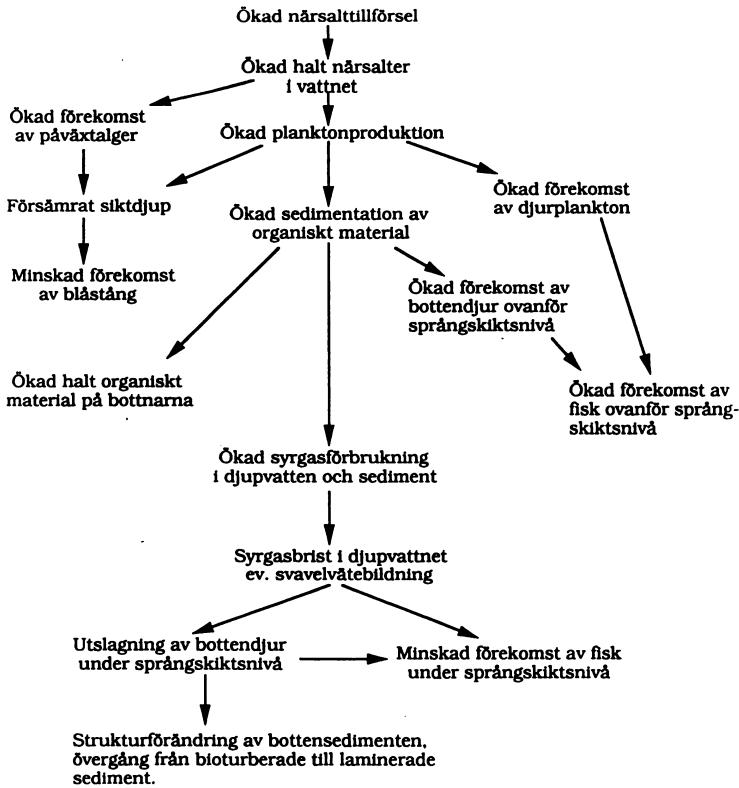
### Abstract

The aim of this paper is to present and discuss some results from the project "The Coast As a Natural Resource". The overall aim has been to attempt to develop new scientific criteria, methods and models for the planning of coastal waters. The sensitivity of different coastal areas to nutrient loading (nitrogen and phosphorus) from fish-farms has been studied in particular. For this purpose a number of loading models have been developed where the environmental effect of nutrient discharges in general and from fish-farms in particular can be related to the dose of nutrients together with the sensitivity of the area. Comprehensive field work was done during 1986-1988 in 23 Swedish and Finnish coastal areas with at least one fish-farm in each sub-area. All data collected in the sampling programme have been compiled in a database together with data on the morphometry, the water turnover and the bottom dynamic conditions in the coastal areas studied. The data has later been processed using so-called ecometric analysis. The main objective with the ecometric analysis is to use a structured approach to obtain load models (i.e., effect-dose-sensitivity models) for entire ecosystems (e.g., coastal areas). A load model is presented where the environmental effect is expressed as the Secchi depth (m). The dose of nutrients is expressed as the nitrogen load from fish farms (kg tot-N/km<sup>2</sup>\*year) and the sensitivity of the area is expressed as a function of the proportion of accumulation bottoms in the area (%), the characteristic surface water retention time (days) and the mean depth (m). The degree of explanation ( $r^2$ -value) for this model is 0.89. This implies that 89% of the variation in Secchi depth between the different sub-areas can be explained by the model. With the load model presented, it is possible both in qualitative and quantitative terms to decide which coastal areas are "suitable" and "unsuitable" for cage production of fish. It is also possible to roughly assess how much nitrogen and phosphorus that a fish-farm should be allowed to discharge in a coastal area without leading to negative environmental effects. Presuppositions for the application of the Secchi depth model are given.

### Bakgrund och syfte

Utsläpp av näringsämnen (kväve och fosfor) kan leda till en eutrofiering/övergödning av kust- och havsområden, vilket ytrar sig i en ökad produktion av främst planktonalger och fastsittande alger. Den ökade produktionen kan i sin tur leda till en kedja av eutrofierings-effekter, t.ex. sämre siktdjup, syrgasbrist i djupvattnet och utslagning av bottenfauna och fisk (se fig. 1).

För att kunna bedöma vilka miljöeffekterna blir vid närsaltutsläpp i kustvatten finns det ett behov av naturvetenskapligt framtagna belastningsmodeller. Expansionen av det marina vattenbruket (främst kassodling av regnbåge och lax) i de nordiska länderna under 1980-talet gör att detta behov idag är än mer akut.



Figur 1. Olika eutrofieringseffekter orsakade av en ökad tillförsel av näringsämnen till kust- och havsområden (från Wallin et al., 1990).

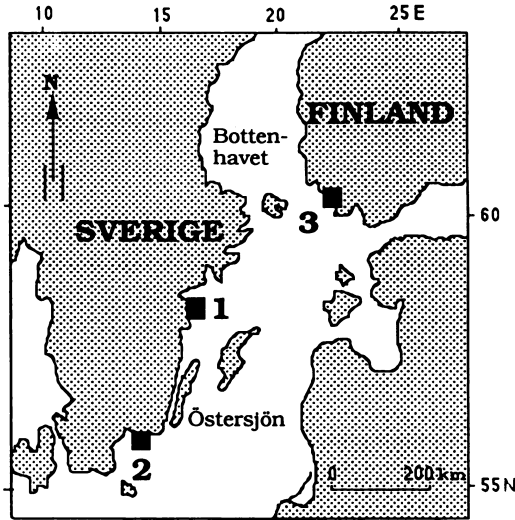
Ett problem i sammanhanget har varit i vilken skala man skall betrakta närsaltutsläpp från punktkällor (t.ex. kassodlingar). Är det effekterna på själva närområdet, odlingsmiljön ( $m^2$ -skala) eller är det effekterna på öppna havet, t.ex. hela Östersjön eller Kattegatt ( $1000\ km^2$ -skalan), som är intressanta? Den skala som står i fokus i detta arbete är hela definierade kustområden ( $1-100\ km^2$ ). Detta är också en lämplig skala för lokal och regional planering och beslutsfattande. Dessutom är det en viktig mellanskala mellan vad som är lokaltypisk ("site typical") information och vad som gäller för havet. Merparten av föroreningar från land måste också passera denna kustzon, där de i olika processer kan omvandlas, innan de når öppna havet. Därför är förhållandena i kustzonen intressanta också utifrån naturvetenskapliga premisser och inte endast utifrån planeringsperspektivet ("coastal management").

Det berömda Vollenweiderdiagrammet (Vollenweider, 1976 och senare versioner) och teorierna bakom detta belastningsdiagram, utgör en fundamental grund för bedömning av miljöeffekterna av närsaltutsläpp (fosfor) i sjöar. För marin miljö finns idag inte något motsvarande belastningsdiagram. En enkel anpassning av Vollenweiderdiagrammet till marin miljö är omöjlig eftersom kvävet där till stor del övertar rollen som produktionsbegränsande näringsämne (se Rosenberg, 1984; Granéli et al., 1990) och eftersom vattenutbytet är mer komplicerat i havet än i sjöar.

Huvudsyftet med detta arbete har varit att ta fram motsvarande belastningsdiagram för kustområden där miljöeffekten av närsaltutsläpp i allmänhet och från fiskodlingar i synnerhet på ett enkelt sätt kan relateras till dosen kväve och/eller fosfor samt områdets känslighet. Olika kustområden antas vara olika känsliga för en och samma dos närsalter.

### Undersökta kustområden

Alla belastningsdiagram måste bygga på tillförlitliga, representativa empiriska data vad gäller effekt-, dos- och känslighetsparametrar. Inom projektet har omfattande fältarbeten genomförts under åren 1986-1988 i svenska och finska kustområden under perioden juli-september. De kustområden som ingått i provtagningsprogrammet är: Östergötlands skärgård (1986), Blekinges kust (1987) och Åbolands skärgård i sydvästra Finland (1988, se figur 2). Inom dessa större kustområden har provtagningar gjorts i ett antal avgränsade delområden, totalt 23 st, med minst en fiskodling i varje delområde. Storleken på dessa delområden varierar mellan 1-14 km<sup>2</sup>. Medeldjupet i områdena varierar mellan 4-15 m och det maximala djupet mellan 11-47 m. Det är således stor topografisk variation hos de undersökta kustområdena.



Figur 2. Områden där provtagningar och mätningar har gjorts i projektet. 1=Östergötlands skärgård (1986, 5 områden), 2=Blekinges kust (1987, 8 områden) och 3=Åbolands skärgård i SV Finland (1988, 10 områden).

### Effekt, dos och känslighet

Den typ av miljökonsekvensanalys som gjorts i projektet bygger på att man samlar in empiriska data på hur olika närsaltdoser, som gäller för givna kustområden och tidsperioder, ger upphov till olika miljöeffekter, i olika kustområden för vilka man fastställt jämförbara känslighetsparametrar. Denna typ av effekt-dos-känslighetsanalys finns närmare beskriven i Håkanson (1984a, 1989).

Miljøeffekten har bestämts genom direkta mätningar i de aktuella kustområdena under perioden juli-september. För att kunna uppskatta effekten av närsaltutsläpp i kustområden har ett antal effektparametrar valts ut. Dessa parametrar skall vara enkla att mäta och ge ett relevant mått på graden av gödning/eutrofiering av kustvatten. De viktigaste effektparametrarna i detta arbete är **siktdjup, klorofyllhalt i ytvattnet, syrgashalt i djupvattnet och sedimentation** (mätt med sedimentfällor). Eftersom vi utgår från ett ekosystemperspektiv är det medelvärden för hela kustområden och längre tidsperioder (veckor-månader) som söks. De negativa eutrofieringseffekterna är ofta som störst under sommarmånaderna (juni-sept.), varför medelvärden för denna period är intressantast.

Två olika typer av dosparametrar har använts i detta arbete; direkta och indirekta dosparametrar. Direkta dosparametrar står för den faktiska närsalttillförseln till kustområdena (från t.ex. kassodlingar) och indirekta dosparametrar står för närsaltkoncentrationen i ytvattnet. Dosen närsalter från samtliga fiskodlingar belägna i de undersökta delområdena har beräknats från insamlade data på fiskproduktion, utfodring, och närsalthalt i foder och fisk. För att få den totala närsaltbelastningen på delområdena har data från andra eventuella punktkällor och diffusa källor också samlats in. Det atmosfäriska nedfallet av framförallt kväve och kvävefixering av alger står här för en stor del av den totala närsaltbelastningen på kustområdena.

Kustområdets känslighet för närsaltbelastning kan betraktas som en funktion av flera faktorer, t.ex. **kustområdets morfometri** (viktiga parametrar är area, volym och medeldjup), **vattenomsättning** (yt- och djupvattnets karakteristiska utbytestid) och **bottendynamiska förhållanden** (andelen ackumulations-, erosions- och transportbottnar i området). Samtliga dessa faktorer påverkar spridning, sedimentation och recirkulation av närsalter i ett kustområde. Känslighets-parametrarna har tagits fram genom fältmätningar och med hjälp av sjökortsinformation. En datorbaserad metod har utvecklats för detta ändamål. Med hjälp av en vanlig persondator och ett digitaliseringsbord kan sjökortsinformation omvandlas till digital form och användas för beräkning av morfometriska parametrar, vattenutbyte och botten-dynamik (se Pilesjö et al., 1990).

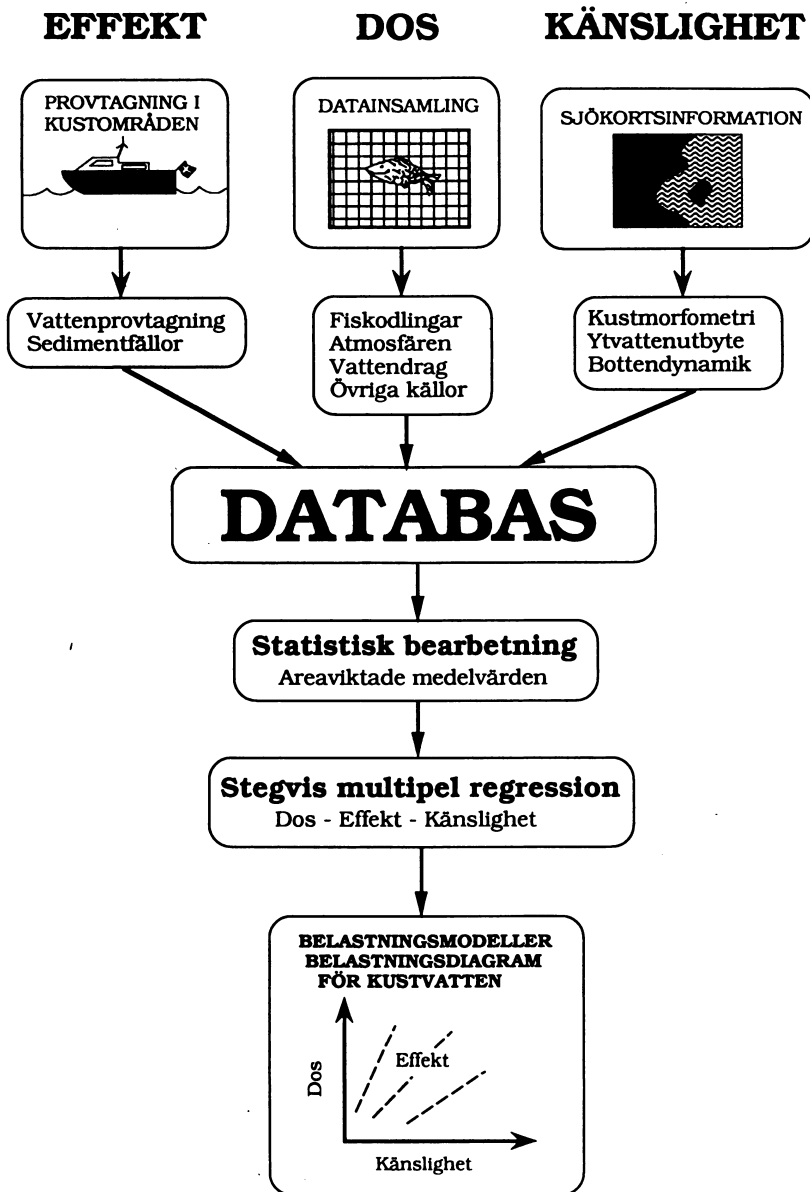
Samtliga data som samlats in vid vattenprovtagningar, sedimentfälleförsök och ytsedimentprovtagningar har sammanställts i en databas tillsammans med data på kustområdenas morfometri, vattenutbyte och botten-dynamik. I denna databas har också data på närsaltdosen från fiskodlingar och andra kväve- och fosforkällor samlats. De viktigaste effekt-, dos- och känslighetsparametrarna i databasen redovisas i tabell 1. Det insamlade datamaterialet har bearbetats med s.k. ekometrisk analys. Arbetsgången från datainsamlingen och sammanställningen av databasen till belastningsmodellerna, via olika statistiska bearbetningar, redovisas schematiskt i figur 3.

## Material och metoder

Här ges en korfattad beskrivning av de provtagnings- och analysmetoder som använts i projektet. För en mer ingående beskrivning hänvisas till Wallin et al. (1990). I samtliga delområden har provtagning skett under två perioder på ca 1 vecka vardera under juli-september. Antalet provtagningsstationer i varje delområde var i regel 3-6. Stora och/eller oregelbundna områden hade fler provtagningsstationer än små och regelbundna områden. I början av varje provtagningsperiod placerades 2-3 sedimentfällevertikaler ut i varje delområde.

Tabell 1. De viktigaste effekt-, dos- og känslighetsparametrarna som tagits fram i projektet.

Symbol	Parameter
<b>Effektparametrar</b>	
SiktD	siktdjup (m)
Kfyll	klorofyllhalt i ytvattnet (mg/m <sup>3</sup> )
SyreB	syrgashalt i djupvattnet (mg/l)
OxB	syrgasmättnad i djupvattnet (% mättnad)
SedY	sedimentation i sedimentfällor 3 m under ytan (g ts/m <sup>2</sup> *dygn)
SedB	sedimentation i sedimentfällor 1 m över botten (g ts/m <sup>2</sup> *dygn)
<b>Dosparametrar</b>	
TN	halten totalkväve i ytvattnet (mg/l)
IN	halten oorganiskt kväve i ytvattnet (mg/l)
TP	halten totalfosfor i ytvattnet (mg/l)
IP	halten oorganisk fosfor i ytvattnet (mg/l)
Ntot	kvävebelastning från samtliga "kända" källor (kg tot-N/år)
Ptot	fosforbelastning från samtliga "kända" källor (kg tot-P/år)
ANtot	areell kvävebelastning från samtliga "kända" källor (kg tot-N/km <sup>2</sup> *år)
APtot	areell fosforbelastning från samtliga "kända" källor (kg tot-P/km <sup>2</sup> *år)
Nod	kvävebelastning från fiskodlingar (kg tot-N/år)
Pod	fosforbelastning från fiskodlingar (kg tot-P/år)
ANod	areell kvävebelastning från fiskodlingar (kg tot-N/km <sup>2</sup> *år)
APod	areell fosforbelastning från fiskodlingar (kg tot-P/km <sup>2</sup> *år)
<b>Känslighetsparametrar</b>	
<b>Storleksparametrar</b>	
Dmax	maxdjupet (m)
l	kustlinjelängden (km)
Im	ömedelstorleken (km <sup>2</sup> )
Ins	öätheten (%)
L	strandlinjelängden (km)
A	totala arean (km <sup>2</sup> )
a	vattenytans area (km <sup>2</sup> )
At	tvärsnittsarean (km <sup>2</sup> )
Ab	bottenarean (km <sup>2</sup> )
V	volymen (km <sup>3</sup> )
<b>Formparametrar</b>	
Dm	medeldjupet (m)
Dr	relativa djupet (%)
W	kustmedelbredden (km)
xm	medellutningen (%)
F	flikigheten (%)
Vd	volymutvecklingen (dim. lös)
<b>Specialparametrar</b>	
E	topografiska öppenheten (dim. lös)
Ff	filterfaktorn (km <sup>3</sup> )
<b>Ekologiska nyckelparametrar</b>	
Ty	ytvattnets karakteristiska utbytestid (dygn)
BA	andelen ackumulationsbottnar (% av vattenytans area)
BET	andelen erosions- och transportbottnar (% av vattenytans area)



Figur 3. Schematisk sammanfattning av datahanteringen i projektet från insamling av effekt-, dos- och känslighetsparametrar till databasen via den statistiska bearbetningen av data till de slutgiltiga belastningsmodellerna.

Provtagningsperioderna har avslutats med att sedimentfällorna tagits upp och det insamlade materialet har överförs till flaskor för transport till laboratoriet. Den typ av sedimentfällor som har använts i denna undersökning beskrivs i Håkanson (1984b). Den metodologiska bakgrunden för s.k. "svärmförsök" med sedimentfällor beskrivs i Håkanson et al. (1989). Förutom den totala sedimentationen ( $g$  torrsustans/ $m^2 \cdot dygn$ ) har också andelen resuspenderat material i fällorna beräknats samt halten partikulärt organiskt kol och kväve.

Vattenprover till kväve-, fosfor-, klorofyll-a och syrgasanalyser togs dels från ytvattnet (3 m djup) och dels från djupvattnet (1 m över botten). Yt- och djupvatten skiljs åt av ett temperatursprångsskikt på ca 10 m djup under sommaren (juni-sept.). Efter infrysning av vattenproven och transport till laboratoriet har samtliga kväve- och fosforfraktioner analyserats enligt svensk standard. Klorofyll-a har analyserats efter extraktion med aceton med spektrofotometriska metoder enligt svensk standard. Syrgashalten har analyserats med Winkler-titrering. För att få hela syrgasvertikalen från vattenytan till botten, har mätningar med en syrgassond kopplad till en XY-skrivare också gjorts i fält.

Samtidigt med vattenprovtagningen gjordes mätningar av temperatur, salthalt och siktdjup. Siktdjupet mättes på båtens skuggsida med en vitmålad skiva med diametern 25 cm. Samtliga delområden har ekolodats för att kartera djup- och sedimentförhållanden. Ekolodningarna ligger sedan till grund för klassificeringen av bottnarna i akkumulations-, erosions- och transportbottnar. För att komplettera ekogrammen har också ytsedimentprover tagits i delområdena. Olika metoder att bestämma bottendynamiska förhållanden finns närmare beskrivna i Håkanson et al. (1984).

### Närsalttillförsel till kustområden

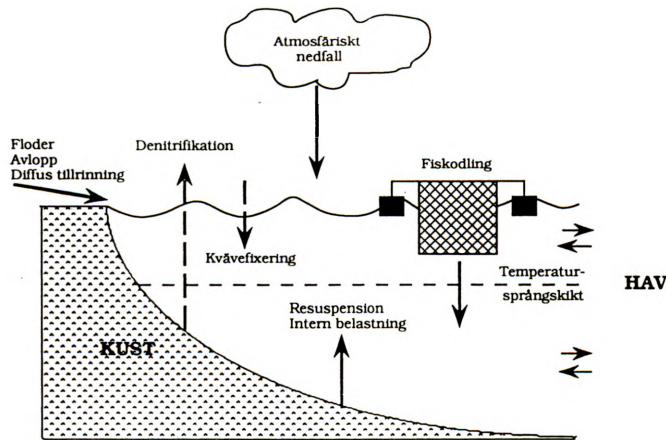
Kväve- och fosfortillförseln till ett kustområde kommer i allmänhet från både punktkällor och diffusa källor. De vanligaste punktkällorna för kväve- och fosfortillförseln till svenska kustområden är vattendrag, kommunala reningsverk, industrier, orenade avlopp och fiskodlingar. De viktigaste diffusa källorna är atmosfärisk deposition, diffus tillrinning från land, tillförsel genom vattenutbyte och intern belastning från sedimentet. I figur 4 visas vilka faktorer som styr tillförsel, bortförsel och omsättning av närsalter i kustområden. Bidragen från punktkällorna är ofta relativt lätta att kvantifiera, vilket dock är svårt för de diffusa källorna. Speciellt tillförseln från sedimentet, via resuspension och intern belastning, är svårt att kvantifiera.

Kväve och fosfor skiljer sig åt genom att kvävet, till skillnad mot fosfor, har en gasfas som deltar i utbytet mellan luft och vatten. Kväve kan tillföras vattnet från atmosfären genom kvävefixering av alger och förloras till atmosfären genom s.k. denitrifikation av bakterier i syrgasfri miljö. Detta gör att det är svårt att kvantifiera nettotillförsel av kväve till ett kustområde.

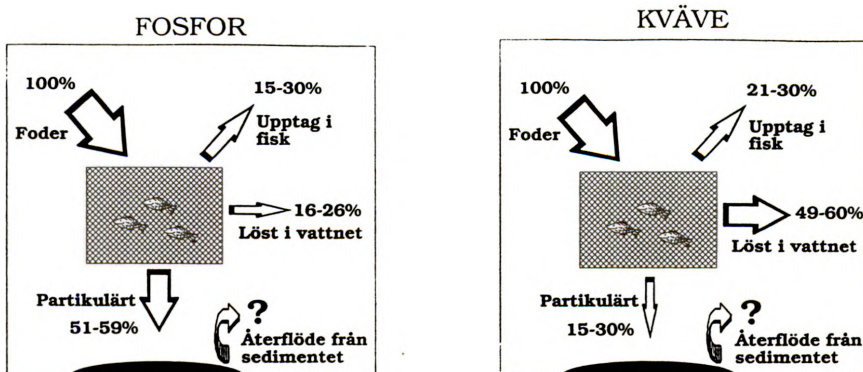
### Närsaltbelastning från fiskodlingar

Närsaltbelastningen från en fiskodling sker dels i löst form (utsöndring, exkretion) och dels i partikulär form (foderspill och fekalier). Av det med fodret tillförda fosfor och kvävet kommer en del att tas upp av fisken för sin tillväxt, en del utsöndras av fisken som löst kväve

(ammonium och urea) och löst fosfor, och en del sedimenterar som partikulärt bundet kväve och fosfor. Dessutom kommer en del av de partikulärt bundna närsalterna att på mer eller mindre lång sikt återföras som lösta närsalter till vattenmassan. I figur 5 illustreras hur en massbalans för kväve och fosfor kan se ut för en marin kassodling. Procentsiffrorna i figuren baserar sig på litteraturuppgifter från Phillips (1985), Persson (1987), Håkanson et al. (1988) och Ackefors & Enell (1990). Det framgår här att ca 25% av tillfört kväve och fosfor går till fiskens tillväxt. När det gäller utsläpp i löst och partikulär form skiljer sig dock kväve och fosfor åt. Ungefär 25% av det med fodret tillförda fosfor släpps ut i löst form och drygt 50% i partikulär form. För kväve är bilden den omvända. Ungefär 25% av det med fodret tillförda kvävet förloras till miljön i partikulär form och drygt 50% i löst form. Variationen mellan enskilda odlingar kan vara stor men siffrorna i figur 5 ger ändå en medelbild av kväve- och fosforflödena i en kassodling.



Figur 4. Faktorer som styr tillförsel, bortförsel och omsättning av närsalter i ett kustområde (från Wallin et al., 1990).



Figur 5. Massbalans för fosfor och kväve i en kassodling. Siffrorna är hämtade från litteraturen (från Wallin et al., 1990).

Av de närsalter som släpps ut från kassodlingar i partikulär form kommer en del att övergå till löst form under sedimentationen mot botten och en del kommer att återföras i löst form från bottensedimentet. Syrgasbrist på bottarna accentuerar återflödet av lösta närsalter från sedimentet. Även resuspension av bottensediment kan innebära ett ökat återflöde av lösta närsalter från sedimentet.

Eftersom närsaltbelastningen från fiskodlingar beror på utfodring, fiskproduktion och närsaltinnehåll i fodret så kan belastningen från olika odlingar variera mycket. Närsaltbelastningen från en fiskodling är lika med skillnaden mellan hur mycket som tillförs med fodret och hur mycket som tas upp av fisken för dess tillväxt. Förlusterna till miljön kan enligt Persson (1987) uttryckas som:

$$L = P * (FK * C_I - C_R) \quad (1)$$

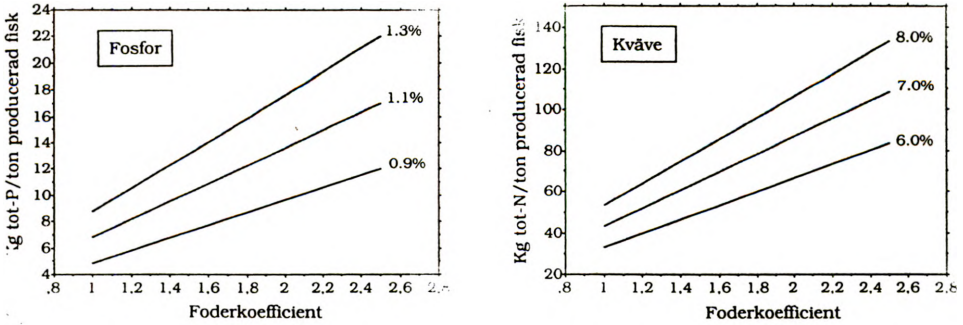
där: L = kväve- och fosforförluster från fiskodlingen (kg/år);  
 P = fiskproduktion (kg/år);  
 FK = foderkoefficient (kg utfodring/kg fiskproduktion);  
 C<sub>I</sub> = kväve- och fosforkoncentration i foder (% våtvikt);  
 C<sub>R</sub> = kväve- och fosforkoncentration i hel fisk (% våtvikt).

Produktionen av fisk (P) är lika med den totala viktökningen hos fisken i odlingen under en odlingssäsong inklusive eventuella förluster. Foderkoefficienten (FK) definieras som utfodring/fiskproduktion för en odlingssäsong. En foderkoefficient på 1.6 innebär således att det åtgår 1.6 ton foder för att producera 1 ton fisk. Utfodring inkluderar både foder som fisken verkligen konsumerar och foderspill. Foderkoefficienten uttrycks som våtvikt foder/våtvikt (rundvikt) fisk oberoende av om det är våt- eller torrfoder som används i odlingen. Detta gör att foderkoefficienten kan vara <1 under optimala förhållanden vid användande av torrfoder.

Kvävehalten i regnbåge varierar med fiskens storlek (Persson, 1987). Tredje säsongens regnbåge har t.ex. 13% högre kvävehalt än första säsongens. Variationen är dock så liten att man kan använda medelvärden på kväve- och fosforhalt i fisk i ekvation (1). I detta arbete har medelvärdet för kvävehalten i regnbåge satts till 2.66% och för fosfor till 0.42% (av våtvikten). Dessa medelvärden är hämtade från litteraturen och bygger på analyser av fiskar av varierande storlek (se Wallin et al., 1990).

I figur 6 illustreras hur fosfor- och kvävebelastningen från en fiskodling varierar vid olika foderkoefficient och olika fosfor- och kvävehalt i fodret enligt ekvation (1). Det antas här att allt kväve och fosfor i fodret är biologiskt tillgängligt för fisken. Det framgår tydligt av figur 6 att närsaltutsläppen från en kassodling kan minskas avsevärt genom effektivare utfodring (lägre foderkoefficient) och genom att använda foder med låg fosfor- och kvävehalt.

I projektet har data på fiskproduktion och utfodring insamlats från samtliga fiskodlingar belägna i de 23 undersökta kustområdena. Fosfor- och kvävehalt i fodret har erhållits genom att samla in uppgifter om fodertyp från odlingarna. Kvävehalten i fodret har då angetts som råproteinhalten/6.25 (se Persson, 1987). Medelvärdet för samtliga odlingar var 6.8% kväve och 1.1% fosfor (av våtvikten) i fodret. Både närsalthalterna och foderkoefficienterna var genomgående högre i de finska odlingar som ingår i denna undersökning. Det beror till stor del på den typ av semi-moist foder som används, som har högre närsalthalt än torrfoder och som

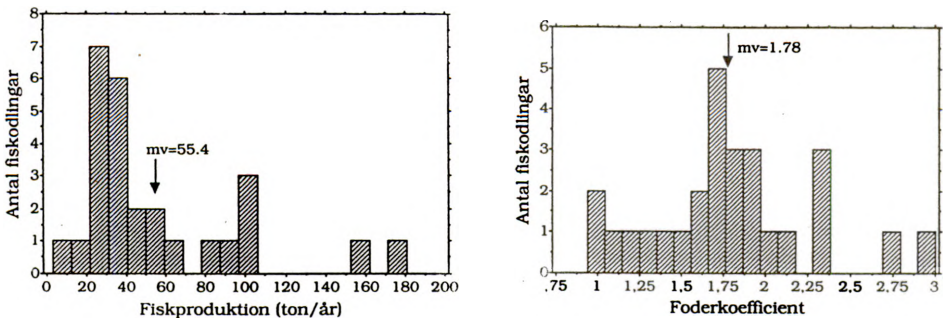


Figur 6. Fosfor- (vänster) och kvävebelastning (höger) från en kassodling vid olika foderkoefficienter och olika kväve- och fosforhalt i fodret (% av våtvikten). Kväve- och fosforhalten i fisk har satts till 2.66% respektive 0.42% av våtvikten.

ger ett större foderspill än torrfoder. Utifrån data på utfodring, fiskproduktion samt fosfor- och kvävehalt i foder och fisk har sedan närsaltbelastningen från kassodlingarna beräknats med hjälp av ekvation (1).

I figur 7 visas fiskproduktion och foderkoefficient under provtagningsåren i de 27 fiskodlingar som ingick i denna undersökning.

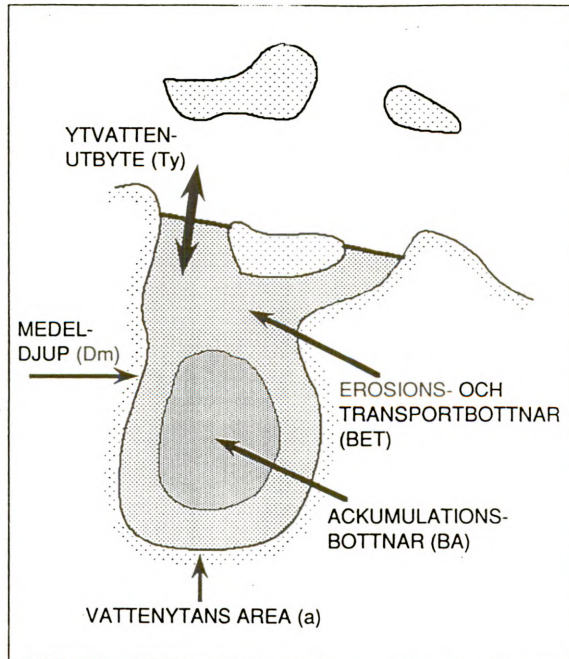
Provtagningarna har genomförts under perioden juli-augusti i samtliga kustområden. En stor del av den årliga närsaltbelastningen från fiskodlingar sker dock under hösten (sept.-nov.). Närsaltdosen från fiskodlingar under våren och sommaren är förmodligen ett mer relevant mått i detta sammanhang än den årliga belastningen. Det har dock inte varit möjligt att beräkna närsaltbelastningen från fiskodlingarna månadsvis p.g.a. för dålig upplösning på tillgängliga data på produktion och utfodring i de odlingar som ingått i denna undersökning. Närsaltbelastningen under året innan provtagningarna kan också ha betydelse för planktonproduktionen t.ex. genom läckage från sedimentet. För att få ett relevant mått på fiskodlingsdosen har därför medelvärdet för dosen under en två-årsperiod (provtagningsåret samt året innan) använts till den fortsatta statistiska analysen.



Figur 7. Fiskproduktion (vänster) och foderkoefficienter (höger) för samtliga 27 fiskodlingar belägna i de undersökta kustområdena.

### Kustmorfometri, vattenutbyte och bottendynamik

För att kunna bedöma ett kustområdes känslighet för närsaltutsläpp måste först viktig information från sjökortet inhämtas. De viktigaste känslighetsparametrarna som alla indirekt beskriver hur närsalter späds ut, sedimenteras, resuspenderas och transporteras bort från kustområden, sammanfattas i figur 8. Ytvattnets karakteristiska utbytestid ( $T_y$ ), medeldjupet ( $D_m$ ) och vattenytans area ( $a$ ) kan beräknas direkt från sjökortsinformation, antingen för hand, eller med en datorbaserad metod (Pilesjö et al., 1990).



Figur 8. De viktigaste parametrarna vid bedömning av hur känsligt ett kustområde är för närsaltutsläpp.

Det är enkelt att motivera varför det i kustplaneringssammanhang är viktigt att känna vattnets utbytestid: Inga koncentrationer av exempelvis gifter eller närsalter från punktutsläpp i kustvatten kan beräknas om inte vattnets utbytestid och volym är kända. Vattenutbytet varierar i tid och rum och drivs av processer som också varierar i tid och rum. Processernas betydelse varierar med kustområdets morfometri, som inte varierar i tid, men som varierar mellan olika kustområden. Grundhypotesen är här att kustområdets morfometri är en viktig reglerfaktor för vattenutbytet. Att bestämma utbytestiden med traditionella hydrodynamiska metoder är mycket kostsamt och tidskrävande, se Håkanson et al. (1984). Ytvattnets karakteristiska utbytestid har i projektet beräknats med en empirisk modell som bygger på den morfometriska parametern "topografisk öppenhet" (Pilesjö et al., 1990). Utbytestider uttryckta på detta sätt kan betraktas som ventilationskonstanter, eftersom de återspeglar kopplingen till kustens konstant morfometri och inte till det variabla och dynamiska vattenutbytet.

Bottendynamiken (andelen ackumulations-, erosions- och transport-bottnar) kan än så länge endast beräknas för kustområden i direktkontakt med öppna havet (Håkanson et al., 1984). En empirisk formel som gäller även för kustområden med en utanförliggande skärgård är dock under utveckling i detta projekt. Eftersom bottendynamiken visat sig vara den viktigaste faktorn i belastningsmodellerna (se tabell 3), kan det vara lämpligt att göra provtagningar i fält för att fastställa de bottendynamiska förhållandena. Det är viktigt att skilja på kustområden där flodvatten, strömmar och vind/vågor styr sedimentationen. I detta sammanhang är det områden där de sedimentologiska processerna styrs av vind/vågor som stått i fokus. Det är också för sådana områden som ytvattenmodellen gäller. Bottnarna delas då in i:

- **Akkumulationsbottnar**, BA, d.v.s. områden med kontinuerlig avsättning av det mest lättlösliga finmaterialet (<0.06 mm).
- **Transportbottnar**, BT, d.v.s. områden med oregelbunden avsättning och borttransport av finmaterial och blandade sediment.
- **Erosionsbottnar**, BE, d.v.s. områden där grovmaterial dominerar. I fortsättningen kommer vi endast att skilja mellan erosions-/transportbottnar (BET) och ackumulationsbottnar (BA). BET är således lika med 100 - BA.

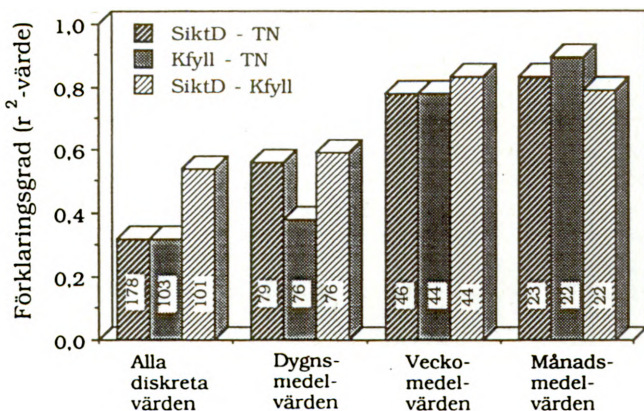
### Områdestypiska, representativa data

Den ekometrisk analysen förutsätter att man förfogar över områdestypiska, representativa data och inte lokaltypisk, "site typical", information. I Wallin et al. (1990) redovisas hur områdestypiska medelvärden tagits fram för olika effekt- och dosparametrar i detta projekt. Variationsanalys visar att parametrarna siktdjup (SiktD) och klorofyllhalt i ytvattnet (Kfyll) är mest områdestypiska av samtliga testade parametrar. Detta innebär att dessa parametrar varierar förhållandevis lite inom enskilda kustområden under produktionsperioden. Variationen mellan olika kustområden är för dessa parametrar betydligt större. Det krävs således relativt få siktdjups- och klorofyllmätningar för att erhålla ett representativt, områdestypiskt medelvärde.

Ett annat steg i databearbetningen är att testa hur olika area- och tidsupplösning påverkar sambanden mellan olika dos- och effektparametrar. Alla dos- och känslighetsparametrar skall representera samma area och tid som gäller för den givna effektparametern (se Håkanson, 1989). Detta har testats genom olika typer av regressioner mellan parametrarna siktdjup (SiktD), klorofyll (Kfyll) och totalkväve (TN). Resultaten sammanfattas i figur 9. Som framgår av denna figur kan förklaringsgraden vid regression mellan parametrarna SiktD, Kfyll och TN ökas från 0.3-0.5 till 0.8-0.9 genom att använda områdesmedelvärden för stegvis längre och längre tidsperioder. Tydligt är ett dygn eller vecka för korta provtagningsperioder för att man skall erhålla ett representativt områdestypiskt medelvärde för dessa vattenkvalitetsparametrar. Det behövs således provtagningar utspridda över en längre period, t.ex. en månad, för att man skall kunna täcka in den naturliga variationen hos olika vattenkvalitetsparametrar under produktionsperioden. Det är således olämpligt att bygga belastningsmodeller på diskreta värden om man vill ta fram modeller med hög förklaringsgrad och hög stabilitet.

### Samband mellan närsalttillförsel, närsalthalt och eutrofieringseffekter

För att kunna göra belastningsmodeller där punktkällors, t.ex. fiskodlingars, närsaltbelastning kan relateras till eutrofieringseffekter, måste man använda sig av den faktiska närsalttillförseln



Figur 9. Illustrering av hur förklaringsgraden ( $r^2$ -värdet) vid regression mellan siktdjup (SiktD), klorofyllhalt i ytvattnet (Kfyll) och halt total-kväve i ytvattnet (TN) ökar när man använder medelvärden för längre och längre tidsperioder. Antalet datapar i regressionerna är markerade i staplarna (från Wallin et al., 1990).

som dosparametrar. De dosparametrar som använts i detta sammanhang är dels den årliga totala kväve- och fosfordosen från fiskodlingar (Nod och Pod) och dels den årliga dosen från samtliga "kända" källor (Ntot och Ptot). Samtliga dessa dosparametrar uttrycks i kg tot-N och tot-P/år, och är medelvärden för två år (provtagingsåret och året innan). På så vis tar man hänsyn till närsaltbelastningen under en längre period innan provtagningarna. De direkta dosparametrarna uttrycks också som den areella dosen (kg tot-N och tot-P/km<sup>2</sup>\*år) genom att dividera med områdets area (ANod, APod, ANtot och APtot). I tabell 1 redovisas samtliga dosparametrar i detta arbete.

Det har inte gjorts någon uppdelning i lösta närsalter och partikulärt bundna närsalter. Denna indelning skulle dock vara möjlig för fiskodlingsdosen. En stor del av de partikulärt bundna närsalterna kommer dock att återföras till vattenmassan i löst form. Detta återflöde varierar mycket med tiden och mellan olika kustområden. Den totala närsaltdosen (både löst och partikulärt) är enklare att hantera och ger ett tillfredsställande mått på hur mycket närsalter som finns tillgängligt för primärproduktionen under längre tidsperioder. Dosen närsalter från fiskodlingar uttrycks således som den maximalt möjliga dosen.

För att studera sambandet mellan närsalttillförsel, närsalthalt och eutrofieringseffekter har olika korrelationer gjorts (se Wallin et al., 1990). Sammanfattningsvis kan man säga följande om sambanden mellan närsalttillförsel, närsalthalt och effektparametrar för de 23 undersökta kustområdena:

- \* Det finns ett signifikant samband mellan fiskodlingarnas närsaltutsläpp och halten oorganiskt kväve i ytvattnet (IN).
- \* Den atmosfäriska depositionen av närsalter och kvävefixering av alger tycks ha liten inverkan på skillnader i näringsnivå och eutrofieringseffekter mellan olika kustområden. Detta torde bero på att dessa närsaltkällor varierar lite mellan olika kustområden. Kvävefixeringen är dessutom negativt korrelerad till näringsnivån/trofinivån i kustområden.

- \* Sambandet mellan närsalttillförseln och effektparametrarna är svagt. Detta kan bero på att några av de 23 delområdena är direkt eller indirekt påverkade av sötvattentillrinning. I den kommande statistiska bearbetningen kommer sådana områden att tas bort från analysen för att renodla frågeställningen till just utsläpp från fiskodlingar och de därmed sammanhörande miljöeffekterna.

### Koppling till fiskodlingar

Några av de aktuella delområdena är direkt eller indirekt påverkade av floder som bidrar med en stor del av den totala närsaltbelastningen. Detta gör att det i dessa områden är svårt att finna samband mellan fiskodlingarnas närsaltutsläpp och de iaktagna eutrofieringseffekterna. Genom att ta bort områden som direkt eller indirekt är påverkade av flodmyrningar från den statistiska analysen ökar förutsättningarna att man skall finna samband mellan dosen närsalter från fiskodlingar och effektparametrarna.

Efter denna eliminering finns 15 områden kvar där fiskodlingarna är den enda närsalt-punkt-källan av betydelse. Korrelationer mellan närsalttillförsel, närsalthalt och effektparametrar har nu gjorts för att se om det finns något samband mellan t.ex. dosen närsalter från fiskodlingar och de iaktagna eutrofieringseffekterna. Resultaten av dessa korrelationer redovisas i tabell 2. Närsaltdosen från fiskodlingarna (Nod, Pod, ANod och APod) har en relativt hög korrelation mot både de indirekta dosparametrarna (närsalthalten) och mot effektparametrarna. Den årliga kväve- och fosfordosen från fiskodlingarna (Nod och Pod) korrelerar bäst mot halterna oorganiskt kväve och oorganiskt fosfor i ytvattnet (IN och IP). Korrelationskoefficienten är här ca 0.6-0.8. Den areella dosen närsalter från fiskodlingarna (ANod och APod) korrelerar bäst mot effektparametrarna SiktD, SedY och SyreB. Korrelationskoefficienten är ca 0.5-0.7. Sambandet med klorofyll är något svagare, med en korrelationskoefficient på ca 0.3-0.4.

Tabell 2. Korrelationer mellan närsalttillförsel från fiskodlingar, närsalthalt i ytvattnet och olika effektparametrar. Korrelationerna har gjorts på data från de 15 utvalda kustområdena. I tabellen redovisas de linjära korrelationskoefficienterna.

