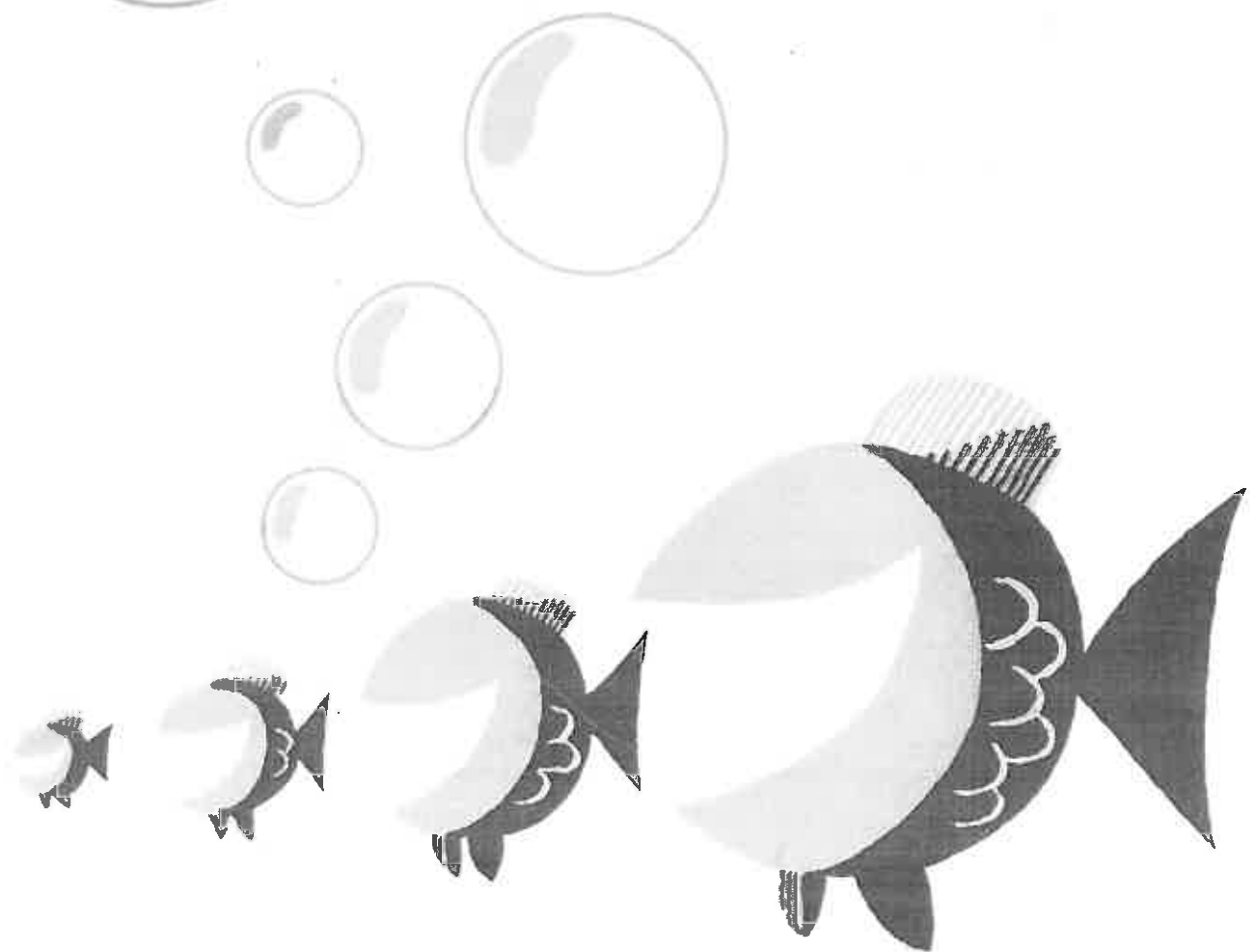


RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO



MONISTETTUJA JULKAISUJA

97
1989





RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUA JULKAISUA

Vastaava toimittaja: Eero Aro

Toimittajat: Outi Heikinheimo-Schmid, Mikael Hildén, Marja-Liisa Koljonen, Finn Löf, Eija Nylander, Riitta Rahkonen, Petri Suuronen, Lauri Urho ja Aune Viher-
vuori

Julkaisun jakelusta päätetään kunkin numeron osalta erikseen.