	Nod	Pod	ANod	APod
TP	-0.20	-0.08	0.34	0.45
IP	0.57	0.68	0.14	0.21
TN	0.35	0.48	0.29	0.39
IN	0.68	0.78	0.29	0.33
SiktD	-0.33	-0.47	-0.52	-0.62
Kfyll	0.04	0.14	0.32	0.42
SedY	0.35	0.46	0.62	0.70
SyreB	-0.21	-0.34	-0.58	-0.68

### Belastningsmodeller - belastningsdiagram

Utifrån data från de 15 utvalda kustområdena har belastningsmodeller för siktdjup (SiktD), klorofyll (Kfyll), sedimentation i ytliga sedimentfällor (SedY) och syrgashalt i djupvattnet (SyreB) tagits fram där miljöeffekterna av närsaltutsläpp från fiskodlingar kan relateras till utsläppets storlek och kustområdets känslighet. Den statistiska metod som använts i detta steg av den ekometrisk analysen är huvudsakligen stegvis multipel regression. Resultaten redovisas i tabell 3. Modellen för siktdjup har högst förklaringsgrad (89%), vilket innebär att denna modell ger den bästa prediktionen. Fortsättningsvis kommer siktdjupsmodellen att stå i fokus. Det finns många anledningar till att siktdjupet är en viktig och relevant effektparameter, bl.a.:

- \* Siktdjupet är enkelt och billigt att mäta och är den parameter som visat sig vara mest områdestypisk i denna undersökning, d.v.s. det krävs förhållandevis få mätningar för att få ett områdestypiskt medelvärde.
- \* Siktdjupet är en samlingsparameter som beskriver ljusklimat, planktonbiomassa, sedimentation/resuspension och närsaltrecirkulation i kustområden. Man får således mycket information från ett enskilda siktdjupsvärde.

Belastningsmodellen för siktdjup (från tabell 3) ser ut på följande sätt:

$$\text{Siktdjupet (m)} = -0.001 \cdot \text{ANod} - 0.03 \cdot \text{BA} - 0.32 \cdot \text{Ty} + 16.53 \cdot 1/\text{Dm} + 4.48 \quad (2)$$

( $r^2=0.89$ ,  $n=15$ )

Där: ANod = kvävebelastningen från fiskodlingar (kg tot-N/km<sup>2</sup>\*år), BA = andelen ackumulationsbottnar i kustområdet (% av vattenytans area), Ty = ytvattnets karakteristiska utbyttestid (dygn) och Dm = medeldjupet (m).

Förklaringsgraden ( $r^2$ -värdet) för denna belastningsmodell är 0.89. Det innebär att 89% av variationen i siktdjup mellan de aktuella kustområdena kan förklaras med ANod, BA, Ty och Dm. För en praktiskt användbar belastningsmodell krävs ofta minst 70% förklaringsgrad. Modellen uppfyller således detta krav mer än väl. Som framgår av tabell 3 kan enbart BA och Ty förklara 72% av variationen i siktdjup. Områdets känslighet har således större betydelse för siktdjupet i de undersökta kustområdena än närsaltdosen från t.ex. fiskodlingar. Detta bekräftar att grundhypotesen "olika kustområden är olika känsliga för en och samma dos närsalter" stämmer.

För att kunna tillämpa modellen är det viktigt att man vet modellförutsättningarna. Dessa är:

- \* Modellen gäller endast för definierade kustområden i Östersjöns kustzon inom storleksintervallet 1-14 km<sup>2</sup>.
- \* Modellen gäller inte för kustområden som är påverkade av starka strömmar, tidvatten eller flodmynningar.
- \* Modellen gäller för områdestypiska medelvärden för produktionsperioden (juni-sept.).
- \* Modellparametrarna bör ligga inom samma intervall som de empiriska parametrar som modellen bygger på. För siktdjupsmodellen (ekvation 2) gäller följande intervall: ANod=75-3300, BA=0-42, Ty=0.2-13.8 och Dm=4.8-13.8.

Belastningsmodellen för siktdjup kan på ett åskådligt sätt presenteras i form av ett belastningsdiagram. Det är också möjligt att i diagrammet direkt se hur stor närsaltdos från t.ex. en fiskodling som kustområdet "tål" utan att negativa miljöeffekter uppstår. I figur 10

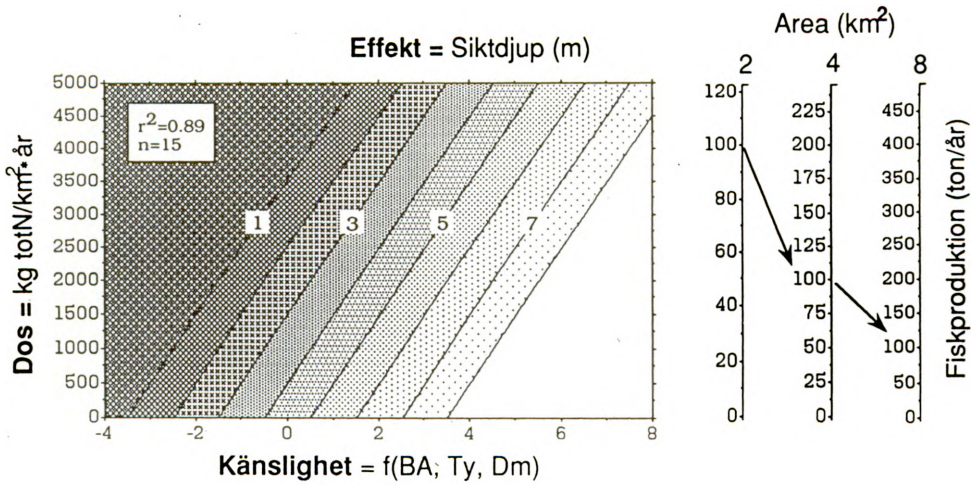
Tabell 3. Resultat av stegvis multipel regressionsanalys för att statistiskt förklara variationer mellan de 15 utvalda kustområdena vad gäller effektparametrarna siktdjup (SiktD), klorofyllhalt (Kfyll), total sedimentation (SedY) och syrgashalt i bottenvattnet (SyreB) med närsaltdosen från fiskodlingar och känslighetsparametrar. Regressionslinjens ekvation, förklaringsgraden ( $r^2$ ) och antal datapar ( $n$ ) redovisas. De ekvationer som har högst förklaringsgrad och som kommer att användas som belastningsmodeller är markerade med grövre stil i tabellen.

Ekvation	$r^2$	$n$
SiktD = -0.07*BA + 5.76	0.57	15
SiktD = -0.06*BA - 0.19*Ty + 6.28	0.72	15
SiktD = -0.06*BA - 0.20*Ty - 0.001*ANod + 6.91	0.82	15
<b>SiktD = -0.03*BA - 0.32*Ty - 0.001*ANod + 16.53*1/Dm + 4.48</b>	<b>0.89</b>	<b>15</b>
-----		
Kfyll = 0.03*BA + 1.36	0.73	14
<b>Kfyll = 0.03*BA + 0.00007*Nod + 1.12</b>	<b>0.82</b>	<b>14</b>
-----		
SedY = 0.022*APod + 1.02	0.49	15
SedY = 0.021*APod + 0.51*Ty - 0.52	0.59	15
SedY = 0.020*APod + 0.78*Ty - 43.15*1/Dm + 5.40	0.67	15
<b>SedY = 0.012*APod + 0.77*Ty - 69.08*1/Dm - 0.27*Ff + 13.25</b>	<b>0.74</b>	<b>15</b>
-----		
SyreB = -0.15*BA + 10.04	0.52	15
SyreB = -0.13*BA - 3.41*Vd <sup>2</sup> + 13.6	0.77	15
SyreB = -0.11*BA - 2.55*Vd <sup>2</sup> + 1.96*logFf + 11.06	0.87	15
<b>SyreB = -0.06*BA - 1.68*Vd<sup>2</sup> + 3.37*logFf + 31.6*1/Dm + 3.44</b>	<b>0.93</b>	<b>15</b>

illustreras belastnings-diagrammet för siktdjupsmodellen. Känslighetsparametrarna har här slagits ihop till en funktion med följande utseende:

$$\text{Känsligheten} = -0.03*BA - 0.32*Ty + 16.53*1/Dm$$

I figur 10 har också tre axlar lagts in parallellt med y-axeln. Dessa axlar visar vad närsaltdosen motsvarar i fiskproduktion i en genomsnittlig svensk kassodling (ton/år) i kustområden med olika vattenareor (2, 4 och 8 km<sup>2</sup>). Foderkoefficienten har satts till 1.5, vilket är ett ungefärligt medelvärde för de svenska kassodlingarna i denna undersökning. Kväve- och fosforhalten i fodret har satts till 7.2% respektive 1.0% av våtvikten. Med hjälp av dessa förutsättningar kan sedan närsaltbelastningen från en genomsnittlig svensk kassodling beräknas med hjälp av den belastningsformel (ekv. 1) som presenterats tidigare i denna artikel. Beräkningar visar att en sådan kassodling släpper ut 81 kg kväve och 11 kg fosfor per ton producerad fisk. Det framgår tydligt i figur 10 att områdets storlek/area har stor betydelse för hur stor belastning området tål innan negativa effekter uppstår.



Figur 10. Belastningsdiagram för effektparameteren siktdjup (SiktL) enligt siktdjupsmodellen (ekv. 2). I diagrammet kan man avläsa hur olika kvävedos från fiskodlingar (ANod) och olika områdeskänslighet (funktionen av BA, Ty och Dm) påverkar siktdjupet i kustområden. De tre axlarna till höger om diagrammet visar vad kvävedosen från fiskodlingar motsvarar i fiskproduktion (ton/år) för en genomsnittlig svensk kassodling i kustområden med olika area (2, 4 och 8 km<sup>2</sup>; från Wallin et al., 1990).

### Tillämpning av belastningsmodellen

Syftet med belastningsmodellen som presenteras i denna artikel är att den skall kunna användas i praktisk kustvattenplanering, t.ex. på kommunal- och/eller länsstyrelsenivå. För att kunna sköta detta på ett naturvetenskapligt adekvat sätt krävs inte bara formler, modeller och tillförlitliga empiriska data, utan också "trafikregler". En tjänsteman på t.ex. en länsstyrelse som önskar använda belastningsmodellerna i praktiken behöver inte kunna alla detaljer kring hur parametrar och modeller tagits fram och definierats, däremot måste han/hon förstå under vilka förutsättningar som modellerna kan och inte kan användas. En forskare däremot, som t.ex. vill förbättra eller kritisera modellerna, måste veta alla detaljer om hur de har tagits fram och definierats. Ett sätt att missbruka belastningsmodellerna är att således att "köra på" utan hänsyn till "trafikreglerna". Vi har därför haft ambitionen att presentera dels detaljerna kring framtagandet av belastningsmodellerna och dels vilka förutsättningar och begränsningar som gäller, samt ge praktiska exempel på hur man kan tillämpa resultaten.

### Räkneexempel

Om modellförutsättningarna är uppfyllda kan man med siktdjupsmodellen (ekvation 2) bedöma miljöeffekterna av närsaltutsläpp från t.ex. en fiskodling i ett kustområde. Man kan då steg för steg gå till väga på följande sätt:

I detta exempel skall vi bedöma hur känsliga två olika kustområden är för närsaltutsläpp, i detta fall från fiskodlingar, och hur stor närsaltbelastning områdena tål utan att "negativa" miljöeffekter uppstår. Gränsen för när negativa miljöeffekter uppstår måste också definieras.

Generellt kan man säga att eutrofa/näringsrika förhållanden bör undvikas. Risken för t.ex. planktonblomningar och låga syrgashalter i djupvattnet ökar med ökande trofinivå och är relativt stor vid eutrofa förhållanden. Enligt Wallin et al. 1990 går gränsen mellan mesotrofa (måttligt näringsrika) förhållanden och eutrofa (näringsrika) förhållanden vid ca 3 m siktdjup (medelvärde för produktionsperioden). I detta räkneexempel kommer därför 3 m siktdjup att användas som gräns för när "negativa" miljöeffekter kan uppstå. De beräkningar som gjorts i detta räkneexempel sammanfattas i tabell 4.

### Steg 1

För att kunna bedöma kustområdenas känslighet för närsaltutsläpp måste först viktig information från sjökortet inhämtas. De viktigaste känslighetsparametrarna sammanfattas i figur 6. Ytvattnets utbyttestid ( $T_y$ ), medeldjupet ( $D_m$ ) och vattenytans area ( $a$ ) kan beräknas direkt från sjökortsinformation, antingen för hand (Håkanson et al., 1984) eller digitalt (Pilesjö et al., 1990). Bottendynamiken (andelen ackumulations-, erosions- och transportbottnar), som visat sig vara en mycket viktig faktor i belastningsmodellerna, kan med fördel bestämmas genom fältmätningar (se Håkanson et al., 1984; Wallin et al., 1990). I tabell 4 har de viktigaste känslighetsparametrarna sammanställts för de två kustområdena i detta räkneexempel.

### Steg 2

Gränsen för negativa miljöeffekter definieras. Denna gräns har, som tidigare nämnts, satts till siktdjupet 3 m. Om detta värde används i siktdjupsmodellen (ekv. 2) kan den maximalt tillåtna närsaltbelastningen från kassodlingar, utan att siktdjupet underskrider 3 m, beräknas. Eftersom den framräknade belastningen uttrycks som  $\text{kg tot-N}/\text{km}^2 \cdot \text{år}$ , får man den totala årliga belastningen på området om man multiplicerar med områdets area.

### Steg 3

Den maximalt tillåtna närsaltbelastningen som räknades fram i steg 2 kan översättas i fiskproduktion i en kassodling. Vi antar att odlingarna i detta fall överensstämmer med en genomsnittlig svensk kassodling (se tidigare definition). Den fiskproduktion som då motsvarar den framräknade maximalt tillåtna närsaltbelastningen redovisas i tabell 4. Enligt dessa beräkningar kan område A tåla en produktion av 80.7 ton fisk/år och område B en produktion av 165.7 ton fisk/år utan att siktdjupet underskrider 3 m (medelvärde för produktionsperioden). Eftersom det gäller att ha vissa marginaler vid dessa beräkningar kan en fiskproduktion av ca 70 ton fisk/år i område A och en produktion av ca 150 ton fisk i område B vara lämpliga riktvärden.

Eftersom det är mängden utsläppta närsalter och inte mängden producerad fisk som sätter gränserna i belastningsmodellen har fiskodlaren möjlighet att öka fiskproduktionen utan att dessa utsläpp ökas. Detta kan han göra genom att t.ex. använda ett foder med lägre kvävehalt och genom att minska foderspillet och därmed sänka foderkoefficienten. Om t.ex. foderkoefficienten sänks från 1.5 till 1.3 i räkneexemplet ovan och kvävehalten i fodret sänks från 7.2 till 6.9% (av våtvikten) kan en produktion av 104 ton fisk/år tillåtas i område A och en produktion av 214 ton fisk/år tillåtas i område B enligt siktdjupsmodellen.

Med hjälp av den presenterade belastningsmodellen är det möjligt att avgöra vilka kustområden som är "lämpliga" respektive "olämpliga" för kassodling av fisk. Det är nu också möjligt för de myndigheter som ger tillstånd till odling av fisk att ge tillstånd till utsläpp av en viss mängd närsalter istället för att som idag ge tillstånd till en viss storlek på fiskproduktionen. Detta skulle anpassa fiskodlingarna mer till vad naturen tål och det skulle dessutom uppmuntra till att minimera närsaltutsläppen och på så sätt ge utrymme till en större fiskproduktion i odlingen.

Tabell 4. Bedömning av hur stor närsaltbelastning/fiskproduktion som två olika kustområden tål utan att siktdjupet underskrider 3 m enligt belastningsmodellen för siktdjup (ekvation 2).

	Kustområde	
	A	B
<b>Steg 1:</b>		
Vattenytans area, a (km <sup>2</sup> )	2.0	8.0
Medeldjup, Dm (m)	6.4	9.0
Andel ack. bottnar, BA (%)	10	17
Ytvattnets utbytestid, Ty (dygn)	1.5	3.5
<b>Steg 2:</b>		
Max. närsaltbelastning		
(kg tot-N/km <sup>2</sup> *år)	3283	1686
(kg tot-N/år)	6566	13488
<b>Steg 3:</b>		
Max. produktion (kg fisk/år)	80663	165700
 <b>BERÄKNINGAR - EXEMPLIFIERAT MED KUSTOMRÅDE A:</b>		
<u>Belastningsmodell:</u>		
SiktD = -0.03*BA - 0.32*Ty - 0.001*ANod + 16.53*1/Dm + 4.48		
<b>Maximal närsaltbelastning (siktdjupet = 3 m):</b>		
ANod <sub>max</sub> = (-0.03*BA - 0.32*Ty + 16.53*1/Dm - SiktD + 4.48)/0.001		
ANod <sub>max</sub> = (-0.03*10 - 0.32*1.5 + 16.53*1/6.4 - 3 + 4.48)/0.001 =		
= 3283 kg tot-N/km <sup>2</sup> *år		
Kustområdets area = 2.0 km <sup>2</sup>		
Max. närsaltbelastning = 2.0*3283 = 6566 kg tot-N/år		
<b>Maximal fiskproduktion för en genomsnittlig svensk kassodling enligt ekvation (1):</b>		
P <sub>max</sub> = L/(1.5*0.072-0.0266)		
P <sub>max</sub> = 6566/(1.5*0.072-0.0266) = 80663 kg fisk/år		

## Referenser

- Ackefors, H. and Enell, M., 1990. Discharge of nutrients from swedish fish farming to adjacent sea areas. - *Ambio*, 19:28-35.
- Granéli, E., Wallström, K., Larsson, U., Granéli, W. and Elmgren, R., 1990. Nutrient limitation of primary production in the Baltic Sea Area. - *Ambio*, 19: 142-151.
- Håkanson, L., 1984a. Aquatic contamination and ecological risk - An attempt to a conceptual framework. - *Water Res.*, 18:1107-1118.

- Håkanson, L., 1984b. Suspension and calibration of a sediment trap. - Schweiz. Z. Hydrol., 46:172-175
- Håkanson, L., 1989a. Ett operativsystem för miljökonsekvensanalys för akvatiska ekosystem. - Vatten, 45:237-255.
- Håkanson, L., Kulinski, I. och Kvarnäs, H., 1984. Vattendynamik och bottendynamik i kustzonen. - SNV PM 1905, Solna, 228 sid.
- Håkanson, L., Ervik, A., Mäkinen, T. and Möller, B., 1988. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. - Nordic Council of Ministers, NORD 88:90, Copenhagen, 103 p.
- Håkanson, L., Floderus, S. and Wallin, M., 1989. Sediment trap assemblages - a methodological description. - Hydrobiologia, 176/177:481-490.
- Persson, G., 1987. Sambandet mellan föda, produktion och förorening vid odling av stor regnbåge (*Salmo gairdneri*). - SNV PM 3382, 76 sid.
- Phillips, M.J., 1985. The environmental impact of cage culture on scottish freshwater lochs. - Institute of Aquaculture, University of Stirling, Stirling, Scotland, 106 p.
- Pilesjö, P., Persson, J. and Håkanson, L., 1990. Digital sjökortsinformation för beräkning av kustmorfometriska parametrar och ytvattnets utbyttestid. - Uppsala universitet, Hydrologiska avd., 76 sid.
- Rosenberg, R. (red), 1984. Gödning av havsområden kring Sverige en kunskapsöversikt. - SNV PM 1808, 140 sid.
- Wallin, M., Håkanson, L. and Persson, J., 1990. Eutrofiering av kustvatten - belastningsmodeller för närsalter. - Uppsala universitet, Naturgeografiska inst., 224 sid.
- Vollenweider, R.A., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. - Mem. Ist. ital. Idrobiol., 33:53-83.

**Havbrugsdrift som miljøpolitisk problem:  
Regulering af kvælstof (N)- og fosfor (P)- udledningen  
fra havbrugsdrift i Danmark.**

Esben Vilshammer  
Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København

Sammenfatning

Den danske regering og folketing vedtog i 1987 på baggrund af stigende forureningsproblemer i de indre danske farvande en plan for en omfattende reduktion af udledningen af næringssalte til vandmiljøet. Målsætningen var en reduktion af N-udledningen med 50% og P-udledningen med 80% inden 1993, og de samlede udgifter blev beregnet til ca. 12 mia. dkr.. Det danske havbrugserhverv havde i det foregående tiår været i kraftig vækst, og intet tydede på en stagnation. Dette indebar, at havbrugenes relative N- og P-bidrag ville være stigende, dels som følge af en ekspansion indenfor erhvervet og dels som følge af reduktionen i de øvrige udledninger. Dertil kom, at de danske havbrug overvejende er koncentreret i afgrænsede og i forvejen ofte relativt hårdt belastede områder, samt at belastningen fra danske havbrug finder sted i sommerperioden, der netop er det kritiske tidspunkt på året for forskydninger i den økologiske balance. I en situation, hvor man pålagde befolkningen og de øvrige erhverv betydelige omkostninger til nedbringelse af næringssaltudledningen, fandt man det nødvendigt at modvirke yderligere stigninger i havbrugenes belastning, og det blev derfor besluttet at indføre et midlertidigt stop for nye havbrug samt at iværksætte arbejde med en fremtidig miljøregulering af havbrugsområdet. Dette arbejde er nu tilendebragt med udstedelsen af en bekendtgørelse fra den danske miljøminister. Hermed sker der en ligestilling af havbrug med andre forureningskilder.

### Indledning.

Kommerciel havbrugsdrift er et relativt nyt fænomen i Danmark. Så sent som i 1978 fandtes der således kun ialt 5 havbrug med en samlet produktion på under 100 tons. I de følgende år skete der imidlertid en markant fremgang indenfor erhvervet. Baggrunden var bl.a. en fortsat tilbagegang i konsumfiskeriet, hvilket skabte beskæftigelsesproblemer i mange mindre fiskerisamfund. Frem til udgangen af 1986 blev der således givet tilladelse til yderligere 30 havbrug, og den samlede produktion androg i 1986 omkring 2.800 tons netto.

At der var store forentninger til udviklingsmulighederne indenfor havbrugserhvervet fremgår bl.a. af, at den såkaldte "Styringsgruppe for akvakultur i Danmark" under Fiskeriministeriet i begyndelsen af 1986 anslog, at produktionen af havbrugsørreder kunne fordobles frem til år 1990, og at der kunne ske en yderligere fordobling til ialt 10.000 tons frem til år 2000. Under særligt gunstige omstændigheder mente man endog, at havbrugsproduktionen i år 2000 kunne komme op på 20.000 tons.

### Vandmiljøplanen.

I marts 1987 vedtog det danske Folketing en "Handlingsplan mod forureningen af det danske vandmiljø med næringsalte" - den såkaldte vandmiljøplan. Den direkte anledning var, at iltsvindsproblemerne i Kattegat, Bælterne og den vestlige Østersø i efteråret 1986 havde nået en foreløbig kulmination. Målsætningen for vandmiljøplanen var en reduktion i de samlede udledninger til havmiljøet med 50% for kvælstof og 80% for fosfor inden udgangen af 1992. De samlede udgifter blev anslået til omkring 12 mia. kr. Planen rummede initiativer til nedbringelse af forureningen fra

såvel landbrug og industri som kommunale renseanlæg, men fik derudover øjeblikkelig betydning for havbrugsudviklingen.

Ifølge de opgørelser, der lå til grund for vandmiljøplanen, udgjorde de samlede årlige udledninger af kvælstof og fosfor fra landbrug, industri og kommunale renseanlæg henholdsvis omkring 290.000 og 15.000 tons. Heraf blev det anslået, at 50.000 - 90.000 tons kvælstof og omkring 10.000 tons fosfor blev udledt til de indre danske farvande, dvs. Bælthavet og Kattegat.

I sammenligning hermed forekom havbrugenes bidrag beskedent. Således anslås de samlede kvælstofudledninger fra havbrug i 1986 til 250 - 300 tons eller omkring 0.5% af den totale udledning til de indre farvande, og for fosfor til 40 - 50 tons eller ligeledes omkring 0.5%.

Imidlertid blev de allerede meddelte havbrugstilladelser kun udnyttet med omkring 50%, samtidig med at der med vandmiljøplanens gennemførelse var udsigt til en halvering af de landbaserede udledninger. Alt andet lige betød dette, at havbrugenes relative bidrag måtte forudses at ville være stigende.

Dertil kom, at havbrugene ikke er jævnt fordelt geografisk, men overvejende koncentreret i afgrænsede og i forvejen ofte relativt hårdt belastede (fjord)områder, samt at belastningen fra danske havbrug finder sted i sommerperioden, der netop er det kritiske tidspunkt på året for forskydninger i den økologiske balance.

I en situation, hvor man pålagde befolkningen og erhvervene betydelige omkostninger til nedbringelse af næringssaltudledningen, fandt man det nødvendigt at modvirke yderligere stigninger i havbrugenes belastning. Det blev derfor besluttet at udarbejde en plan for et miljømæssigt acceptabelt niveau for havbrugsudviklingen, samt at indføre et midlertidigt stop for etablering af nye og udvidelser af eksisterende havbrug indtil rammerne for den fremtidige udvikling var fastlagt. Dette skete i september 1990, hvor den danske Miljøminister udstedte en bekendtgørelse om saltvandsbaseret fiskeopdræt (Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 640 af 17. september 1990).

### Reguleringen af havbrugsdrift i Danmark.

**a. Loft over det samlede næringssaltbidrag.** I slutningen af 1987 fremlagde Miljøministeriet den omtalte plan for et miljømæssigt acceptabelt niveau for havbrugsudviklingen, Havbrugsplanen. Heri fastslås det, at havbrugsdrift på det hidtil tilladte niveau indtil videre måtte anses for miljømæssigt acceptabelt ud fra en samlet betragtning. Det blev forudsat, at produktionen gennemføres ved bedst tilgængelig teknik.

Det skal indskydes, at en tilladelse til drift af havbrug hidtil har været udformet som en maksimalt tilladelig foder mængde. Forbedringer i foderet i form af højere energiindhold og fordøjelig og et formindsket indhold af kvælstof og fosfor kommer herved miljøet til gode i form af en formindsket belastning og havbrugeren i form af en øget produktion indenfor rammerne af fodertilladelsen.

Det var således forudsætningen i havbrugsplanen, at en gradvis fuld udnyttelse af de meddelte fodertilladelser ikke slår igennem i en tilsvarende stigning i næringssaltbelastningen. At forudsætningen er blevet indfriet fremgår af, at produktionen i perioden 1986-1989 er steget med omkring 60% (fra 2.800 tons i 1986 til 4.700 tons i 1989), mens stigningen i havbrugenes samlede udledning af kvælstof i samme periode skønsmæssigt anslået har været på det halve og fosforstigningen kun omkring 10%. Det kan oplyses, at den gennemsnitlige foderkvotient i samme periode er faldet fra 1,7 til 1,4.

**b. Driftsvilkår.** Den kommende bekendtgørelse fastsætter generelle vilkår for foderet samt for foderkvotienten. Bestemmelserne, som er udformet som mindstekrav til anlæggenes drift, har til formål at virke forureningsbegrænsende i overensstemmelse med principperne i vandmiljøplanen og regeringens generelle forebyggende miljøstrategi baseret på princippet om renere teknologi.

Derudover fastsættes vilkår om egenkontrol og føring af driftsjournal.

I modsætning til, hvad der hidtil har været gældende, vil tilladelser efter den nye bekendtgørelse blive udformet som "udledningstilladelser" med et maksimalt tilladt N- og P-bidrag. På grundlag af udledningstilladelsen samt mindstekravene til foderets kvalitet og foderkvotienten beregnes herefter en maksimalt tilladelig fodermængde.

Princippet i bekendtgørelsen er herefter, at anvendelse af bedre foder end foreskrevet i bekendtgørelsen samt en dokumenteret bedre foderudnyttelse (foderkvotient) skal kunne omsættes i en øget maksimalt tilladt fodermængde.

Driftsvilkårene svarer iøvrigt stort set til, hvad der gælder på ferskvandsdambrugsområdet.

Eftersom alle tilladelser har været tidsbegrænsede typisk til 5 år vil bestemmelserne i bekendtgørelsen indenfor et par år få generel gyldighed for havbrugsdriften i Danmark.

c. Administration. Den danske miljøbeskyttelseslov placerer en væsentlig del af ansvaret for beskyttelsen af vandmiljøet hos de regionale myndigheder - amtsrådene. Amtsrådene står således for planlægningen af vandområdernes kvalitet - recipientkvalitetsplanlægningen -, ligesom de meddeler tilladelser til udledning af spildevand og fører tilsyn med forureningstilstanden.

Administrationen på havbrugsområdet har hidtil været to-delt, idet det pågældende amtsråd har vurderet ansøgninger om tilladelse til etablering af havbrug i relation til den planlagte målsætning for vandområdernes kvalitet samt den faktiske miljøtilstand i området. På grundlag af amtets instilling samt ud fra en generel vurdering har Miljøstyrelsen derefter på ministerens vegne truffet afgørelse om, hvorvidt ansøgningen kunne imødekommes.

Som nævnt fastslog havbrugsplanen, at havbrugsdrift på det hidtil tilladte niveau indtil videre måtte anses for miljømæssigt acceptabelt. Samtidig konstateredes det, at belastningen fra havbrug kunne være betydningsfuldt ud fra en regional og lokal betragtning.

At næringssaltbidraget fra havbrug indgår med stigende vægt i det lokale belastningsmønster er bl.a. en konsekvens af ændringerne i bedriftsstrukturen i retning af stadig større anlæg. Hvor den gennemsnitlige produktion i 1986 udgjorde omkring 82 tons pr anlæg, er den i 1989 kommet op på 138 tons. Dette svarer skønmæssigt til et næringsstofbidrag til omgivelserne på 12,5 tons kvælstof og 1,4 tons fosfor. Efter gennemførelsen af vandmiljøplanens rensningskrav for de kommunale spildevandsanlæg svarer dette igen til udledningen af rensset husspildevand fra en by med et indbyggertal på omkring 9.000 (fosfor) - 14.000 (kvælstof) personer. Hertil kommer, at havbrugene ifølge Dansk Havbrugerforenings vurdering i fremtiden skal op på en årlig produktion omkring 200 tons pr anlæg for at være økonomisk bæredygtige.

Det forhold, at den miljømæssige betydning af havbrugsdriften primært er af lokal karakter har medført, at administrationen efter den nye bekendtgørelse lægges om, således at amtsrådene i fremtiden er godkendelsesmyndighed med Miljøstyrelsen som klageinstans for de amtskommunale afgørelser. Der skabes hermed overensstemmelse med den almindelige kompetancefordeling på miljøområdet, ligesom der bliver sammenfald mellem tilladelses- og tilsynsmyndighed.

Indsættelsen af amtsrådene som 1. instans i havbrugssager har samtidig haft betydning for administrationen af det samlede loft for havbrugenes udledning af næringsstoffer, idet det oprindeligt var tanken, at dette skulle ske via en landsdækkende kvoteordning. Med ændringen i kompetancefordelingen ville en sådan ordning imidlertid blive unødigt resourcekrævende, og det er derfor besluttet, at Miljøministeren istedet løbende vil følge udviklingen på grundlag af indberetninger fra amtskommunerne.

## ÆNDRINGER I FLORA OG FAUNA FORÅRSAGET AF HAVBRUGSDRIFT

Jesper Horsted

COWIconsult, Parallelvej 15, DK-2800 Lyngby, Danmark

og

Kim Diget Christensen

Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Charlottenlund Slot,  
DK-2920 Charlottenlund, Danmark

### ABSTRACT

*De miljømæssige ændringer, som havbrugsdrift kan medføre, er beskrevet ud fra den eksisterende Nordiske litteratur samt ud fra egne undersøgelser. I nogle undersøgelser er der konstateret øget biomasse og produktion af fytoplankton i nærheden af havbrug. I de fleste tilfælde er det imidlertid ikke muligt at konstatere ændringer i fytoplantonbiomassen eller -produktionen, selvom der kan konstateres øgede koncentrationer af ammonium i nærheden af havbrugene. Der kan ofte konstateres en øget biomasse af fyto-benthos som følge af de øgede næringssaltkoncentrationer i nærheden af havbrugene. Under og i kort afstand fra havbrugene kan i de fleste tilfælde konstateres ændringer i zoobenthossamfundene. I de værste tilfælde kan havbunden blive azoisk eller faunaen kan blive domineret af nogle få opportunistiske arter. Sådanne forhold bør undgås idet de indikerer at tilførslen med organisk materiale er for høj. Dette kan medføre produktion af mathan og svovlbrinte i sedimentet og evt. frigivelse af disse gasser. Ændringer i artssammensætningen og biomassen af vildfiskepopulationer ved havbrug er blevet konstateret i nogle få undersøgelser. Biomassen af vildfisk er højere i nærheden af havbrug, specielt om efteråret hvor de fodermængder der tilføres havbrugene er størst.*

### INDLEDNING

For at vurdere effekten af et havbrug på det omgivende miljø er det nødvendigt at kende mængden og kvaliteten af de stoffer, der frigives herfra. Sammensætningen af de affaldsstoffer, der frigives, reflekterer sammensætningen af foderet og dets fordøjelighed.

Hovedkomponenterne i foderet er protein, fedt og kulhydrat. Desuden indeholder foderet fosfor, vitaminer, farvestoffer og evt. medicin. Den procentiske fordeling af hovedkomponenterne varierer fra det ene foderfabrikat til det andet, men ligger omkring 42-53% protein, 12-24% fedt og 14-23% kulhydrat (ECOLINE, 1987; Gowen & Bradbury 1987). Foderets indhold af fosfor kan ligeledes variere og ligger typisk mellem 0.9% og 1.5% (Somer, 1986; ECOLINE, 1987; Leppäkoski, 1987).

Alle komponenterne i foderet og biprodukter fra fiskenes stofskifte er potentielle affaldsstoffer. Miljøbelastningen fra et havbrug vil derfor omfatte følgende stoffer: Organiske kvælstof- og kulstofforbindelser (protein, fedt og kulhydrater), ammoniak, urea, bikarbonat, fosfat, vitaminer, farvestoffer og evt. medicinrester. De organiske kvælstof- og kulstofforbindelser stammer primært fra foderspild og fækalier.

Der hersker stor uenighed om foderspildets størrelse idet der i litteraturen angives værdier fra 1% til 31% (Warrer-Hansen, 1982; Braaten *et al.*, 1983; Gowen & Bradbury, 1987), hvorimod fækaliemængden med stor enighed angives at være ca. 25% af det konsumerede foder (Butz & Vens-Cappels, 1982; Gowen & Bradbury, 1987).

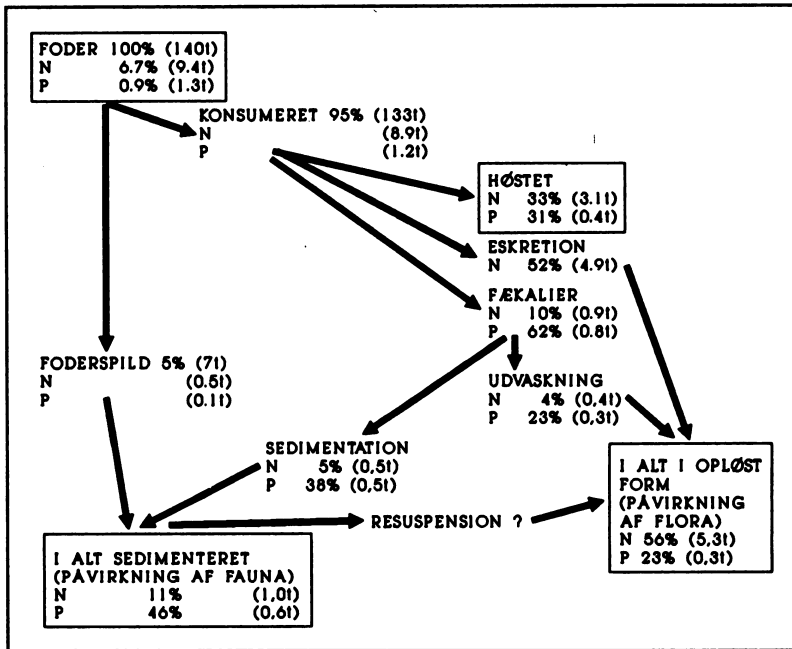
Ved at sammenholde værdier for foderets og fiskenes indhold af kvælstof og fosfor, foderkvotienten, foderspild, konsumtion, assimilation, fækalering, ekskretion og høstudbytte fra den eksisterende litteratur (Ackefors & Södergren, 1985; Gowen *et al.*, 1985; Phillips *et al.*, 1985; Ervik, 1986; Hoffmann, 1986; Lykke & Wahid, 1986; Enell, 1987; Gowen & Bradbury, 1987; Mills, 1987; Møller, 1987; Nielsen, 1987; Persson, 1987; Rønsholdt, 1988) kan følgende massebalance for kvælstof og fosfor opstilles ved en produktion på 100 ton regnbueørreder *Oncorhynchus mykiss* (tidligere: *Salmo gairdneri*), se figur 1. Det antages at fiskene indeholder 3.1% kvælstof og 0.4% fosfor, foderet indeholder 6.7% kvælstof og 0.9% fosfor, mens foderkvotienten er 1.4 (gennemsnit for danske havbrug i 1989).

En lignende massebalance kan opstilles for organisk stof udtrykt som BI-5 (Biologisk Iltforbrug over 5 døgn ved 20°C). Den største del af BI-5 forbruget stammer fra fiskenes respiration, mens ca. 10 ton BI-5 tilføres miljøet som let sedimenterbart materiale ved en produktion på 100 ton regnbueørreder (Møller, 1987)

Hvis algevæksten i et område er begrænset af næringsstofferne kan tilførslen af disse i opløst form fra havbrug føre til en øget primærproduktion. I marine områder er kvælstof oftest begrænsende (Ryther & Dunstan, 1971; Boynton *et al.*, 1982; Graneli *et al.*, 1986), mens dette for fosfors vedkommende kun er tilfældet på få lokaliteter (Miljøstyrelsen, 1984). Derimod er fosfor begrænsende i dele af den botniske bugt (Henriksson, 1989)

Tilførslen af partikulært organisk materiale til havbunden samt opdrætsfiskenes iltforbrug kan påvirke faunaen i nærmiljøet (og floraen i ekstreme tilfælde), idet sedimentets iltede lag bliver tyndere eller helt forsvinder og pålejringen af nyt materiale kan dække bunddyr med ringe mobilitet.

Formålet med denne artikel er at beskrive de ændringer der finder sted i flora og fauna i nærmiljøet omkring havbrugsanlæg. Dette bliver gjort gennem en resumering af tidligere undersøgelser sammenholdt med egne endnu ikke afsluttede undersøgelser.



Figur 1. Flowdiagram for kvælstof og fosfor ved produktion af 100 ton regnbueørred. Alle procenttal er beregnet som procent af den tilsatte mængde.

## FYTOPLANKTON

I brakvand er der fundet øget produktion og biomasse af fytoplankton i nærheden af havbrug som følge af øgede fosforkoncentrationer (Henriksson, 1989).

I størstedelen af de nordiske landes havområder er kvælstof som nævnt oftest begrænsende for primærproduktionen.

Øgede koncentrationer af ammonium er blevet målt i nærheden af havbrug (Ervik *et al.*, 1985; Gowen *et al.*, 1988). Dette kan ofte være tilfældet uden, at en tilsvarende øget fytoplanktonbiomasse kan måles (Gowen & Bradbury, 1987; Gowen *et al.*, 1988). Hvis kvælstof er begrænsende for fytoplanktonvæksten, og der ikke kan konstateres en øget fytoplanktonbiomasse ved øgede ammoniumkoncentrationer, kan årsagen til dette være, at en øget fytoplanktonproduktion modsvarer af øget græsning fra zooplanktonet, eller at netburenes bremsende effekt på vandstrømmen skaber en øget sedimentation af partikler i vandet (herunder fytoplankton). Årsagen kan også være at fytoplanktonet ikke forbliver nær havbruget i tilstrækkelig tid til at udnytte den øgede næringsaltkoncentration på stedet. Derfor er måling af primærproduktionen og begrænsende næringsalte mere informativ end måling af fytoplanktonets biomasse.

Egne målinger omkring 2 havbrug (Agersø Havbrug i Agersøsund og Sundlax i Ulvsund beliggende på hhv. 55°13.70 N; 11°12.00 Ø og 54°58.75 N; 12°09.15 Ø) har vist, at der ikke var nogen målbar effekt på næringssaltkoncentrationerne. Fytoplanktonbiomassen (målt som chlorophyll a) ved Agersø Havbrug, der årligt producerer ca. 575 ton regnbueørred, var beregnet for hele året 13% højere efter vandets passage af havbruget. Der ikke var nogen ændringer ved Sundlax, der producerer ca. 115 ton regnbueørred årligt. M.h.t. partikelvolumen faldt denne gennemsnitlig med 17% for partikler mellem 2 og 80 $\mu$ m og med 48% for partikler mellem 15 og 300 $\mu$ m ved Sundlax. Der var ikke nogen entydig effekt på partikelvolumen efter passage af Agersø Havbrug (Horsted 1989).

For at belyse hvornår primærproducenterne var næringssaltbegrænsede og dermed, hvornår havbrugene kunne have en potentiel effekt på algebiomassen i det lokale miljø, blev der i løbet af 1988 udført en række primærproduktionsforsøg. Disse forsøg blev kørt *in situ* med både lys- og mørkeinkubation i hhv. 4 og 24 timer. Produktionen blev målt i flasker med vand udtaget før og efter passage af havbrugene, samt i flasker med kunstig tilsætning af kvælstof (lys- og mørkeinkubation), fosfor og kvælstof+fosfor (lysinkubation). Desuden blev kvælstoffosfor-forholdet af næringssaltene udregnet. Hvor forholdet overstiger 16:1 indikerer det fosforbegrænsning, er det lavere tyder det på kvælstofbegrænsning.

Resultaterne gav ikke et entydigt billede af de begrænsende faktorer for primærproducenterne, men tilsyneladende var kvælstof begrænsende for algevæksten i størstedelen af havbrugenes produktionsperiode (april-november) med undtagelse af de første og sidste 2-4 uger. Dette stemmer godt overens med, hvad der tidligere er fundet for danske farvande (Miljøstyrelsen, 1984). Der blev målt svagt øgede primærproduktionshastigheder efter vandets passage af Agersø Havbrug i forhold til før passage (27% i gennemsnit for året), mens der ikke var nogen forskel af betydning ved Sundlax (Horsted, 1989).

Det må dog slås fast, at havbrugsproduktion medfører en belastning af det omgivende miljø med næringssalte uanset, om det er muligt at måle nogen overkoncentration af disse eller af fytoplankton-biomasse og produktion, hvilket ofte ikke er tilfældet (se f.eks. Jacobsen & Thomsen, 1982; Müller-Häeckel, 1986; Horsted, 1989).

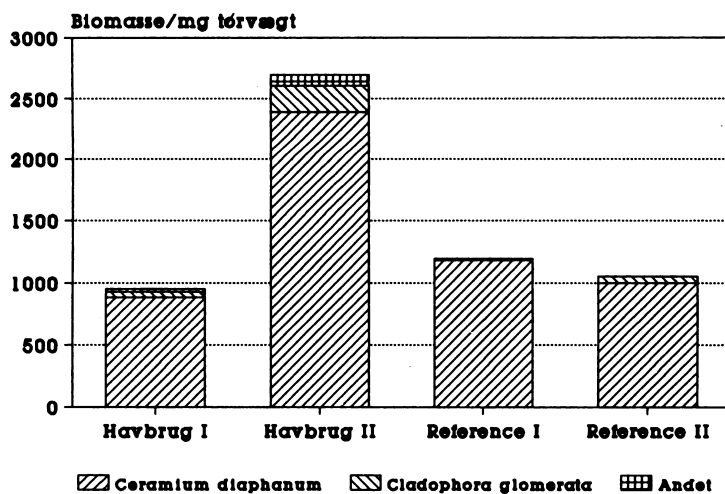
#### FYTOBENTHOS

Fasthæftede alger er mere velegnede end fytoplankton m.h.t. at beskrive et havbrugs effekt på primærproducenterne i nærmiljøet. Da de er stationære, kan de udnytte de næringsstoffer, der frigives fra havbruget, selvom disse ikke kan måles, og deres vækst/biomasse pr. arealenhed kan følges omkring havbruget og på referencestationer uden de problemer, der er behæftet med at følge fytoplanktonet i de bevægelige vandmasser.

Man kan derfor undre sig over, at dette emne tilsyneladende ikke er inddraget i diskussionen om havbrugs miljøeffekt i særlig høj grad.

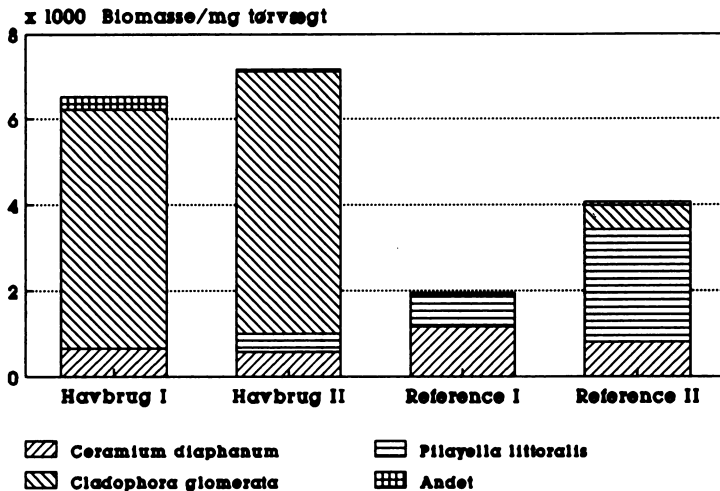
I en norsk undersøgelse bemærkes det, at der var øgede mængder af etårige grønalg af slægterne *Cladophora* og *Enteromorpha* ved et havbrug, men at denne effekt kun strakte sig 20-30 meter væk fra anlægget (Aure *et al.*, 1988). En svensk undersøgelse fandt ingen forskelle i mængden af grønalg *Cladophora glomerata* langs en transekt med stigende afstand fra et havbrug og på en referencestation. Dog var algerne lige under havbruget tilsyneladende døde (Leonardson & Näslund, 1983). I flere finske undersøgelser har man fundet en markant øgning af biomassen af fyto-benthos i nærheden af havbrug (Henriksson, 1989). Her gælder det, ligesom for fytoplanktons vedkommende, at det er øgede fosforkoncentrationer, der er årsagen til den øgede biomasse.

Resultaterne af egne undersøgelser af fyto-benthos omkring havbruget Sundlax er vist i figur 2 og 3. Fyto-benthosbiomassen blev målt på asbestplader på 20x20cm der var udhængt i 4 dybder (0.5, 1.5, 2.5 og 3.5m) på 2 referencestationer og 2 steder på havbruget i 1988 og 1989.



**Figur 2.** Biomasse af fyto-benthos ved havbruget Sundlax og 2 referencestationer i perioden 15/5-22/11 1988. Fra Christensen & Horsted (1991).

Resultaterne fra 1988 viste ikke nogen større forskelle mellem 3 af stationerne, se figur 2. Den ene havbrugsstation havde derimod langt større algebiomasse p.g.a. store mængder af *Ceramium diaphanum*. Forsøget burde være standset tidligere på året, idet algerne var begyndt at falde af pladerne. Derfor blev forsøget gentaget året efter.



Figur 3. Biomasse af fytobenthos ved havbruget Sundlax og 2 referencestationer i perioden 8/5-28/7 1989. Fra Christensen & Horsted (1991).

Resultaterne fra 1989 viste, at der voksede dobbelt så mange alger på pladerne ved havbruget som på referencestationerne, se figur 3. Dette skyldes store mængder af *Cladophora glomerata*, der først og fremmest fandtes på havbrugsstationerne. Endvidere afveg artssammensætningen mellem havbrugs- og referencestationerne ved, at *Pilayella littoralis* først og fremmest fandtes på referencestationerne.

Disse resultater bekræfter, at fasthæftede alger kan udnytte de næringssalte, der udledes fra havbruget, selvom overkoncentrationer af disse er så små, at de oftest ikke kan måles.

## BUNDFAUNAEN

Undersøgelserne af effekten af forurening fra havbrug på den benthiske fauna har generelt fulgt de metoder, der er beskrevet til undersøgelse af effekten af belastning af marine områder med organisk spildevand.

I litteraturen er der beskrevet talrige eksempler på, hvordan tilførsel af organiske stoffer til det marine miljø kan skabe ændringer i de fysiske, kemiske og biologiske forhold, der direkte eller indirekte påvirker den benthiske fauna bl.a. Tullki (1968), Rosenberg (1972), Leppäkoski (1975) og Pearson (1975). I et review gør Pearson og Rosenberg (1978) rede for de mest anvendte metoder til beskrivelse af ændringer i den benthiske fauna, samt beskriver de generelle ændringerne i den benthiske fauna langs en forureningsgradient. De hyppigst anvendte metoder til beskrivelse af ændringer i den benthiske fauna er SAB-kurver

(Species-Abundance-Biomass), forskellige diversitetsindeks bl.a. Sander's rarefaction technique, Shannon-Wiener indeks og evenness og anvendelse af forskellige indikatorarter.

Senere har Gray og Mirza (1979) beskrevet en ny metode til undersøgelse af forureningens effekt på den marine bentiske fauna (Log-normal distribution). Ligesom de ovennævnte metoder er denne udviklet og anvendt til beskrivelse af forureningsinducerede ændringer i den bentiske fauna i forbindelse med koncentrerede forureninger med by- og industrispildevand.

Som nævnt ovenfor forventes tilførslen af organisk stof fra foderspild og fækalier fra havbrugene til bunden at forårsage ændringer i sammensætningen af den benthiske macrofauna, der tilsvarende ændringer i den bentiske fauna, der kan konstateres ved udledning af organisk belastet spildevand fra husholdning og industri. Organisk belastning fra spildevand medfører et fald i vandets (specielt bundvandets) oxygenindhold, evt. dannelse af anoxiske sedimenter, og produktion og frigivelse af svovlbrinte og methan fra sedimentet (Pearson og Rosenberg, 1978; Jørgensen, 1983). Dette vil medføre drastiske ændringer i bundfaunaens livsbetingelser evt. azoiske sedimenter. Denne effekt aftager med afstanden væk fra kilden. Tæt ved forureningskilden vil bundfaunaen domineres af opportunistiske arter som *Capitella capitata*. Længere væk fra kilden findes en overgangsfauna, der kan beskrives som værende stimuleret af forureningen d.v.s. en øgning af biomassen, artsantal og individantal. Efter denne zone vil der optræde en fauna, der er typisk for det ubelastede område.

I det følgende vil effekten af forurening fra havbrug på bundfaunaen i Norden beskrives ud fra litteraturen, samt ud fra resultaterne af egne undersøgelser.

Sedimentation og akkumulation af føderester og fæces blev konstateret af Braaten *et al.* (1983) under et havbrug i Norge. Denne ophobning af organisk materiale medførte at gasser boblede op fra havbunden, hvilket kan skade fiskene i havbruget. De skriver endvidere, at de fleste havbrugere i Norge før eller siden har været ude for denne type problemer. Der blev i dette arbejde ikke foretaget en undersøgelse af bundfaunaen, men det må forventes at livsbetingelserne i en havbund, der producerer svovlbrinte eller methan i disse mængder, må være væsentligt forandret i forhold til livsbetingelserne under ikke forurenede forhold. Bundfaunaen har sandsynligvis været markant ændret eller uddød under sådanne forhold.

Sedimenter med højt indhold af svovlbrinte og methan og azoiske bundforhold direkte under havbrugene er blevet konstateret af Leonardson og Näslund (1983), Aure *et al.* (1988) og Gowen *et al.* (1988). Leonardson og Näslund (1983) undersøgte forholdene i brakvand (salinitet 5 promille) i den Botniske Bugt under et havbrug, der i et år havde produceret laks *Salmo salar*. Havbruget lå i en beskyttet bugt. Sedimentet var azoisk under havbruget, men blot 4 m fra nettene var der zoobenthos tilstede. Ved 2 ud af 9 undersøgte havbrug i Norge var havbunden uden dyreliv i nærheden af havbrugene. Ved det ene anlæg var bunden azoisk ved en station ca. 300 meter fra havbruget, mens der ved de andre 2 stationer hhv. ca. 75 meter og 300 meter fra anlægget fandtes dyreliv i bunden.

Ved det andet anlæg var bunden azoisk i op til 50m fra anlægget. Begge havbrug lå på meget indelukkede lokaliteter med lavvandede tærskler ud mod de mere åbne dele af fjordene (Aure *et al.*, 1988).

I en Skotsk fjord fandt Gowen *et al.* (1988) en azoisk zone direkte under havbruget. Ved yderkanten af havbruget slutter den azoiske zone. Ud til 3 meter fra havbruget findes en zone med lav artsdiversitet domineret af *Capitella capitata* og *Scolelepis fuliginosa*, der begge er indikatorarter for organisk belastede marine områder (Pearson og Rosenberg, 1978). Ved 15 meter fra havbruget fandtes en tredje zone, en overgangszone bestående af arter fra den foregående og den efterfølgende zone. Her optrådte *Capitella capitata* også i stort antal, men var ikke dominerende som i den foregående zone. I den tidligere nævnte Norske undersøgelse fandt Aure *et al.* (1988), at *Capitella capitata* er dominerende på 3 af de 9 undersøgte havbrugene i en afstand på hhv. ca. 5 meter, 50 meter og 130 meter fra havbrugene. I Den Botniske Bugt var det andre arter der dominerede, hvilket må forventes p.g.a. den lave salinitet. Her dominerede *Chironomidae spp.* i en afstand op til 22 meter fra havbruget. Denne udbredelse minder om, hvad der kan forventes at findes i organisk belastede vandløb (Leonardson og Näslund, 1983).

I ovennævnte undersøgelser ses det billede, med azoisk bund og forureningsindikerende zoobenthosarter, der er karakteristisk for marine områder med organisk belastning, der er kendt fra undersøgelser af andre forureningskilder. Der er dog den forskel, at påvirkningen aftager hurtigere med afstanden fra havbrugene, end det ses ved forurening med by- eller industrispildevand. Årsagen til dette skyldes sandsynligvis, at det organiske materiale fra havbrug i højere grad består af partikulært materiale, der direkte kan optages og omsættes af zoobenthos, end det er tilfældet med spildevand fra by og industri (Ervik *et al.*, 1985).

Gowen *et al.* (1988) fandt endvidere at artsantal, individantal og biomasse ændredes med afstanden fra havbruget, og at disse variationer fulgte den generaliserede SAB-kurve for organisk belastede marine områder beskrevet af Pearson og Rosenberg (1978).

Ved et havbrug i Norge ikke langt fra Bergen fandt Olsgard (1984), at langs den ene af to transekter fandtes en variation i artsantal, individantal og biomasse som for den generaliserede SAB-kurve. Den anden af de undersøgte transekter passede dårligt ind i det generaliserede billede, hvilket skyldtes, at der fandtes en tærskel mellem havbruget og de undersøgte stationer, der bevirkede, at påvirkningen fra havbruget var lavere her end langs den anden transekt.

Langs begge transekter fandt Olsgard (1984) stigende diversitet (Shannon-Wiener indeks) med faldende belastning fra havbruget, og stationen under havbruget afveg signifikant fra de andre stationer. Gowen *et al.* (1988) fandt også, at diversiteten under havbruget var signifikant lavere end ved de andre undersøgte stationer, der kun afveg lidt fra hinanden.

Olsgard (1984) benyttede også Log-normalfordelingen til at beskrive bunddyrs-samfundene i området. Log-normalfordelingen viste at stationen under havbruget

var udsat for stress. Ervik *et al.* (1985) beskrev bundfaunaen ved 3 havbrug i Vestnorge efter samme metode. Ved det ene havbrug viste stationen nærmest havbruget et billede, der er typisk for bunddyrssamfund, der er belastet med organisk spildevand. Ved det andet var bunddyrssamfundet nærmere stimuleret end belastet. Ved det tredje havbrug var billedet mere komplekst. Ved selve havbruget kunne der ikke konstateres forurening. Derimod viste de andre stationer tydelige tegn på forurening. Dette skyldtes, at stationen nærmest havbruget ligger i et område, hvor det partikulære materiale ikke sedimenterer men bliver transporteret til de andre stationer, hvor det sedimenterer. Disse 3 havbrug er sammen med yderligere 6 beskrevet i Aure *et al.* (1988). Af disse ni anlæg var bundfaunaen upåvirket ved 2 af anlæggene, svagt påvirket (stimuleret) ved 1 af anlæggene. Ved de 2 af anlæggene hvor alle stationerne lå på samme substrattype, var det muligt at se hele spektret fra forurenen til upåvirket bundfauna. Meget stærk påvirkning blev konstateret ved 1 af brugene, og ved 3 af anlæggene blev det konstateret, at påvirkningen fra havbruget var kraftigst i nogen afstand fra havbruget, hvor det partikulære materiale sedimenterede.

I alle de ovennævnte undersøgelser er der stor forskel på, i hvor lang afstand fra havbruget bundfaunaen er påvirket af belastningen med organisk materiale. Gowen *et al.* (1988) finder, at påvirkningen ophører 35-120 meter fra havbruget. Belastningen kan konstateres i en afstand af samme størrelsesorden af Leonardson og Näslund (1983) og af Olsgard (1984), hhv. 55 meter og 85-90 meter. I undersøgelsen foretaget af Aure *et al.* (1988) viser bundfaunaen ved 4 af de undersøgte havbrug faldende påvirkning med afstanden fra anlæggene. Belastningen kan konstateres i afstande på hhv. 300 meter, 80-200 meter, 250-500 meter og 1-2 km. Ved tre af anlæggene var belastningen som tidligere nævnt størst i en vis afstand fra anlæggene bestemt af strømmen, hydrografien og topografien. Ved disse anlæg var belastningen størst i en afstand på hhv. 100m, 250m og 250m.

Egne undersøgelser er foretaget på havbrugene Agersø Havbrug og Sundlax. Begge havbrug er placeret i smalle sund med god gennemstrømning.

Agersø Havbrug er beliggende på 10-12 meters vanddybde med en salinitet på 10-21 ‰ i overfladen og 22-33 promille ved bunden. Ved dette havbrug blev der taget 3 bundprøver pr. station pr. gang på 7 stationer: Under havbruget, 25 m N, 200 m N, 500 m N, 25 m S, 500 m S og en referencestation i en afstand af ca. 2,5 km (N og S står for Nord og Syd). Stationerne ligger langs denne Nord-Syd transekt da dette er strømretningen gennem området. Bundprøverne blev taget med en van Veen bundhenter med et areal på 263,5 cm<sup>2</sup>. Der blev taget bundprøver 6 gange i 1988, 2 gange i 1989 og 1 gang i 1990.

Sundlax er beliggende på 5-6 meters vanddybde med en salinitet på 8-15 ‰. Her blev der ligeledes taget 3 bundprøver pr. station pr. gang. Bundprøverne blev taget med en van Veen bundhenter med et areal på 263,5 cm<sup>2</sup> undtaget d. 7/6-1988 og 31/10-1988 hvor en Haps bundhenter med et areal på 135 cm<sup>2</sup> blev benyttet. Der er blevet indsamlet bundprøver 6 gange i 1988, 2 gange i 1989 og 1 gang i 1990. Kun data fra 1988 er bearbejdet i denne artikel. Der blev taget bundprøver på 8 stationer: Under havbruget, 50 m Ø, 100 m Ø, 200 m Ø, 50 m V, 100 m V, 200 m V og en referencestation i en afstand på ca 1,5 km beliggende på den modsatte side af sundet. Stationerne er placeret øst for og vest

for havbruget da strømmen løber langs denne transekt.

Biomasse og diversitetsindeks (Shannon-Wiener) blev udregnet for begge områder. Biomasse er angivet som konserveret vådvægt i g/m<sup>2</sup>. Shannon-Wiener indekset er kommenteret kort men ikke vist i denne artikel. For begge havbrug gælder, at referencestationerne er medtaget i materialet, men der er ikke knyttet nogen kommentarer til disse, da det faktisk ikke vides, om de er repræsentative for området.

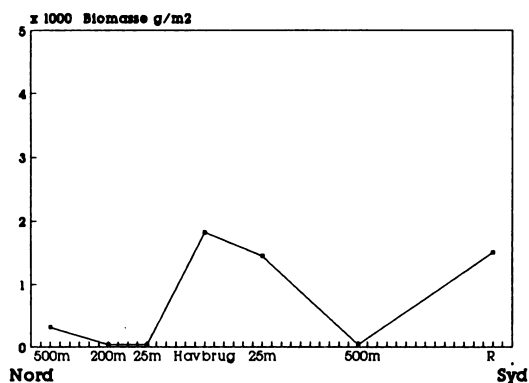
I Danmark er produktionsperioden begrænset til månederne april-november. I vinterperioden tages havbrugsinstallationerne på land. Havbrugene placeres på samme lokalitet hvert år men der kan forekomme små forskydninger i placeringen fra år til år, som det kan ses af vores data fra Agersø Havbrug. Da stationen i havbruget og stationerne 25m N og 25m S blev lokaliseret i forhold til havbrugets placering medfører dette, at det ikke er muligt at sammenligne de enkelte stationer fra år til år, men kun indenfor de enkelte år. De andre stationer blev lokaliseret efter landkendingspunkter. Placeringen af disse stationer kan derfor variere fra gang til gang.

Havbunden omkring Agersø Havbrug er præget af stedvise forekomster af muslingebanker bestående af blåmuslinger *Mytilus edulis*. Med den variation, der er i stationernes placering, betyder dette, at der nogen gange forekommer blåmuslinger i prøverne og andre gange ikke. Dette gør resultaterne vanskelige at tolke. Det ses at stationen under havbruget i 1988 og i 1990 har meget høje værdier for zoobenthos-biomassen, se figur 4A og C. Årsagen til de høje værdier er store forekomster af blåmuslinger. I 1989 er zoobenthos-biomassen derimod lav, hvilket skyldes at stationen dette år ikke er placeret på en muslingebanke, se figur 4B. Umiddelbart kunne disse årsforløb skyldes at blåmuslingerne uddøde i slutningen af 1988 og genindvandrede i 1990. At dette ikke er tilfældet, kunne ses af, at muslingerne i 1990 havde en størrelse de ikke kunne have opnået på de kun 5 måneder, der var gået siden den foregående prøvetagning.

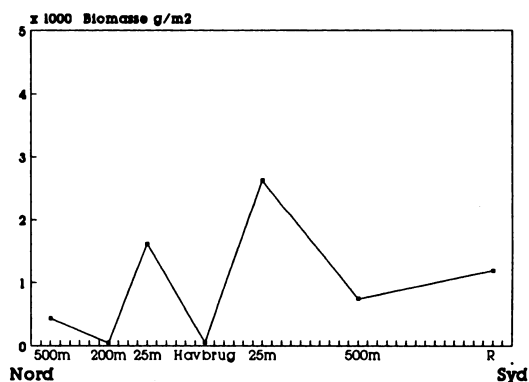
Figur 4 viser de typiske biomassedata fra stationerne i de 3 år. Det ses umiddelbart, at kurverne ikke følger det forløb, der er beskrevet af Pearson og Rosenberg (1978). Figur 4A fra d. 18/7-1988 viser situationen i månederne april-juli dette år. I denne periode havde havbrugsstationen en af de højeste biomasseværdier. I september dette år var biomassen imidlertid faldet på denne station. I december var biomassen faldet yderligere således, at stationen nu havde en af de laveste biomasseværdier. Faldet i zoobenthos-biomassen på havbrugsstationen skete uden, at et tilsvarende fald blev konstateret på de andre stationer.

I 1989, hvor der ikke fandtes muslingebanker på havbrugsstationen, var biomassen af zoobenthos meget lav her, se figur 4B. Senere på året var biomassen faldet til den laveste værdi, der blev konstateret på nogen af stationerne i hele forløbet. På dette tidspunkt fandtes kun 4 arter i bundprøverne på havbrugsstationen (*Capitella capitata*, *Hydrobia* sp., *Mya arenaria* og *Mytilus edulis*). Shannon-Wiener-indekset havde her den laveste værdi, der blev registreret i hele forløbet.

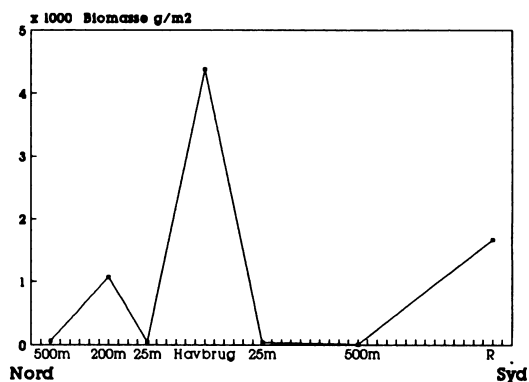
A



B

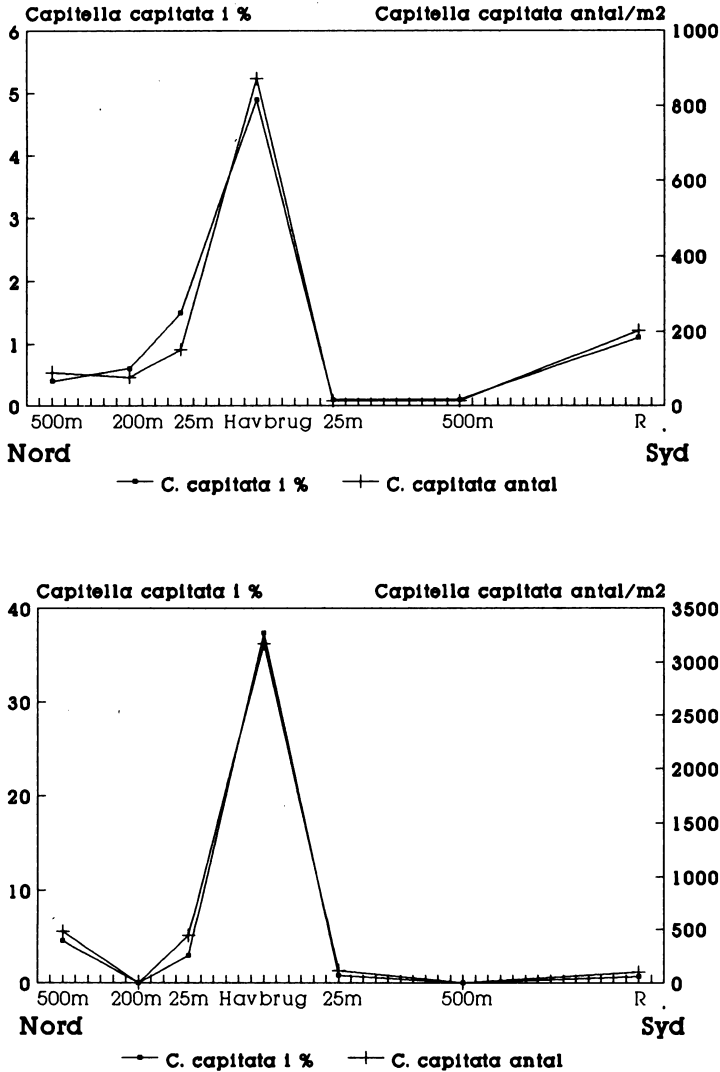


C



**Figur 4.** Biomasse af zoobenthos i  $\text{g/m}^2$  ved Agersø Havbrug. A er fra 18/7-1988, B fra 29/3-1989 og C fra 18/4-1990. Tallene på x-aksen indikerer afstanden i meter hhv. Nord og Syd for havbruget. Referencestationen er markeret med R. Fra Christensen & Horsted (1991)

I både 1988 og 1989 ses et fald i biomassen af zoobenthos på havbrugsstationen. Et lignende fald ses ikke på de andre stationer. Dette kunne tyde på, at havbrugsstationen sidst på året er hårdt belastet med organisk materiale.

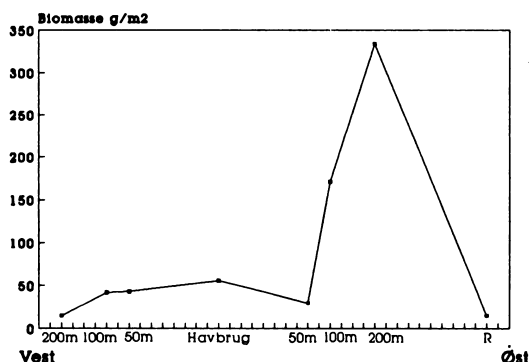


Figur 5. Forekomsten af *Capitella capitata* vist i antal/m<sup>2</sup> og som den andel i % *C. capitata* udgør af det totale individantal på stationerne. Den øverste figur er fra 17/5-1988, og den nederste er fra 18/7-1988. Tallene på x-aksen indikerer afstanden i meter hhv. Nord og Syd for havbruget. Referencestationen er markeret med R. Fra Christensen & Horsted (1991).

Polychaeten *Capitella capitata* er en af de få arter, der nævnes som en god indikator for organisk belastede områder (Pearson og Rosenberg, 1978). I figur 5 er forekomsten af denne art vist for de forskellige stationer ved Agersø Havbrug. Forekomsten af *C. capitata* er afbildet som antal/m<sup>2</sup> og som antal i % af det totale individantal på den enkelte station.

Figur 5 viser situationen, som den var i hhv. april og maj (øverst) og i resten af året (nederst). Det ses af figurene, at på havbrugsstationen er forekomsten af *C. capitata* langt større end ved de andre stationer. Både hvad angår absolut antal og hvad angår andelen af det totale individantal. Dette stemmer overens med resultaterne i Gowen *et al.* (1988), og samme tendens findes ved flere af de af Aure *et al.* (1988) undersøgte havbrug. Det ses endvidere, at andelen og antallet af *C. capitata* er mindre i forårs månederne end senere på året. Den store forekomst af *C. capitata* understreger at stationen under havbruget er belastet med organisk materiale.

Zoobenthos-biomassen på de forskellige stationer ved Sundlax Havbrug er vist i figur 6. De fleste af stationerne har en biomasse af nogenlunde samme størrelsesorden. Stationerne 100m øst og 200m øst afviger fra dette ved at have en biomasse, der er langt højere. Årsagen til de meget høje værdier på disse stationer kan muligvis skyldes naturlige forhold som sedimentets kornstørrelse, topografi m.m., men det er også muligt, at belastningen med organisk materiale er højere til den ene side af havbruget på grund af strømretningen på stedet. Vi ved at strømmen på lokaliteten løber langs en øst-vest transekt, men vi ved endnu ikke hvilken strømretning, der er den fremherskende. Ud fra det indtil videre bearbejdede materiale er det ikke muligt at vurdere, om der er nogen effekt af belastningen med organisk materiale ved dette havbrug.



**Figur 6.** Biomasse af zoobenthos i g/m<sup>2</sup> ved Sundlax Havbrug d. 10/8-1988. Tallene på x-aksen indikerer afstanden i meter hhv. Vest og Øst for havbruget. Referencestationen er markeret med R. Fra Christensen & Horsted (1991)

Ud fra den foreløbige bearbejdning af datamaterialet ved de to danske havbrug ses, at effekten af den organiske belastning ikke er så tydelig som fundet i de tidligere nævnte undersøgelser fra Norge, Sverige og Skotland. Årsagen til dette kan være, at der er store forskelle i topografi, hydrografi og strømforhold mellem

de undersøgte områder i danske og udenlandske undersøgelser. De undersøgte danske havbrug ligger i smalle lavvandede sunde med stor vandgennemstrømning, hvorimod de udenlandske undersøgelser generelt er foretaget i mere eller mindre lukkede fjordsystemer ofte med lavvandede tærskler ud mod de mere åbne farvande. Ens for alle undersøgelserne er det dog, at påvirkningen på bundfaunaen kun kan spores i en forholdsvis kort afstand fra havbrugene.

### VILDFISKEBESTANDEN

Havbrugenes betydning for vildfiskebestanden i området omkring anlæggene har været diskuteret meget, men der findes kun få undersøgelser, der belyser denne problemstilling i såvel Danmark som i udlandet. Diskussionen har mest været baseret på formodninger og dykkerobservationer. Disse har enten gået i retning af, at vildfiskebestanden er blevet mindre/forsvundet p.g.a. havbrugenes negative effekt på havbunden, eller at vildfiskebestanden nær havbrugene er blevet større, idet havbunden ikke er påvirket væsentligt i negativ retning, og vildfiskene derfor bliver tiltrukket af foderspild, ændringer i strømforholdene, ændringer af bundfaunaen o.a.

Spørgsmålet omkring "genforurening" har været mest aktuelt i Norge, men har dog også været inde i havbrugsdebatten i Danmark. Genforurening betyder, at undslupne fisk fra havbrugene blander sig i gydningen hos de lokale fiskestammer af samme art og derved ændrer arvemassen i en lokal gydebestand. Da der i Danmark kun opdrættes regnbueørreder i havbrug, og da denne art ikke hører til i den danske natur er dette ikke noget problem i Danmark. Er der et problem, må det snarere kaldes faunaforskning. Vi vil ikke komme nærmere ind på disse emner i denne artikel.

I Finland har en undersøgelse vist, at karpefisk (Cyprinidae, primært skaller, *Rutilus rutilus*) blev dominerende omkring havbrug, at væksten af fisk var hurtig nær havbrug, og at der var flere små individer nær havbrug end i resten af området. Desuden var rovfiskene (primært aborre, *Perca fluviatilis*) mere fiskeædende på havbrugslokaliteten. Grunden til dominans af ferskvandsfisk i denne undersøgelse er, at saltholdigheden i området kun er ca. 5 ‰ (Koivisto & Blomqvist, 1988).

I Danmark er 2 havbrug blevet undersøgt med hensyn til denne problemstilling.

Ved Sejerø Havbrug 55°51.35 N; 11°05.10 Ø blev vildfiskebestanden undersøgt omkring havbruget og på 2 referencestationer (Ref. 1: 55°52.75N; 11°02.60Ø, Ref. 2: 55°50.15N; 11°06.25Ø). Sejerø Havbrug producerer ca. 500 ton regnbueørreder årligt. Referencestationerne havde samme dybde (ca. 20 m), ilt-, strøm- og bundforhold som havbrugslokaliteten og ligger hhv. ca. 4 km nordvest for havbruget (Ref. 1) og 3 km sydøst for havbruget (Ref. 2). Undersøgelsen foregik i perioderne 30/8-5/9 1988 og 16-22/5 1990 og i begge perioder blev der anvendt såvel trawl som garn. Trawlfiskeriet foregik ved trawling i 3 gange á ½ time på hver station med et 55 fod torsketrawl. Trækhastigheden var ca. 2.5 knob. Garnfiskeriet blev udført med 4-7 garn af gangen på hver station. Ialt blev der fisket med 16 garn i 1 døgn på hver station i 1988 og 18 garn i 1 døgn på hver

station i 1990. Hvert garn er ca. 70 meter langt med 60-70 mm maskevidde.

Fangsterne med trawl og garn fremgår af figur 7, der illustrerer fangsterne af de 4 mest betydende arter på de 3 stationer: alm ulk *Myoxocephalus scorpius*, ising *Limanda limanda*, rødspætte *Pleuronectes platessa* og skrubbe *Platichthys flesus*. Gruppen "Andet" udgøres af følgende arter: Sild *Clupea harengus*, torsk *Gadus morhua*, hvilling *Merlangius merlangus*, kulmule *Merliccius merliccius*, ålekvabbe *Zoarces viviparus*, grå knurhane *Eurigla gurnardus*, panserulk *Agonus cataphractus*, stenbider *Cyclopterus lumpus*, pighvar *Scophthalmus maximus*, slethvar *Scophthalmus rhombus*, håising *Hippoglossoides platessoides* og rødtunge *Microstomus kitt*.

Det ses at trawlfangsterne på referencestationerne i sensommeren 1988 kun udgjorde 32-37% af fangsten omkring havbruget, mens de i maj 1990 udgjorde 21-82% af fangsten omkring havbruget. M.h.t. garnfangsten udgjorde fangsten på referencestationerne i sensommeren 1988 og maj 1990 hhv. 10-26% og 76-77% af fangsten omkring havbruget. Disse forskelle stammer primært fra større fangster af fladfisk omkring havbruget, mens andre mere pelagiske arter ikke viser markante forskelle mellem stationerne bortset fra garnfangster i maj 1990, hvor størsteparten af gruppen "andet" udgøres af få store eksemplarer stenbider. Dette fænomen gør sig ikke gældende i trawlfangsterne fra denne periode.

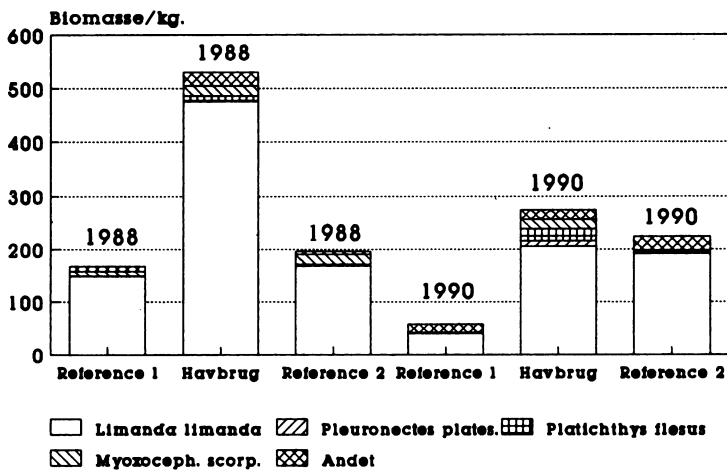
Størrelsesfordelingen af de forskellige fiskearter på de 3 stationer afveg kun lidt (data ikke vist) og viste altså ikke nogen øget mængde af juvenile individer omkring havbruget, som det var tilfældet ved en finsk undersøgelse (Koivisto & Blomqvist, 1988).

Det ses endvidere, at forskellen på fangsten ved havbrugsstationen og referencestationerne var langt større ved undersøgelsen i 1988 end i 1990. Årsagen til dette kan være, at fiskene tiltrækkes af fodringen i havbruget. I 1990 foregik undersøgelsen i maj måned, hvor havbrugsfiskene netop var sat ud, og fodermængden var ganske lille. I 1988 foregik undersøgelsen derimod i september, hvor de daglige fodermængder er meget store.

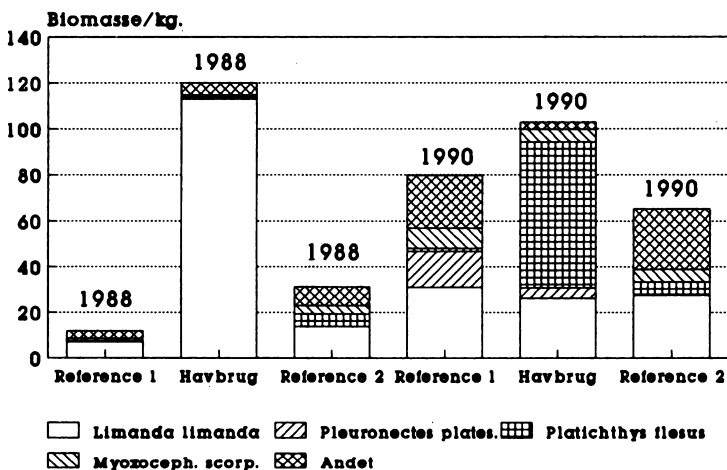
"Bifangst" af mindre mobile dyr som krabber (fortrinsvis *Carsinus maenas*) og eremitkrebs *Eupagurus bernhardus* viste, at disse arter ikke fandtes i højere koncentrationer omkring havbruget, mens konken *Buccinum undatum* med meget ringe mobilitet tilsyneladende ikke fandtes lige omkring havbruget. Dette kunne tyde på, at det helt bundnære vand var mere iltfattigt omkring havbruget end på referencestationerne.

En undersøgelse omkring det mindre havbrug Sundlax i Ulvsund og 2 nærliggende referencestationer viste det samme som undersøgelsen ved Sejerø Havbrug blot på et mindre datamateriale (ikke vist).

A



B



**Figur 7.** Søjlerne viser biomassen i kg af ising, skrubbe, rødspætte, alm. ulk og "andet" fanget omkring Sejerø Havbrug og på 2 nærliggende referencestationer i august-september 1988 og maj 1990. A viser Trawlfangsterne, og B viser Garnfangsterne. Fra Christensen & Horsted (1991)

## KONKLUSION

Selvom det er forholdsvis simpelt at beregne hvor store mængder næringssalte, der udledes fra havbrug til det omgivende miljø, er det oftest vanskeligt at måle øgede næringssaltkoncentrationer omkring havbrugene. Dette skyldes, at opblandingen i de omgivende vandmasser er stor og sker hurtigt i havområder, hvor der oftest findes en rimelig vandstrøm. Ligeledes er det vanskeligt at måle en effekt på fytoplanktonbiomassen, da fytoplanktonnet opholder sig i nærheden af havbruget i relativ kort tid og derfor vanskeligt kan udnytte den svagt øgede næringssaltkoncentration.

Et bedre mål for havbrugs effekt på floraen fås ved måling på fytobenthos, da disse er stationære, og derfor bedre kan udnytte den svagt øgede næringssaltkoncentration. Derfor foreslås det, at målinger på fytobenthos foretages hvis effekten af havbrug på floraen ønskes beskrevet.

I langt de fleste tilfælde medfører belastningen fra havbrug ændringer i bundfaunaen, som det ses ved andre former for organisk belastning af marine områder. Effekten kan dog kun ses i relativ kort afstand fra havbrugene, hvilket skyldes, at en større del af belastningen forekommer som partikulært materiale (der sedimenterer forholdsvis hurtigt), end det er tilfældet ved forurening fra husholdning og industri. Belastningen er generelt størst i indelukkede områder som fjorde eller skærgårde, specielt hvis lokaliteterne er afgrænset med lavvandede tærskler ud mod de mere åbne havområder.

Undersøgelser har vist, at også vildfiskebestandene påvirkes af tilstedeværelsen af havbrug. Der er blevet konstateret en øget biomasse af vildfisk i nærheden af havbrug. Fiskene tiltrækkes sandsynligvis af øget fødeudbud der opstår i forbindelse med foderspild fra havbruget.

Efter at have set på hvorledes havbrug påvirker flora og fauna i nærmiljøet melder der sig et spørgsmål: Hvor stor en lokal belastning er acceptabel?

Da påvirkningen af flora og fauna er begrænset til et mindre område omkring havbrugene, vil uacceptable forhold først og fremmest være et problem for havbrugene selv. I denne sammenhæng må en azoisk havbund og en bundfauna domineret af nogle få opportunistiske arter betegnes som værende en uacceptabel tilstand, da disse forhold indikerer, at der kan opstå problemer med dannelse af svovlbrinte og methan, der kan skade produktionsfiskene i havbrugene.

De tidligere nævnte undersøgelser viser, at der er stor forskel på hvor stor en effekt havbrug har på det omgivende miljø. Denne afhænger af: Fodermængder, fodertyper, strømforhold, topografi og hydrografi.

Det er muligt at opsummere en række kriterier, der i videst muligt omfang bør være opfyldt for, at et havbrug kan placeres på en given lokalitet:

1. *Lukkede fjordsystemer bør undgås, specielt fjorde med lavvandede tærskler.*
2. *Der bør være god vandgennemstrømning på lokaliteten også ved bunden.*
3. *Vanddybden bør være så stor som mulig da spredningen af det partikulære*

*materiale herved bliver størst mulig. Dog skal man være forsigtig med placering af havbrug i områder med lagdelt vandsøjle, da dette kan øge risikoen for dårlige iltf forhold ved bunden.*

4. *Endvidere bør det huskes at næringsstofbelastningen kan spredes til større farvandsområder. Det er derfor nødvendigt at vurdere hvor stor en belastning havbrugsdrift medfører i forhold til den belastning der finder sted fra landbrug, husholdning og industri.*

#### RERERENCER

- Ackefors, H. & Södergren, A. (1985): Swedish experiences of the impact of aquaculture on the environment. ICES C.M. 1985/E:40.
- Aure, J., Ervik, A.S., Johannesen, P.J. & Ordemann, T. (1988): Resipientpåvirkning fra fiskeopdræt i saltvann. Fisker Hav., 1, I-XIV+1-94.
- Boynton, W.R., Kemp, W.M. & Keefe, C.W. (1982): A comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine Phytoplankton production. *in* V.S. Kennedy (ed.) "Eustarine comparisons". Academic Press.
- Braaten, B., Aure, J., Ervik, A. & Bøge, E. (1983): Pollution problems in Norwegian fish farming. ICES C.M. 1983/F:26.
- Butz, I. & Vens-Cappel (1982): Organic load from the metabolic products of rainbow trout fed with dry food. *in* J.S. Albaster (ed.) "Report on the EIFAC workshop on fish farm effluents". EIFAC Tech. Paper, 41, 73-82.
- Christensen, K.D. & Horsted, J. (1991): Miljøbelastning fra havbrug og saltvandsdambrug. DFH rapport, 397.
- ECOLINE (1987): Ecoline, miljødeklareret foderprogram. Dansk Ørredfoder A/S, Brande.
- Enell, M. (1987): Environmental impact of cage fish farming with special reference to phosphorus and nitrogen loadings. ICES 1987/F:44.
- Ervik, A. (1986): Miljøproblemer i dagens akvakultur. Naturen 4, 144-147.
- Ervik, A., Johannesen, P. & Aure, J. (1985): Environmental effects of marine Norwegian fish farms. ICES C.M. 1985/F:37.
- Gowen, R.J., Bradbury, N.B. & Brown, J.R. (1985): The ecological impact of salmon farming in scottish coastal waters, a preliminary appraisal. ICES C.M. 1985/F:35.
- Gowen, R.J. & Bradbury, N.B. (1987): The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: A review. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 25, 563-575.
- Gowen, R., Brown, J., Bradbury, N. & McLusky, D.S. (1988): Investigations into benthic enrichment, Hypernutrification and eutrofication associated with mariculture in Scottish coastal waters (1984-1988). Report to Highlands & Islands Development Board, Crown Estates Commissioners, Nature Conservancy Council, Countryside Commission for Scotland, and Scottish Salmon Growers Association.
- Graneli, E., Graneli, W. & Rydberg, L. (1986): Nutrient limitation at the ecosystem and phytoplankton community level in the Laholm Bay, south-east Kattegat. Ophelia, 26, 181-194.

- Gray, J.S. & Mirza, F.B. (1979): A Possible Method for the Detection of Pollution-Induced Disturbance on Marine Benthic Communities. *Mar. Pollut. Bull.*, **10**, 142-146.
- Henriksson, S-H. (1989): Fiskeodlingens miljøeffekter och metoder för at minska dem. En litteraturoversigt av erfarenheter i Finland 1975-1989. *Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto minisrettuja julkaisuja*, 97.
- Hoffmann, E. (1986): Marin akvakultur og miljøeffekter. *Vand og Miljø*, **5**, 3-5.
- Horsted, J. (1989): Miljøbelastningen fra havbrug - statusrapport. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser. Charlottenlund, februar 1989.
- Jacobsen, V.H. & Thomsen, J.C. (1982): Miljøundersøgelser i forbindelse med etablering og drift af havbrug i Danmark: Biologiske, fysiske og kemiske undersøgelser. Intern Rapport nr. 172, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Februar 1982.
- Jørgensen, B.B. (1983): Processes at the sediment-water interface. *in* B. Bolin & R.B. Cook (eds.): The major biogeochemical cycles and their interactions. Scope.
- Koivisto, V.M. & Blomqvist, E.M. (1988): Does fish farming affect natural Baltic fish communities? *Kieler Meeresforsch., Sonderheft* 6, 301-311.
- Leonardson, K. & Näslund, I. (1983): Local effects of net pen rearing of fish on benthic macrofauna in the northern Bothnian Sea. *Aquilo Ser. Zool.*, **22**, 115-120.
- Leppäkoski, E. (1975): Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. *Acta Academiae Aboensis, ser. B*, **35**, 1-90.
- Leppäkoski, E. (1987): Vattenbrukets miljöfrågor, erfarenheter från finska skärgårdshavet. Vattenbruk 1987, Malmö Mässecentrum, Konferens 4: Miljöeffekter, reningsteknik.
- Lykke, K. & Wahid, M. (1986): Næringssalte og organiske stoffer som miljøbelastende faktorer ved opdræt af regnbueørreder i havvand. Danmarks Tekniske Højskole, januar 1986.
- Miljøstyrelsen (1984): NPO-redegørelsen. Miljøstyrelsen, august 1984.
- Mills, D.H. (1987): Consideration of scientific problems associated with possible cage-rearing of salmon smolts in scottish lochs and hydro-electric reservoirs. ICES C.M. 1987/M:5.
- Müller-Haackel, A. (1986): Control of water quality around a cage fish farm in the Norrby archipelago (Northern Bothnian Bay). *Vatten*, **42**, 205-209.
- Møller, B. (1987): Udledning af organisk stof, kvælstof og fosfor fra danske havbrug i 1985. *Nordisk Aquakultur*, **3**, 69-73.
- Nielsen, K. (1987): Har havbrugene en fremtid i danske farvande. *Vand og Miljø*, **6**, 9-12.
- Olsgard, F. (1984): Forurensningseffekter på makrobenthosfaunaen rundt et marint fiskeoppdrettsanlegg. Hovedfagsoppgave i marin zoologi, Universitetet i Oslo. 1-192.
- Pearson, T.H. (1975): The benthic ecology of loch linnhe and loch eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland. IV. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **20**, 1-41.
- Pearson, T.H. & Rosenberg, R. (1978): Macrobenthic Succession in Relation to Organic Enrichment and Pollution of the Marine Environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **16**, 229-311.

- Persson, G. (1987): Sambandet mellan föde, produktion och förorening vid odling av stor regnbåge (*Salmo gairdneri*). Naturvårdsverket, rapport 3382.
- Phillips, M.J., Beveridge, M.C.M. & Muir, J.F. (1985): Waste outputs and environmental effects of rainbow trout cage culture. ICES C.M. 1985/F:21.
- Rosenberg, R. (1972): Benthic faunal recovery in a Swedish fjord following the closure of a sulphite pulp mill. *Oikos*, **12**, 92-108.
- Ryther, J.H. & Dunstan, W.M. (1971): Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, **171**, 1008-1013.
- Rønsholdt, B. (1989): Miljøbelastningen ved opdræt af fisk - N og P bestemmelse i havbrugsørred. Internt projektnotat, Fiskeriministeriets Forsøgslaboratorium, Danmark.
- Somer, E. (1986): Miljøproblemer. i "Akvakultur. Konference afholdt på Hindsgavl 4/12-85". Kreditforeningen Danmark.
- Tulkki, P. (1968): Effect of pollution on the benthos off Gothenburg. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* **17**, 209-215.
- Warrer-Hansen, I. (1982): in J.S. Alabaster (ed.) "Report on EIFAC workshop on fish farm effluents". EIFAC Tech. Paper, **41**, 57-63.