Julkaisua koskevat tiedustelut osoitetaan Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston kirjastolle, PL 202, 00151 Helsinki.

Monistettuja julkaisuja on jatkoa sarjalle: "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Kalantutkimusosaston muut julkaisusarjat ovat "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" ja "Meddelanden".

Ansvarig redaktör: Eero Aro

Redaktörer: Outi Heikinheimo-Schmid, Mikael Hildén, Marja-Liisa Koljonen, Finn Löf, Eija Nylander, Riitta Rahkonen, Petri Suuronen, Lauri Urho ja Aune Viher-
vuori

Publikationens distribuering fastställes skilt för varje nummer.

Förfrågningar angående tidskriften riktas till bibliotekarien, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, fiskeriforskningsavdelningen, PB 202, 00151 Helsingfors.

Tidskriften är fortsättning på "Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja". Övriga publikationsserier från fiskeriforskningsavdelningen är "Finnish Fisheries Research", "Suomen kalatalous", "Tiedonantoja" och "Meddelanden".

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS, KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUJA JULKAISUJA

No 97

1989

FISKODLINGENS MILJÖEFFEKTER
OCH METODER FÖR ATT MINSKA DEM

EN LITTERATURÖVERSIKT AV ERFARENHETER I FINLAND 1975-1989

ENGLISH SUMMARY: EFFECTS OF FISH FARMING ON THE
ENVIRONMENT AND METHODS OF REDUCING THEM.

A LITERATURE REVIEW OF FINDINGS
IN FINLAND IN 1975-1989

STIG-HÅKAN HENRIKSSON

HELSINKI 1989

ISBN 951-8914-30-3
ISSN 0358-4623
HELSINKI 1989
YLIOPISTOPAINO

**FISKODLINGENS MILJÖEFFEKTER
OCH METODER FÖR ATT MINSKA DEM**

En litteraturöversikt av erfarenheter i Finland 1975–1989

Stig-Håkan Henriksson

**Åbo Akademi
Institutionen för biologi
SF-20500 Åbo
Finland**

INNEHÅLL

FÖRORD	1
1. INTRODUKTION	3
2. BELASTNING FRÅN FISKODLING	8
2.1. Allmänt	8
2.2. Närsaltsbelastning	9
2.3. Belastning av syreförbrukande material	11
2.4. Övrig belastning	12
3. EFFEKTER PÅ VATTENKVALITETEN	14
4. FISKODLINGENS BIOLOGISKA EFFEKTER	15
4.1. Fiskodlingens effekter på växtplankton	15
4.1.1. Allmänt	15
4.1.2. Effekter i sött vatten	16
4.1.3. Effekter i brackvatten	16
4.2. Fiskodlingens effekter på perifyton	19
4.2.1. Allmänt	19
4.2.2. Utförda undersökningar	19
4.2.3. Effekter	20
4.2.4. Perifytonmetodens användbarhet	21
4.3. Fiskodlingens effekter på bottendjur	22
4.3.1. Allmänt	22
4.3.2. Effekter och deras omfattning	23
4.4. Fiskodlingens effekter på vild fisk	24
4.4.1. Allmänt	24
4.4.2. Effekter på strömming	25
4.4.3. Fiskodling och sjukdomsspridning	26
4.5. Övriga effekter	27
5. TILLSYN ÖVER BELASTNING OCH VATTENDRAG	28
6. FÖREBYGGANDE OCH MINSKANDE AV MILJÖSKADOR VID FISKODLING	33
6.1. Allmänt	33
6.2. Utveckling av foder och utfodringsteknik	33
6.3. Uppsamling av slam	35
6.3.1. Slamuppsamling i landbaserade odlingar	36
6.3.2. Slamuppsamling i kassodlingar	37
6.3.3. Fortsatt behandling av slammet	41
6.4. Rasförädling	42
6.5. Borttagning av närsalter m.h.a. växtbiomassa	42
6.6. Styrning av odlingarnas produktionsmängder och lokalisering	43
7. SAMMANFATTNING	47
8. YHTEENVETO	48
9. SUMMARY	49
LITTERATUR	50