**FISKODLINGENS EFFEKTER PÅ BOTTENFAUNAN  
(SKÄRGÅRDHAVET, SYDVÄSTRA FINLAND)****Camilla Laurén-Määttä**

Institutionen för biologi, Åbo Akademi, SF-20500 Åbo, Finland

Vilken betydelse har placeringen av en marin fiskodling för de ekologiska effekterna? Målet med denna undersökning var att svara på hur bottenfaunan påverkas nära kassodlingar av regnbåge på olika typer av områden. Man kunde anta att en lokal med en stor andel ackumulationsbottnar skulle påverkas mera än en lokal dominerad av erosions- och transportbottnar, eftersom anlagringen av organiskt material är större i det förstnämnda fallet. Undersökningen är en del av det sammordiska projektet "Det marina vattenbrukets miljöfrågor".

Bottenprover tagna på fyra lokaler nära fiskodlingar i sydvästra Finlands skärgård analyserades. Prover från en lokal med 42 % (Laitsalmi) och en med 2 % ackumulationsbottnar (Hämmärönsalmi) jämfördes med hjälp av log-normalmetoden. Denna metod ger en bruten log-normalkurva vid störning av ett samhälle. Två andra lokaler, den ena med dominans av erosions- och transportbottnar (Särkänsalmi) och den andra med dominans av ackumulationsbottnar (Kaurissalo), jämfördes i avseende på biomassan.

Jämförelserna bekräftade inte utgångshypotesen. Log-normalkurvorna för Hämmärönsalmiproverna var brutna i 80 % av fallen, Laitsalmikurvorna endast i 30 % av fallen. Biomassorna i Kaurissalo och Särkänsalmi var lika mycket förhöjda jämfört med opåverkade lokaler i samma skärgårdszon. Andra faktorer än placeringen, t.ex. produktionen av fisk (mycket större vid Hämmärönsalmi) och övriga belastningskällor (Särkänsalmi), försvårar tolkningen. Log-normalmetoden är inte heller alltid pålitlig.

Mönstret hos SAB (artantal/abundans/biomassa)- och diversitetskurvorna var typiskt för områden påverkade av organisk förorening. Området närmast kassarna var mer eller mindre livlöst. När proverna tagits med korta intervall (Kaurissalo) fanns det ett flertal SAB-maxima. Då provtagningsintervallen var större (Särkänsalmi) låg SAB-kurvornas maximivärde 70-420 m från odlingen. Diversiteten var i allmänhet störst i den halvförorenade zonen.

## Farmed salmon in natural salmon rivers in Iceland

Sigurdur Gudjonsson  
Institute of Freshwater Fisheries  
Iceland

### ABSTRACT

Over ten million salmon smolts were produced in Iceland in 1989. That is ten-fold the production 5 years ago. Thereof, about 6 million smolts were used in ocean ranching and about 2 million smolts went to cage rearing operation. The rest is reared in land-based tanks.

The number of farmed fish entering salmon rivers has increased as the salmon culture grows, especially in SW-Iceland where large part of the salmon-culture is operated.

To evaluate the proportion of farmed fish in salmon rivers, scale samples have been taken from the catch in rivers of Iceland. The scales have been used to identify escapees from cage farms and straying fish from ocean ranching stations. From such analysis of scales it is seen that the proportion of farmed fish is low in North Iceland but is high in SW Iceland and is growing from year to year, being up to 70 % of the catch in one river.

In River Ellidaar, a famous salmon river in Reykjavik the proportion of farmed salmon in the catch in 1989 was 30 %, compared to 16 % in 1988. The farmed fish was distributed evenly up the river in 1988, but in 1989 higher proportion of the farmed fish was caught downstream.

Salmon escapees generally ascend the rivers later than the natural salmon. Almost all the farmed fish examined in the rivers were sexually mature. Farmed fish have been caught as kelts in the spring in some of the rivers.

Icelandic fish biologist are very concerned about this development and about the future genetic well-being of the stocks.

## INTRODUCTION

Salmon farming in Iceland has been growing rapidly during the last years. In 1984, about 800.000 smolts were produced compared to about 10.000.000 in 1989. During the years 1985 to 1987 part of the smolt production was exported. Of the ten millions smolt in 1989, about 2 millions were put into sea cages and 6 millions were released in ocean ranching stations. The remaining 2 million smolts are reared in land tanks. In 1990 about 11 million smolts will be available, of which 6 million smolts will be released in ocean ranching stations (Arnfinnsson and Johannsson 1990). In comparison, the annual, natural smolt production of Icelandic rivers have been estimated to be 600.000 smolt on the average (Gudjonsson *et al.* 1988).

Closely related to the increase in salmon farming is the increase in the number of farmed fish in some Icelandic salmon rivers, both escapees from cages and strayers from ocean ranching stations. Large part of the salmon farming takes place in South-West Iceland (Figure 1). There are the largest ocean ranching stations (2.2 million smolts released in 1989) and some of the larger cage farms (1.5 million smolts in 1989) (Johann Arnfinnsson, Institute of Freshwater Fisheries, pers. comm). Due to this development a research program was initiated in 1988 to evaluate the proportion of farmed salmon in the rivers, with special emphasis on rivers in SW-Iceland. Scale samples from River Leirvogsa, SW-Iceland, have been collected since 1986.

## MATERIAL AND METHODS

Scales were sampled systematically from the catch of sport-fishermen in many rivers (Figure 1). The sampling system varied depending on the river. In the rivers with small catch, samples were taken from almost every fish caught. In the rivers with larger catch, samples were taken almost daily from all fish caught in the morning or

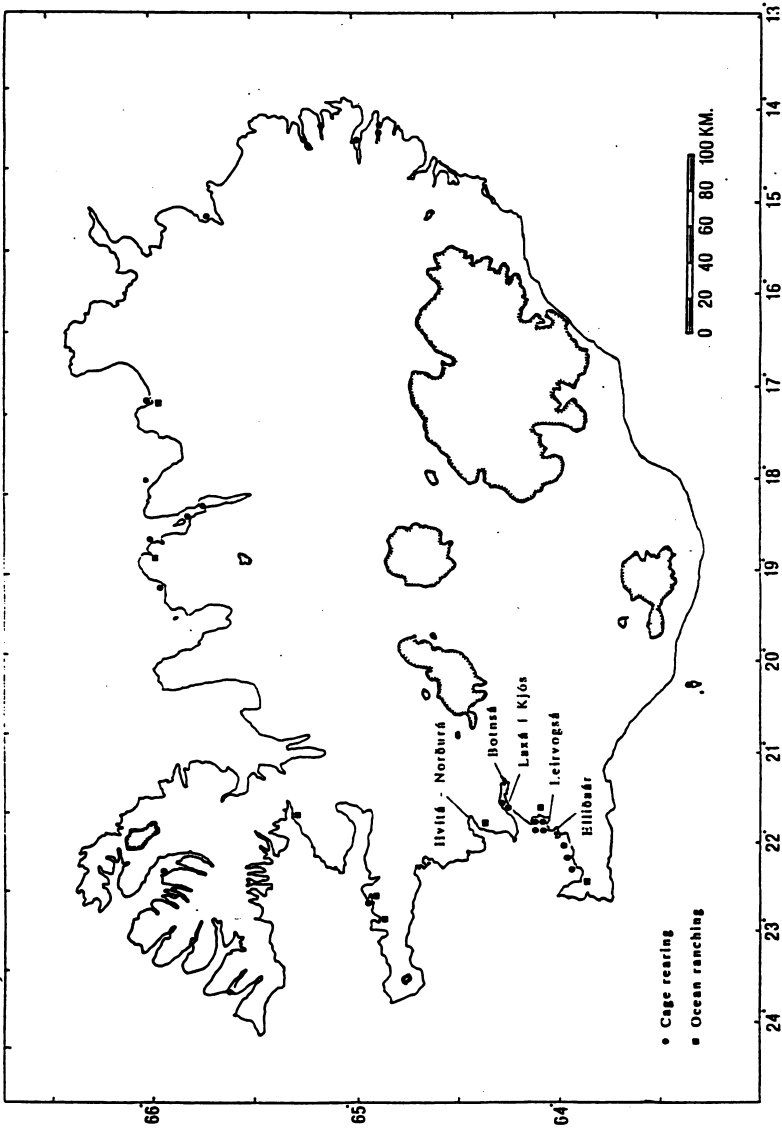


Figure 1. Location of major cage rearing companies and ocean ranching stations operated in Iceland in the last 5 years and location of the rivers mentioned in text.

in the afternoon. In some of the best rivers samples were collected twice every week of all fish caught in those days.

Information about the fish were recorded on the scale envelope. These included; fishing location, date of fishing, size and sex of the fish. In some instances abnormal morphology were noted i. e. deformed fins, gill-lids or snout and atypical pigmentation. Some tagged fish from ocean ranching stations were also recovered.

Scales were then evaluated in the laboratory by experienced fish-biologists. The fish were classified as wild, cage-farmed or ocean ranched salmon. Scales of fish of known origin aided this work.

Fish grown for some time in cages were easily identified, having quite different growth pattern in the scales, especially in the sea phase. Ocean ranched fish had often similar or identical sea zone in the scales as the wild fish. In many cases their freshwater zone and the beginning of their sea zone was different and could be used to identify them. In some cases fish from ocean ranching (tagged) were evaluated as wild fish, then their freshwater zone having 2 to 4 dark bands ("false winter bands") similar to winter bands in wild salmon and in between were lighter bands identical to summer bands in wild fish. Therefore, some portion of strayers from ocean ranching in the rivers were undoubtedly classified as wild fish. Fish escaping as newly released smolts from cages are identified from scales as either ocean ranched or even wild as explained earlier. Scales from known ocean ranched fish were sometimes considered unreadable more often than fish from the other two types. For these reasons the number of strayers from ocean ranching in rivers are underestimated and the number of natural fish overestimated in this research.

The proportion of each type of salmon in the catch was

calculated for each river and for each month of the fishing season. In River Ellidaar the proportion of farmed fish (cage reared and ocean ranches combined) in the catch in each of 5 sections of the river was calculated.

The fish in River Ellidaar was also examined in the fall after the fishing season. Then salmon were caught using seine nets. The fish caught were sacrificed, the proportion of farmed fish evaluated using both morphology and scales. Then the stage of sexual maturation in farmed fish was examined.

## RESULTS

The proportion of farmed fish both from cages and ocean ranching stations varied between rivers. In River Ellidaar the natural run of salmon each year is between 2000 to 4000 salmon of which around 50 % are caught (Antonsson and Gudjonsson 1989). There is only sport-fishery in River Ellidaar as in most other rivers in Iceland. In 1988, 15.9 % of the salmon catch were of farmed origin. The proportion of farmed fish was low in the beginning of the fishing season in June but increased and was highest near the end of the fishing season (Table I) (Antonsson and Gudjonsson 1989). In 1989, 30.1 % of catch were of farmed origin and again the farmed fish ascended the river later in the season than the natural stock (Table I). The distribution of farmed fish in the catch from different part of the 6 km long river was different in those two years. In 1988 the farmed fish was more evenly distributed up all the river, but in 1989 higher proportion of farmed fish was in the catch in the lower parts of the river (Figure 2) (Antonsson 1990, Antonsson and Gudjonsson 1989). In the fall 1988, fifty farmed fish from seine net fishing were examined. All but two had fully mature gonads and were undoubtedly going to spawn that fall. Some of the kelts caught in the spring

TABLE I

Proportion of natural salmon, ocean ranched strayers, and cage reared escapees, each month of the fishing season, in River Ellidaar in 1988 and 1989.

1988	Natural		FARMED			
	No.	%	Cage reared		Ocean ranched	
	No.	%	No.	%	No.	%
June	131	99.2	1	0.8		
July	246	88.5	26	9.3	6	2.2
August	79	59.8	48	36.4	5	3.8
Total	456	84.1	75	13.9	11	2.0
					15.9%	

1989	Natural		FARMED			
	No.	%	Cage reared		Ocean ranched	
	No.	%	No.	%	No.	%
June	82	98.8	1	1.2		
July	98	84.5	13	11.2	5	4.3
August	175	59.5	99	33.7	20	6.8
Sept.	40	55.6	24	33.3	8	11.1
Total	395	69.9	137	24.3	33	5.8
					30.1%	

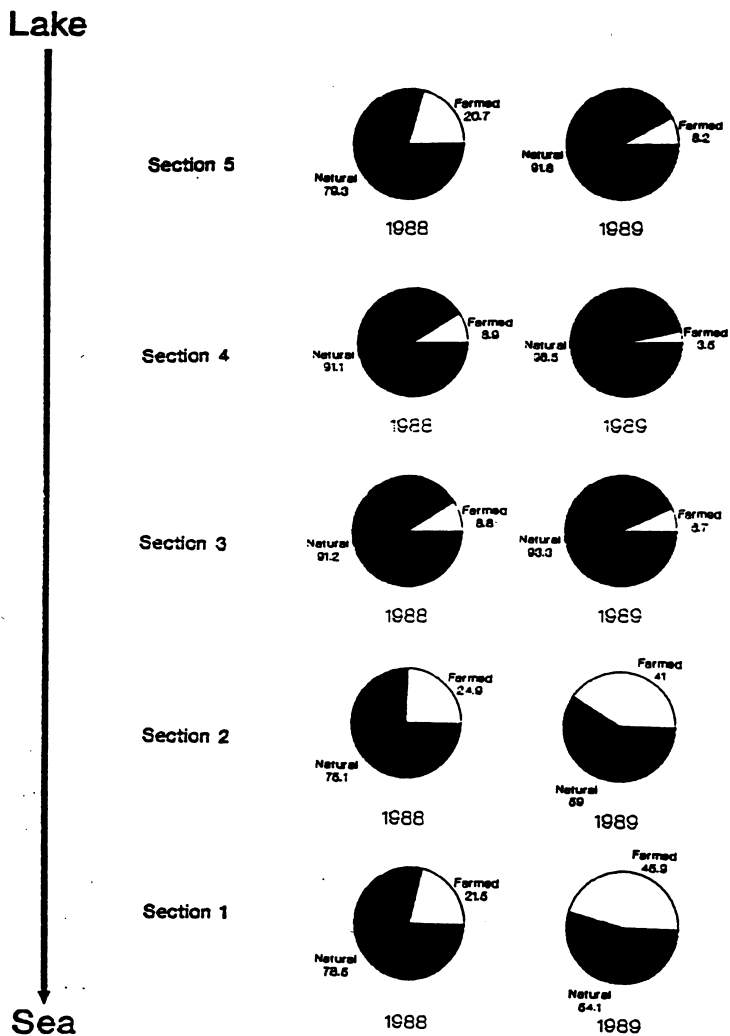


Figure 2. Percentages of farmed salmon (cage escapees and strayers from ocean ranching) in the catch from 5 different sections, 1.2 km each, in River Ellidaar in the years 1988 and 1989.

1988 and 1989 in River Ellidaar were of farmed origin. Clear spawning checks were seen in their scales.

River Leirvogsa is smaller than River Ellidaar and the salmon run is also smaller, supporting rod-fishery of 200 to 700 salmon annually. In 1986, 2 % of the catch were farmed fish, in 1987, 10.2 % of the catch, 22.6 % and 27.1 % in 1988 and 1989, respectively. As in River Ellidaar the proportion of farmed salmon increased later in the summer (Table II) (Hallfredsson and Gudjonsson 1990).

River Laxa i Kjos, which has the average, annual catch of 1800 salmon, also got its share of farmed fish. In 1989, 12.2 % of the catch were farmed fish and limited number of scale-samples from 1988 indicate similar proportion of farmed fish then. Ocean ranched fish were more prominent in the catch than elsewhere (Table III).

River Botnsa has a small stock of natural salmon supporting fishery of about 200 salmon annually. In 1988, 69.0 % of the catch were of farmed origin and 47.5 % in 1989 (Table IV) (Vidarsson 1990).

The River Hvita system, Borgarfjordur, includes many of the best salmon rivers of Iceland, including River Nordura. The River Hvita system supports around 25 % of the annual salmon catch in Iceland. In 1988 and 1989 large number of farmed salmon were caught in the net fishery near the estuary. In 1989, in River Nordura only about 1 % of the catch were of farmed origin Sigurdur Mar Einarsson, Institute of Freshwater Fisheries, Pers. comm).

Scales samples from other rivers in West Iceland are few and scattered, but indicate lower proportion of farmed fish than in SW-Iceland. In North and NE-Iceland, occurrence of farmed fish in the rivers were rare, but were more common last year than before.

TABLE II

Proportion of natural salmon, ocean ranched strayers, and cage reared escapees, each month of the fishing season, in River Leirvogsa 1986 to 1989.

1986	Natural		FARMED			
	No.	%	Cage reared		Ocean ranched	
	No.	%	No.	%	No.	%
July	72	98.6			1	1.4
August	18	94.7			1	5.3
Sept.	5	100.0				
Total	95	97.9			2	2.1
					2.1%	
1987	Natural		FARMED			
	No.	%	Cage reared		Ocean ranched	
	No.	%	No.	%	No.	%
June	1	100.0				
July	118	92.9	5	3.9	4	3.2
August	36	83.7	5	11.6	2	4.7
Sept.	4	66.7	2	33.3		
Total	159	89.8	12	6.8	6	3.4
					10.2%	
1988	Natural		FARMED			
	No.	%	Cage reared		Ocean ranched	
	No.	%	No.	%	No.	%
June	9	90.0	1	10.0		
July	252	87.2	31	10.7	6	2.1
August	135	66.2	61	29.9	8	3.9
Sept.	27	62.8	16	37.2		
Total	423	77.4	109	20.0	14	2.6
					22.6%	
1989	Natural		FARMED			
	No.	%	Cage reared		Ocean ranched	
	No.	%	No.	%	No.	%
June	6	100.0				
July	128	89.5	12	8.4	3	2.1
August	85	58.2	51	34.9	10	6.9
Sept.	31	64.6	14	29.2	3	6.2
Total	250	72.9	77	22.4	16	4.7
					27.1%	

TABLE III

Proportion of natural salmon, ocean ranched strayers, and cage reared escapees, each month of the fishing season, in River Laxa in Kjos 1989.

1989	Natural		FARMED			
	No.	%	Cage reared		Ocean ranched	
	No.	%	No.	%	No.	%
June	42	100.0				
July	239	96.0			10	4.0
August	122	75.3	21	13.0	19	11.7
Sept.	37	77.1	6	12.5	5	10.4
Total	440	87.8	27	5.4	34	6.8
						12.2%

TABLE IV

Proportion of natural salmon, ocean ranched strayers, and cage reared escapees, each month of the fishing season, in River Botnsa 1988 and 1989.

1988	Natural		FARMED			
	No.	%	Cage reared		Ocean ranched	
	No.	%	No.	%	No.	%
July	11	61.1	6	33.3	1	5.6
August	23	29.1	52	65.8	4	5.1
Sept.	2	10.5	15	79.0	2	10.5
Total	36	31.0	73	63.0	7	6.0
						69.0%

1989	Natural		FARMED			
	No.	%	Cage reared		Ocean ranched	
	No.	%	No.	%	No.	%
July	4	100.0				
August	23	53.5	16	37.2	4	9.3
Sept.	5	35.7	8	57.2	1	7.1
Total	32	52.5	24	39.3	5	8.2
						47.5%

## DISCUSSION

The rivers in South-West Iceland are being invaded by large number of farmed salmon, both cage escapees and strayers from ocean ranching. The number of farmed fish entering the rivers have been increasing in phase with increased fish farming activity near the rivers. Fortunately, the rivers in North and North-East Iceland are still almost pristine in this sense.

Cage reared fish can be more easily identified than ocean ranched fish. Cage reared fish are also more noticeable in the salmon catch in the rivers. There have been many accidents in the operation of cages in the sea around Iceland. In some of those cases a lot of fish have escaped from the cages. This adds to the constant loss of fish from this type of operation. Fish escaping as smolt or near sexually maturity have the best chances to survive and spawn. Where the cages are located near salmon rivers it is highly likely that the escapees will eventually enter these rivers. This is the case in SW-Iceland, where large cage operations are just outside the rivers. There are many stocks being used by the cage rearing companies originated from all over Iceland.

Ocean ranching in West and South-West Iceland has been growing fast in the last few years. It is the experience in Iceland that high straying rate occurs when a new site is being used for ocean ranching. When the site has been used for several years and a ocean ranching stock has been fully developed for the site the straying rate is lower. It is likely that a stock originated near the ranching site will give the best result. Several new sites have been put in use in recent years and in some cases large quantities of smolts were released initially. In some cases number of different stocks have been used even originated from distant locations. The results are often low return rate and high straying rate.

It is seen from this study that farmed salmon enter the rivers later than the natural stock possibly because of lack of homing instinct to a particular river. It is also seen that the farmed salmon can ascend rivers up small waterfalls and steep riffles as are present in River Ellidaar. It is also seen that these fish are sexually mature and some of them at least will spawn. It is difficult to tell how successful the cage reared fish is in spawning. Eggs from cage reared fish are often of poor quality when used in hatcheries. The reason is probably some biochemical imbalance. The timing of spawning could in some cases for some of the invaders be different from the natural stock in the river decreasing the chances for the offspring to survive. Even though only part of the cage reared fish is successful in spawning in the rivers, the genetic integrity of the natural stocks can still be in danger because of the high number of these fish in some of the rivers year after year. Smolt escaping from cages can be considered as ocean ranched salmon.

As said earlier it is likely that the number of strayers in the rivers from ocean ranching as well as salmon escaping as smolt from cages are underestimated in this study. Both salmon escaping as smolt and ocean ranched salmon are likely to enter the normal migration route of natural smolts and are both biochemically balanced and synchronized to natural salmon. The spawning success of such a fish is therefore likely to be high. The genetic integrity of the natural stocks can be in real danger due to genetic interaction year after year.

The native stock in each river has evolved with the river in thousands of years. It is therefore better able to live in that particular environment than any other stock. The salmon stock in different rivers of Iceland show different adaptation to its environment. Their life history adaptation can for example be very different

(Gudjonsson 1990). Life history traits are genetically controlled. Non-native or hybrid progeny of non-native and native salmon are therefore unlikely to be as fit as the native stock. Hatchery stocks almost always less fit to live in nature. High proportion of invaders in a river for some years are therefore likely to affect the genetic combination of the stock and lower the long term natural salmon production of the river.

In Iceland, cage rearing of salmon has not proved to be successful, due to low winter sea temperatures and high wind exposures. The salmon culture is likely to move more towards culture in land based tanks and to ocean ranching. Cages will probably be using during the summers for large fish by companies using land tanks. Ocean ranching will be growing slower next years. This will decrease the threat of genetic mixing.

A regulations were put in effect in 1988 to diminish the genetic threat. Since then the native stock must be used for salmon enhancement in rivers. Cage rearing must be 15 km away from the estuary of salmon rivers with average annual catch over 500 salmon and 5 km away from salmon rivers with average annual catch over 100 salmon. Companies operating before the regulation were not affected as companies in SW-Iceland. In the regulation there are also provision that certain amount of smolt in cages and in ocean ranching stations should be microtagged. It has been difficult to fulfill the condition in the regulation concerning the tagging of smolt in cages, which could give important information on the dispersion of that fish if it escapes.

Further measures must be taken. By using sterile fish in cage rearing at least where it is near salmon rivers the threat will be eliminated from the cages. Ocean ranchers should have to use in the beginning, a salmon stock from a river in the vicinity of the ranching site and build up the

operation slowly to minimize the straying and hence the genetic threat. In the area where most of the precious salmon rivers are aquaculture should not be allowed. These measures will also help preventing spread of diseases and parasites.

Further research on the genetics interaction of farmed and native Atlantic salmon is needed. Aquaculture should always be operated on the basis of minimum impacts on wild stocks.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

I thank Mr. Gudni Gudbergsson, Mr. Fridjon Mar Vidarsson, Mr. Thorolfur Antonsson, and Mr. Elvar Hallfredsson for their contribution to this paper. I also thank Mr. Skuli Skarphedinsson, Mr. Magnus Sigurdsson, Mr. Skuli Kristinsson and Mr. Kristinn Ziemsen for collecting scale samples.

#### REFERENCES

- Antonsson, Th. 1990. Rannsoknir a fiskstofnum vatnasvids Ellidaanna 1989. Institute of Freshwater Fisheries, VMSTR/90012
- Antonsson, Th. and S. Gudjonsson 1989. Rannsoknir a fiskstofnum vatnasvids Ellidaanna 1988. Institute of Freshwater Fisheries, VMSTR/89018.
- Arnfinnsson, J. and V. Johannsson 1990. Framleidsla i Islensku fiskeldi arid 1989. Institute of Freshwater Fisheries. VMSTR/90015.
- Gudjonsson, S., S. M. Einarsson, M. Johannsson and A. Isaksson 1988. Natural smolt production of Icelandic salmon rivers. Institute of Freshwater Fisheries, VMSTR/88013.
- Gudjonsson, S. 1990. Classification of Icelandic watersheds and rivers to explain life history strategies of Atlantic salmon. Oregon State University, Doctoral thesis.
- Hallfredsson, E. and S. Gudjonsson 1990. Laxastofn Leirvogar 1989. Institute of Freshwater Fisheries, VMSTR/90009.
- Vidarsson, F. M. 1990. Nidurstodur ur rannsoknum a Botnsa 1989. Institute of Freshwater Fisheries, VMSTR/90013.

**Rømt oppdrettslaks; Et problem for naturlige laksestammer ?**

Lars P. Hansen  
Norsk Institutt for Naturforskning  
Tungasletta 2  
N - 7004 Trondheim  
Norge

**SAMMENDRAG**

*Den raske utviklingen av fiskeoppdrettet har medført at en stadig økende mengde oppdrettslaks rømmer. I Norge er det nå en betydelig mengde rømt oppdrettslaks både i laksefiskeriene og i gytebestander av laks. Oppdrettslaks kan rømme på alle livsstadier. Laks som rømmer som smolt fra ferskvann, vandrer tilbake mot rømmingsstedet når den blir kjønnsmoden. Hvis det rømmer smolt fra et fjordområde, vil den kjønnsmodne laksen vandre tilbake mot rømmingsstedet. Men denne laksen har ingen hjemelv og vil vandre opp i elver i nærheten av det området den rømte fra, for å gyte. Laks som rømmer om vinteren ser ut til å ha redusert tendens til å vandre tilbake med den samme presisjon, og er observert i gytebestander langt unna rømmingsstedet.*

*Forsøk utført i Norge har antydnet at laks som rømmer fra et sjøanlegg på post-smolt stadiet om høsten, vil overleve svært dårlig. Men overlevelsen øker med økende størrelse av fisken ved rømming. Nyere undersøkelser tyder på at oppdrettslaksen er mindre effektiv som gyter enn villfisken, men datagrunnlaget er sparsomt om hvordan rømt oppdrettslaks vil påvirke de naturlige laksestammer på lang sikt. Hvis større mengder oppdrettslaks blander seg med vill-laks i mange generasjoner, frykter mange at de negative effektene på de naturlige laksestammene vil bli betydelige, og de første problemene vil sannsynligvis kunne observeres ved nedsatt produktivitet av laks i vassdrag.*

**INNLEDNING**

Den atlantiske laksen er i Norge utbredt langs hele kysten av Norge fra grensen mot Sverige i sydøst til grensen mot USSR i nordøst. Det finnes mer enn 400 vassdrag som har bestander av atlantisk laks. Senere års forskning har dokumentert at laksen er inndelt i populasjoner som i stor grad er reproduktivt isolert fra hverandre. Hvert vassdrag har sin karakteristiske laksepopulasjon som er tilpasset de lokale forhold. De større elvene i Norge som for eksempel Tanaelva har sannsynligvis flere populasjoner (se Ståhl & Hindar 1988).

Flere laksepopulasjoner i Norge har blitt utdryddet, hovedsaklig som et resultat av sur nedbør (Jensen & Snekvik 1972), mens andre populasjoner er truet, hovedsaklig som en følge av sur nedbør, andre typer forurensning, overfiske, vassdragsregulering og angrep av den monogene ikten Gyrodactylus salaris. I de senere år har mange biologer blitt bekymret over et stadig økende antall oppdrettslaks som rømmer fra fiskeoppdrettsanlegg og som bidrar til å spre fisesykdommer og gyter side om side med vill-laksen. Denne artikkelen gir en oversikt over hvor mye oppdrettslaks som finnes i norske laksefiskerier og gytebestander. Videre vil jeg diskutere forskjeller i atferd mellom oppdretts- og vill-laks, mulige økologiske og genetiske interaksjoner, mulig spredning av sykdommer og parasitter og tilslutt presentere noen mulige tiltak for å motvirke negative effekter. Resultatene som presenteres er i stor grad basert på nyere data fra Norge.

**BESKRIVELSE AV SITUASJONEN**

Oppdrett av laks til konsum startet i Norge rundt 1970, og fra den tid har produksjonen økt meget raskt. I 1989 ble det i Norge produsert ca. 115,000 tonn med oppdrettslaks. Samtidig har den nominelle fangsten av laks i det norske laksefisket variert mellom 1,000 og 2,000 tonn i de senere år (Fig. 1).

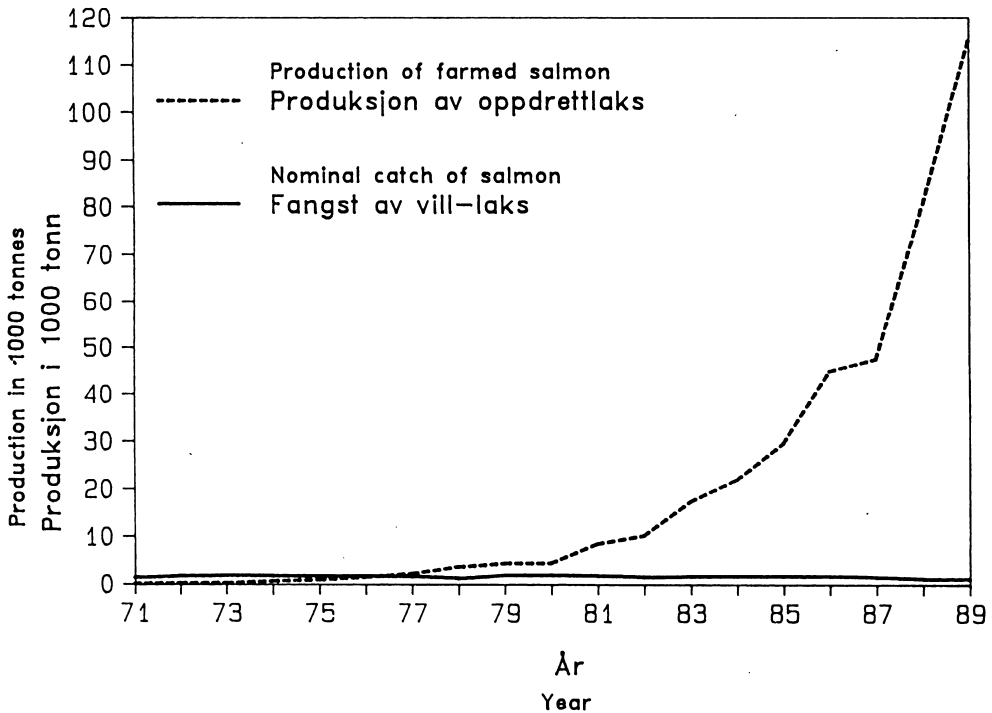
Havbeite med laks har hittil kun foregått i lite omfang i Norge, selv om det er vist at dette kan være nasjonaløkonomisk lønnsomt (Hansen & Jonsson 1989a). Siden 1950-årene har det blitt utsatt smolt av laks for å kompensere tapte gyte og oppvekstområder som et resultat av vassdragsregulering. Dessuten har det siden 1981 vært utført systematisk forskning for å forbedre overlevelse og tilbakevandring av havbeitefisk. Denne forskningen har i hovedsak blitt utført ved NINAs forskningsstasjon på Ims nær Stavanger. I tillegg ble det i 1986 satt igang havbeite på forsøksbasis flere andre steder i Norge. Hovedårsaken til at det hittil har vært liten interesse for havbeite i Norge, er den harde beskatningen i sjølaksefiskeriene og potensiell konkurranse med lakseoppdrettet. Etter at de nye reguleringene av det norske laksefisket ble introdusert, noe som sterkt reduserte beskatningen av laks i sjøfiskeriene, har interessen for havbeite øket, og det er nylig startet et program i regi av Fiskeridepartementet og Miljøverndepartementet for å se om det er mulig å utvikle dette til næring.

Oppdrettslaks rømmer fra fiskeanleggene og blir fanget i laksefiskeriene. Når de blir kjønnsmodne, vandrer de opp i ferskvann for å gyte. Selv om effekten av disse rømlingene på naturlige laksebestander er relativt ukjent, stiller mange forskere og forvaltere spørsmål om at disse kan ha negativ effekt på de naturlige laksestammer.

#### **MENGDE RØMT OPPDRETTSLAKS I NATUREN**

Laks som har vært i kultur kan med relativt stor sikkerhet identifiseres, men det blir vanskeligere å indentifisere dem jo lenger tid det går fra rømming til fangst. Oppdrettet laks har ofte eroderte finner, spesielt ryggfinne og brystfinner, dette er også i stor grad tilfelle med halefinnen. Dessuten kan også andre karakterer være forskjellige mellom vill- og oppdrettet laks. Vekstmønsteret hos laks i oppdrett er forskjellig fra villfisk. Bruk av skjellkarakterer er derfor en god metode til å skille oppdrettslaks fra vill-laks. En kombinasjon av

*morfologiske og skjellkarakterer er funnet å være den beste metoden til å identifisere oppdrettslaks i naturen hittil (Lund et al. 1989).*



*Fig. 1. Produksjon av atlantisk laks i norske fiskeoppdrettsanlegg og nominell fangst av laks i norske fiskerier fra 1971 til 1989.*

*Fra 1986 er det blitt undersøkt hvor stor andel oppdrettslaks det er i laksefiskerier og gytebestander i Norge, og tabell 1 gir en oversikt over resultatene fra disse undersøkelsene.*

*Tabell 1. Prosent oppdrettet laks (uveiet gjennomsnitt) i sjøfangster, i sportsfisket i elv og i gytebestander.*

*\* = veiet gjennomsnitt (Moen & Gausen 1989). Ellers er dataene tatt fra Lund et al. (1989) og Lund et al. (1991).*

År	Gruppe	Antall lokaliteter	Antall undersøkt	Prosent oppd. laks	Variasjons bredde
1986	Sjøfiske	3	963	8.5	3.6-16.5
1987	Sjøfiske	3	746	9.8	3.9-14.7
1988	Sjøfiske	4	899	17.2	4.8-30.2
1988	Elvefiske	41	2449	4.0*	-----
1988	Gytebestand	33	1251	26.5*	-----
1989	Sjøfiske	11	2020	33.3	6.9-66.0
1989	Elvefiske	39	5744	7.3	0.0-26.0
1989	Gytebestand	16	1791	37.7	2.0-77.0

*Denne sammenstillingen av data gir kun et oversiktsbilde, og for detaljer henvises det til de oppgitte publikasjoner. Dataene fra sjøfisket er basert på hele fangster fra relativt få lokaliteter, men er representative for det spesielle fisket. Dataene fra vassdrag er punkttestimater fra enkelte områder over en viss tidsperiode, og er ikke representativt for hvert enkelt vassdrag. Men samlet gir det et godt bilde av situasjonen.*

*Det er helt klart at andelen oppdrettslaks har økt fra 1986 til 1989 både i fiskeriene og i gytebestander i ferskvann, noe som er rimelig fordi produksjonen av oppdrettslaks har økt betydelig de samme år. Det er også interessant å merke seg at det er lite oppdrettslaks i sportsfisket i elvene, men andelen øker betydelig mot gytingen. Hovedårsaken til dette er høyst sannsynlig at*

oppdrettslaksen vandrer opp i vassdrag senere i sesongen enn vill-laksen.

#### **ATFERD HOS OPPDRETTSLAKS OG VILL-LAKS**

Det har vist seg at det er forskjell i atferd mellom oppdrettslaks og vill-laks. De naturlige laksestammer i Norge vandrer ut fra elvene til oppvekstområdene i havet i mai, juni, og returnerer som kjønnsmoden laks til elva den forlot som smolt etter å ha vært 1-4 år i havet. Det er mye som tyder på at den presise tilbakevandringen skyldes at smolten og post-smolten lærer utvandringsveien, og bruker denne informasjonen på sin vei tilbake (Harden Jones 1968, Hansen et al. 1989, Jonsson et al. 1990). Laks som rømmer fra et anlegg i et vassdrag på smoltstadiet, vil derfor vandre tilbake mot dette stedet, men vannføringen bestemmer i stor grad presisjonen på oppvandringen i vassdraget. På samme måte vil laks utsatt som smolt og post-smolt ha en tendens til å vandre tilbake mot en lokalitet i en fjord eller i sjøen (se Sutterlin et al. 1982, Hansen et al. 1989). Hvis post-smolt rømmer om høsten, vil den overleve svært dårlig (Hansen & Jonsson 1989b), spesielt hvis kroppstørrelsen er relativt liten. Stor laks som rømmer om sommeren har høy overlevelse, blir fanget i laksefiskeriene. Kjønnsmodne individer vandrer opp i ferskvann for å gyte, mens umodne individer vandrer ut til oppvekstområdene i Norskehavet (Hansen et al. 1987). Laks som rømmer om vinteren har i stor grad redusert evne til å finne tilbake til rønningsstedet (Hansen & Jonsson 1991).

Rømt oppdrettslaks vandrer opp i ferskvann for å gyte senere i sesongen enn vill-laks (Lund et al. 1991), men det er ikke kjent om selve gytetidspunktet for de to gruppene er forskjellig. Dette er også tilfelle med laks som er satt ut som smolt i en elvemunning. En sammeligning av vill-laks og havbeitelaks utsatt i Imsa viste at atferden til disse i vassdraget var svært forskjellig (Jonsson et al. 1990, 1991). Det ble funnet at smolt utsatt nedenfor fella i munningen av Imsa, som fanger all nedvandrende smolt og oppvandrende fisk, feilvandret mer enn

villfisken. Havbeitesmolt som ble satt ut i estuariet hadde enda større feilvandring. Det var ingen signifikant forskjell mellom gruppene når det gjaldt tidspunkt for gjenfangst i sjøfiskeriene i Norge (Tabell 2). Derimot kom vill-fisken tidligere til fella i Imsa enn havbeitelaksen, og gikk også tidligere ut som vinterstøing. Endel av havbeitelaksen vandret ut av vassdraget igjen uten å ha gytt, og de hadde også fått flere skader under gytingen enn villfisken. Disse observasjonene tyder på at fisk som ikke har vært i vassdraget tidligere, eller som vandrer opp etter at villfisken har etablert territorier, kan ha redusert gytesuksess. Havbeitefisken var produsert av villfisk fra Imsa, så det er svært liten sannsynlighet for at genfrekvensen for denne har blitt radikalt endret i løpet av en generasjon og kom til uttrykk i endret atferd.

Tabell 2. Forskjeller i atferd mellom vill- og havbeitelaks fra Imsa. B= begge kjønn slått sammen, M= hanner, F= hunner, ns=P> 0.05, \*=P< 0.05, \*\*=P< 0.01, \*\*\*=P< 0.001. (Data fra Jonsson et al. 1990).

Egenskap	Kjønn	Vill	Havbeite	Signifikans
Tidspunkt for 50% kumulativ fangst i sjøen	B	6 jul	11 jul	ns
Tidspunkt for 50% kumulativ fangst i Imsa	M	5 okt	17 okt	**
	F	11 sep	11 okt	**
Tidspunkt for 50% kumulativ nedvandring	M	4 jan	20 des	*
	F	17 feb	23 jan	*
Nedvandret uten å ha gytt (%)	M	3.8	36.7	***
	F	0	13.5	***
Passert fella mer enn en gang i hver retning samme sesong	B	1.0	21.2	***
Skadet under gyting (%)	M	30.2	55.7	***
	F	3.9	9.0	***

**SYKDOMMER OG PARASITTER**

Sykdommer og parasitter som blir spredt av oppdrettsfisk kan ha effekt på naturlige bestander av laks. I naturen, under balanserte forhold holdes disse i sjakk, men epidemier kan bryte ut når fisken blir utsatt for stress. Under oppdrettsforhold blir laksen ofte utsatt for stress, og dette kan resultere i alvorlige epidemiske utbrudd av sykdommer som i verste fall påvirke de naturlige laksebestander.

Furunkulose ble første gang påvist på vill-laks i Numedalslågen i syd-øst Norge i 1964. Det er alminnelig antatt at denne ble introdusert med regnbueørret fra Danmark som ble satt ut i vassdraget. I de etterfølgende år ble det påvist laks død av furunkulose i vassdraget, men fordi laksefisket i denne elva har holdt seg på samme nivå disse årene, er det lite som tyder på at furunkulosen hadde stor effekt. I det siste tiåret har furunkulose knapt nok blitt påvist, men i 1990 ble det på nytt funnet død furunkuloseinfisert laks i vassdraget.

I 1985 ble det påvist furunkulose ved flere oppdrettsanlegg i Namdalsregionen i midt-Norge. Årsaken til denne epidemien var import av infisert smolt fra Skottland (Egidius 1987). Sykdommen spredte seg raskt til andre oppdrettsanlegg, også de som ikke hadde importert smolt, og sykdommen finnes nå over store deler av Norges kyst. Sommeren ble det påvist død furunkulosesmittet vill-laks i flere vassdrag i midt-Norge. Hvilke konsekvenser denne furunkulose epidemien vil få for vill-laksen i framtiden er ukjent.

En betydelig trussel for norske laksebestander er den monogene ikten Gyrodactylus salaris. Den angriper parr av laks og det utvikles epidemier. Det er observert meget stor dødelighet av laksungene, og i enkelte vassdrag er så å si all naturlig laks utryddet. Parasitten har sannsynligvis blitt spredt til norske vassdrag fra Østersjøen (Johnsen & Jensen 1986, Bakke et al. 1990), men den detaljerte spredningsveien er ukjent. Innen Norge

er parasitten med stor sannsynlighet blitt spredt ved utsetting av infisert yngel og settefisk i vassdrag (Johnsen & Jensen 1986).

### **GENETIKK**

Atlantisk laks er inndelt i lokale populasjoner som i stor grad er reproduktivt isolert. Dette har resultert i utvikling av lokale tilpasninger som er karakteristiske for den enkelte populasjonen. Selv om det er lite data på effekter av innkryssing av oppdrettslaks i ville laksebestander, er det stor enighet om at en kontinuerlig påvirkning av oppdrettslaks vil endre genfrekvensene i naturlige laksepulasjoner, og bidra til at forskjellene mellom populasjoner blir redusert (Anon. 1990). Avkommet vil bli mindre tilpasset, og sannsynligvis vil dette først komme til uttrykk ved nedsatt produksjon av smolt i det aktuelle vassdraget. Men det er behov for raskt å få mer informasjon om dette.

### **KONKLUSJON**

Store mengder laks rømmer fra norske oppdrettsanlegg hvert år. Disse utgjør en potensiell trussel for naturlige laksestammer, spesielt ved genetisk interaksjon og spredning av sykdommer og parasitter. Selv om dokumentasjonen om effekten av den rømte oppdrettslaksen på de naturlige laksebestandene foreløpig er sparsom, er det grunn til å være bekymret for de ville laksebestander. Det er grunn til å tro at produksjonen av oppdrettslaks i framtiden vil øke eller minst holde seg på samme nivå som idag. Vi kan derfor vente at denne fisken rømmer og vandrer opp i vassdrag også i framtiden. Norske myndigheter har satt igang flere tiltak for å redusere omfanget av dette problemet. Det er blitt innført såkalte sikringssoner for laksefisk, hvor ingen nye konsesjoner for oppdrett vil bli gitt. Dessuten vil det bli utarbeidet tekniske krav til oppdrettsanleggene. Det er også satt strenge krav til transport av levende oppdrettslaks, for eksempel er det forbudt å flytte

*fisk fra et fylke til et annet uten et spesielt helsesertifikat. Det er også i gang forsøk for å fange rømt oppdrettslaks både i sjøen og i vassdrag, og arbeid er igang for å styrke og bevare de naturlige laksebestander, blant annet ved hjelp av større reguleringer av laksefisket og systematisk kultivering av truede populasjoner.*

*Den ideelle situasjon ville være å unngå all kontakt mellom oppdrettslaks og vill-laks. En slik målsetting er utopisk idag. Men kanskje kan bruk av steril fisk i oppdrettet være en mulig løsning. En annen mulighet kan være å satse på vidreutvikling av lukkede oppdrettsanlegg. I 1986 ble det av Direktoratet for Naturforvaltning satt igang et genbank program basert på dypfryst melke av laks fra norske vassdrag. I 1989 ble det satt igang et prosjekt hvor man skal holde truede bestander av laks i kultur. Å utvikle strategier for at oppdrettslaks og vill-laks kan leve sammen med minimal interaksjon, er en enorm utfordring for forskere og forvaltere.*

#### **LITTERATUR**

- Anonymous 1990. Report on the Norwegian meeting on impacts of aquaculture on wild stocks. NASCO CNL(90) 28: 1-9.*
- Bakke, T.A., P.A. Jansen & L.P. Hansen 1990. Differences in the host resistance of Atlantic salmon, Salmo salar, stocks to the monogenean Gyrodactylus salaris Malmberg, 1957. J. Fish Biol. 37: 000-000 (in press).*
- Egidius, E. 1987. Import of furunculosis to Norway with Atlantic salmon smolts from Scotland I.C.E.S. C.M. 1987/F:8, 7 pp.*
- Hansen, L.P. & B. Jonsson 1989a. Salmon ranching experiments in the River Imsa: Returns of different stocks to the fishery and the River Imsa. In: De Pauw, N., E. Jaspers, H. Ackefors & N. Wilkins (eds.). Aquaculture - a biotechnology in progress. European Aquaculture Society, Bredene, Belgium, pp. 445-452.*

- Hansen, L.P. & B. Jonsson 1989b. Salmon ranching experiments in the River Imsa: Effect of timing of Atlantic salmon (Salmo salar) smolt migration on survival to adults. *Aquaculture* 82: 367-373.
- Hansen, L.P. & B. Jonsson 1991. The effect of timing of Atlantic salmon post-smolt release on the distribution of adult return. *Aquaculture* 00: 000-000 (in press).
- Hansen, L.P., Døving, K.B. & Jonsson 1987. Migration of farmed Atlantic salmon with and without olfactory sense, released on the Norwegian coast. *J. Fish Biol.* 30: 713-721.
- Hansen, L.P., B. Jonsson & R. Andersen 1989. Salmon ranching experiments in the River Imsa: Is homing dependent on sequential imprinting of the smolts? In: Brannon, E. & B. Jonsson (eds.). *Proc. of the salmonid migration and distribution symposium. School of Fisheries, University of Washington, Seattle, USA. NINA, Trondheim, Norway, pp. 19-29.*
- Harden Jones, F.R. 1968. *Fish migration.* Edward Arnold, London, 325 pp.
- Jensen, K.W. & E. Snekvik 1972. Low pH levels wipe out salmon and trout populations in southern Norway. *Ambio* 1: 223-225.
- Johnsen, B.O. & A.J. Jensen 1986. Infestations of Atlantic salmon, Salmo salar, by Gyrodactylus salaris in Norwegian rivers. *J. Fish Biol.* 29: 233-241.
- Jonsson, B., N. Jonsson & L.P. Hansen 1990. Does juvenile experience affect migration and spawning of Atlantic salmon? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 26: 225-230.
- Jonsson, B., N. Jonsson & L.P. Hansen 1991. Differences in life history and migratory traits between wild and hatchery reared Atlantic salmon in nature. *Aquaculture* 00: 000-000 (in press).
- Lund, R.A., L.P. Hansen & T. Järvi 1989. Identifisering av oppdrettslaks og vill-laks ved ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakterer. *NINA Forskningsrapport* 1: 1-54.

- Lund, R.A., F. Økland & L.P. Hansen 1991. Reared Atlantic salmon (Salmo salar) in fisheries and rivers in Norway. Aquaculture 00: 000-000 (in press).
- Moen, V. & D. Gausen 1989. Rømt oppdrettslaks i vassdrag 1988. DN-rapport 3: 1-26.
- Ståhl, G. & K. Hindar 1988. Genetisk struktur hos norsk laks: Status og perspektiver. Rapp. fra Fiskeforskningen, Direktoratet for Naturforvaltning 1: 1-57.
- Sutterlin, A.M., R.L. Saunders, E.B. Henderson & P.R. Harmon 1982. The homing of Atlantic salmon (Salmo salar) to a marine site. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1058: 1-6.

## Hybridisering mellem stammer af ørred (*Salmo trutta*) i tilløb til Hald Sø, Danmark.

**Michael M. Hansen**  
Institut for Genetik og Økologi  
Århus Universitet, Ny Munkegade  
8000 Århus C  
Danmark

### Sammenfatning

Der gives et kort referat af en populationsgenetisk undersøgelse af ørred i tilløb til den midtjyske Hald sø, hvor en transplantation af fisk synes at have medført en delvis nedbrydning af reproduktiv isolation mellem to bestande. Dette diskuteres ud fra forskellige teorier om homing i laksefisk. Endvidere diskuteres mulige effekter af hybridisering mellem stammer af vildfisk og opdrættede fisk.

### Indledning

Ørredens populationsstruktur er især v.h.j.a. enzymelektroforese efterhånden ret velundersøgt. Forskellige europæiske undersøgelser afslører generelt en stor mængde genetisk variation indenfor de enkelte populationer, og samtidig viser der sig selv på helt lokalt plan at eksistere (delvist) reproduktivt isolerede bestande (se f.eks. review af Ferguson, 1989). Da genetisk variation i enzymer imidlertid sandsynligvis er overvejende selektivt neutral (Kimura, 1983), giver elektroforetiske undersøgelser ikke mange oplysninger om de enkelte stammers tilpasning til det givne miljø men bidrager med særdeles nyttige markører til identifikation af stammer (Allendorf og Phelps, 1981a, Clayton, 1981). Ad andre veje er det dog anskueliggjort, at hver eneste ørredstamme potentielt repræsenterer unikke genetiske egenskaber tilpasset netop dens miljø. Som

eksempler skal her blot nævnes hominginstinkt og migrationsruter (Svårdson og Fagerström, 1982), reproduktiv strategi (Elliott, 1988) og i det hele taget overlevelse i såvel eget som fremmede miljøer (Elliott, 1987, 1989, Berg og Jørgensen, 1987).

Hver enkelt ørredstamme kan altså udgøre og indeholde uerstattelige genetiske ressourcer, og frednings- og bevaringsarbejde bør derfor foregå på stammeniveau (Smith og Chesser, 1981, Crozier og Ferguson, 1986). Ud over forurening, vandløbsregulering etc. er det muligt, at populationshybridisering som følge af udsætninger/udslip af opdrættede ørreder kan udgøre en fare for vilde ørredbestande. Opdrættede ørreder, hvad enten det er deciderede dambrugsstammer eller afkom af vildfisk, vil ofte genetisk afvige fra rigtige vildfisk som følge af andre evolutionære processer i fangenskab end i naturen (Ryman og Ståhl, 1980, Vuorinen, 1984, Simonsen og Rasmussen, 1989), og man kan forestille sig, de således vil være dårlige erstatninger for "naturlige" ørreder. Ydermere er der teorier fremme om, at massivt input af opdrættede ørreder skulle kunne nedbryde vilde ørreders populationsstruktur. Herved skulle de enkelte stammers særegenhed kunne udviskes og vigtige genotypiske kombinationer gå tabt (Ferguson og Mason, 1981, Ryman og Ståhl, 1981, Nelson og Soulè, 1987 m.fl.).

I Danmark er der tidligere foretaget elektroforetiske undersøgelser af ørred i Limfjordsområdet (Landbo og Persson, 1987), mens dambrugspopulationer (udsætningsmateriale) er undersøgt af Simonsen og Rasmussen (1989). Landbo og Persson (1987) undersøgte bl.a., om der var tale om mindre differentiering af subpopulationer i udsætningspåvirkede end i udsætningsupåvirkede vandløbssystemer; det syntes ikke at være tilfældet. Ved en sammenligning af de to største involverede vandløbssystemer, Skals å-systemet og Simested å-systemet, observeredes imidlertid i Simested å-systemet mindre differentiering mellem subpopulationer end i Skals å-systemet. Dette kædedes sammen med, at Simested å er stærkt udsætningspåvirket, mens det modsatte er tilfældet

for Skals å. Udsætningerne i Simsted å havde altså muligvis forårsaget en vis nedbrydning af populationsstrukturen, en observation som tilsyneladende også er gjort i den udsætningspåvirkede Skellefteälv i Sverige (Ryman og Ståhl, 1981).

I 1989-90 foretog undertegnede en populationsgenetisk undersøgelse af ørreder i tilløb til Hald sø i Midtjylland. Visse af resultaterne havde relevans til den ovenfor skitserede problematik og vil i det følgende blive refereret. For nærmere detaljer om resultater og om undersøgelsen som sådan vil jeg henvise til Hansen (*in prep.*).

#### Populationshybridisering i tilløb til Hald sø.

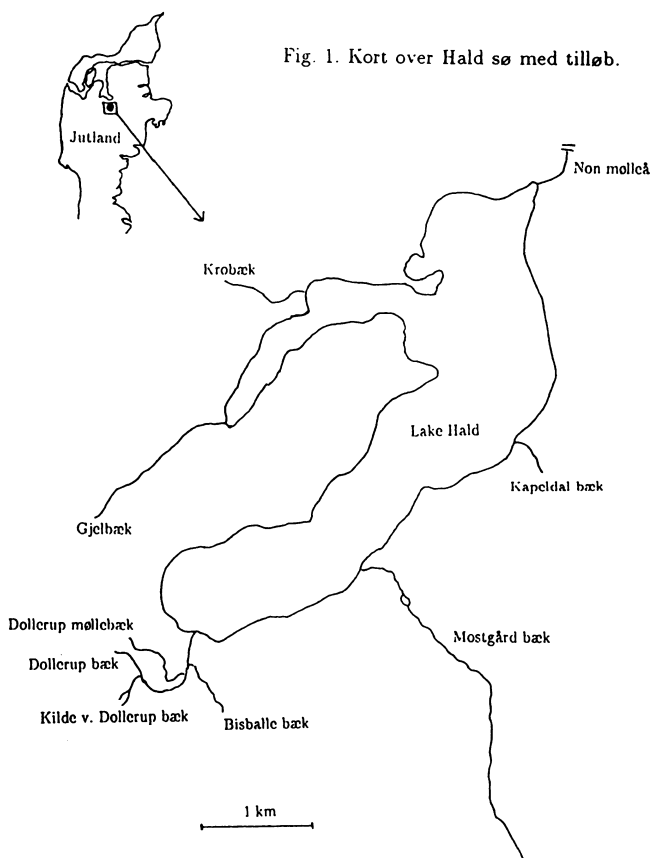
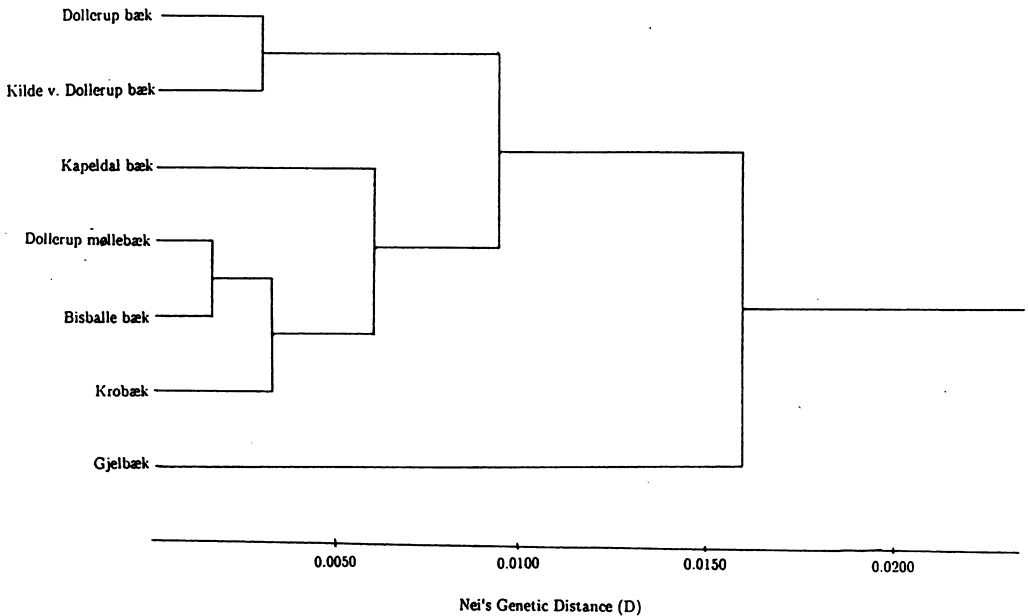


Fig. 1. Kort over Hald sø med tilløb.

Hald sø (se fig.1) er en 3.33 km<sup>2</sup> stor og op til 34 m dyb sø. En række kilder og bække munder ud i søen, mens eneste udløb er ved Non Mølle mod nord, hvor en effektiv spærring findes. Søen huser en population af søørreder, som gyder i tilløbene. Ud over generelt at undersøge populationsstrukturen, var jeg interesseret i en transplantation af fisk, der var foregået i 1984: Samtlige ørreder (yngel og ungfisk) fra Krobæk var blevet flyttet til Dollerup møllebæk, hvor der på det tidspunkt ikke fandtes nogen ørredbestand. Det gjorde der til gengæld i 1989, og det var derfor relevant at undersøge bestandens genetiske relationer til Krobæk –bestanden, samt hvilke virkninger transplantationen iøvrigt havde afstedkommet.

I august 1989 elektrofiskedes et antal ørreder (alder: 0+, 1+ og 2+) fra de på fig.1 viste vandløb med undtagelse af Non mølleå og Mostgård bæk, som skønnedes at være ørredtomme. Senere kørtes horisontal stivelsesgelelektroforese (se f.eks. Richardson et.al., 1986) på forskelligt væv, og ud af 22 brugbare loci, viste der sig at være variation i de 8. En samlet homogenitetstest (G–test, Sokal og Rohlf, 1981) afslørede, at der ikke var tale om én samlet panmiktisk population i søen. Parvise homogenitetstests (G–tests) mellem alle kombinationer af samples resulterede i signifikante resultater i alle tilfælde med undtagelse af 3; Kilde v. Dollerup bæk – Dollerup bæk, Dollerup møllebæk – Bisballe bæk og Krobæk – Bisballe bæk var ikke–signifikante kombinationer. Derimod fandtes signifikante forskelle i allelfrekvenser mellem Dollerup møllebæk og Krobæk, –de to vandløb direkte involveret i transplantationen. Ud fra Nei's (1972) genetiske afstand konstrueredes et UPGMA –dendrogram (Sneath og Sokal, 1973) (fig.2) som underbyggede det ovenfor nævnte mønster. Endelig skal det nævnes, at der fandtes signifikante forskelle i allelfrekvenser 0+ og 1+ –fisk fra Krobæk, mens årgangene i Dollerup bæk syntes at være homogene i så henseende.

Fig. 2. UPGMA—dendrogram, —tilløb til Hald sø.



At ørrederne fra Dollerup bæk og Kilde v. Dollerup bæk udgør en samlet bestand, kan ikke undre, den ringe geografiske afstand mellem disse lokaliteter taget i betragtning. Mere besynderligt ser det ud med Krobæk og Dollerup møllebæk: Dendrogrammet afspejler et nært slægtskab mellem de to bestande, uden de dog kan siges at være ens. Ydermere synes Bisballe bæk at være indblandet i sagen, da der ikke er signifikante forskelle i allelfrekvenser mellem denne og de to andre samples. Da Bisballe bæk og Dollerup møllebæk udmunder i Dollerup bæk meget tæt på hinanden, kunne man forestille sig, at Bisballe—ørreder er vandret op i Dollerup møllebæk. Ørrederne i sidstnævnte skulle således

være en hybridbestand mellem fisk fra Bisballe bæk og Krobæk. Imidlertid peger både homogenitetstests og dendrogram på, at Bisballe bæk-bestanden skulle være opstået ved hybridisering mellem de to andre bestande, hvilket naturligvis ikke giver megen mening. En mere plausibel forklaring består i, at der ikke er tale om bare én hybridisering men om en fortløbende opblanding af alle tre involverede bestande. Dette kan underbygges med, at der i Krobæk ikke fandtes homogenitet i allelfrekvenser mellem to årgange af ørreder; dette kan (udover "naturlige" forklaringer som f.eks. genetisk drift) skyldes et forøget genflow fra andre bestande.

Homingmekanismer hos laksefisk er et mildest talt omdiskuteret emne (se f.eks. Leggett, 1977; Horall, 1981; Hasler og Scholz, 1983; Stabell, 1984; Hansen et.al., 1987; Jonsson et.al., 1990)! I hovedsagen taler man om tre hypoteser: Single Imprinting (prægning) (Hasler og Wisby, 1951; Hasler og Scholz, 1983), Sequential Imprinting (gradvis prægning) (Harden Jones, 1968) og Feromonhypotesen (Nordeng, 1971, 1977). Iflg. Single Imprinting hypotesen præges fisken omkring smoltificeringsstadiet i en kort periode til lugte i "hjem"vandløbet, og benytter sig siden af disse til under gydevandringen at finde tilbage. Sequential Imprinting hypotesen har i princippet samme udgangspunkt, men her antages prægningen/indlæringen at foregå gradvis, mens smolten trækker ud af vandløbet. I modsætning til de to andre hypoteser anser Feromonhypotesen homing for at være genetisk betinget, og orientering under gydevandring foregår v.h.j.a. stammespecifikke feromoner afgivet af stammens ungfisk/smolt. Her skal ikke tages stilling til, om denne eller hin hypotese er den rigtige; det er muligt at finde forsøgsresultater og argumenter til underbyggelse af dem alle tre, og muligvis ligger sandheden et sted midt imellem. Tager man udgangspunkt i de to prægningshypoteser, giver ingen af disse nogen forklaring på den tilsyneladende fortløbende opblanding af bestandene fra Krobæk, Dollerup møllebæk og Bisballe bæk; hybridisering ville højst forventes at være en engangsforeteelse. Feromonhypotesen giver imidlertid god mening i denne sammenhæng: Hybrider måtte

forventes at tiltrækkes af feromoner fra alle tre vandløb og således udvise lige stor tilbøjelighed til at vandre op i et hvilket som helst af dem, —en proces, der ville blive stedse accelereret med fuldstændig nedbrydning af reproduktive barrierer til følge.

### Tilpasningsmæssige aspekter ved intraspecifik hybridisering.

Den beskrevne undersøgelse fra Hald sø drejede sig om transplantation af en naturlig ørredstamme. Dette må siges at være en så sjælden foreteelse, at det næppe udgør en generel trussel mod ørredstammens naturlige integritet. Imidlertid foregår der i Danmark og mange andre lande intensive udsætninger af opdrættede ørreder, og man kan udvide problemstillingen yderligere ved at inddrage laksen (*Salmo salar*): I mange lande bidrager havbrug med en anselig mængde undslupne opdrættede laks.

Et første spørgsmål må gå på, om opdrættede fisk overhovedet vil hybridisere med vilde fisk. Det vil de øjensynligt: F.eks. har Taggart og Ferguson (1986) v.h.j.a. genetisk mærkning påvist opblanding af vilde og opdrættede ørreder i en irsk sø, og ligeledes har Campton og Johnston (1985) påvist opblanding af en vild regnbueørredstamme med en decideret dambrugs—regnbueørredstamme i et nordamerikansk vandløb.

Opdrættede fisk udsat i havet eller undsluppet fra havbrug må, uanset hvilken homingmekanisme er den rigtige, forventes ikke at udvise nogen form for homing. I forbindelse med gydning vil de derfor vandre op i tilfældige vandløb og hybridisere med de lokale stammer. Er homing endvidere influeret af genetiske faktorer, kan man forestille sig en proces af langt videre rækkevidde end beskrevet fra Hald sø: Har de opdrættede fisk generelt et svækket eller ikke—eksisterende hominginstinkt, vil hybridisering med vildfisk resultere i afkom med et ligeledes til en vis grad defekt hominginstinkt. Mange af disse vil

derfor strejfe til andre vandløb, hvor historien gentager sig o.s.v. På denne måde vil et stort geografisk område kunne påvirkes med nedbrydning af reproduktive barrierer mellem stammer til følge.

Hybridisering mellem stammer og nedbrydning af populationsstrukturer må af flere grunde siges at være uønskede fænomener. Et etisk aspekt i sagen går på, hvilken ret vi mennesker har til at omforme en struktur med en mangfoldighed af forskellige stammer udviklet gennem tusinder af år til en ensartet masse. Mere prosaisk kan man se på, hvilke tilpasningsmæssige effekter intraspecifik hybridisering kan forårsage. I litteraturen kan man finde eksempler på folk, der ganske enkelt ikke anser sligt for at være et problem. Cade (1983) påpeger, at hybridisering også foregår under helt naturlige forhold og antagelig spiller en stor evolutionær rolle. Man kan også argumentere for, at kraftig opblanding af stammer ligefrem ville være en fordel: I avlsarbejde ser man ofte, at krydsning mellem avlede linier forårsager afkom af forøget kvalitet og viabilitet ("hybrid vigor") (f.eks. Gall, 1987), sikkert på grund af en mindskelse af "genetic load" og muligvis en forøgelse af heterozygotitet (Ferguson og Drahushchak, 1990). Når det drejer sig om laksefisk, må man imidlertid tænke på deres livscyklus og populationsstruktur. Som tidligere nævnt finder man store genetiske forskelle mellem stammer, og disse enkelte stammer er efter alt at dømme gennem flere tusinde år blevet tilpasset netop deres vandløb. Var tilpasningsmæssige træk bestemt af enkelte loci, ville hybridisering nok ikke spille den store rolle; hybrider ville hurtigt blive selekteret væk. Imidlertid er der antageligvis tale om kvantitative træk bestemt af mange co-adaptede loci i kompliceret vekselvirkning, såvel indbyrdes som sammen med andre træk samt med det omgivende miljø (som et eksempel på dette, se f.eks. Berthold, 1988). Man kan derfor sige, at hybridisering medfører både forøgelse og tab af genetisk variation. Der opstår en større genetisk diversitet indenfor stammer, men en mindre genotypisk varians mellem stammer. Mere konkret kan det betyde, at co-adaptede grupper af gener "brydes op" og spredes; således kan unikke

genotypiske kombinationer og lokale tilpasninger gå tabt for altid med en generelt mindre fitness for den samlede population til følge (Nelson og Soulé, 1987). Dette må siges at være kedelige perspektiver, som nok fortjener en vis opmærksomhed i forbindelse med udsætningsarbejde og havbrugsdrift.

Følgende har været til stor hjælp i forbindelse med Hald sø —undersøgelsen og takkes derfor på det hjerteligste: Vibeke Simonsen, Statens Husdyrbrugsforsøg, Foulum, Volker Loeschcke, Institut for Genetik og Økologi, Århus Universitet, Morten Carøe, Knud Jensen, Søren Berg og Gorm Rasmussen (—en særlig stor tak for utrolig hjælpsomhed), alle Ferskvandsøkologisk Institut, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Silkeborg, Jørn Kristensen, Hald søs Bådelaug, Kenneth Hansen, Matematisk Institut, Århus Universitet, samt sidst men absolut ikke mindst Anne—Merete Skårup Pedersen.

### Referencer.

- Allendorf, F.W.; Phelps, S.R., 1981a: Use of allelic frequencies to describe population structure. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 38 pp. 1507—1514.
- Berg, S.; Jørgensen, J., 1987: Stocking experiments with 0+ and 1+ trout (*Salmo trutta* L.) of wild and hatchery origin. Specialrapport, Århus Universitet.
- Berthold, P., 1988: Evolutionary aspects of migratory behaviour in European Warblers. *J.Evol.Biol.* 1 pp. 195—209.
- Cade, T.J., 1983: Hybridization and gene exchange among birds in relation to conservation. I Schonewald—Cox et.al. (eds.): *Genetics and Conservation*. Benjamin/Cummings Publishers Ltd.
- Campton, D.E.; Johnston, J.M., 1985 : Electrophoretic evidence for a genetic admixture of native and nonnative rainbow trout in the Yakima River, Washington. *Trans.Am.Fish.Soc.* 114 pp. 782—793.
- Clayton, J.W., 1981: The stock concept and the uncoupling of organismal and molecular evolution. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 38 pp. 1515—1522.
- Crozier, W.W.; Ferguson, A., 1986: Electrophoretic examination of the population structure of brown trout from the Lough Neagh catchment, Northern Ireland. *J.Fish.biol.* 28 pp. 459—477.
- Elliott, J.M., 1987: Population regulation in contrasting populations of trout in two Lake District streams. *Journal of Animal Ecology* 56 pp. 83—98.
- Elliott, J.M., 1988: Growth, size, biomass and production in contrasting populations of trout in two Lake District streams. *Journal of Animal Ecology* 57 pp. 49—60.
- Elliott, J.M. 1989: The natural regulation of numbers and growth in contrasting populations of brown trout in two Lake District streams. *Freshwater Biology* 21 pp. 7—19.

- Ferguson, A., 1989: Genetic differences among brown trout stocks and their importance for the conservation and management of the species. *Freshwater Biology* 21 pp. 35–46.
- Ferguson, A.; Mason, F.M., 1981: Allozyme evidence for reproductively isolated sympatric populations of brown trout in Lough Melvin, Ireland. *J.Fish.Biol.* 18 pp. 629–642.
- Ferguson, M.M.; Drahuschak, L.R., 1990: Disease resistance and enzyme heterozygosity in rainbow trout. *Heredity* 64 pp. 413–417.
- Gall, E., 1987: Inbreeding. I Ryman og Utter (eds.). *Population Genetics and Fishery Management*.
- Hansen, L.P.; Døving, K.B.; Jonsson, B., 1987: Migration of Farmed Adult Atlantic Salmon With and Without Olfactory Sense, Released on the Norwegian Coast. *J.Fish.Biol.* 30 pp. 713–721.
- Hansen, M.M., in prep.: Population Genetics of Brown Trout (*Salmo trutta*) in tributaries to Lake Hald, Denmark.
- Harden Jones, F.R., 1968: *Fish Migration*. Edward Arnold Press.
- Hasler, A.D.; Scholz, A.T., 1983: olfactory imprinting and Homing in Salmon. Springer-Verlag.
- Hasler, A.D.; Wisby, W.J., 1951: Discrimination of Stream Odours by Fishes and Relation to Parent Stream Behaviour. *American Naturalist* 85 pp. 223–238.
- Horall, R.M., 1981: Behavioural stock-isolating mechanisms in Great Lake fishes with special reference to homing and site imprinting. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 38 pp. 1481–1496.
- Jonsson, B; Jonsson, N.; Hansen, L.P., 1990: Does Juvenile Experience Affect Migration and Spawning of Adult Atlantic Salmon? *Behav.Ecol.Sociobiol.* 26 pp. 225–230.
- Kimura, M., 1983: *The Neutral Theory of Molecular Evolution*. Cambridge University Press.
- Landbo, L.; Persson, B, 1987: Genetisk variation hos ørreden (*Salmo trutta*) i Limfjordsområdet. Specialrapport, Københavns Universitet.
- Leggett, W.C., 1977: The ecology of fish migration. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 8 pp. 285–308.
- Nei, M., 1972: Genetic distance between populations. *Am. Naturalist* 106 pp. 283–292.
- Nelson, K.; Soulé, M., 1987: Genetical conservation of exploited fishes. I Ryman & Utter (eds.): *Population genetics and fishery management*.
- Nordeng, H., 1971: Is the local orientation of anadromous fishes determined by pheromones? *Nature* 233 pp. 411–413.
- Nordeng, H., 1977: A pheromone hypothesis for homeward migration in anadromous Salmonids. *OIKOS* 28 pp. 155–159.
- Richardson, B.J.; Baverstock, P.R.; Adams, M., 1986: *Allozyme Electrophoresis*. Academic Press Inc.
- Ryman, N.; Utter, F. (eds.), 1987: *Population genetics and fishery management*. University of Washington Press.

- Ryman, N.; Ståhl, G., 1980: Genetic changes of hatchery stocks of brown trout. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 37 pp. 82–87.
- Ryman, N.; Ståhl, G., 1981: Genetic perspectives of the identification of scandinavian stocks of fish. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 38 pp. 1562–1575.
- Simonsen, V.; Rasmussen, G., 1989: Undersøgelse af Genetisk variation hos ørred (*Salmo trutta*) som funktion af tid og dambrug. DFH Rapport nr. 367.
- Smith, M.H.; Chesser, R.K., 1981: Rationale for conserving genetic variation of fish gene pools. *Ecol.Bull.* 34 pp. 13–20.
- Sneath, P.H.A.; Sokal, R.R., 1973: *Numerical taxonomy*. W.H. Freeman & Co. San Francisco.
- Sokal, R.R.; Rohlf, F.J., 1981: *Biometry*. 2nd ed. W.H. Freeman & Co. San Francisco.
- Stabell, O.B., 1984: Homing and olfaction in Salmonids: A critical review with special reference to the Atlantic salmon. *Biol.Rev.* 59 pp. 333–388.
- Svärdson, G.; Fagerström, Å., 1982: Adaptive differences in the long-distance migration of some trout (*Salmo trutta*) stocks. *Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm.* 60 pp. 51–80.
- Taggart, J.B.; Ferguson, A., 1986: Electrophoretic evaluation of a supplemental stocking programme for brown trout, *Salmo trutta*. *Aquaculture and Fisheries Management* 17 pp. 155–162.
- Vuorinen, J., 1984: Reduction of genetic variability in a hatchery stock of brown trout. *J.Fish.Biol.* 24 pp. 339–348.

## Bruk av medisin og andre kjemikalier og betydningen for det omgivende miljø

Arne Ervik  
Havforskningsinstituttet  
Bergen, Norge

### Abstract

The use of medicine and chemicals in aquaculture might turn out to be a serious environmental problem. The most important group within medicine are the antibacterial compounds, and full control over the sale and use is a necessity. In Norway the use of medicine was at its highest in 1987. Extensive use of vaccine and use of more potent medicines have reduced the amount of medicine, but probably not the number of treatments. Development of resistant bacteria in sediments with residuals of medicine is probably the most serious environmental problem, but change in the mineralisation of organic material and residuals in wild fauna may also be serious. Documentation of environmental effects should be a claim before new substances are used.

### Sammendrag

Bruken av medisin og kjemikalier kan være et alvorlig miljøproblem. Legemidler er den viktigste stoffgruppen, og full kontroll med salg og bruk av disse stoffene er nødvendig. I Norge var forbruket av legemidler høyest i 1987. Utstrakt bruk av vaksine og overgang til mer potente stoffer har redusert mengden, men trolig ikke antall behandlingsdoser. Utvikling av resistens i sedimenter med medisinrester er trolig det største miljøproblemet, men endret omsetning av organisk stoff og restkonsentrasjoner i villfauna kan også være alvorlig. Dokumentasjon av miljøeffekter bør være et krav før nye stoffer tas i bruk.

### Innledning

Den høye produksjonen i havbruksnæringen er ledsaget av høyt forbruk av medisiner og kjemikalier. Disse stoffene anvendes for en rekke ulike formål og i ulike sammenhenger, men de har det til felles at de, tilsiktet eller ikke, kan påvirke levende organismer. Forbruket varierer fra år til år i takt med ytre forhold, som

sykdomssituasjon og behandlingsstrategi, men generelt har det hatt en økende tendens.

En stor del av de anvendte kjemikaliene havner før eller siden i det omgivende miljø. Dette skjer uten at man vet hva som skjer med stoffene, enn si hvilken effekt de har på omgivelsene.

Fra flere hold er det pekt på det uholdbare i denne situasjonen, særlig har bruken av medisiner vakt bekymring (Midtvedt 1988, 1990). Man har også gjort store bestrebelser for å styrke det forebyggende helsearbeidet innen havbruk, nevnes kan utvikling av effektive vaksiner, biologiske behandlingsmetoder, bedret hygiene og ernæring og bedre miljøforhold. Man har også nådd betydelig reduksjon i mengde utslipp ved å gå over til andre kjemikalier.

Til tross for disse bestrebelsene er bruken av kjemikalier fortsatt høy, og for noen typer øker det også raskt. Situasjonen er følgelig bekymringsfull både for helsemyndighetene og for naturforvaltningen. Havbruksnæringen selv er heller ikke tjent med tingenes tilstand, rapporter om høyt forbruk og høye utslipp av medikamenter samsvarer dårlig med bildet av produksjon i rent vann og om helsekost.

Denne seksjonen tar etter min mening opp et alvorlig miljøproblem ved dagens havbruk. Dette problemet må finne en varig løsning dersom man vil realisere det vekstpotensiale som ligger i havbruksnæringen. Behovet for kunnskap er skrikende, og myndighetene må i langt større grad enn nå la tvilen komme naturen til gode i de tilfeller der man vet for lite.

I det følgende vil jeg, med bakgrunn i forholdene i Norge, prøve å belyse noen prinsipielt viktige sider ved denne problematikken. Jeg vil legge hovedvekten på hvor mye og hvilke stoffer som brukes, og på de ulike typer miljøeffekter utslippene kan ha. Utover det som er nødvendig for å gi eksempler vil jeg ikke gå inn på de egenskaper eller miljøeffekter av det enkelte stoff.

### Stoffgrupper

Som nevnt utgjør legemidlene den viktigste gruppen stoffer, men andre stoffer er også aktuelle. En arbeidsgruppe i Den internasjonale havforskerforeningen (ICES), som arbeider med miljøpåvirkning fra oppdrett, deler stoffene i tre grupper, etter i hvilken hensikt de brukes (Rosenthal et al 1987). Den første gruppen er stoffer som frivillig introduseres for å eliminere skadelige organismer eller for å beskytte de organismer som er i kultur. Den andre er stoffer som brukes i konstruksjonsmaterialer, og enhver påvirkning fra disse er utilsiktet. Den tredje stoffgruppen er hormoner, de kan brukes for å påvirke reproduksjon, kjønn eller vekst.

Den andre og den tredje gruppen er av mindre betydning i Norden og vil bare bli kort omtalt. Stoffe som lekker ut fra konstruksjonsmaterialer er vel i første rekke et problem for selve oppdrettsanlegget, særlig i lukkede systemer eller for særlig følsomme organismer. Lekkasje til omgivelsene er så vidt meg bekjent ikke

undersøkt, men man kan ikke se bort fra utslipp av miljøgifter fra materialer som galvaniserte jernkonstruksjoner eller fra plastprodukter (bløtgjøringsmidler, herdere).

Hormonbehandling brukes i Norden ennå bare i forbindelse med forskning. Et eventuelt framtidig kommersielt bruk vil i første rekke reise etiske og helsemessige spørsmål.

Ved siden av legemidler er antiprotozoer og desinfeksjonsmidler av størst betydning. Der er også et visst bruk av rene utryddelsesmidler som rotenon.

I "Lov av 20. juni 1964 om legemidler med videre " er legemidler definert slik:

"Med legemiddel forstås i denne lov stoffer, droger og preparater som er bestemt til eller utgis for å bruke til å forebygge, lege eller lindre sykdom eller smerte hos mennesker eller dyr."

Videre definerer Dyrevernsloven - i pakt med gammel zoologisk erkjennelse - fisk som dyr. Dette medfører at legemidler brukt i oppdrettsnæringen blir regulert av den samme lovgivning som legemidler brukt i den øvrige veterinær- eller i humanmedisin. Legemidler kan bare forskrives av veterinær, enten fra apotek eller fra det ene av de to forfirmaene som har tillatelse til å distribuere medisiner til oppdrettsfisk. Apotekene og dette forfirmaet kjøper alle legemidlene fra Norsk Medisinaldepot. Det andre forfirmaet rapporterer tall for importerte og solgte legemidler til Norsk Medisinaldepot.

For en del stoffer vil imidlertid anvendelsen avgjøre om de skal regnes som legemidler eller ikke. Formaldehyd defineres for eksempel som et legemiddel når det blir brukt til å behandle smolt for Costia, men det regnes som et desinfeksjonsmiddel når det benyttes til å rengjøre et tomt oppdrettskar. De stoffene det her er tale om er imidlertid mindre viktige enn for eksempel antibakterielle midler eller anthelmintica.

Norsk Medisinaldepot har enerett til å importere legemidler. Dette medfører at man har full kontroll med mengden brukte legemidler. Det gjelder både for hvilke stoffer som anvendes, hvor mye og hvordan de brukes. Slike monopolordninger er ikke vanlig, og såvidt jeg har funnet ut har ikke de øvrige nordiske land en tilsvarende ordning. **Full informasjon om og kontroll av bruken av medikamenter er etter min oppfatning nødvendig for å kunne håndtere de miljømessige effektene av disse stoffene.**

Tabell 1 gir en oversikt over totalforbruk av legemidler brukt i norsk fiskeoppdrett i perioden 1980 til 1989. Forbruket av antibakterielle midler varierte i takt med sykdomssituasjonen, men det viste en økende tendens fram til 1987. Dette året ble det brukt hele 48 570 kg aktiv substans. Dette er et meget høyt tall, til sammenligning ble det samme år i Norge brukt omkring 25 000 kg human og 12 000 kg veterinærmedisin forøvrig. Disse tallene varierer ellers lite fra år til år.

De to siste årene har det vært en markert nedgang i mengde antibiotika brukt i oppdrettsnæringen. Denne tendensen synes å holde seg, 1. halvår 1990 ble det

brukt 6472 kg (tabell 2). Den viktigste forklaringen på nedgangen er at man har utviklet en effektiv vaksine mot kaldtvannsvibriose (forårsaket av *Vibrio salmonicida*) og at det er gjennomført et omfattende vaksinasjonsprogram. En del av nedgangen i medisinbruken kan selvfølgelig også skyldes at det av naturlige årsaker var lite sykdom.

Oksytetrasyklin var det mest brukte antibiotikum og viste økende forbruk fram til 1987, da det gikk med 27 130 kg. Etter den tid har forbruket gått ned, i 1. halvår 1990 ble det brukt 1130 kg. Et nytt preparat i oppdrettssammenheng, oksylinsyre, er imidlertid blitt brukt i stadig større mengder, og sist år ble det brukt 12 630 kg. Forøvrig kan man ikke bare sammenligne forbruket av de ulike antibiotika kilo mot kilo, man må ta hensyn til medikamentenes potens. En behandlingsdose oksytetrasyklin er for eksempel 5 til 10 ganger større enn en dose oksylinsyre. Antall behandlingsdoser synes følgelig ikke å ha avtatt.

Figur 1 viser forbruk av antibakterielle midler, produksjon av fisk og det relative forbruket av antibiotika. Det er betydelige variasjoner fra år til år, men det framgår at økningen i produksjon har holdt så noenlunde tritt med økningen i totalforbruk av antibiotika. 1987 skiller seg likevel ut ved høyt relativt forbruk. De to siste årene har det vært en dramatisk nedgang i det relative forbruket av antibakterielle midler.

Fram til 1986 var metrifonat (Neguvon) det mest anvendte middelet mot ektoparasitten *Lepeophtheirus salmonis* (lakselus), dette året ble det brukt omkring 27 700 Kg. Samme år ble dichlorvos (Nuvan) introdusert som avlusningsmiddel, anbefalt dosering er her ca 1/80 av metrifonat. Forbruket av organofosfater har derfor avtatt radikalt og var i 1989 4596 og 3488 kg for henholdsvis metrifonat og dichlorvos.

Metrifonat og dichlorvos er som andre organofosfater nervegifter som virker ved å hemme enzymet acetylcholinesterase. Acetylcholin brytes normalt ned etter å ha overført impulser, ved hemming av enzymet hopes det opp slik at det oppstår lammelse. Lusen er mer følsom enn laksen og lammes først slik at den slipper taket. Metrifonat og dichlorvos er meget giftige og det er rapportert om mange tilfeller av forgiftning av personell.

Luseplagen synes å være tiltakende, man arbeider derfor aktivt med å utvikle alternative behandlingsmetoder. Forsøkene med biologisk avlusing med leppefisk har vakt stor oppmerksomhet, og brukes i dag av omkring 20 norske oppdrettsanlegg som et supplement til kjemisk bekjempelse. Når det gjelder kjemisk behandling prøver man også nye veier, størst interesse knytter det seg til forsøkene med plantestoffet pyretrum.

Bendelmakken *Eubothrium crassum* vært tidligere vært kjent fra laksefisk i ferskvann. Fra 1986 har den imidlertid også blitt et problem for lakseoppdrett i sjøvann (Berland & Bristow 1990). Den behandles med makkmidlene praziquantel og fenbendazol, forbruket har vært klart økende.

Begroing av nøter er et problem om våren og i sommerhalvåret, antigroemidler brukes derfor for å hindre slik påvekst. Sesongen 1985 - 86 ble det brukt omkring

400 tonn kopper - eller tinnholdige antigroemidler (SFT 1987). Dette er henimot det samme som ble brukt ved skipsverft og på småbåter. Etter at det er påvist miljøskader av organiske tinnforbindelser er disse stoffene nå forbudt.

Notimpregnering er arbeidskrevende og det er et utrivelig arbeid. Det er også dyrt, bare impregneringsstoffet til en not koster 2000 til 3000 kr. Stadig flere oppdrettere foretrekker derfor i stedet for å impregnere notene å vaske dem flere ganger pr sesong, men nærmere opplysninger foreligger ikke.

### Betydning for det omliggende miljø

Effekten et stoff vil få for det omliggende miljø blir bestemt av egenskaper ved stoffet selv, ved utslippsmåten og ved omgivelsene. Med mindre vi vet noe om de viktigste av disse egenskapene kan vi heller ikke forutsi særlig mye om virkningene av et utslipp.

Av faktorer som er nødvendige å kjenne før man kan bedømme virkning av et stoff på det omliggende miljø vil jeg nevne følgende:

stoffets og aktuelle derivaters giftvirkning/ biologiskeeffekt

stoffets og derivatenes tilstand og persistens i miljøet

stoffets fordeling og konsentrasjon i miljøet

miljøets følsomhet

Hvilken av disse faktorene som er viktigst kan det kanskje være delte meninger om alt etter interesser og faglig tilhørighet. I denne forsamlingen - og i alle andre - vil jeg understreke nødvendigheten av en helhetlig eller økologisk betraktningmåte. Det nytter lite å kjenne letalkonsentrasjoner eller et stoffs potensial til å utvikle resistente bakteriestammer dersom man ikke vet hvilke konsentrasjoner de har i miljøet, enn si om de finnes i en biologisk aktiv form. Med fare for å erte på meg seriøst arbeidende mennesker har jeg lyst til å spissformulere - økotoksikologien må inneholde både økologi og toksikologi dersom den skal ha mening.

I det følgende vil jeg gi noen eksempler på mulige miljøeffekter ved å ta utgangspunkt i oksytetrazyklin.

Oksytetrazyklin er et bredspektret antibiotikum som brukes ved generelle bakterieinfeksjoner hos fisk. Stoffet har bakteriostatisk effekt med hemming av proteinsyntesen. I sjøvann danner oksytetrazyklin komplekser med kalsium og magnesium. Kompleksene har redusert evne til å passere membraner og har derfor liten antibakteriell effekt (Lunestad og Goksøyr 1990). Kompleksene dannes allerede i tarmen hos fisk, oksytetrazyklin blir derfor dårlig absorbert. Både fordi kompleksene har liten virkning og fordi oksytetrazyklin tas så dårlig opp i tarmen må det gis store doser, en normaldose er 75 - 100 mg/kg fisk daglig i 7 til 10 dager.

Dersom all oksytetrazyklinen som ble gitt i en kur ble oppløst i vannet som strømmer gjennom et normalt beliggende oppdrettsanlegg, ville den på samme måte som plantenæringsstoffer bli sterkt fortennet slik at det ville bli vanskelig å spore forhøyede konsentrasjoner noen hundre meter borte fra anlegget. La oss ta et regneeksempel: en not med 10 tonn fisk blir medisinbehandlet, den har et areal på 50 m<sup>2</sup> mot strømmen som renner med 10 cm/sek. Dersom all oksytetrazyklinen frigis til omgivelsene og avgivningsraten er den samme over hele døgnet, vil konsentrasjonen i det øyeblikk vannet strømmer ut av nota være 2.3 ug/l. Dette ligger langt under de konsentrasjoner som påvirker selv følsomme bakterier. Under disse betingelsene ville oksytetrazyklinen følgelig ikke ha noen biologisk betydning.

Virkeligheten er imidlertid en annen. Den oksytetrazyklinen som ikke er absorbert er ikke oppløst, men bundet i raskt synkende partikler som spillfor eller fecalier. Stedegne forhold som strøm, bølger, dyp og bunntopografi vil avgjøre om disse partiklene vil akkumuleres på havbunnen. I Norge er det regelen å finne avsetninger av organisk materiale under oppdrettsanlegg.

En stor del av den oksytetrazyklinen som fores ut finnes igjen i de organiske sedimentene. Hvor stor denne delen er varierer med de forhold som er nevnt ovenfor, i et forsøk fant vi opptil 40 %. Som andre tetrazykliner er oksytetrazyklin meget stabilt i fra vær av lys, og brytes i liten grad ned kjemisk eller biologisk i sedimenter. Innholdet av oksytetrazyklin i sedimentene holder seg følgelig høyt, typiske verdier er 200 til 50 ppm, jfr figur 2 (fra Samuelsen et al 1990). Dette er i kontrast til furazolidon som raskt brytes ned mikrobielt (Fig 3, fra Samuelsen et al 1990).

Utvasking fører til at konsentrasjonen av oksytetrazyklin i sedimentene avtar. Oksytetrazyklin er sterkt vannløselig, og utvaskingen går raskt i begynnelsen. Etter at stoffet er vasket ut av de øvre sedimentlagene går utvaskingen langsomt. Utvaskingsraten blir som ventelig påvirket av sedimenteringen, og går vesentlig langsommere dersom det medisinholdige avfallet begraves av nytt sediment. I akvarieforsøk fant Samuelsen (1989) halveringstider på 30 og 64 dager for oksytetrazyklin som henholdsvis ble lagt på toppen eller blandet inn i sedimentet.

Et medikament kan ha flere effekter på miljøet omkring et oppdrettsanlegg:

Bakteriefloraen kan funksjonelt bli endret kvalitativt og kvantitativt. Det kan gi endrede omsetningsveger og rater for nedbrytningen av det organiske materialet.

Villfaunaen kan bli forgiftet.

Bakteriene kan utvikle resistens.

Ennå er disse effektene lite undersøkt. Igangværende prosjekter vil imidlertid gi resultater om noen av de viktigste antibiotikaene i løpet av relativt kort tid. Jeg vil kort nevne noen foreløpige resultater (Lunestad og Kupka Hansen pers kom).

Forsøk med sedimenter som er tilsatt oksytetrazyklin viser at totaltall bakterier er redusert. Det er ikke påvist korttidseffekter i arts mangfold, men videre forsøk pågår.

Sulfatreduksjonen synes å være halvert i kar tilsatt oksytetrazyklin og oksylinsyre i forhold til kontrollkarene.

Tykkere avsetninger av organisk avfall fra oppdrettsanlegg er anoksiske og uten dyreliv, og omsetningen foregår bakterielt.

Undersøkelser utført av Kupka Hansen et al (1990) viser at makrofauna og bioturbasjon øker omsetningsraten to til tre ganger, trolig ved at omsetningen da blir oksisk (Tabell 3). Antibiotika kan vel vanskelig direkte forgifte bunnfaunaen, men det er fullt mulig at antimakmidlene har en slik virkning.

Ettersom nematoder og polychaeter totalt dominerer faunaen i disse sedimentene kan dette få alvorlige konsekvenser, også det kan bidra til å bevare antibiotikaholdige avfallshauger. Miljøeffekter av anthelmintica er ikke undersøkt. På bakgrunn av de økende problemene med innvollsmakk er dette betenkelig.

Utvikling av resistens er den alvorligste miljøeffekten av antibiotika. De konsentrasjonene som finnes i sedimentene er subletale, men dersom de er store nok til å ha antibakteriell effekt, selekterer vi for motstandsdyktige bakterier. Bruk av persistente medikamenter som oksytetrazyklin vil gi slike virkninger, mens faren for resistensutvikling ved bruk av furazolidon som brytes raskt ned er ubetydelig. Det kan kanskje være på sin plass her å minne om at resistens er en overlevelsesstrategi som bakteriene bruker i den daglige kampen for tilværelsen. Det er altså snakk om en vanlig seleksjonsmekanisme, som ikke skyldes vår bruk av antimikrobelles midler. I naturen finnes det da også en relativt høy frekvens resistente bakterier, men vi vet ennå svært lite om naturlig resistens i marine miljøer.

De naturlig forekommende nedbrytningsbakteriene finnes i størst antall i sedimentet, og det er rimelig å anta at det særlig er denne gruppen som utvikler resistens. Dette vil imidlertid medføre at det finnes et stort antall resistensgener i miljøet. Det påvist tre ulike mekanismer som kan overføre resistens mellom bakterier. Resistens kan følgelig smitte over til fiske- eller humanpatogene mikrober, disse kan i så fall ikke behandles med det stoff de har blitt resistente mot. Midtvedt (1990) peker på at det i denne forbindelse økologisk og resistensmessig er mindre viktig om et stoff som oksolinsyre brukes i humanmedisin eller i fiskeoppdrett, det er den totale mengden miljøet utsettes for som i lengden betyr mest. På dette grunnlag hevder forfatteren at vi bør reservere viktige antibakterielle midler til humant bruk.

Undersøkelser viser at resistensfrekvensen mot oksytetrazyklin under oppdrettsanlegg er omkring 10 ganger høyere enn i upåvirkede marine sedimenter (Lunestad pers kom). Selv om vi ikke er i stand til å påvise antibiotika med kjemiske metoder, kan vi likevel finne effekter i form av forhøyet frekvens av resistente bakterier. Dette understreker at man må ta hensyn til langtidsvirkninger når bruk av medisiner skal vurderes. Den dokumentasjon som finnes gir for eksempel grunnlag til å slutte at oksytetrazyklin er uegnet for bruk i marine oppdrettsanlegg.

Avslutning

Havbruksnæringen er kommet for å bli, og den ventes å utvikle seg videre. Problemer som gjelder store verdier og som krever raske løsninger vil nok oppstå fortsatt, men vi må anta at arbeidet med å forebygge sykdom vil redusere bruken av medisin og andre kjemikalier. Det vil imidlertid fortsatt være behov for medikamenter.

Uansett må det være et krav at myndighetene fører kontroll med bruken og at de er restriktive med stoffer som kan ha uønskede virkninger. Dokumentasjon av miljøeffekter må også være et krav før nye medikamenter tillates brukt. Jeg håper at dette seminaret vil bidra til økt forskningsinnsats på disse områdene.

Referanser

- Berland, B. & G.A. Bristow. 1990. Om bendelmakk i laksefisk. Bulletinen nr. 2 1990:14-20
- Kupka Hansen, P., K. Pitmann & A. Ervik. 1990. Recipientpåvirkning fra fiskeopdræt. Affald fra Akvakultur - omsætning og miljøpåvirkning. Rapport fra Havforsknings-instituttet, Senter for Havbruk. In press. 70 pp
- Lunestad, B.T. & J. Goksøyr. 1990. Reduction in the antibacterial effect of oxytetracycline in sea water by complex formation with magnesium and calcium. Diseases of Aquatic Organisms (In press)
- Midtvedt, T. 1988. Antibiotikabruk og fiskeoppdrett. Tidsskr Nor Lægeforen nr. 23; 108:1795-6
- Midtvedt, T. 1990. Nye antibiotika og fiskeoppdrett. Tidsskr Nor Lægeforen nr. 1; 110:81-2
- Rosenthal, H., D. Weston, R. Gowen & E. Black. 1987. Report of The ad hoc Study Group "Environmental Impact of Mariculture". ICES CM/F:2 81 pp
- Samuelsen, O.B. 1989. Degradation of Oxytetracycline in Seawater at Two Different Temperatures and Light Intensities, and the Persistence of Oxytetracycline in the Sediment under a Fish Farm. Aquaculture, 83:7-16
- Samuelsen, O.B., B.T. Lunestad & E. Solheim. Furazolidone in the sea water and sediment from fish farms. Submitted to: The science of the total environment.
- Samuelsen, O.B., V. Torsvik & A. Ervik. 1990. A description of the long-range changes in the bacteria resistance towards oxytetracycline and the oxytetracycline concentration in the sediment under a farm after a medication. In prep.
- SFT 1987. Marin forurensning med begroingshindrende midler. SFT-rapport nr 78:

Tabell 1. Totalforbruk av antibakterielle midler og en del andre medikamenter brukt i norsk fiskeoppdrett i perioden 1980 - 1989. Tabellen er utgitt av Norsk Medisinaldepot.

**TOTALFORBRUK AV ANTIBAKTERIELLE MIDLER I KG AKTIV SUBSTANS TIL BEHANDLING AV OPPDRETTSFISK FRA 1980 - 1989 <sup>1)</sup>**

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Oxytetracyklinklorid	2960	3000	4390	6060	8260	12020	15410	27130	18220	5014
Nifurazolidon	-	-	1600	3060	5500	4000	1610	15840	4190	1345
Oksilinsyre	-	-	-	-	-	-	-	3700	9390	12630
Trimetoprim + sulfadiazin (Tribrissen)	300	540	590	910	4000	2600	1000	1900	670	32
Sulfamerazin	400	100	70	100	10	80	10	-	-	-
Flumequin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	329
<b>Totalt</b>	<b>3660</b>	<b>3640</b>	<b>6650</b>	<b>10130</b>	<b>17770</b>	<b>18700</b>	<b>18030</b>	<b>48570</b>	<b>32470</b>	<b>19350</b>

<sup>1)</sup>Tallene omfatter legemidler solgt fra apotek og forprodusenter.

Tallene er utarbeidet i samarbeid med Norges Veterinærhøgskole

**NMDs SALGSTALL FOR EN DEL STOFFER SOM BENYTTES I FISKEOPPDRETT (angitt i kg)**

<b>Anestesimidler</b>	1984	1985	1986	1987	1988	1989
Klorbutanol	94	235	350	384	725	608
Metakain	3,8	2,8	3,7	6,6	1,8	5,3
<b>Endo-/ektoparasittmidler</b>						
<b>desinfeksjonsmidler</b>						
Metrifonat (Neguvon) <sup>1)</sup> (som renstoff)	17460	30458	26869	9328	4760	4596
Diklorvos (Nuvan) <sup>2)</sup> (som renstoff)	-	-	195	1311	3210	3488
Priziquantel <sup>3)</sup>	-	-	9	21	51 <sup>4)</sup>	72 <sup>4)</sup>
Fenbendazol <sup>5)</sup>	-	-	-	20	50	104
Malakittgrønt <sup>6)</sup>	7,7	16	140	279	151	26

<sup>1)</sup> Neguvon pulver benyttes også til behandling av gris og fjærfe. Hvor stor andel av totalsalget som benyttes til dette er ikke kjent.

<sup>2)</sup> Nuvan ble tatt opp i vareutvalget 1986.

<sup>3)</sup> Mindre mengder praziquantel ble levert på spesialbestilling i 1984 og 1985.

<sup>4)</sup> Inkluderer praziquantel i form av medisinfør fra forprodusenter.

<sup>5)</sup> Fenbendazol benyttes også til behandling av småfe og gris. Tallene inkluderer fenbendazol i form av medisinfør til fisk fra forprodusenter og antatt forbruk av spesialpreparat til fisk som oppdrettere har produsert medisinfør av selv.

<sup>6)</sup> Malakittgrønt til fiskeoppdrett leveres også av andre leverandører.

Tabell 2. Totalforbruk av antibakterielle midler og noen endoparasittmidler i norsk oppdrettsnæring i første halvår av 1990. Tabellen er utgitt av Norsk Medisinaldepot.

**TOTALFORBRUK AV ANTIBAKTERIELLE MIDLER I KG AKTIV SUBSTANS TIL BEHANDLING AV OPPDRETTSFISK I 1990**

	1. kv.	2. kv.	Hittil i år
Oxytetracyklorklorid	0	1130	1130
Nifurazolidon	-33 <sup>1)</sup>	89	56
Oksolinsyre	642	4160	4802
Trimetoprim + sulfadiazin (Tribrissen)	8	5	13
Flumequin	67	400	467
Sulfamerazin	1	3	4
Totalt	685	5787	6472

<sup>1)</sup> Negativt tall angir at salget har vært mindre enn returene.

**FORBRUK AV NOEN ENDOPARASITT-MIDLER (angitt i kg.)**

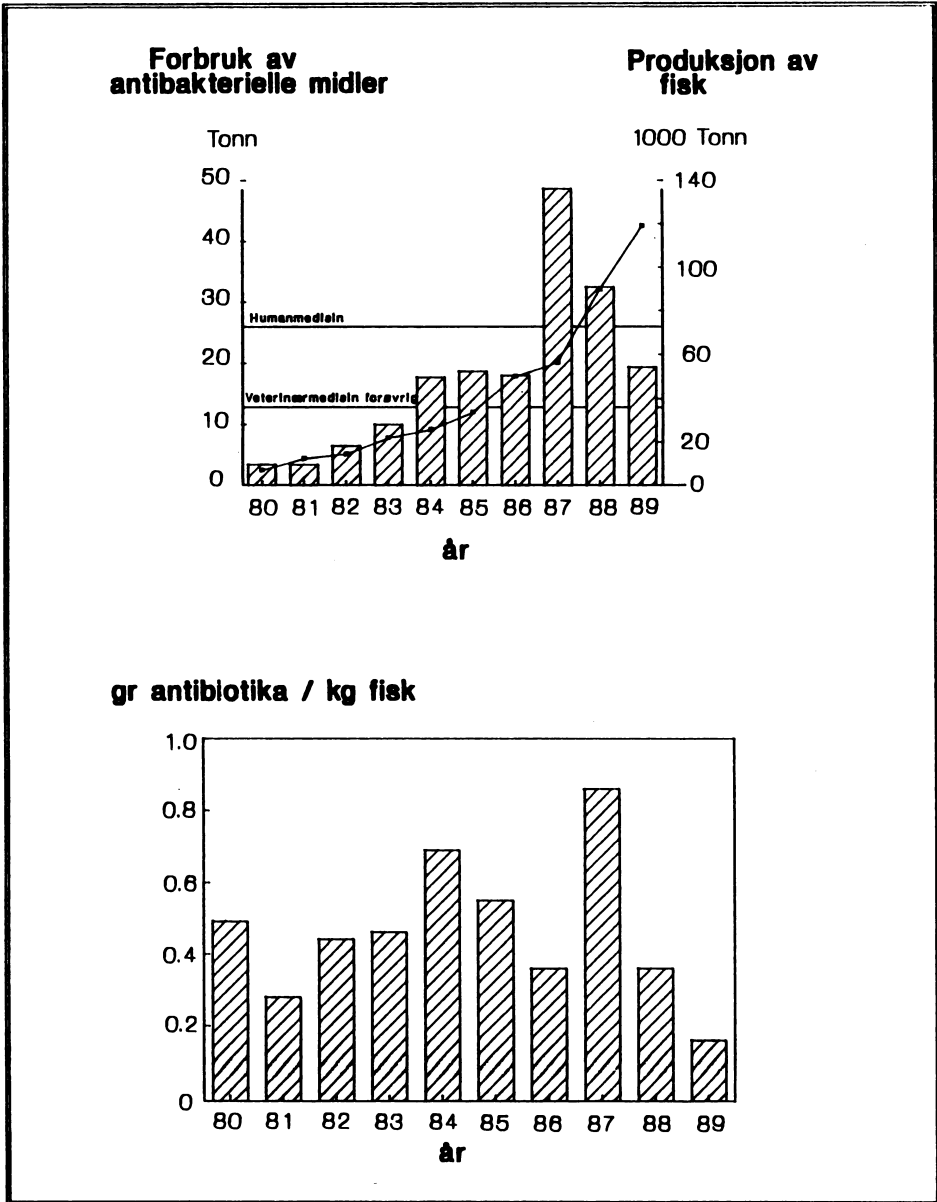
	1. kv.	2. kv.	Hittil i år
Rraziquantel <sup>1)</sup>	31,2	55,4	86,6
Fenbendazol <sup>2)</sup>	6,7	11,3	18,0

<sup>1)</sup> Tallene omfatter salget fra både apotek og forprodusenter.

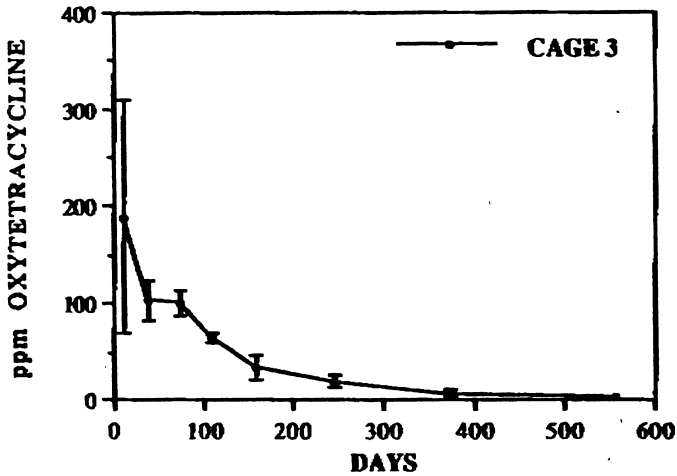
<sup>2)</sup> Tallene omfatter bare ferdig produsert fôr med fenbendazol. En kan anta at enkelte oppdrettere produserer medisinfôr selv av Panacur vet. pulver. Dette er ikke inkludert.

Tabell 3. Prosent årlig nedbrytning, sedimenttykkelse og forekomst av makrofauna under norske oppdrettsanlegg.

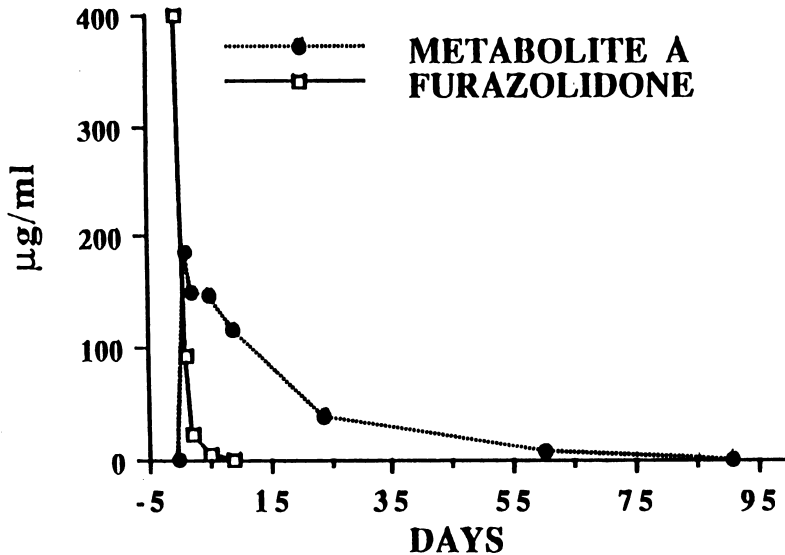
ANLÆG	NEDBRYDNINGSRATE/ LITER SEDIMENT/ÅR (%)	SEDIMENT TYKKELSE (cm)	Fauna ( >5mm)
B	45,5	2	+
C	-	2	+
D	39	5	+
E	51	7	+
F	15	20	-
G	11	35	-
H	15	30	-



Figur 1. A. Totalforbruk av antibakterielle midler og produksjon av fisk i norsk oppdrettsnæring i perioden 1980 - 1989. B. Relativt forbruk av antibiotika i norsk oppdrettsnæring i perioden 1980 - 1989.



Figur 2. Konsentrasjon av oksytetrasyklin i organisk sediment under oppdrettsanlegg.



Figur 3. Konsentrasjon av furazolidon i organisk sediment under oppdrettsanlegg.

**NEDBRYTNING OG UMLEKING AV KJEMOTERAPEUTIKA I BUNNSEDIMENT OG OPPTAK AV KJEMOTERAPEUTIKA I VILTLEVENDE ORGANISMER RUNDT OPPDRETTSANLEGG.**

Halvor Hektoen og John Arthur Berge,  
Norsk institutt for vannforskning, NIVA,  
P.B. 69 Korsvoll, N-0808 Oslo 8.

Oksytetracyklin og oksolinsyre er de mest brukte kjemoterapeutika i dag i norsk fiskeoppdrett. Mye av det doserte legemiddelet tas ikke opp av oppdrettsfisken, men samles opp i sedimentet under anlegget. Våre undersøkelser viser at det skjer en reduksjon av disse to kjemoterapeutika i de øverste centimetrene i sedimentet, mens i dypere lag opprettholdes tilnærmet konstante konsentrasjoner ett år etter tilsetning av kjemoterapeutika. Resultatene tyder på at reduksjon av disse typer kjemoterapeutika i sedimentet skjer hovedsakelig ved utlekking og i svært liten grad ved nedbrytning. I et modellmerdanlegg plassert i et betongbasseng med villlevende organismer viser forsøkene at krabbe, snegl, blåskjell samt flyndre og torsk tar opp såvel ferskt antibiotikaholdig for og antibiotika fra bunnsedimentet. Rester av antibiotika i sedimentet kan således tas opp av organismer og inngå i næringskjeden lenge etter at oppdrettsfisken i anlegget var behandlet.

**RESISTENSUTVIKLING HOS BAKTERIER I ANTIBIOTIKA-BEHANDLET SEDIMENT.**

Kari Nygaard, NIVA (Norsk Institutt for Vannforskning), P.B.  
69 Korsvoll, N-0808 Oslo 8. Bjørn Tore Lunestad, IMP, Universitetet  
i Bergen, N-5007 Bergen.

I forbindelse med prosjektet "Effekter av antibiotika og kjemoterapeutika på miljøet rundt oppdrettsanlegg" ble resistens utvikling hos bakterier, dyrket under aerobe betingelser, kartlagt. Resultatene gir indikasjoner på at antibiotika behandling av sedimentet gir fremvekst av bakterier med forhøyet resistens mot flere antibiotika. Dette var spesielt markert ved behandling med Oxolinsyre.

Kryssresistens ble testet for Oxolinsyre, Oksytetracyklin og Furazolidon, i sediment behandlet med enten Oxolinsyre eller Oksytetracyklin. Særlig høy kryssresistens ble funnet for sedimentet som var behandlet med Oxolinsyre.

Oxolinsyre er meget stabilt i naturen, det er ikke påvist metabolitter. Hvis Oxolinsyre virker slik at bakterier utvikler en generell antibiotika resistens, samtidig som stoffet ikke, eller bare i liten grad brytes ned i naturen, kan dette utvikle seg til et alvorlig miljømessig og terapeutisk problem for oppdrettsnæringen.

## Bruk og utslipp av antibakterielle midler innen Norsk fiskeoppdrett

**Henning Røed**

Statens forurensningstilsyn  
Oslo

### Abstrakt

Innen norsk fiskeoppdrett var det en nedgang i bruken av antibiotika fra 48 tonn i 1987 til 19 tonn i 1989. Til sammenligning ble det i 1987 omsatt 56 000 tonn laks og ørret, mens det i 1989 ble omsatt 114 000 tonn.

Utslippene av antibiotika til miljøet regnes å ligge på 75 % av brukt mengde. Selv om forbruket av antibakterielle midler målt i tonn har gått ned de tre siste årene, så har ikke mengden virksomt stoff gått ned tilsvarende. Fra 1987 til 1989 har det skjedd en overgang fra bruk av oxytetracyclin til oksolinsyre. Oksolinsyre er regnet som mer skadelig for miljøet, idet det brytes saktere ned.

### SFT'S KRAV

1) SFT har bedt om at en representant for miljømyndighetene blir oppnevnt til helsedirektoratets rådgivende utvalg for medisinbruk innen oppdrettsnæringen.

Foreløpig har vi blitt representert i en gruppe nedsatt av helsedirektoratet som skal

- A) Foreslå hvilke medisiner som skal være tillatt brukt i Norge
  - B) Utarbeide kriterier over hvilke krav som skal stilles til nye medisiner for at de skal bli tillatt på det norske markedet.
- 2) Vi vil kreve at alle medisiner må testes før de tillates brukt innen fiskeoppdrett, og at testingen bør gå både på nedbrytningstiden til stoffet i naturen og på evt. andre virkninger på miljøet.
- 3) Vi vil gå inn for å forby bruk av antibakterielle midler som ikke brytes ned i naturen, eller som er langsomt nedbrytbare.
- 4) Vi vil også forby bruken av antibakterielle midler som er bioakkumulative.
- 5) Vi vil kreve at antibiotika som ikke blir spist av fisken skal samles opp under mørene etter foring med medisinholdig for.

## Indledning

Arne Ervik har tidligere på seminaret gått gjennom bruken av antibakterielle midler. Jeg vil bare minne om at det målt i tonn var en nedgang i bruken av antibiotika fra 48 tonn i 1987 til 19 tonn i 1989 (figur 1). Til sammenligning ble det i 1987 omsatt 56 000 tonn laks og ørret, mens det i 1989 ble omsatt 114 000 tonn. Nedgangen i bruken av antibiotika er enda større dersom vi ser den i forhold til produsert mengde fisk (biomasse) de samme årene.

Antibiotikaforbruket pr. tonn produsert oppdrettsfisk har variert som følger (figur 2).

1974-1977	ca	100 g	pr	tonn	oppdrettsfisk
1979	ca	250 g	"	"	"
1982-1986	ca	6 - 700 g	"	"	"
1987	ca	870 g	"	"	"
1988	ca	400 g	"	"	"
1989	ca	170 g	"	"	"

Når man ser på bruken av antibakterielle midler er det viktig å ikke bare se på totalforbruket i tonn I 1989 besto 12.6 tonn av totalforbruket av oksolinsyre, mot 9.4 tonn i 1988 og 3.7 tonn i 1987. Oksolinsyre brukes i mindre dosering enn oxytetracyclin, som tidligere var det dominerende antibakterielle midlet innen fiskeoppdrett. Etter introduksjonen av oksolinsyre i 1987, har totalforbruket av antibiotika/ kjemoterapeutika gått tilbake, men det skyldes i stor grad at oksolinsyre doseres i ca 1/3 av dosen til f.eks. oxytetracyclin.

Et enkelt regnestykke tilsier at dersom man hadde brukt oxytetracyclin istedet for oksolinsyre så ville forbruket av antibiotika/kjemoterapeutika i 1989 vært på 45 tonn, og ikke 19!

Norske Fiskeoppdretternes Forening samt en del andre har fremhevet nedgangen i bruken av antibiotika. SFT anser at minimum 75 % av antibiotikaen som brukes innen fiskeoppdrett havner i miljøet rundt anlegget. Et forbruk på 19 tonn antibiotika er uansett for mye, og spesielt siden ca 15 tonn havner i miljøet rundt anleggene.

Dersom vi sammenligner bruken av antibiotika innen fiskeoppdrett med bruken innen tradisjonell veterinærmedisin og human medisin, ser vi at disse var omtrent like store (målt i tonn ) i 1988. Da ble det brukt ca 32 tonn innen fiskeoppdrett og 30 tonn i de to andre til sammen. Ser vi derimot på det som blir tilført miljøet, er bildet et helt annet. Miljøet ble tilført ca 24 tonn antibiotika fra fiskeoppdrett i 1988, mens vi kan regne med at bare en brøkdel ble

tilført fra de andre kildene.

Vi vet også at antibiotikabruken vil variere fra år til år, og vi ser derfor ikke bort ifra at bruken av antibiotika kan komme til å øke i årene fremover.

Mye tyder på at oksolinsyre er mindre miljøvennlig enn oxytetracyclin, idet den bl.a. brytes saktere ned i miljøet. Oksolinsyre tilhører den store gruppen av antimikrobielle midler som ved et fellesnavn kalles kvinoloner. Innen svensk humanmedisin forventes det at halvparten av all antibiotika gitt oralt innen to år vil være kvinoloner. Forsker Tore Midttvedt ved Karolinska Institutet i Stockholm fremhever at "økologisk og resistensmessig er det egentlig det samme om kvinolonene blir brukt i humanmedisin eller i fiskeoppdrett, det er den totale mengden kvinoloner som et miljø utsettes for, som i lengden vil bety mest".

Oksolinsyre/kvinoloner er kjemisk fremstilt, de eksisterer ikke naturlig. Dette betyr at ingen bakterier hittil har lært seg til å bryte dem ned. Det finnes indikasjoner på at kvinoloner innvirker på DNA-omsetningen. De har også visse kjemiske egenskaper (chelatudannelse, fettløselige) som kan indikere opphoping i næringskjeden. Ifølge Tore Midttvedt er et forbruk på 10 000 kg kvinoloner i fiskeoppdrett økologisk sett ett skremmende høyt tall.

Oksolinsyre må antageligvis også destrueres ved høyere temperaturer enn oxytetracyclin. For oksolinsyres del vil dette kunne by på problemer m.h.p. avfallshåndteringen. F.eks. vil det bety at stoffet ikke vil bli brutt ned ved de temperaturene man bruker i inndampningsanlegg for fiske-ensilasje. Mens f.eks. oxytetracyclin kan tenkes bli brutt ned i enklere metabolitter ved de temperaturene som brukes i slike anlegg.

I Japan har Aoki klart å overføre resistens fra en fiskepatogen bakterie til en humanpatogen bakterie. Dette skjedde under helt optimale betingelser i et laboratorie eksperiment.

#### DEN NORSKE KONTROLLEN MED MEDISINRESTER I FISK

I Norge blir all fisk foret med antibiotika kontrollert før man får lov til å slakte og selge fisken. All medisinbehandling av fisk blir EDB-registrert. Dette effektiviserer og letter kontrollen og gjør det mulig å skrive attester ved eksport av oppdrettsfisk på en hurtig måte uansett hvor i landet fisken er oppdrettet.

Fisk behandlet med antibiotika eller kjemoterapeutika i de siste 12 måneder skal forhåndskontrolleres før slaktning. Slaktefisk kontrolleres også når det er brukt slik medisin på annen fisk i nabomerdene på anlegget. En får ikke lov til å slakte fisken før rester av medikamentet ikke lar seg påvise i fisken. I tillegg utføres det etterkontroll ved tilfeldig uttak av slaktet fisk ved uanmeldt kontroll. Slaktet fisk som inneholder medisinrester bli ikke godkjent solgt som mat til mennesker.

Fiskeridirektoratets kontrollverk som gjør prøvetakingen utfører årlig mer enn 20 000 analyser. 50 % av prøvene blir tatt som forhåndskontroll og 50 % som etterkontroll.

Uten tvil har vi en av de beste kontrollene i verden. I tillegg har vi offentlig innsyn i antibiotikabruken, mens regelen i de fleste andre land er hemligholdelse. Det kan virke som om antibiotika er et av de mest tabu-belakte temaene som finnes!

I tillegg brukes ofte antibiotika forebyggende innen fiskeoppdrett i en rekke land. Dette fremmer hurtig utvikling av resistens med påfølgende problemer. Profylaktisk behandling blir ikke utført i Norge.

Den enkelte oppdretter kan ikke forventes å vite hvilke typer antibiotika som er raskt nedbrytbare i miljøet. Miljømyndighetene bør derfor stille krav til hvilke typer antibiotika som kan tillates.

#### SFTS KRAV FOR Å FÅ NED BRUKEN AV ANTIBAKTERIELLE MIDLER INNEN NORSK FISKEOPPDRETT

Før jeg går inn på våre krav om bruken av antibiotika vil jeg minne om at Nordsjøavtalen har slått fast at forsiktighetsprinsippet (precautionary Principle) skal gjelde innen forurensningsforvaltningen av Nordsjøen. Dette ble slått fast på the second International Conference on the Protection of the North Sea, London november 1987. Ministerne ble enige om

"to accept the principle of safeguarding the marine ecosystem of the North Sea by reducing polluting emissions of substances that are persistent, toxic and liable to bioaccumulate at source by the use of the best available technology and other appropriate measures. This applies especially when there is reason to assume that certain damage or harmful effects on the living resources of the sea are likely to be caused by such substances, even when there is no scientific evidence to prove a causal link between emissions and effects".

I 1986 tok SFT initiativ til et forskningsprogram om antibiotika og miljø, og dette ble startet opp i løpet av 1988. Resultatene fra dette prosjektet begynner å komme inn, og vi vil følge opp resultatene med tiltak.

Vi har allerede bedt om at en representant for miljøvernmyndighetene blir oppnevnt til helsedirektoratets rådgivende utvalg for medisinbruk innen oppdrettsnæringen. Foreløbig har vi blitt foreløbig har vi blitt representert i en gruppe nedsatt av helsedirektoratet som skal:

- A) foreslå hvilke medisiner som skal være tillatt brukt i Norge
- B) utarbeide kriterier over hvilke krav som skal stilles til nye medisiner for at de skal bli tillatt på det norske markedet.

#### FORSLAG TIL MILJØTESTING AV LEGEMIDLER TIL BRUK INNEN FISKEOPPDRETT

Hovedkravet fra SFT når det gjelder miljøtesting av legemidler til bruk innen fiskeoppdrett er at stoffet ikke skal være skadelig for miljøet. Forslag til tester for medisiner innen fiskeoppdrett skal følge OECD-guidelines.

Følgende er SFT's krav til hva som skal undersøkes.

1. Dokumentasjon over hvor nedbrytbart de inngående komponentene i legemidlet er i miljøet.  
Dvs. både nedbrytning i sjøvann og i (evt.) ferskvann samt i sediment (også anoksisk).
2. Medisinen skal ikke være bioakkumulerbar i miljøet.  
Biokonsentrasjonsfaktoren skal testes på en gruppe arter. Eksempelvis de nevnt under punkt 5.
3. Metabolitter skal kartlegges. Aktive metabolitter skal testes m.h.p. giftighet, bioakkumulerbarhet og nedbrytbarhet.
4. Undersøkelsen skal beskrive hvordan stoffet kan destrueres i dødfisk/forrester o.l.
5. Alle medisiner skal akutt-giftighets testes på en gruppe testorganismer. Eksempelvis:
  - a) muslinger (blåskjell)
  - b) villfisk (torsk)
  - c) krepsdyr (krabber)
6. Testingen bør vise om det antibakterielle midlet fører til dannelse av resistens, og om det kan tenkes å indusere kryssresistens.
7. En eventuelt utvida testing skal også omfatte testing av kronisk giftighet (langtids-virkninger).

3) SFT vil gå inn for å forby bruk av antibakterielle midler som ikke brytes ned i naturen, eller som er langsomt nedbrytbare.

4) Vi vil også forby bruken av antibakterielle midler som er bioakkumulative.

5) SFT har foreslått at antibiotikarester skal samles opp under mærene etter foring med medisinholdig for. Rester av

antibakterielle midler må destrueres på en slik måte at man ikke forurenser.

Miljøverndepartementet har gitt penger til utprøving av slik teknologi. Jeg har selv sett teknologien demonstrert og den virket meget tilfredsstillende. Den vil kunne gi et verdifult bidrag til å minske antibiotikatilførselen til miljøet.

SFT har sett på mengder antibiotikarester i ensilasje fra 13 oppdrettsanlegg der fisken var blitt foret med Oksolinsyre. De fant overraskende høye verdier i ensilasjen (100 ng/g - 1.600 ng/g). De konkluderte med at ensilasjen var uegnet som dyrefor, uten videre behandling/fortynning.

#### NEDBRYTNING/DESTRUKSJON AV ANTIBAKTERIELLE MIDLER

SFT har bedt Norsk Medisinaldepot om å fremskaffe opplysninger om hva som skal til for å bryte ned de forskjellige antibakterielle midlene som brukes i Norge. I tillegg har vi gitt Veritas/Miljøplan i oppgave å finne frem til egne metoder for destruksjon av disse.

#### DESTRUKSJON AV ANTIBIOTIKARESTERE I DØDFISK

I Norge regner vi med et avfallsproblem på 30 000 tonn fra fiskeoppdrett. Dette fordeler seg på 15 000 tonn slakteavfall og 15 000 tonn dødfisk. SFT har satt krav om at dødfisken skal resirkuleres som for til bl.a. pelsdyr. Kadaverøs fisk vil kunne brukes som jordforbedringsmiddel. Bare mindre mengder dødfisk vil bli tillat gravd ned eller deponert på andre måter.

Blant dødfisken vil en del inneholde så store mengder antibiotika at det kan by på problemer å resirkulere råstoffet. Vi er i ferd med å undersøke hva som kan gjøres med denne fisken, som anslagsvis kan utgjøre 2 000 tonn i året. Foreløpig har slik fisk blitt gravd ned, men dette er en lite tilfredsstillende løsning. Høyst sannsynlig må slik fisk sendes til godkjente forbrenningsanlegg for destruksjon.

#### ANTIBIOTIKA I VILLFISK

I Norge er vi relativt tilbakeholdne med bruk av antibiotika til mennesker. Det finnes mennesker som har allergi mot antibiotika og penicillin kan være dødlig for enkelte. Den brukes ikke innenfor fiskeoppdrett i de nordiske landene. Men det er i bruk antibakterielle midler innen både humanmedisin og fiskeoppdrett som er nærbeslektede.

Fra legehold blir det sett på som meget uheldig at mennesker utilsiktet får i seg antibiotika.

I Norge rømte minimum 1.2 millioner oppdrettslaks vinteren 88/89 i forbindelse med vinterstormene. En del av denne fisken var syk. En del av den var under behandling med antibiotika. Temmelig sikkert havnet en del av denne fisken i garn til folk i området, og endte på middagsbordet. Og ingen kunne se på den om den inneholdt antibiotika.

Når syk oppdrettsfisk fores med antibiotika kan vi risikere et forspill som er større enn vanlig. Fisken har nedsatt appetitt, slik

vi har det når vi selv er syk. Frisk villfisk rundt og under mærene derimot tar gjerne av forspillet. De får dermed i seg antibiotika.

Oppdrettsfisken blir senere kontrollert m.h.p. antibiotikarester i fisken og det blir ikke gitt tillatelse til slakting eller salg før antibiotikarestene i fisken er borte eller på et forsvarlig lavt nivå. Villfisken derimot blir ikke kontrollert.

#### ANTIBIOTIKARESTER I VILLFISK I NORGE

I Lofoten har man undersøkt antibiotikamengdene i villfisk fanget rundt oppdrettsanlegg der det foregikk medisinerings. I dette tilfellet ble fisken behandlet med oxytetracyclin. Denne ordineres ofte i 75-100 mg pr kg fisk daglig i 6 - 10 dager. I sjø med temperatur fra 8 til 12 grader kan det ta 60 til 180 dager før fisken går seg fri av oxytetracyclin. Den regnes derfor for å ha svært lang tilbakeholdelsestid.

Det ble tatt prøver av både oppdrettsfisk i mærene, og av sei og torsk rundt mærene. Det ble funnet antibiotikarester i villfisken rett etter at antibiotikakuren var over. Etter 14 dager var det ikke antibiotikarester i villfisken rundt anlegget, mens det fortsatt var rester i laksen i mærdene.

En mulighet er at villfisken får i seg lite antibiotika, kanskje fordi den også har tilgang på annen næring. Dersom man ser på størrelses variasjonen blant villfisken ser det ut til at det ikke er samme fisken som står rundt anlegget hele tiden. Dette kan bety at villfisk ikke er så stasjonær rundt anlegg som det tidligere har vært antydnet.

Dette kan bety at villfisk bare får i seg en begrenset mengde antibiotika fordi den ikke står lenge ved anlegget. På den annen side kan det også bety at villfisk som inneholder antibiotika vandrer over større områder enn det man før har trodd. En annen mulighet kan være at villfisk går seg raskere fri for antibiotika Dette er nok lite trolig.

Konklusjonen fra forsøket må bli at sei og torsk rundt anlegg der det fores med antibiotika ofte vil inneholde antibiotika i tiden etter medisinerings. Det er mulig at bl.a. sei og torsk vil gå seg fri fra antibiotika raskere enn laks og ørret, bl.a. fordi de får i seg mindre mengder.

Siden villfisk som inneholder rester av antibakterielle midler vandrer, er det ikke nok å varsle om foring med antibakterielle midler på det enkelte oppdrettsanlegg. Derfor er den eneste muligheten å hindre villfisken fra å beite av medisinforet. Vi har også tidligere under seminaret hørt at villfisk kan få i seg antibiotika fra sedimentet, eller fra byttedyr som har tatt opp antibiotika. Det virker derfor som om det kan bli vanskelig å gjennomføre en effektiv varsling rundt oppdrettsanlegg der det brukes antibakterielle midler. I så tilfelle må varslingen vare lenge etter at selve medisinerings er avsluttet.

Hele problemkomplekset kan unngås ved å bruke en foroppsamler når man forer med antibakterielle midler.

## FOREBYGGENDE ARBEID

Den aller viktigst måten å få ned antibiotikabruken innen fiskeoppdrett er å få til et godt forebyggende helsearbeid. Dette arbeidet må omfatte et godt avlsarbeide med sykdomsfritt materiale. Samtidig er det av stor viktighet at det produseres vaksiner mot de bakteriesykdommene som i dag byr på problemer.

Det vil også være viktig å få ned fisketettheten i anleggene. Ved et besøk på japanske fiskeoppdrettsanlegg i 1988 fortalte japanske forskere at de anbefalte en fisketetthet på maksimum 7-8 kg pr kubikkmeter. Litt beskjemte oppdrettere kunne fortelle at de lå nok rundt 10-12 kilo, men de kunne også fortelle om oppdrettere som lå helt opp i 15 kg pr kubikkmeter. Selv om japanerne driver oppdrett på andre arter enn oss, bør vi ta det på alvor at de anbefaler å holde fisken i såpass lave tettheter. De har tross alt 30 års erfaring med et tyvetalls oppdrettsarter å vise til. Her til vanns finner man vel knapt oppdrettere som har lavere tetthet enn 25 kg pr kubikkmeter!

Selv om vi klarer å produsere vaksiner mot de bakteriesykdommene vi har i dag, kan vi ikke se bort fra at nye bakteriesykdommer vil dukke opp innen norsk fiskeoppdrett. Og at antibiotika/kjemoterapeutika vil bli tilført miljøet i overskuelig framtid. Derfor vil SFT prioritere forskning om antibiotika og tiltak mot antibiotika høyt i årene fremover.

## RESTER AV OXYTETRACYKLIN OCH OXOLINSYRA I FISK OCH BOTTENSEDIMENT VID FISKODLINGAR

Harry Björklund & Christina Råbergh

Parasitologiska institutet, Åbo Akademi, Porthansgatan 3, 20500 Åbo  
Finland

Under sommaren 1989 utprovades oxolinsyra vid bekämpning av bakteriella fisksjukdomar vid fem fiskodlingar i Finland. Den medicinerade fisken, sammanlagt 28 000 kg, var 0- och 1-årig regnbågslox. Läkemedlet gavs oralt inblandat i pelleterat torrfoder med en dos på 10 - 16 mg/kg fisk/dygn under tio dygn. I tre odlingar medicinerades jämsides fiskgrupper med oxytetracyklin varvid dosen var 80 mg/kg fisk/dygn under tio dygn.

Maximikoncentrationerna av oxolinsyra i muskelvävnaden hos den odlade fisken varierade mellan 1.2 och 2.9 µg/g vid de fem odlingarna. Maximikoncentrationerna av oxytetracyklin var mellan 0.8 och 1.0 µg/g. Oxolinsyra utsöndrades från fisken inom 10 - 18 dygn. Utsöndringstiden för oxytetracyklin var 25 - 30 dygn. Vattentemperaturen var 16 - 18°C.

Maximikoncentrationerna av oxolinsyra i bottensedimenten vid tre av odlingarna var mellan 0.05 och 0.2 µg/g. Läkemedelshalterna försvann från sedimenten inom sex dygn efter medicineringen. Vid två av odlingarna kunde ingen oxolinsyra detekteras i sedimenten. Maximikoncentrationerna av oxytetracyklin i sedimenten var mellan 2.0 µg/g och 6.3 µg/g. Tolv dygn efter medicineringen var halterna i sedimenten 0.8 - 2.5 µg/g.

Nedbrytning av oxolinsyra och oxytetracyklin studerades i laboratorieskala genom tillsats av kända antibiotikamängder till läkemedelsfritt sediment från en fiskodling. Den bakterietillväxtinhiberande effekten försvann från oxolinsyrasedimenten inom tio dygn vid 17°C, medan oxytetracyklinsedimenten visade tillväxtinhiberande effekt ännu 77 dygn efter medicintillsatsen.

Minimiinhibitoriska koncentrationen (MIC) för oxolinsyra var <0.03 µg/ml hos bakterierna Vibrio anguillarum och Aeromonas salmonicida subsp. salmonicida isolerade från de odlade fiskarna, och <0.03 - 0.94 µg/ml hos Vibrio spp. och Aeromonas spp. som isolerades från bottensedimenten efter medicineringen. MIC-värdet för oxytetracyklin var 0.06 - 15.0 µg/ml hos ovannämnda bakterier isolerade från odlad fisk och 0.23 - 30.0 µg/ml hos bakterier isolerade från bottensediment.

Resultaten antyder att oxolinsyra inte ackumuleras i sedimenten medan oxytetracyklin kan ge upphov till relativt beständiga rester samt selektera fram antibiotikaresistenta bakteriestammar i bottensedimenten.

## Environmental benefits of fish vaccines

P.D.Smith  
Søren Schierbeck & Co.  
Sabroesvej 15 A2  
DK-3000 Helsingør  
Danmark

Fish farming has a long history, but has in recent years seen development and expansion into an important new source of food. Fish farming can be likened to the situation of poultry 20 - 30 years ago. This is particularly true for disease. The expansion of the poultry sector was limited by disease. In the early days problems were treated with chemicals and antibiotics and eventually efficient vaccines were developed.

There are various types of fish farming: Different fish species, different farm types, different temperature and other climatic conditions, fresh or salt water, and even totally recirculated farms. For all of them disease can be a severe problem.

Fish diseases can be divided into parasitic, fungal, bacterial, viral and tumor conditions caused by pollution etc. Treatment comprise (a) chemical treatments, (b) complex antimicrobials, and (c) vaccination: a new method.

Looking first at antibiotics, a number of criteria can be established for new products for fish treatment: A list of 12 such important criteria include this: (3) It must not adversely affect the user (even in a concentrated form), the natural aquatic flora or fauna, or land animals which may come into contact with water contaminated with the compound. The other criteria are equally important.

Other important criteria are levels of tissue residues and the development of resistant strains of the pathogen. In the last few years multi-resistant strains have been known to occur in Scotland in Salmon farming.

Vaccination offers new methods of controlling fish disease, especially important bacterial diseases such as furunculosis, vibriosis, yersiniosis and coldwater vibriosis known as Hitra Disease. Fish vaccines are composed of killed bacteria, growth medium, growth products produced by the bacteria and formalin. Vaccines do not introduce chemicals into the fish but is a stimulation of the natural immune system of the fish, thus triggers no slaughter retention time.

Fish vaccines have been developed and tested on a number of diseases and species apart from the presently commercially available vaccines, and more and improved vaccines can be expected in the future.

There are a set of Golden Rules which must be adhered to if proper protection is to be attained. Several methods of administration, incl. automated methods, are available, but in the future oral vaccination may eventually prove possible on a succesful scale. Viral vaccines may become available with the new developments in biotechnology.

## Kriterier for udvælgelse af lægemidler til fisk: Økonomiske signaler til den rationelle havbruger

Eric Støttrup Thomsen  
Søren Schierbeck & Co.  
Sabroesvej 15 A2  
DK 3000 Helsingør  
Danmark

De tekniske kriterier for lægemidler til fisk findes beskrevet i DRUG APPLICATIONS: MEDICINES FOR VETERINARY USE: NORDIC GUIDELINE, NLN Publication No. 27, Nordiska Läkemedelsnämnden, Upsala 1989. De nationale myndigheder behandler registreringsansøgninger, herunder stiller krav til dokumentation for miljøeffekten.

Den praktiske virkelighed styres imidlertid af økonomiske faktorer, hvor veterinærer, andre rådgivere og den rationelle havbruger træffer et valg på grundlag af priser på forskellige behandlings strategier.

Myndighedernes signaler til havbrugerne er sammensat af

- (a) hensigtsmæssige regler
- (b) håndhævelse af regler og
- (c) relative priser/afgifter.

Signalerne til den rationelle havbruger eksemplificeres og analyseres.

Signalerne til medicinalindustrien om

- (a) beskyttelse af rettigheder
- (b) behandling af registreringsansøgninger og
- (c) adgang til profit

er bestemmende for medicinal industriens vilje til at udvikle nye produkter.

Signalerne til medicinal industrien eksemplificeres og analyseres.

Havbruget vil fremover få behov for at reducere både sygdomsproblemerne og behandlings strategiernes miljø påvirkning. Medicinal industrien kan kun forventes at stille sine store og kostbare forsknings ressourcer til rådighed for denne opgave, hvis havbruget og myndighederne sender klare signaler om adgang til indtjening og beskyttelse af rettigheder.

Et samarbejde mellem forsknings institutioner, medicinal industri, myndigheder og havbrug vil kunne bidrage til at mindske miljø belastningen fra sygdom og sygdomsbehandling.

## 1. Indledning.

---

Det er vigtigt, når man skal se på de miljømæssige aspekter ved havbrug, at man får hele billedet med. Det gælder også vurderingen af anvendelsen af lægemidler.

De tekniske aspekter er behandlet i DRUG APPLICATIONS: MEDICINES FOR VETERINARY USE: NORDIC GUIDELINES, NLN Publication No. 27, Nordiska Läkemedelsnämnden, Upsala, Sverige, 1989.(1).

Medicin producenten indgiver en ansøgning om godkendelse af et produkt til fisk. Ansøgningen bliver behandlet og den nødvendige, ofte særdeles omfattende dokumentation bliver vurderet. Miljøkrav og miljø påvirkning er en del af denne dokumentation.

Der er imidlertid kun ganske få produkter godkendt til fisk i de nordiske lande, og det har flere årsager.

Her er valgt at se lidt mere på de økonomiske aspekter, se figur 1. De økonomiske aspekter er i høj grad styrende for det, som sker i praksis. Samfundet sender klare signaler - eller burde sende klare signaler - til havbruget og fødeindustrien.

### Figur 1. Kriterier for lægemidler til fisk.

---

(a) Tekniske kriterier:

Farmaceutiske  
Miljømæssige

(b) Økonomiske kriterier:

Hensigtsmæssige bestemmelser  
Håndhævelse af regler (uanset om de er hensigtsmæssige)  
Prisdannelse/miljøafgifter

Den ENKELTE fiskeopdrætter træffer ØKONOMISKE beslutninger. Som økonomisk teori tilsiger, handler havbrugeren RATIONELT (2).

Derfor er det vigtigt, at vi samfundsmæssigt overvejer de signaler, vi sender til havbrugeren, men også til medicinalindustrien, fodermøllerne osv.

Målet er fremover at opnå en bæredygtig udnyttelse, også af havet, og at gennemføre princippet om, at forureneren skal betale. Dette gælder alle slags produkter, der indgår i fiskeopdræt. Det gælder også anden fødevarerproduktion og anden økonomisk aktivitet.

## 2. Forskellige etiske problemer i fødevarerproduktion.

---

Hvis vi ser på den medie-opmærksomhed (3), der har været omkring forskellige etiske problemer i fødevarerproduktionen i Danmark de sidste år, kan man fristes til at spørge, om der er noget fundamentalt galt med det kapitalistiske system.

### Figur 2. Etiske problemer i fødevarerproduktion.

---

- (1) Listeria i ost (1988)
  - (2) Aflatoxin i figner (1989)
  - (3) Ochratoxin i korn og svinekød (våd høst 1987)
  - (4) Soya i kød (1989-1990)
  - (5) Salmonella i fjerkræ (1989-1990)
  - (6) Sulphadimedin i svinekød (1990)
  - (7) Stråforkorter i brød- og foderkorn (1990)
  - (8) Medicinrester i fisk ??
  - (9) Medicinrester i naturen ??
- 

Imidlertid er der generel enighed om, at et frit marked er en særdeles effektiv og hensigtsmæssig metode til fordeling af produktions ressourcerne. Den kapitalistiske markedøkonomi styrer produktions ressourcerne derhen, hvor der kan opnås det største udbytte. Der ligger implicite etiske signaler og omkostninger i faktor-priserne. De etiske problemers årsag er næsten altid økonomisk. Den RATIONELLE producent kan stå overfor to metoder, to faktor-priser, hvor den ene er "etisk forsvarlig" men væsentlig dyrere end den anden. Den RATIONELLE producent opnår større nytte ved at handle på den

uetiske måde. Måske er producenten i skarp konkurrence med en række andre producenter. Den producent (det land), som har de færreste etiske omkostninger, vil alt andet lige klare sig bedst i konkurrencen. I denne artikel skal problemet med definition af etik i økonomisk og samfundsmæssig sammenhæng ikke behandles nærmere. (4).

Fødevarer industrien, incl. havbrugeren, træffer et rationelt valg på grundlag af priser og omkostninger.

Påstand:

Vi er derfor nødt til at indbygge hensynet til miljøet i de økonomiske faktorer, som havbrugeren disponerer efter. Det er ikke nok blot at beskæftige sig med de iøvrigt vigtige tekniske faktorer.

### 3. Dansk forbrug af medicin i havbrug.

---

For overhovedet at kunne diskutere forholdene omkring medicinforbrug i havbrug må vi have rede på, hvad der bruges og hvor meget der bruges.

Jesper Horsted, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, har offentliggjort tal for medicinforbruget i dansk havbrug 1989. (5).

Disse tal er indsamlet ved spørgeskema undersøgelse af Jesper Horsted. En undersøgelse foretaget af Inger Dalsgaard, Fiskepatologisk Laboratorium under Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser belyser desuden mange andre forhold omkring medicinforbruget (10).

Tallene bekræfter stort set tidligere beregninger gjort i 1985 (7), men som dengang afvistes som "talmagi" (8).

Der blev indsamlet svar fra 31 havbrug og 11 saltvandsdambrug. Deres brutto produktion var 6.690 tons regnbueørreder (*onchorhynchus mykiss*) og foderkvotienten var 1,4. Netto produktionen kan følgelig beregnes til ca. 4.800 tons og sættefisk mængden til ca. 1.890 tons. Der udsættes typisk 1-års fisk på 100-130 gram og 2-års fisk på 600-900 gram.

Sammenlignes de danske tal for havbrugs produktion og forbrug af kemoterapeutika med de tilsvarende, officielle norske tal, se tabel 2, ses at forbruget i Danmark pr. kg brutto produktion i hvert fald ikke er mindre end det norske forbrug pr. kg fisk slagtet.

Umiddelbart er forskellen ikke markant. Det norske tal dækker dog formentlig over en større behandlet biomasse, der først indgår som slagtet produktion i 1990 (laks har desuden en længere produktions cyklus i havbrug end ørreder), mens den danske produktion er relativt stabil og kun er kort tid i søen (april-oktober). Der er også forlydender om en vis norsk produktion, der ikke rapporteres over de officielle slagtestatistikker. Der

Tabel 1. Forbruget af kemoterapeutika i danske havbrug og saltvandsdambrug, 1989. \*)

Oxolinsyre	977 kg
Oxytetracycline	142 kg
Sulfamerazine: Trimethoprim 5:1	98 kg
Sulfamerazine	14 kg
Ialt	1.231 kg

\*) Oplyst af brugeren.  
Efter Jesper Horsted.

knytter sig dog usikkerhed til det danske tal for medicinforbrug, idet her alene er opgjort frivilligt indrapporterede mængder.

Man kan derfor konkludere, på grundlag af de foreliggende tal, at det danske forbrug af kemoterapeutika pr. produceret tons fisk i havbrug må være større end det tilsvarende norske.

Tabel 2. Sammenligning af danske og norske tal for havbrugsproduktion og medicinforbrug, 1989.

Danmark	1.231 kg medicin	> 0,18 kg/ton
	6.690 tons brutto- produktion	
Norge	19.662 kg medicin	> 0,17 kg/ton
	115.000 tons slagtet produktion	

Efter Inger Dalsgaard

#### 4. Frie goder er ikke længere frie.

I økonomiske lærebøger for blot 20 år siden blev "luft" stadig regnet for et frit gode. Et frit gode er et gode, man kan skaffe sig så meget ekstra af, som man ønsker. Det kaldes et "frit gode" fordi man ikke får øget sin "nytte" ved at forbruge en ekstra enhed. (9).

Tilsvarende har havet, regnskoven og andre miljø ressourcer været regnet nærmest som frie goder. I dag er efterhånden alle klar over, at miljøet ikke - og egentlig aldrig har været - et frit gode. I mange år har udledninger til havet tilsyneladende været uden konsekvens. Men i dag er flere havområder så forurenede, at selv små ekstra belastninger kan forskyde ligevægten over en kritisk grænseværdi. Siden denne artikel blev skrevet, er faktor-pris problemerne i stigende grad kommet i fokus i den offentlige debat. (10).

Produktionen af havbrugsfisk indebærer åbenbare og skjulte belastninger af havet. Såfremt produktionen ikke belastes med forureningsomkostningerne, sker der en overvæltning af udgifterne til oprensning til andre samfundsgrupper eller til fremtidige generationer.

Princippet om, at "forureneren skal betale" gør det muligt for samfundet at tage stilling til, om vi ønsker en bestemt forurenings-belastning i kraft af olieudvinding, havbrugsdrift, udledning af industrispildevand og husspildevand, afstrømning fra landbrug og nedfald med nedbør forurenede ved afbrænding etc.

Den almindelige praksis i dag for sygdomsforebyggelse og sygdoms behandling i havbrug reflekterer ikke de faktiske omkostninger for miljøet. Det gælder utvivlsomt ikke bare i Danmark. Fiskeopdræt er et internationalt erhverv. De signaler, som samfundet, repræsenteret ved administrations-apparatet (lægemiddel administration, veterinær administration, miljø administration, fødevarer administration) sender den rationelle havbruger, er en af årsagerne hertil.

#### 5. Påstande om sygdomsbehandling.

---

Her vil blive fremsat tre påstande om sygdomsbehandling og derefter vil praksis blive undersøgt. Signalerne til havbrugeren bør støtte de tre påstande, hvis vi ellers er enige om dem.

#### Figur 3. Påstande om sygdomsbehandling.

---

- (1) Det er bedre at forebygge end at helbrede
  - (2) Kemoterapeutika i det akvatiske miljø kan have (ukendte) effekter, som bør undgås
  - (3) Faktor-priserne bør reflektere de (ukendte) sande miljø-effekter og omkostninger for samfundet.
- 

#### Ad. påstand 1:

---

Hvilket signal sender vi til havbrugeren omkring vaccination?

I Danmark koster det 1,00-1,50 kr. pr. fisk, der skal leveres vaccineret til havbrug med triple-vaccine mod vibriose, furun-

Havbrugeren kan nu vælge mellem forskellige udfodringsstrategier, der vil være afgørende for det økonomiske resultat. Ved 1% udfodring af fiskevægten i 10 dage æder hvert ton fisk 100 kg medicinfoder, der koster EKSTRA 2.500 kr. pr. ton.

Ved 1% udfodring af fiskevægten i 5 dage æder hvert ton fisk 50 kg medicinfoder. Ved lave vand temperaturer udfodres f.eks. 0,5% af fiskevægten pr. dag. Andre strategier anvendes også i praksis.

Mer-udgiften pr. fisk fremgår af tabel 5, hhv 50 øre pr. fisk og 25 øre pr. fisk ved de to nævnte strategier.

Konklusion: Selvom det er miljømæssigt og etisk mere hensigtsmæssigt at vaccinere end at behandle forebyggende/efterfølgende med kemoterapeutika, så sender vi det klare signal til havbrugeren, over priserne, at han bør foretrække den for miljøet og fødevarer produktions etikken MINDST ønskelige fremgangsmåde, nemlig at bruge kemikalier!

Det har havbrugeren ikke råd til at sidde overhørigt.

Tabel 5. Vaccination kontra medicinering.

---

(a) Vaccination	>	1 kr/fisk
(b) Medicinering:		
ekstra-udgift pr. kg foder		2,50 kr
10-dages kur 1% udfodring		0,50 kr/fisk
5-dages kur 1% udfodring		0,25 kr/fisk

---

Udregning:

Medicinfoder som 1% af fiskevægt i 10 dage:  
 10 dage x 10 kg = 100 kg/ton fisk  
 ekstra-pris medicinfoder 2,50 kr/kg  
 ialt 250 kr for 100 kg medicinfoder  
 havbrugsfisk gensn. 2 kg/fisk på behandlingstidspunktet  
 1 ton = 500 fisk  
 250 kr : 500 fisk = 0,50 kr/fisk

---

Ad. påstand 2:

---

Det er en forskningsopgave for bl.a. naturvidenskabelige eksperter at dokumentere, hvilke uønskede effekter, der er ved overdrevent brug af kemoterapeutika i havbrug, herunder vurdere effekterne af de stoffer, der er tilgængelige i dag.

Her skal gives et praktisk eksempel på en uheldig følge af overdrevent forbrug af kemoterapeutika, som det er foregået i Danmark. Eksemplet skal endvidere støtte min påstand (3): At faktor-priserne under de nuværende forhold med mangelfuld håndhævelse af reglerne sender et forkert signal til

kulose og rødmundssyge, se tabel 3. I Norge forlanges 30 øre pr. fisk af særlige omrejsende vaccinations hold, plus udgift til vaccine.

Tabel 3. Vaccinations udgifternes sammensætning.

	Udgift pr. havbrugsfisk	
	Danmark	Norge
Vaccine: 0,1 ml i.p. triple	0,07 kr ( 7%)	0,17 kr (36%)
Arbejdsløn m.v.	0,93 kr (93%)	0,30 kr (64%)
Ialt pr. fisk	1,00 kr 100%	0,47 kr 100%

Vaccine: AVL triple i Danmark (furunkulose, vibriose, rødmundssyge ved dosis 0,1 ml i.p. pris ca. 700 kr.pr. liter). Biomed Trivax i Norge (vibriose, koldtvandsvibriose, yersiniose dosis 0,2 ml i.p. pris: 840 kr. pr. liter).

Med vaccination kan havbrugeren forvente en relativ beskyttelse på 50 - 95 procent i praksis, hvilket kommer an på en lang række forhold. Fiskene kan f.eks. have virus i sig eller de kan blive stresset under vaccinationen, se "Gyldne regler ved vaccination af fisk". (11).

Ved vaccination nedbringes forbruget af medicineret foder eller det undgås helt (12,13,14). Havbrugeren træffer med andre ord et valg af behandlings strategi.

Ser vi nu på udgiften til medicinfoder, så ser regnestykket f.eks. ud som i tabel 4.

Tabel 4. Medicinfoder til havbrugsfisk. Med ikke-godkendt lægemiddel (oxolinsyre 3 kg/ton).

	Kg-pris
Foderfremstilling: variable omkostninger	4,50 kr
Dækningsbidrag, fodermølle	1,50 kr
Foderpris uden medicin	6,00 kr
Oxolinsyre, teknisk kvalitet	2,50 kr
Medicinfoderpris til havbruger	8,50 kr

Note: Teknisk kvalitet oxolinsyre ca. 70% renhed, indkøbspris ca. 400 kr. pr. kg.

havbrugeren.

En havbruger købte sættefisk fra et ferskvands-dambrug uden at vide, at de må have været behandlet gentagne gange med oxolinsyre (14). Der optrådte resistente furunkulose bakterier, der gav stor dødelighed og påførte havbrugeren et betydeligt tab, se tabel 6.

Tabel 6. Tab ved oxolinsyre-resistens.

	stk.	kg	
Besætning:	30.000	60.000	
Infektion:	furunkulose (A.salmonicida)		
Periode:	medio august 1990		
Dødelighed:	3.000	6.000	
Behandling:	oxolinsyre-foder		
Problem:	resistente bakterier		
Tab: Fisk á 27 kr/kg			
6.000 kg			162.000 kr.
Forgæves medicinering:			
1% pr.dag x 60.000 kg			
x 10 dage á 2,50 kr ekstra			
(alle fisk medicineredes)			15.000 kr.
Foder til døde fisk			
600 kg x 6,00 kr/kg			
(medicin allerede indregnet)			3.600 kr.
Mistet tilvækst:			x kr.
Tab ialt			> 180.600 kr.

Input data: Dr. Jens Laurits Larsen, Institut for Fiske-sygdomme, Kgl. veterinær- og Landbohøjskole, og tabel 4 og 5.

Oxolinsyre virker ved at trænge ind i cellen og hæmme bakteriens DNA-syntese. Oxolinsyre udvikler ikke celle-overførbare resistens (plasmid båret resistens) således som f.eks. oxytetracycline gør det. (16). Derfor må der på ferskvandsdambruget antages at være sket et stort forbrug af oxolinsyre over længere tid. Herved må resistente stammer, der forekommer i naturen, have fået en mulighed for at opformere sig og overtage nichen.

Anvendes et bestemt antibiotika igen og igen, sorteres de følsomme stammer fra, mens de resistente stammer bliver til-

bage. Ophører man med den konstante, konsekvente selektion, vil der ofte ske det, at de resistente bakterier mister terræn igen. Som regel har resistente bakterier deres resistensfordel på bekostning af tabet af andre egenskaber. Når det selektive pres fra det anvendte antibiotika ophører, vil de følsomme stammer ofte være i stand til at udkonkurrere de resistente stammer efter nogen tid. Herefter kan det pågældende antibiotika atter anvendes med held (16).

Det pågældende havbrug var placeret meget langt fra naturlige smitekilder, hvorfor de resistente stammer af *A. salmonicida* mest sandsynligt var bragt med sættefiskene fra ferskvandsdambruget.

Eksemplet viser, hvorledes kemoterapeutika i det akvatiske miljø kan have (ukendte) effekter, som bør undgås. I dette tilfælde har den konstante brug af kun ét kemoterapeutika nærmest ødelagt dette molekyles anvendelighed i en specifik produktionskæde fra ferskvandsdambrug til havbrug.

Såfremt fremgangsmåden er landsdækkende, vil molekylet oxolinsyre efter en årrække være virkningsløst, i hvert fald i en periode. Eksemplet viser således også, at veterinærer, fiskepatologer og havbrugere må være opmærksomme på at få rotation mellem forskellige kemoterapeutika ned gennem produktionskæden, således at der altid eksisterer mindst ét effektivt middel.

I havbruget bør selvsagt midler med kort slagtefrist og mindst mulig miljøpåvirkning gemmes til sidst, hvor biomassen er størst og der er kortest tid til slagtedagen.

Der er på området brug for betydelig mere (praksis orienteret) forskning og information til veterinærer og havbrugere og for signaler, der motiverer til rationel adfærd under hensyntagen til miljøet.

#### Ad. påstand 3:

-----  
Faktor-priserne bør reflektere de (ukendte) miljø-effekter og omkostninger for samfundet.

Priserne på medicin reflekterer ikke kun forskelle i kvalitet, men også forskelle i distribution.

Godkendte lægemidler kan siges at bestå af fire komponenter:

- (a) det aktive stof
- (b) godkendte produktions faciliteter (GMP, Good Manufacturing Practice)
- (c) dokumentation (registrerings-file) samt
- (d) distribution.

Distribution kan i praksis foregå efter forskrifterne (lovligt) eller uden om systemet (ulovligt).

Det er dyrt, tager lang tid og er kompliceret at få godkendt lægemidler. De nationale lægemiddel myndigheder laver meget

grundige vurderinger af alle lægemidler og stiller ofte krav om ekstra, ofte kostbare undersøgelser. Dette gælder også lægemidler til fisk.

Pris-dannelsen på lægemidler til fisk kan illustreres ved tabel 7. En meget lille del af forbruget af stoffet oxolinsyre er sket via apotek, mens forskellige kvaliteter "råvare" har været tilgængelige fra kemikaliefirmaer, enten direkte til det enkelte fiskeopdræt eller via fodermøller. Selvsagt har der ikke eksisteret nogen officiel kontrol med kvaliteten af de benyttede lægemidler, da de ikke er fremskaffet over det officielle system.

Tabel 7. Priser på forskellige kvaliteter oxolinsyre. 1990.

	pr. kg aktivt stof	renhed i procent
INOXYL PREMIX VET. 24% oxolinsyre, Dsp. 7903		
med registreringsfile og GMP via dyrlæge og apotek	3.334,-	> 99,5%
Råvare A, pæn kvalitet, men uden file (dokumentation)	1.200,-	> 95 %
Råvare B, dårlig kvalitet, uden file og GMP	400,-	> 70 %

Note: Råvare A og B indeholder ubeskrevne urenheder.

Kilde: Danske fodermøller, kemikaliefirmaer.

Lægemidler skal i Danmark distribueres gennem det officielle system på dyrlæge recept med apoteks udlevering. Apoteks avancen er ca. 31% og dyrlægernes avance 5% plus recept gebyr. For vacciner er avancen 35-45% til Statens Veterinære Serumlaboratorium plus max 10% til dyrlægen. Et fiskeopdræt har en relativt stor biomasse, så hver ekspedition kan udgøre et stort beløb.

Når lægemidler skaffes som "råvare", opnås en besparelse, der kan deles mellem leverandør og opdræt.

Der findes ofte flere syntese-processer, hvorved man kan fremstille et kemisk stof. Hver proces har SINE urenheder og sine omkostninger. Det er i oprensningen, at prisen stiger kraftigt. Pris stigningen er særlig kraftig de sidste procent, fra 95% til 99,5% renhed (farmaceutisk kvalitet).

Diskussioner om, hvorvidt avancernes størrelse står i forhold til det udførte arbejde og investeringens risiko, kan være ganske rimelige.

Det er kostbart at drive et lægemiddelvæsen med Sundhedsstyrelse, apoteker, grossister og dyrlæger, analytiske laboratorier, godkendelse af nye lægemidler etc.

Ligeledes er det kostbart at udvikle nye lægemidler. Udgifterne til forskning og udvikling er store. Personalet er højt uddannet. Der er en lang udviklings periode uden afkast. Meget få projekter når markedsførings stadiet - dvs. investeringerne er stærkt risikofyldte. Nødvendige laboratorieforsøg og især toksikologiske undersøgelser er tidskrævende og meget kostbare. Patent beskyttelses perioden (20 år) udhules af langsomme godkendelses procedurer (10 år eller mere). Der er elementer af nationale industri interesser og handels hindringer. Der kræves omfattende dokumentation og hver eneste lands nationale myndigheder behandler registrerings-ansøgningerne omhyggeligt. Disse observationer gælder ikke specielt Danmark. I USA er der én myndighed, men i Europa er der én i hvert land, hvorfor udgifterne for europæisk markedsføring er større end for amerikansk.

I Danmark har det været praksis, at hav- og dambrugere har købt deres oxolinsyre foder hos fodermøllerne. Ganske vist gælder Lægemedelloven og bekendtgørelser om udlevering af veterinærmedicin også for medicin til fisk, men bestemmelserne har ikke været håndhævet.

Vi skal se på, hvad det er for signaler, der sendes med denne praksis.

I tabel 8 er de forskellige udfald analyseret i et beslutningstræ. Hvert udfald har forskellig økonomisk resultat for fodermøllen. Hvert udfald vil desuden have forskellige efterfølgende påvirkninger for miljø belastning, for terapeutisk virkning i fiskeopdrættet, og for lægemiddel industrien. Vi skal kort se på nogle vigtige signaler, som myndighederne sender ved at acceptere adfærd.

I virkeligheden er forholdene mere komplicerede, idet der også er en række udfald med hver sine økonomiske konsekvenser, ude på det enkelte fiskeopdræt, i veterinær-leddet, i rådgiver-industri tilknyttet fiskeopdræt, i apotekssystemet og i kemikaliebranchen. Vi har ignoreret denne mere omfattende analyse for overskuelighedens skyld.

Ad. (a). Signalet, som myndighederne sender til lægemiddelindustrien, er at lægemiddelindustrien IKKE skal investere i udvikling af nye produkter, for de vil ikke få lov til at tjene på dem. Derimod vil foderfirmaerne få lov til sammen med kemikaliefirmaerne at plagiere eksisterende produkter.

Ad. (b). Her er signalet, at myndighederne desuden, ud over signalet i (a), ønsker at drive en aktiv industriel økonomisk omfordelings politik, hvor man yder et tilskud til foderfirmaerne i form af, at de kan optjene en ekstra-gevinst udenom og på bekostning af apoteks-systemet.

Ad. (c). Dette alternativ er spændende, for her sender myndighederne et signal om, at det er i orden at bruge øgede mængder dårlig råvare for at opnå samme terapeutiske virkning som med mindre mængder dyrere, bedre kvaliteter. Uheldigvis tabes de langt større overskydende mængder til det akvatiske miljø. Myndighederne sponsorerer således miljø belastning istedet for at begrænse denne.

Tabel 8. Fodermølle-kalkule. Signaler til erhvervet ved manglende håndhævelse af regler og ved forskellig indkøbs-adfærd.

Pris til dambrugere	+ 2,50 kr/kg
Ekstra salgspris pr. ton medicinfoder	+ 2.500 kr/ton
Indkøbspriser fra kemikaliefirmaer:	
(a) 2 kg á 1200 = - 2.400	
	-----
	+ 100 kr/ton
(b) 1 kg á 1200 = - 1.200	
	-----
	+ 1.300 kr/ton
(c) 3 kg á 400 = - 1.200	
	-----
	+ 1.300 kr/ton
(d) 1 kg á 400 = - 400	
	-----
	+ 2.100 kr/ton
(e) 0 kg á 0 = - 0	
	-----
	+ 2.500 kr/ton

-----  
 Note: Beslutningstræ metode. Begrænset antal udfald. En sektor.

Ad. (d). Signalet er her, at kvalitet er overladt helt til "markeds kræfterne" og "det frie initiativ". Det er et etisk vanskeligt signal, f.eks. når en fiskeopdrætter er i kritisk gæld til en fodermølle. Etik i forretningsverdenen er kun lige netop begyndt at få opmærksomhed (4).

Myndighederne signalerer, at de er uinteresserede i, hvad de op til 30% ubeskrevne urenheder er og hvilken effekt urenhederne har på konsumfisk og det akvatiske miljø. For fiskeopdrættet og fiskeri erhvervet er dette en bulk vare tankegang, der harmonerer dårligt med det image for sundhed og bedre helbred, der har været knyttet til markedsføring af fisk i udlandet.

Ad. (e). Dette udfald er en ren forglemmelse - eller en personale fejl - hos fodermøllen.

Denne analyse skal vise, at signalerne fra myndighederne har direkte konsekvens på den rationelle adfærd hos de økonomiske aktører - såvel virksomheder som enkeltpersoner.

Analysen er IKKE ment som en ensidig kritik af foderindustrien. Officielt har foderindustrien nemlig længe ønsket at få området reguleret mere hensigtsmæssigt.

Ser vi på de signaler, som andre nordiske landes myndigheder sender til deres akvakultur- og følge erhverv, så er der meget få oplysninger officielt tilgængelige. Oplysninger indsamlet om det danske og norske marked er præsenteret i tabel 9.

Tabel 9. Priser og doser for medicinfoder. Danmark og Norge.

kr. pr. kg	Danmark	Norge
Oxolinsyrefoder (tillæg i foder-leddet	8,50 +2,50	20,00 +12,50)
INOXYL-foder	+3,46	
Aqualett (flumequin)		35-50
Oxytetracycline	+	+
Tribrissen	+	
Sulfamerazine: Trimethoprim 5:1	+	
Sulfamerazine	+	
Furazolidone	+	
Vaccination	> 1,00 kr pr. fisk	0,30 kr pr. fisk plus vaccine

Note: Pris oplysninger for andre medicin typer er ikke tilgængelige. Anvendelsen er dokumenteret i Danmark af bl. a. Jesper Horsted (5). Vaccinations pris er for havbrugsfisk ved injektion.

Vi ser, at de sparsomme oplysninger for Danmark og Norge tyder på, at de norske myndigheder gennem et langt dyrere medicinfoder og en billigere vaccinations udgift sender et klart signal til opdrætteren om, at han bør foretrække vaccination og måske andre drifts metoder, der giver færre anledninger til sygdom.

Det ville være hensigtsmæssigt at udstrække indsamlingen af data til analyserne til såvel det øvrige Norden som til EF-landene. Det virker næppe i tråd med tiden, at myndighederne så at sige sponsorer en forurening af det akvatiske miljø med ikke-optagne og unødvendige mængder af lægemidler. Faktor priserne bør sende et klart signal til den rationelle økonomiske beslutningstager.

6. Hvad får samfundet og havbrugerne så for pengene?  
-----

Myndighederne påvirker markedet for lægemidler til fisk gennem

- (a) hensigtsmæssige regler
- (b) håndhævelse af regler med sanktioner og opmuntring til efterlevelse af regler og
- (c) evt. direkte afgifter/tilskud

ad. (a). Der findes allerede en lægemiddellov og bekendtgørelse om udlevering af medicin til dyr incl. ferskvandsfisk. Der er vacciner og godkendte kemoterapeutika på markedet, ligesom der er flere produkter under registrering.

Desuden har Fiskeriministeriet udsendt en ny bekendtgørelse om fremstilling af foder til fisk til ikrafttræden 1. januar 1991, og Sundhedsministeriet forventes at udsende en ny bekendtgørelse om foderlægemidler til fisk med samme ikrafttrædelsesdato.

ad. (b). Håndhævelsen af de hidtidige regler i Danmark har ladet meget tilbage at ønske (18). Utvivlsomt vanskelig-gøres bestræbelserne i økonomiske sparetider, da flere ministerier og styrelser er involveret i reguleringen af fiskeopdrætsnæringen.

ad. (c). Blot de eksisterende regler blev håndhævet, ville faktor-priserne ændre sig betydeligt. Desuden ville lægemiddel industrien gennem en indtjening få et klart signal om at sætte nye ressourcer af til løsning af behovet for nye lægemidler, der kan imødekomme fremtidens krav indenfor fiskeopdræt.

Myndighederne kan også vælge en langt mere aktiv politik, med øgede miljø-afgifter på uønskede produkter og med tilskud til f.eks. vaccinations-programmer. Udformningen af de konkrete faktor-pris-signaler til havbruget kan drøftes med de involverede erhverv.

Et er i hvert fald sikkert: Hvis IKKE myndighederne er meget omhyggelige med de signaler, der sendes, opnås ikke en mindre belastning af miljøet med hjælpestoffer incl. både lægemidler og kemikalier fra fiskeopdræt.

Der er behov for et nordisk og et europæisk samarbejde, så der opnås ensartede regler uden konkurrence-forvridende national praksis. Lægemiddel industrien er generelt meget positivt indstillet på at medvirke til løsningen af fremtidens behov for nye produkter og behandlingsformer indenfor opdrætsnæringen.

Referencer:  
-----

(1) Nordiska Läkemedelsnämnden. Drug Applications: Medicines for veterinary use: Nordic Guidelines. NLN Publication No. 27. Upsala 1989.

- (2) Micro-Economic Theory: A Mathematical Approach, 2nd ed., eds. James Henderson & Richardt Quandt, McGraw-Hill Kogakusha, Tokyo & London 1971, pp. 6-9 & 53.
- (3) Dagbladet Politiken, 1988-1990, forskellige numre.
- (4) Interesserede kan f.eks. se The Economist, September 8, 1990, p. 111.
- (5) Horsted, Jesper: Denmark: Use of chemicals (mariculture) 1989. Report of the Working Group on Environmental Impacts of Mariculture. ICES, C.M. 1990/F:12. Copenhagen 1990.
- (6) Dalsgaard, Inger: Forbruget af lægemidler i dansk havbrug 1989. Foredrag. Dansk Akvakultur Forening. 15. maj 1990. Ikke publiceret.
- (7) Thomsen, Eric Støttrup: Medicinforbruget skal overvejes. Ferskvandsfiskeribladet nr. 5, 1985, pp. 130-133.
- (8) Anon. : Medicinforbrug og talmagi. Ferskvandsfiskeribladet nr. 6, juni 1985, pp. 167-168.
- (9) Samuelson, Paul: Economics, 8.ed., McGraw-Hill 1970, p.403.
- (10) The Economist, September 8, 1990, Special Survey: Cleaning Up, f.eks. p. 32.
- (11) Smith, P.D.: Fish vaccines - the golden rules. Fish Farmer, September/October 1987, p. 32.
- (12) Tebbit, G.L., J. D. Erickson and R.B. Vande Water (1980). Development and use of Yersinia ruckeri bacterins to control Enteric Redmouth Disease; Proceedings of the International Symposium on Fish Biologics: Serodiagnostics and Vaccines, National Fish Health Research Laboratory, Kerneysville, West Virginia, 26-30 April 1980.
- (13) Upublicerede resultater på dansk havbrug sæson 1990.
- (14) Upublicerede resultater på dansk pighvar klækkeri 1990.
- (15) Larsen, Jens Laurits. Institut for Fiskesygdomme. Upublicerede resultater. Infektion på dansk havbrug sæson 1990.
- (16) INOVET. INOXYL in fish pathology. 1987.
- (17) Jaffa, M. R. & D. J. Renney: Furunculosis: Is resistance undermining treatment? Peter Hand, London 1988.
- (18) Veterinærdirektoratet: Brev 21. august 1990.

## Conclusions and recommendations

### **SECTION 1: Nitrogen, phosphorus and organic matter from fish farms and the impact on the environment**

Chairman: Timo Mäkinen

The nutrient load from marine fish farms is not crucial for the fate of our marine environment. Although it may be defined as marginal in the context of the total nutrient load entering the North Sea or the Baltic it is in no case a matter to be ignored when taking measures to improve the quality of the marine environment. Modern nutrient balance- or budget research provides highly variable results. The discrepancies may be due to our lack of knowledge of the nutrition of fish farmed under different circumstances. We do know that the most promising way of reducing the loading from marine fish farming is to aim at better feed quality and feeding techniques and from this point of view the lecture about the protein metabolism of fish is extremely relevant. The Danish plans to lay down some detailed regulations concerning the quality of the feed used in marine aquaculture in future are also highly interesting for all of us.

The chemistry of the marine sediments beneath the cages is a branch which can give us a better basic understanding of what really happens on the bottom, causing the observed effects on the ecosystem, while standardization of the measurements of the key parameters in these field might offer a practical way of monitoring the effects of marine farms.

Models developed for evaluating the effect of nutrients coming from marine fish farms (or any other source) on a particular marine area are really urgently needed for the progress to be made in aquaculture. Harmony between the environment and this very natural form of fish farming based on that same environment may remain unattainable in the future, however, unless we are able to plan farms correctly in terms of size and location. The model developed

by the Swedish group within the Nordic co-operation project offers an opportunity to direct fish farms to places where they should not cause any harmful local effects.

It is to be hoped that we may be able to hold a similar meeting in a few years' time. We should then be able to convince ourselves of the relevance of the site direction model on the basis of numerous practical examples, gain a better and more solid understanding of the chemical system on the marine bottoms beneath fish farms, allowing us better chances of avoiding harmful effects, and appreciate the relevance of developing new feeds and feeding techniques which will allow us to reduce nutrient loading considerably more.

## **SECTION 2: The impact of fish farming on flora and fauna.**

**Chairman: Kim Diget Christensen**

It was surprising that only two papers were given in this section. The impact on the environment vary from area to area. Changes in both biomass and production of phytoplankton and phytobenthos have been observed and also changes in the the species composition and the biomass of zoobenthos and wild fish were found.

It was concluded that strong currents not alone will prevent impact on the zoobenthos and it was underlined that the water movements (the current) have to be compared with the size of the production in the fish farm. The following parameters have to be considered when planning a new fish farm: Production size, amount of feed given, type of feed plus physical and chemical conditions in the area i.e. currents, hydrografic conditons and impact of nutrients from other sources.

### **SECTION 3: Interaction between wild fish and farmed fish.**

**Chairman: Sigurdur Gudjonsson**

The Atlantic salmon as other salmonids form local stocks that are more or less reproductively isolated. These stocks have adapted to their environment through natural selection. This local adaptation is responsible for much of the genetic variation observed in population in many traits such as in morphology, behavior and life history.

There has been growing concern about negative impact in wild salmonid stocks from salmonid culture. It is now clear that large number of fish escape from fish farm or stray from ocean ranching sites and enter salmon rivers to spawn. The consequences are high risk of spreading parasites and diseases and negative genetic impacts and breakdown of natural wild stocks. This is the greatest threat to the Atlantic salmon today. Every measure should be taken to minimize this threat.

The ideal situation is no interaction or transportation of farmed fish and natural populations, but this is in many cases hardly possible today. However, some zones or areas, especially those with high conservation value, should be kept free from salmon farming. Interaction of farmed fish and natural stocks should always be kept in a healthy state. Healthy stocks can better cope with environmental stress such as intrusion of farmed fish. Aquaculture operation should be located on the bases of minimizing impacts on the wild stocks. Careful attention should be paid to the design, construction and operation of culture units. There is a large need for safe inexpensive methods of sterilization of fish to minimize the threat from farm escapees. Gene banks should be established, especially in highly affected or high risk areas. Every other measures possible to decrease the negative impact to the wild stocks farm fish farming should be taken.

**SECTION 4: The use of medicine and chemicals in aquaculture and the impact on the environment.**

**Chairman: Arne Ervik**

The effluents of chemicals and medicine from fish farms is considered to be a serious environmental problem in all the Nordic countries. It has been demonstrated that some substances are persistent in the the sediments for many months, and that they spread through the food chain. Some substances like oxytetracycline keep their antibacterial activity in the sediment, and there are indications of increased resistance against several antibiotics. Full control of the use of medicine is necessary, and their environmental effects must be evaluated before new medicaments are permitted for use in aquaculture.

## Abstracts - *in English*

### **Discharge of nitrogen, phosphorus and organic matter from marine fish farming**

Timo Mäkinen  
Vild-och fiskeriforskningsinstitutet  
P.B. 202  
SF-00151 Helsinki  
Finland

#### **Abstract**

The nutrient load from marine fish farms is estimated. The specific load from this source is presented in Table 1 (see paper on page 8), where considerable variations are observed due to differences in feed quality and feeding techniques.

The volume of fish farming for food purposes is shown in Figure 1, and the consequent loading figures in Figure 2. The nitrogen load (b in Figure 2) has increased along with the rapid expansion in farming in marine, brackish water areas, whereas the phosphorus load (a in Figure 2) in fresh water-courses has remained at the same level or even decreased. The contribution of fish farming to total nutrients entering the waters of Finland in 1988, as shown in Figure 3, is marginal, amounting to 1.2% of the nitrogen load and 2.4% of the phosphorus load. The proportion of fish farm loading in the Baltic Sea attributable to the total anthropogenic load is also estimated to be insignificant, although this activity can be expected to increase in the adjacent countries in the future (table 2).

The amount of protein in the feed should be optimized in relation to energy content (Figure 5) and the amount of phosphorus should be minimized (Figure 6). This could lead to remarkable reduction in environmental loading from marine fish farms in the near future. Optimization should be based on relevant knowledge of the nutritional requirements of the fish concerned.

The local effects of the marine fish farming may be avoided by employing the method developed for evaluating the effect of nutrient loading on marine environments. Correct location of the farms in relation to the sensitivity of the marine environment would be one consequence of successful application of this method.

## The influence of mariculture and other antropogenic and natural factors on the oxygen balance in a Faroese sill fjord

*Eilif Gaard and Bogi Hansen  
Fiskirannsóknarstovan  
Nóatún, Faroe Islands*

The Faroese sill-fjord "Skálafjørður" has during the latter half of the eighties shown very small oxygen concentrations in the deeper part of the seasonally stagnant bottom water within the sill and the rapid expansion of mariculture has been claimed to be responsible. In the paper natural and antropogenic contributions of organic matter to the bottom water are estimated and the antropogenic contribution is found to be about 25% of the total with mariculture being the dominant source. The downward oxygen diffusion during the stagnation period is, however, a significant component of the oxygen balance and, as it is weather dependent, the sensitivity of the fjord to increased oxygen consumption may vary significantly between years. It is concluded that in years with little wind, when the fjord is most sensitive, the increase in oxygen consumption from antropogenic sources, especially mariculture, has increased the probability of anoxia considerably.

### MASS BALANCES (C, P, N) IN A MARINE FISH CAGE FARM

Ola Holby & Per O.J. Hall  
Dept. of Analytical and Marine Chemistry  
University of Göteborg  
S-412 96 Göteborg, Sweden

Carbon, phosphorus and nitrogen fluxes in a marine fish cage farm on the Swedish west coast have been measured during the period September 1984 to July 1986. The measured fluxes include benthic release or uptake measured with diver operated flux chambers and a gas collection unit in situ, sedimentation from the cages and accumulation of sediment originating from the farm below the cages. The investigation also includes fluxes of carbon, phosphorus and nitrogen with fish food, juveniles, harvest and fish loss (death + escape). Two types of mass balances will be presented; one constructed according to the so called flux method and one according to the accumulation method. The flux method is based on the seasonal C, P and N input with fish food and juveniles, removal with harvest and fish loss, benthic fluxes and sedimentation from the cages. The accumulation method is based on the total input with fish food and juveniles, the removal with harvest and fish loss, and the recovery of C, P and N in the sediment originating from the fish farm after the total cultivation time.

## **Metal contents and spread of fish farming sludge in southwestern Finland.**

Jyrki Uotila. Department of Geography, University of Turku, 20500 Turku 50, Finland. •

The effects of fish farming on bottom sediments were investigated in 1986 in southwestern Finland in a closed bay. The fish farm investigated produced 30 tons fish, with a 50-ton feed consumption. The sampler used was a so called "icefinger". Within the research area, the bottom sediments were sampled at 20 sites. Five sites were under the cages and the farthest was only about 50 meter away.

The metals whose contents seemed to change the most were zinc, copper and iron. In the sediments under the cages, the zinc content was about three times as high as in the surrounding area. The main source of zinc was fish feed, containing about 6 kg zinc per year. Yearly about 2 kg of it stratified in the bottom. The copper content was higher under the cages than in the surrounding area, too. The yearly sedimentation rate of copper was 440 g, which was more than the yearly copper quantity in feed (300 g). So the most important copper source seemed to be the paint used for painting the cages. The iron content, on the contrary, was lower under the cages (5000 - 8000 ppm) than in the surrounding area (14000 ppm), because there was very little iron in the feed.

The influence range of fish farming sludge was only 1.5 hectares and its yearly sedimentation rate was 4.5 tons. This was about 10% of the yearly feed quantity.

The spread of fish farming sludge was investigated in 1988, with sediment traps in four different farming places. The sedimentation rate was compared with a theoretical model, too. The model was based on the effective fetch and strength of wind. It was intended to explain how far sediment will spread. In the closed bays investigated, sedimentation about 20 meter away from the cages was the lowest. Also theoretically about 78 - 83% of sludge should stratify under the cages. Both the reality and the theory showed that sludge should spread farther in the fish farm located in the edge of the open sea than in the farms located in the closed bays. Only to a narrow strait investigated could the theoretical model not be applied, because the currents were too strong.

## **Chemical impact on bottom sediments from salmon cage farming**

**Morten Frogh**  
Nordlandsforskning  
Box 6003  
N 8016 Mørkved  
Norge

Bentic degradation of organic matter was studied in sediment cores representing different environmental conditions in a coastal archipelago area at 66°N in Norway. The area was first surveyed in 1984. Both abandoned and new production sites were then sampled under a second survey in 1988. Organic carbon, carbonate, organic nitrogen and important byproducts from mineralisation of organic matter was recorded together with direct potentiometric determinations of pH, Eh and the activity of sulphide. The load of organic matter to the sediments vary considerably between different localities. Different chemical parameters vary systematically with changes in the enrichment state of the seabed. Direct potentiometry could be an accurate and simple tool for describing intensity of organic enrichment, its alteration with time and finally the recovery time for different seabed types. At localities that have been abandoned for a period of 4 years or more, the sediments was less reducing than was recorded on the first survey. A principal difference between this area and areas in southern and western parts of Norway is the effect of a strong tidal current. The consequence being that particulate matter are dispersed over a large area, and to a lesser extent beneath the cages. However, this work does not verify the assumption that the general lines given for carrying capacity in LENKA-project, is not valid in such areas.

## Cu, Zn and organic matter in sediments at a fish farm location on the north-west coast of Norway

Morten Schaanning, Jordforsk, P.O.Box 9, N-1432 Ås-NLH.

Sediment cores were sampled along a transect 0-4000m from a fish farm located in a fjord area at 63°N. The sill depth was 15 m and the depth at the sampling sites ranged between 17 m and 40 m. On the day of sampling, pH, pE and pS was determined by insertion of electrodes into the top of the cores before sectioning in 2-4 cm slices. The slices were stored in separate containers at -20°C until centrifugation. The supernatant was filtered through .45µm cellulose acetate filters. Chemical analyses were performed on several parameters in the dissolved and particle fraction.

Below the farm, a layer of 20 cm of recent deposits were found on top of the old seabed. Electrode measurements at 12 depths down the 30 cm long core, produced average values of pH=6,57±.09, pE=E<sub>h</sub>/.059=-4,26±.62 and pS=-log[H<sub>2</sub>S]=3.54±.97. The results of pore water and sediment parameters shown in fig. 1, describe the conditions inside a rather heavily overloaded sediment. Gas bubbles occasionally rise through the watercolumn inside the farm. Gas collected from the cores were composed of 60-80% CH<sub>4</sub>, 10-20% CO<sub>2</sub> and 1-5% H<sub>2</sub>S.

Calculation of enrichment factors:

$$E_f = \log\left(\frac{([X]/[Y])_{\text{sample}}}{([X]/[Y])_{\text{reference material}}}\right)$$

showed that using the Redfield composition of organic matter as reference material, the sediment below the farm was highly enriched with phosphorous (E<sub>f</sub> of [P]/[C] and [P]/[N] of .9 and 1.1, respectively). The P-enrichment is also evident from the N:P and C:P ratios shown in fig. 1. Compared to seawater the [Ca]/[K] ratio gave an E<sub>f</sub> value of 1.8 below the farm and .4-.7 at local control stations. Compared to earth crust ratios, the E<sub>f</sub> of the [Cu]/[Fe] ratio was 2.2 below the farm and .1 at control stations. Similarly the [Zn]/[Fe] ratio was .7 as compared to -1.1 in control sediments. P, Ca and Zn is abundant in food pellets. The heavy enrichment of Cu, however, is more likely to result from antifouling agents applied on nets and farm installations.

Electrode measurements, pore water nutrients, organic carbon and nitrogen did not reveal any clear impacts of farming activity on the sediments beyond a distance of 50-100 m from the farm. Elevated concentrations of Cu and Zn in the top layer of the sediments as much as 150 m from the farm, showed that whereas C, N and P is recycled, Cu and Zn seems to accumulate within the sediments nearby the farm.

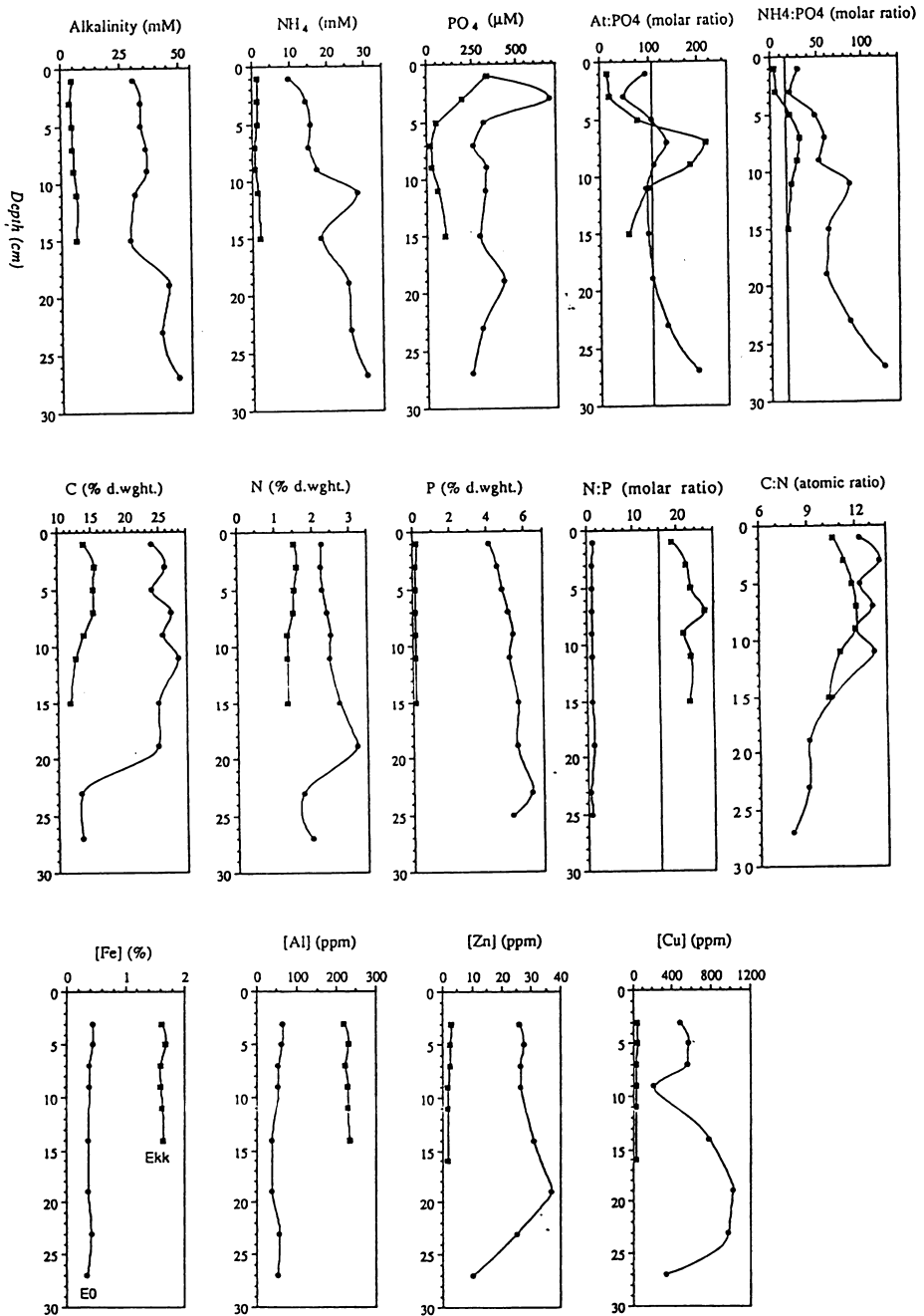


Fig. 1. Vertical distribution of sediment and pore water components in cores collected at 20 m depth underneath a fish farm (●) and at a nearby control station at 17 m depth in a sheltered sill basin (■).

**SEDIMENT METABOLISM AND SULFATE REDUCTION IN MARINE SEDIMENTS INFLUENCED BY ORGANIC WASTE FROM A MARINE FISH FARM**

Marianne Holmer  
Institute of Biology,  
Odense University,  
DK-5230 Odense M, Denmark.

**Abstract**

Marine fish farms in Denmark are often situated in shallow coastal areas. The sediment beneath cages usually receive high amounts of easy degradable organic matter in the form of feces and feed loss. In this study the seasonal variation of sediment metabolism was quantified around a marine fish farm situated at a water depth of 5 m. The net production of rainbow trout was 80 tons a year. Two stations at the fish farm, one beneath a cage and one 5 m from the edge of a cage, were compared with a reference station at similar depth. Sediment metabolism was investigated both during and after the production period (March-October). Fluxes of  $\text{TCO}_2$ ,  $\text{O}_2$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{NO}_2^-$  at the 3 stations were measured in the laboratory on undisturbed sediment cores under in situ conditions. Sulfate reduction was determined in the upper 10 cm of the sediment by standard  $^{35}\text{S}$  isotopic methods. The accumulation of organic matter in the sediments was followed by measuring the pools of particulate organic carbon and nitrogen.

Throughout the production period sediment metabolism beneath the cages ( $630 \text{ mmol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) was 10 times higher compared with the two other stations ( $58\text{--}78 \text{ mmol CO}_2 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ). It appeared that this difference primarily was due to stimulation of anaerobic degradation under the cages. Sulfate reduction under cages was extremely high in the upper part of the sediment (max.  $8 \mu\text{mol cm}^{-3}\text{d}^{-1}$ ). The station 5 m from the edge exhibited a sulfate reduction similar to the level usually found in coastal sediments ( $16\text{--}25 \text{ mmol m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ). At the end of the production period sulfate reduction beneath the cages declined to 12 % of the maximal rate, but was still significantly higher (5 times) compared with the reference station. Even at the start of the next production period in spring a measurable difference between the two locations was clearly evident. The present salmon farm therefore seems to have a serious impact on the sediment beneath the cages, especially during the production period.

## The effect of food energy level and protein content on protein metabolism of skeletal muscle in cod and Atlantic salmon.

Alexandra von der Decken, The Wenner-Gren Institute, Biology F3, University of Stockholm, S-106 91 STOCKHOLM, SWEDEN.

Fish reared in aquaculture is often fed a diet containing high levels of protein energy relative to total energy. The amino acids derived from proteins during digestion and taken up by the body are the substrate for protein synthesis. Excess is deaminated. The carbon skeleton is then utilized in gluconeogenesis with accumulation of glycogen mainly in liver and muscle. Alternatively, the carbon skeleton becomes substrate in the citric acid cycle, participating in the production of CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O and energy in the form of heat and ATP. Deamination of the amino acids results in the excretion of nitrogen into the surrounding water. The process may be diminished by replacing part of the proteins by lipids and carbohydrates. In carnivores the ability is low to digest carbohydrates of a complex structure such as starch, because the digestion enzymes are available in limited amounts. Therefore, the feed has been increased in lipids with a corresponding decrease in proteins. The effect of feed composition on growth and proximal analysis has been studied. Less frequently body metabolic changes have been analyzed.

When cod (*Gadus morhua*) were fed feeds of decreasing ration size of 75%, 50% and 25% that of the ad libitum amount growth was retarded and protein and RNA in skeletal muscle decreased, while DNA per g wet weight of tissue remained constant. The contractile proteins decreased to similar extent as the total proteins indicating an overall effect of ration size on muscle proteins. When cod were fed feeds containing 65%, 45% (optimal content) or 25% protein energy the content of proteins per g wet weight of muscle was unchanged but growth was diminished at 25% protein energy level. Degradation of proteins was highest at the lowest protein energy level suggesting that the food derived amino acids were insufficient to cover the demand for amino acids of the body. Muscle proteins then serve as a source for amino acids. Deposition of glycogen was highest at the highest protein energy level indicating that excess of dietary amino acids were utilized in gluconeogenesis. The excess of proteins in the feed had no marked beneficial effect on fish growth and added unnecessarily to an increased nitrogen excretion as judged from the elevated glycogen content.

Access to Atlantic salmon (*Salmo salar*) kept in the Baltic Sea gave the opportunity to study protein metabolism in muscle before and during maturation of the fish. The salmon were fed normal feed containing 52% of protein energy. The analyses were made with the aim to obtain data on the modulation of muscle protein metabolism during the maturation process of fish kept in aquaculture. At the start the fish were 3.5 years old. Liver wet weight relative to 100 g body weight increased after one year at the same time as the fish matured and developed gonads. After removal of the eggs the wet weight of liver and gonads decreased again. Vitellogenin content in plasma was highest after removal of the eggs indicating that the protein normally

deposited in the gonads could no longer be utilized by the oocytes. At the same time muscle glycogen increased, but also protein degradation increased. At present the protein content of the muscle is not known. An unchanged level would imply that protein synthesis and degradation in muscle were elevated after removal of the eggs.

In summary, the results obtained with Atlantic salmon show a close correlation of muscle protein metabolic events with the maturation process of the fish. It remains to be studied to what extent different feed compositions might affect the maturation process and modulate protein metabolism in muscle to favour the development of the oocytes.

**Support:** The Swedsh Council for Forestry and Agriculture Research (Project No. 0851/89 V 82:2).

**LOAD OF PHOSPHORUS AND NITROGEN FROM NORDIC FISH FARMING ON SURROUNDING SEA AREAS**

Magnus Enell, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL), P.O. Box 21060, S-100 31 Stockholm, Sverige och Hans Ackefors, Zoologiska institutionen, Stockholms Universitet, 106 91 Stockholm, Sverige

**ABSTRACT**

Conditions are extremely suitable in northern Europe for salmonid fish farming. In 1974 about 16 000 tons of salmonid fish was produced in Nordic countries (Denmark, the Faroe Islands, Finland, Iceland, Norway and Sweden). About 78 % of this production was made in fresh water systems in Denmark. Altogether 90 % of the total production was in fresh waters. Fifteen years later (1989) the total Nordic farming comprised about 190 000 tons, of which 63 % was produced in Norway, mainly in marine environments. Approximately 82 % of the total Nordic production was than in marine waters.

The feeding techniques and the feed have been developed during the 70's and 80's. In 1974 the feed coefficient was 2.0-2.5 in marine farms and 1.8-2.0 in fresh water farms. In 1989 the feed coefficient decreased to 1.4-1.8 in marine waters and to 1.2-1.7 in fresh waters. Simultaneously with this change in feed coefficients, the phosphorus (P) and nitrogen (N) content of the feed has decreased; 1.7 to 1.0 % P, 7.8 to 7.1 % N (wet weight).

The phosphorus and nitrogen load 1974 from all Nordic fish farming activities was 420 and 1 990 tons, respectively. In 1989 the load had increased to 2 400 and 14 200 tons, respectively. The fish production increased during the period 12 times, while the phosphorus and nitrogen load to the environment increased 5.7 and 7.1 times, respectively. If the load from Norway, the Faroe Islands and Iceland is excluded, the amounts of phosphorus and nitrogen discharged to the Baltic Sea, the Sound, the Kattegatt and the Skagerrack is 1 000 tons of phosphorus and 6 600 tons of nitrogen.

Eutrophication of the sea is a serious environmental problem today. Many different international agreements, conventions and "concerns for tomorrow" suggests comprehensive reductions in the load of nutrients. It is important and necessary that the load from different countries and sources are evaluated and proceeded in comparison with each other. The impact of fish farming must be discussed together with other measures to decrease the load from other sources. As an example, the phosphorus load from Nordic fish farming activities is equivalent to the total Norwegian phosphorus load to the Skagerrack. The atmospheric deposition of nitrogen on the Skagerrack surface is 2 times greater than the nitrogen load from all Nordic fish farms of salmonids.

## **Ecometric Analysis - a method to establish load diagrams for nutrient/eutrophication in coastal areas.**

Lars Håkanson och Mats Wallin, Hydrologiska avd., Uppsala univ., V. Ågatan 24, 75309 Uppsala, Sverige

### **Abstract**

The intention with this paper is to give an outline of some central methodological steps in an ecometric analysis to develop loading models. This is done within the framework of an Expert system for environmental consequence analysis for natural aquatic ecosystems. Examples focus on nutrient emissions/eutrophication from fish cage farms in coastal areas. The analysis is based on a number of fundamental concepts (effect, dose, sensitivity, area and time compatibility, ecometric analysis, load diagrams, etc.). The paper addresses questions concerning the basic set-up of the Expertsystem, how to establish representative empirical data for entire coastal areas for various types of nutrients and parameters expressing eutrophication (Secchi depth and Chlorophyll) and internal correlations among dose and sensitivity parameters. Limitations and advantages with the ecometric approach is stressed.

## **An Operative System for Coastal Water Planning**

av *JOHAN PERSSON* och *LARS HÅKANSON*, Uppsala universitet, avd. f. Hydrologi, V. Ågatan 24, S-753 09 Uppsala, Sverige.

### **Abstract**

The intention with this paper is to present and discuss some results from the project "The Coast As a Natural Resource". The overall aim of the project has been to attempt to develop new scientific criteria, methods and models for the planning of coastal waters. One hypothesis in this work is that the morphometry of the coast plays a significant role in how the water system functions ecologically, e.g. as a receiver of industrial and urban pollution and in response to various forms of aquaculture. In contexts of aquatic management, it is both a challenge and a necessity to try to extract as much information and knowledge as possible from the data that is available. The bathymetric map is a most important source of information - not just on depth conditions. A digital technique to transfer information from standard bathymetric maps into morphometric parameters expressing various characteristics of the coast has been developed. Empirical data on ecological so-called key parameters such as surface and deep water retention times and bottom dynamic conditions has been collected from defined coastal areas in the Baltic sea with varying morphometry. Predictive models on these ecological key parameters has been derived by using the empirical data set and the morphometric parameters. In the operative system, digital information can be transferred to morphometric parameters, two- and three-dimensional maps and to these ecological key parameters. With this new system, objective and reliable methods are now available to quantify, e.g. the sensitivity of different coastal areas to nutrient loads, from just information from a digitalized bathymetric map.

## Nutrient loading models for the assessment of environmental effects of marine fish farms

Mats Wallin och Lars Håkanson, Hydrologiska avd., Uppsala univ., V. Ågatan 24, S-753 09 Uppsala, Sverige

### Abstract

The aim of this paper is to present and discuss some results from the project "The Coast As a Natural Resource". The overall aim has been to attempt to develop new scientific criteria, methods and models for the planning of coastal waters. The sensitivity of different coastal areas to nutrient loading (nitrogen and phosphorus) from fish-farms has been studied in particular. For this purpose a number of loading models have been developed where the environmental effect of nutrient discharges in general and from fish-farms in particular can be related to the dose of nutrients together with the sensitivity of the area. Comprehensive field work was done during 1986-1988 in 23 Swedish and Finnish coastal areas with at least one fish-farm in each sub-area. All data collected in the sampling programme have been compiled in a database together with data on the morphometry, the water turnover and the bottom dynamic conditions in the coastal areas studied. The data has later been processed using so-called econometric analysis. The main objective with the econometric analysis is to use a structured approach to obtain load models (i.e., effect-dose-sensitivity models) for entire ecosystems (e.g., coastal areas). A load model is presented where the environmental effect is expressed as the Secchi depth (m). The dose of nutrients is expressed as the nitrogen load from fish farms ( $\text{kg tot-N/km}^2\cdot\text{year}$ ) and the sensitivity of the area is expressed as a function of the proportion of accumulation bottoms in the area (%), the characteristic surface water retention time (days) and the mean depth (m). The degree of explanation ( $r^2$ -value) for this model is 0.89. This implies that 89% of the variation in Secchi depth between the different sub-areas can be explained by the model. With the load model presented, it is possible both in qualitative and quantitative terms to decide which coastal areas are "suitable" and "unsuitable" for cage production of fish. It is also possible to roughly assess how much nitrogen and phosphorus that a fish-farm should be allowed to discharge in a coastal area without leading to negative environmental effects. Presuppositions for the application of the Secchi depth model are given.

## **Aquaculture as an environment policy issue: Regulation of nitrogen and phosphorus discharge from Danish aquaculture.**

**Esben Vilshammer**  
National Agency of Environmental Protection  
Strandgade 29  
DK 1401 København K  
Danmark

In the light of the growing pollution problems in the inner Danish waters, the Danish Parliament adopted a plan in 1987 for a drastic reduction in the discharge of nutrients to the aquatic environment. The objective of the plan is to reduce the total discharge of nitrogen and phosphorus by 50% and 80% respectively before 1993. The total cost was estimated at approximately 12 billion dkr. During the previous decade, Danish aquaculture industry had shown considerable expansion, both in production and in the number of plants. There was no indication that this trend would stop, i.e. it was to be expected that the output of nutrients from aquaculture relative to other sources would increase. In addition, many of the Danish aquaculture plants operate in rather narrow and shallow waters with rather high nutrient loads. Furthermore, their production period is the summer months (april-november) where the ecologic balance is especially vulnerable. As the attempts to reduce the discharge of nutrients would impose economic burdens on the rest of the society, it was deemed urgent to avoid further increases in discharges of nutrients from Aquaculture industry. This led to a temporary halt in growth of aquacultural production. The halt was terminated in september 1990 with the issue of a statutory order placing Aquaculture plants on equal footing with other sources of pollution.

## ENVIRONMENTAL CHANGES IN FLORA AND FAUNA CAUSED BY MARINE FISH FARMING

Jesper Horsted

COWIconsult, Parallelvej 15, DK-2800 Lyngby, Denmark

og

Kim Diget Christensen

Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Charlottenlund Slot,  
DK-2920 Charlottenlund, Denmark

### ABSTRACT

*The environmental impact of fish farming has been described from the Nordic literature on the subject and from preliminary results from our own investigations. In a few investigations, an increased biomass and production of phytoplankton has been reported in the vicinity of fish farms. However it is usually not possible to observe any effect on the phytoplankton even though enhanced levels of ammonium are measured. The effect of hypereutrophication is more often reflected in enhanced standing crops of phyto-benthos (Figure 2 and 3). The organic enrichment from fish farms will, in most cases, affect the zoobenthos in vicinity of the farms. In the worst cases, the bottom will become azoic or the fauna will be dominated by a few opportunistic species (Figure 5). Such conditions should be avoided, as they indicate that the organic enrichment is too high and that production and release of methane and hydrogen sulphide gas is likely to occur. Even though there have only been a few investigations on the subject, the results indicate that fish farming affects natural fish communities. Changes in species composition and biomass have been detected (Figure 7). The biomass is enhanced in vicinity of the fish farm. This is especially true in the autumn when the feeding in the farm is highest.*

**EFFECTS OF FISH FARMING ON THE MACROBENTHOS  
(ARCHIPELAGO SEA, SW FINLAND)****Camilla Laurén-Määttä**

Dept. of Biology, Åbo Akademi University, SF-20500 Åbo, Finland

How important is the location of a fish farm for the ecological effects? The aim of this investigation was to understand how the bottom fauna is affected near fish cages at different types of localities. It is to be expected that a locality with a high percentage of accumulation bottoms is more severely affected than a locality dominated by erosion and transport bottoms, since the deposition of organic matter is greater in the former case.

Bottom samples from four localities near fish farms in the archipelago of SW Finland were analyzed. Samples from a locality (Laitsalmi) with 42 % and another locality (Hämmärönsalmi) with 2 % accumulation bottoms were compared by means of the log-normal method. This method shows a break in the log-normal plot if the community is disturbed. Two other localities, one with a dominance of erosion and transport bottoms (Särkänsalmi) and the other with a dominance of accumulation bottoms (Kaurissalo), were compared with regard to the biomass.

The initial hypothesis was not supported by the data. The log-normal plots of the Hämmärönsalmi samples showed a break in 80 % of the cases, while only 30 % of the Laitsalmi plots were broken. Bottom fauna biomasses in Kaurissalo and Särkänsalmi were equally increased compared with unaffected areas in the same archipelago zone. Other factors than the location, e.g. the production of fish (much greater at Hämmärönsalmi than at Laitsalmi) and other sources of loading (Särkänsalmi) complicate the interpretation. It can also be stated that the log-normal method is not always reliable.

The patterns in the SAB (species/abundance/biomass)- and diversity curves were typical for areas influenced by organic pollution. The area next to the cages was more or less devoid of life. When samples were taken with short intervals (Kaurissalo) there were several SAB-maxima at different distances. In the case with larger sampling intervals (Särkänsalmi) the SAB-curves displayed a maximum value 70-420 m from the fish farm. The diversity was generally highest in the semi-polluted zone.

## Farmed salmon in natural salmon rivers in Iceland

Sigurdur Gudjonsson  
Institute of Freshwater Fisheries  
Iceland

### ABSTRACT

Over ten million salmon smolts were produced in Iceland in 1989. That is ten-fold the production 5 years ago. Thereof, about 6 million smolts were used in ocean ranching and about 2 million smolts went to cage rearing operation. The rest is reared in land-based tanks.

The number of farmed fish entering salmon rivers has increased as the salmon culture grows, especially in SW-Iceland where large part of the salmon-culture is operated.

To evaluate the proportion of farmed fish in salmon rivers, scale samples have been taken from the catch in rivers of Iceland. The scales have been used to identify escapees from cage farms and straying fish from ocean ranching stations. From such analysis of scales it is seen that the proportion of farmed fish is low in North Iceland but is high in SW Iceland and is growing from year to year, being up to 70 % of the catch in one river.

In River Ellidaar, a famous salmon river in Reykjavik the proportion of farmed salmon in the catch in 1989 was 30 %, compared to 16 % in 1988. The farmed fish was distributed evenly up the river in 1988, but in 1989 higher proportion of the farmed fish was caught downstream.

Salmon escapees generally ascend the rivers later than the natural salmon. Almost all the farmed fish examined in the rivers were sexually mature. Farmed fish have been caught as kelts in the spring in some of the rivers.

Icelandic fish biologist are very concerned about this development and about the future genetic well-being of the stocks.

(see also paper in English on page 183)

**Escaped farmed salmon: A problem for the wild salmon stocks ?**

**Lars P. Hansen**  
Norsk Institutt for Naturforskning  
Tungasletta 2  
N - 7004 Trondheim  
Norge

*The rapid development of salmon farming in Norway has resulted in a large number of salmon escaping from the cages. At present there is a very high proportion of escaped salmon in the fisheries and in spawning populations in rivers. Salmon escaping as smolts from fresh water, tend to return to the site of escapement when mature. Smolts escaping from a marine site return to the area from which they escaped, but due to lack of a home river, the mature fish will enter several rivers in that area to spawn. Salmon escaping from fish farms during winter, have reduced precision in return to the site of escapement.*

*Experiments carried out in Norway suggest that post-smolts escaping in late summer and autumn, will survive poorly to the adult stage. However, the survival of the fish increases with increased body size. Recent observations suggest that fish farm escapees are less effective at the spawning grounds than wild salmon. Documentation on the effects of farmed salmon on wild stocks is sparse. However, there is a growing concern among scientists that the farmed salmon may have a negative effect on the wild stocks, particularly if a large number of these fish cross with wild fish year after year.*

## **Population hybridization between brown trout (*Salmo trutta*) stocks in tributaries to Lake Hald, Denmark**

Michael M. Hansen  
Department of Ecology and Genetics  
University of Århus  
Ny Munkegade  
8000 Århus C  
Denmark

### **Abstract**

A brief summary is given of a population genetic investigation of brown trout in tributaries to Lake Hald in Central Jutland, Denmark, where a transplantation of trout seems to have caused a breakdown in reproductive isolation between two stocks. This is discussed from different theories about homing in Salmonids. In addition the possible effects of hybridization between stocks of wild and hatchery reared fish are discussed.

## **The use of medicine and chemicals in aquaculture and the impact on the environment.**

Arne Ervik  
Havforskningsinstituttet  
Bergen  
Norge

The use of medicine and chemicals in aquaculture might turn out to be a serious environmental problem. The most important group within medicine are the antibacterial compounds, and full control over the sale and use is a necessity. In Norway the use of medicine was at its highest in 1987. Extensive use of vaccine and use of more potent medicines have reduced the amount of medicine, but probably not the number of treatments. Development of resistant bacteria in sediments with residuals of medicine is probably the most serious environmental problem, but change in the mineralisation of organic material and residuals in wild fauna may also be serious. Documentation of environmental effects should be a claim before new substances are used.

**DEGRADATION AND LEAKAGE OF ANTIBIOTICS IN MARINE SEDIMENT AND UPTAKE OF ANTIBIOTICA RESIDUES IN WILD LIVING ORGANISMS AROUND FISH FARMS.**

Halvor Hektoen and John Arthur Berge.  
Norwegian Institute for Water Research, NIVA  
Box 69, Korsvoll, N-0808 Oslo 8, Norway.

Oxytetracycline and oxolinic acid are the most used antibiotics in Norwegian fish farming. A proportion of the feed containing antibiotics is not taken by the farmed fish, and ends up in the sediment underneath the cages. In this investigation the persistence of oxytetracycline and oxolinic acid in marine sediments and the uptake of these substances on in wild living fish have been studied. Open boxes with sediment added antibiotics were placed on the sea bottom at 20 m depth. Both substances are found to be persistent in sediments. In the upper layer of the sediments the concentration decreases, while in the deeper layer of the sediments the substances are found in high concentrations after one year. These results indicates that there is no degradation of the two antibiotics in the sediments, but only a leakage. In a model fish farm with salmon in net cages, the uptake of antibiotics in wild living organisms as cod, flat fish, crabs, blue mussels and snails has been studied. The antibiotics were taken up by the fish and crabs from fresh medical food excess and from food that has sedimented on the bottom. Low concentrations of chemotherapeutics were also found in the water, and residues of the substances are found in snails, herbivore, and filter feeders as the blue mussels. Thus the antibiotica residues can be taken up by wild organisms even after the treatment of the salmon has finished.

**RESISTANCE IN BACTERIA GROWING IN SEDIMENT TREATED WITH ANTIBIOTICS.**

Kari Nygaard, NIVA (Norwegian Institute for Water Research),  
P.O.Box 69 Korsvoll, N-0808 Oslo 8. Norway. Bjørn Tore Lunestad,  
Department of Microbiology and Plant Physiology, University of Bergen,  
Jahnebakken 5, N-5007 Bergen. Norway.

Development of resistance to Oxytetracyclin and Oxolinacid was examined in the project; "The environmental effects of using antibiotics and chemoterapautica in connection to fish farming". The results indicate an increased number of bacteria being resistant towards the antibiotics with time. This seems to be an even larger problem using Oxolinacid compared to Oxytetracyclin. Metabolic products are not found for Oxolinacid, indicating a slow, if at all, degradation in nature.

When testing crossresistance with Oxolinacid, Oxytetracyclin and Furazolidon for bacteria living in sediments treated with Oxolinacid or Oxytetracyclin, high crossresistance was found for the Oxolinacid treated sediment. If Oxolinacid induce a general resistance towards antibiotics, combined with a slow degradation, this might become a serious environmental problem, as well as a therapeutic problem for the fish farmers.

**State Pollution Control Authority's demands to reduce the amount of antibacterials used in Norwegian fish farming.**

Abstract

Executive officer Henning Røed, Norwegian State Pollution Control Authority

Norwegian fish farming reduced its use of antibacterial drugs from 48 tons in 1987 to 19 tons in 1989. Norwegian fish farmers raised the production/sales of salmon from 56 000 tons in 1987 to 114 000 tons in 1989 in this same time period

The State Pollution Control Authority estimates that 75 % of the antibacterials used in Norwegian fish farming reaches the environment.

**THE DEMANDS OF THE NORWEGIAN STATE POLLUTION CONTROL AUTHORITY**

1) The State Pollution Control Authority wants to be represented in the State Ministry of Health's "Advisory committee for medication in fish farming".

We are represented in a subcommittee of the "Advisory committee". This group shall evaluate:

- A) Which medicines shall be allowed to be used in Norwegian fishfarming
- B) Criteria to be met for such medicines. Among others demands for environmental testing.

We will demand that bioaccumulative medicines shall not be allowed used in Norwegian fish farming.

Remains of antibiotics, must be collected and delivered for destruction.

## PERSISTENCE OF OXOLINIC ACID AND OXYTETRACYCLINE IN FISH FARM SEDIMENTS

Harry Björklund and Christina Råbergh

Institute of Parasitology, Åbo Akademi University, Porthansgatan 3,  
SF-20500 Åbo, Finland

Oxolinic acid was experimentally used for the treatment of bacterial fish diseases on five fish farms in 1989. The treated fish, 28 000 kg, were rainbow trout of the ages 0+ and 1+ reared in net cages in brackish water with a salinity of 0.6 ‰. Oxolinic acid was administered orally incorporated in the feed for ten days at doses of 10-16 mg/kg body weight per day. On three farms parallel fish groups were treated with oxytetracycline for ten days at a dose of 80 mg/kg body weight per day.

The maximum concentrations of oxolinic acid in muscle tissue of the treated fish varied between 1.2 and 2.9 µg/g. The maximum levels of oxytetracycline were 0.8 - 1.0 µg/g. Oxolinic acid and oxytetracycline were excreted from the treated fish within 10 - 15 days and 25 - 30 days, respectively. The water temperature was 16 - 18°C.

On three farms the maximum concentrations of oxolinic acid in the sediments were between 0.05 and 0.2 µg/g and the drug disappeared within six days after the end of the medication. On two farms no oxolinic acid could be detected in the sediments. The maximum levels of oxytetracycline in the sediments varied between 2.0 and 6.3 µg/g and declined within twelve days to levels between 0.8 and 2.5 µg/g.

The degradation of oxolinic acid and oxytetracycline in sediments was studied in laboratory experiments after addition of known amounts of the drugs to fish farm sediments. The antibacterial effect of oxolinic acid in the sediments was lost after 10 days of incubation at 17°C. The oxytetracycline residues in the sediments showed antibacterial effect for at least 77 days incubation.

The minimum inhibitory concentration (MIC) of oxolinic acid for the bacteria Vibrio anguillarum and Aeromonas salmonicida subsp. salmonicida isolated from the fish was < 0.03 µg/ml, and for Vibrio spp. and Aeromonas spp. isolated from the fish farm sediments < 0.03 - 0.94 µg/ml. The MIC-values of oxytetracycline were between 0.06 - 15.0 µg/ml for pathogens isolated from the fish, and between 0.23 and 30.0 µg/ml for fish pathogens isolated from the fish farm sediments.

The results indicate that compared to oxolinic acid, oxytetracycline is more persistent in the treated fish and the fish farm sediments, and is more likely to induce drug resistant strains of fish pathogens in the treated fish and the fish farm sediments.

## Criteria for selection of medication for fish: Economic signals to the rational fishfarmer

Eric Støttrup Thomsen  
Søren Schierbeck & Co.  
Sabroesvej 15 A2  
DK 3000 Helsingør  
Danmark

The technical criteria for medicines for fish are described in DRUG APPLICATIONS: MEDICINES FOR VETERINARY USE: NORDIC GUIDELINES, NLN PUBLICATION No. 27, Nordiska Läkemedelsnämnden, Upsala, Sweden, 1989. The national authorities will then process applications for licensing of drugs and in this process documentation for the effect on the environment will be demanded.

The practical reality, however, is governed by mainly economic factors, where veterinarians, fish pathologists and the rational seafarmer will choose a treatment strategy guided by a powerful set of economic signals.

The authorities send out these economic signals in the form of

- (a) suitable legislation
- (b) enforcement of legislation and
- (c) encouraging pricing/imposing fiscal levies on the different treatment strategies.

These signals are exemplified and analyzed

A similar set of signals is sent to the pharmaceutical industry by

- (a) practical protection of immaterial rights
- (b) processing of drug applications and
- (c) allowing a profit incentive.

This set of signals determine the willingness of the pharmaceutical industry to develop new products for seafarming. These signals are exemplified and analyzed.

Aquaculture will need new methods and products in the future in order to combat disease and disease-related effects on the environment.

The pharmaceutical industry can only be expected to commit its research and development resources, if the seafarming business and the authorities send out clear signals on profit motivation and protection of results.

Cooperation between research institutions and universities, the pharmaceutical industry, the authorities and the aquaculture business will contribute to lessen the effect on the environment of fish disease and disease treatment strategies.

## Environmental benefits of fish vaccines

P.D.Smith  
Søren Schierbeck & Co.  
Sabroesvej 15 A2  
DK-3000 Helsingør  
Danmark

Fish farming has a long history, but has in recent years seen development and expansion into an important new source of food. Fish farming can be likened to the situation of poultry 20 - 30 years ago. This is particularly true for disease. The expansion of the poultry sector was limited by disease. In the early days problems were treated with chemicals and antibiotics and eventually efficient vaccines were developed.

There are various types of fish farming: Different fish species, different farm types, different temperature and other climatic conditions, fresh or salt water, and even totally recirculated farms. For all of them disease can be a severe problem.

Fish diseases can be divided into parasitic, fungal, bacterial, viral and tumors conditions caused by pollution etc. Treatment comprise (a) chemical treatments, (b) complex antimicrobials, and (c) vaccination: a new method.

Looking first at antibiotics, a number of criteria can be established for new products for fish treatment: A list of 12 such important criteria include this: (3) It must not adversely affect the user (even in a concentrated form), the natural aquatic flora or fauna, or land animals which may come into contact with water contaminated with the compound. The other criteria are equally important.

Other important criteria are levels of tissue residues and the development of resistant strains of the pathogen. In the last few years multi-resistant strains have been known to occur in Scotland in Salmon farming.

Vaccination offers new methods of controlling fish disease, especially important bacterial diseases such as furunculosis, vibriosis, yersiniosis and coldwater vibriosis known as Hitra Disease. Fish vaccines are composed of killed bacteria, growth medium, growth products produced by the bacteria and formalin. Vaccines do not introduce chemicals into the fish but is a stimulation of the natural immune system of the fish, thus triggers no slaughter retention time.

Fish vaccines have been developed and tested on a number of diseases and species apart from the presently commercially available vaccines, and more and improved vaccines can be expected in the future.

There are a set of Golden Rules which must be adhered to if proper protection is to be attained. Several methods of administration, incl. automated methods, are available, but in the future oral vaccination may eventually prove possible on a successful scale. Viral vaccines may become available with the new developments in biotechnology.

**Deltagerliste**

(List of participants)

**Danmark:**

Michael Møller Hansen  
Institut for Genetik og Økologi  
Århus Universitet  
Universitetsparken  
DK-8000 Århus C  
Danmark

Erik Hoffmann  
Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser  
Charlottenlund Slot  
DK-2920 Charlottenlund  
Danmark

Marianne Holmer  
Biologisk Institut  
Odense Universitet  
Campusvej 55  
DK-5230 Odense M  
Danmark

Per Aarup Jensen  
Fiskegruppen Lillebælt A/S  
Kraftværksvej 40  
DK-7000 Fredericia  
Danmark

Tor-Erik Korkman  
Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
DK-1401 København K  
Danmark

Kim Diget Christensen  
Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser  
Charlottenlund Slot  
DK-2920 Charlottenlund  
Danmark

Johan Hougs Møller  
Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
DK-1401 København K  
Danmark

Erik Støttrup Thomsen  
Søren Schierbeck & Co. ApS  
Sabroesvej 15 A 2  
DK-3000 Helsingør  
Danmark

Patrick D. Smith  
Søren Schierbeck & Co. ApS  
Sabroesvej 15 A 2  
DK-3000 Helsingør  
Danmark

Olafur Thorsteinnsson  
Dansk Ørredfoder A/S  
Box 39  
DK-7330 Brande  
Danmark

Espen Vilshammer  
Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
DK-1401 København  
Danmark

Andreas Villadsen  
Matcon A/S  
Generatorvej 45  
DK-2730 Herlev  
Danmark

**Finland**

Harry Bjørklund  
Parasitologiska Institutet  
Åbo Akademi  
Porthansgatan 3  
SF-20500 Åbo  
Finland

Imto Kekkonen  
Miljøstyrelsen  
Boks 399  
SF-0021 Helsinki  
Finland

Camilla Laurén-Määttä  
Institutionen for Biologi  
Åbo Akademi  
Fanrikskatan 3  
SF-20500 Helsinki  
Finland

Timo Makinen  
Vilt-och Fiskeriforskn.Inst.  
Boks 202  
SF-00151 Helsinki  
Finland

Hillevi Niiranen  
Åbo Akademi  
Institutet for Parasitologi  
Porthansgatan  
SF-20500 Åbo  
Finland

Jyrki Uotila  
Geografiska Institutionen  
Åbo Universitet  
SF-25000 Åbo 50  
Finland

**Færøerne**

Guðrið Andorsdóttir  
Fiskirannsóknarstovan  
Nóatún  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Dorete Bloch  
Føroya Náttúrugripasavn  
Djóradeildin  
Fútalág 40  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Ingvarð Fjallstein  
Fiskirannsóknarstovan  
Nóatún  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Eilif Gaard  
Fiskirannsóknarstovan  
Nóatún  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Bogi Hansen  
Fiskirannsóknarstovan  
Nóatún  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Marjun Hanussardóttir  
Heilsufrøfiliga Starvsstovan  
Debessartrøi  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Anna Maria Fossá  
Føroya landsst ri  
Tinganes  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Hjalti í Jákupsstovu  
Fiskirannsóknarstovan  
Nóatún  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Jákup Pauli Joensen  
Heilsufrøðiliga Starvsstovan  
Debessartøi  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Karina Nattestad  
Fiskirannsóknarstovan  
Nóatún  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Áki Mortensen  
Landsdyrelæge  
Royndarstøin  
FR-100 Kollafjørður  
Færøerne

Marita Poulsen  
Heilsufrøðiliga Starvsstovan  
Debessartøi  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

Heri Mørkøre  
Apoteksverk Føroya  
FR-800 Tvøroyri  
Færøerne

Richard Schwartzon  
Apoteksverk Føroya  
R. C. Effersøesgøta 31  
FR-100 Tórshavn  
Færøerne

## Island

Jóhann Arnfinnsson  
Veiðimálastofnun  
Hverfisgata 116  
Boks 5252  
IS-125 Reykjavík  
Island

Sigurður Gudjónsson  
Veiðimálastofnun  
Boks 5252  
IS-125 Reykjavík  
Island

Petur Bjarnason  
IsTess  
Glerárgata 36  
IS-600 Akureyri  
Island

Gunnar Steinn Jónsson  
Hollustuvernd Ríkisins  
Armúla 1 A  
Boks 8080  
128 Reykjavík  
Island

## Norge

Bjørn Braaten  
 Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA)  
 Brekkeveien 19  
 Boks 69 Korsvoll  
 N-0808 Oslo 8  
 Norge

Jonny Didriksen  
 Fiskeridepartementet  
 Boks 8118 Dep.  
 N-0032 Oslo 1  
 Norge

Lars Petter Hansen  
 Norsk Institutt for Naturforskning  
 Tangasletta 2  
 N-7004 Trondheim  
 Norge

Pia Hansen  
 Havforskningsinstituttet  
 Boks 1870  
 N-5024 Bergen - Nordnes  
 Norge

Halvor Hektoen  
 Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA)  
 Boks 69 Korsvoll  
 N-0808 Oslo 8  
 Norge

Jorun Klovning  
 Havforskningsinstituttet  
 Boks 1870  
 N-5024 Bergen - Nordnes  
 Norge

Mai Britt Knoph  
 Norges Vetrinærhøgskole  
 Fællesavd. for Akvakultur og Fiskesykdommer  
 Boks 8156 Dep.  
 N-0033 Oslo 1  
 Norge

Arne Ervik  
 Havforskningsinstituttet  
 Boks 1870  
 N-5024 Bergen - Nordnes  
 Norge

Morgen Frogh  
 Nordlandsforskning  
 Boks 6003  
 N-8016 Mørkved/Bodø  
 Norge

Harold Leffertstra  
 Statens Forurensningstilsyn  
 Boks 8100 Dep.  
 N-0032 Oslo 1  
 Norge

Kari Nygaard  
 Norsk Inst. for Vannforskning  
 Boks 69 Korsvoll  
 N-0808 Oslo 8  
 Norge

Henning Røed  
 Statens Forurensningstilsyn  
 Boks 8100 Dep.  
 N-0032 Oslo 1  
 Norge

Morten Schaaning  
 Jordforsk  
 Boks 9  
 N-1432 Ås-NLH  
 Norge

Torbjørn Åsgård  
 Akvaforisk  
 N-6600 Sundalsøra  
 Norge

**Sverige**

Sten Åke Carlsson  
Statens Naturvårdverk  
S-17185 Solna  
Sverige

Alexandra von der Decken  
Wenner-Gren Institutet  
Stockholm Universitet  
S-10691 Stockholm  
Sverige

Magnus Enell  
IVL  
Boks 21060  
S-10031 Stockholm  
Sverige

Sven Kollberg  
Vattenbrukarnas Riksförbund, VRF  
Länsmansvägen 4  
S-45052 Dingle  
Sverige

Johan Persson  
Avd. for Hydrologi  
Uppsala Universitet  
Västra Ågatan 24  
S-75220 Uppsala  
Sverige

Rolf Persson  
Fiskeristyrelsen  
Boks 2565  
S-40317 Göteborg  
Sverige

Ola Holby  
Analytisk och Marin Kemi  
Göteborgs Universitet  
S-41296 Göteborg  
Sverige

Lars Håkonson  
Avd. for Hydrologi  
Uppsala Universitet  
Västra Ågatan 24  
S-75220 Uppsala  
Sverige

Lisbeth Johansson  
Uppsala Universitet  
Fjärdhundrag. 32  
S-75337 Uppsala  
Sverige

Mark Toneby  
Ewos AB  
Box 618  
S-15127 Sødertälje  
Sverige

Bjørn Wahlberg  
Fiskeodlingsavdl. PDO/1  
Vattenfall  
S-161287 Vallingby  
Sverige

Mats Vallin  
Afdeling for Hydrologi  
Uppsala Universitet  
Västra Ågatan 24  
S-75220 Uppsala  
Sverige





## Nordiske kommissionærer

Publikationer i Nord-serien kan bestilles i boghandelen eller direkte fra Nordisk Råds/Nordisk Ministerråds kommissionærer:

### *Danmark:*

**Svensk-Norsk Bogimport**  
Postboks 9059  
Store Kongensgade 59B  
1022 København K.  
Tlf.: (+45) 33 14 22 66

### *Finland:*

**Statens Tryckericentral**  
Postbox 516  
Annegatan 44  
00101 Helsingfors 10  
Tlf.: (+358 0) 56 601

### *Norge:*

**Akademika**  
Offentlige publikasjoner  
Postboks 8134 Dep  
0033 Oslo 1  
Tlf.: (+47 2) 45 30 40

### *Sverige:*

**Almänna Förlaget**  
Kundtjänst  
106 47 Stockholm  
Tlf.: (+46 8) 739 96 30

### *Island:*

**Mál og Menning**  
c/o Anna Einarsdóttir  
Laugavegi 18  
101 Reykjavík  
Tlf.: (+354 1) 242 40



## Havbrug og miljø

Havbrugs påvirkning af det omgivende miljø var titlen på det seminar, der blev afholdt af Nordisk Ministerråd (Fiskeriministrene) i Torshavn i september 1990.

Foredrag, konklussioner og rekommendationer fra seminaret er samlet i denne rapport.



**Nordisk Ministerråd**

---