FÖRORD

Sedan år 1987 pågår i Finland ett av jord- och skogsbruksministeriet finansierat forskningsprojekt kallat "Bedömning av fiskodlingens miljökonsekvenser". I projektet deltar Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Vatten- och miljöstyrelsen, Åbo Akademi och Åbo universitet. Projektet utförs som en integrerad del av ett treårigt nordiskt samarbetsprojekt "Det marina vattenbrukets miljöfrågor", finansierat av Nordiska ministerrådet.

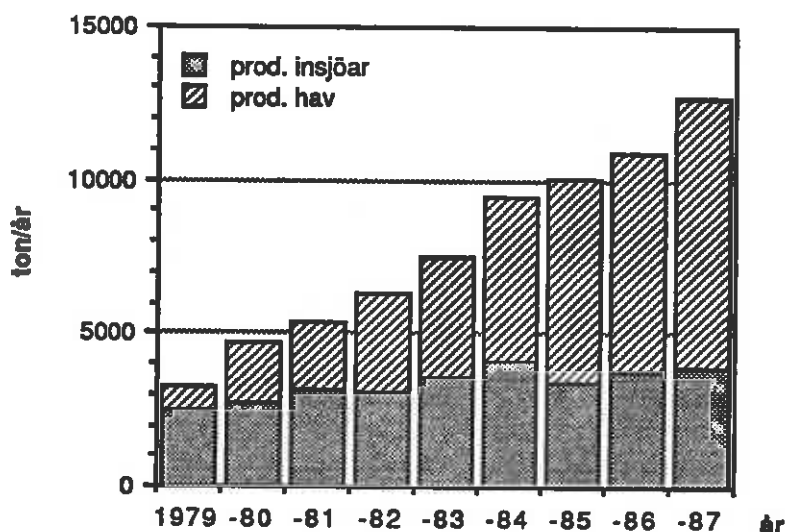
Syftet med projektet är att bl.a. få fram ett belastningsdiagram för kustområdena, d.v.s. att på ett praktiskt användbart sätt koppla ihop ekologisk effekt som funktion av närsaltsdos och kustområdets känslighet. Tanken är att man med diagrammets hjälp på ett tämligen enkelt men ändå relevant sätt skall kunna göra bedömningar av miljökonsekvenserna av kassodling.

Själva belastningsdiagrammet utarbetas i Sverige, vid Hydrologiska avdelningen vid Uppsala universitet. Finlands andel i projektet berör kartläggning av de ekologiska effekterna för verifiering av modellens biologiska relevans. Av de biologiska parametrarna har man härvid valt att närmare studera bottenfaunan och de naturliga fiskbestånden. Utöver dessa undersöks också sedimenteringen i odlingarnas närområde.

Den till hands varande rapporten har tillkommit inom ramen för ovannämnda projekt. Avsikten är att ge en inblick i den forskning och det utredningsarbete gällande fiskodlingens miljöeffekter som bedrivs i Finland men som det i de övriga nordiska länderna kan vara svårt att få en helhetsbild av p.g.a. språkbarriären.

1. INTRODUKTION

I Finland har en mera omfattande kommersiell uppfödning av matfisk pågått sedan 1960-talet. Tidigare hade odlingarna, vilka samtliga var lokaliserade till insjöområdet, enbart inriktat sig på yngelodling. Också matfiskodlingen var till en början koncentrerad till insjöområdet medan den första odlingen i havsområdet inledde sin verksamhet i början av 1970-talet. Under de senaste tio åren har odlingen av matfisk expanderat kraftigt (Fig. 1). Under 1980-talet har speciellt kassodlingen inom havsområdet ökat snabbt, efter det att man med större framgång börjat övervintra fisken i kassarna. Andra faktorer som gynnat odlingen i havsområdet är den bättre tillväxten hos fisken, de skärpta miljöskyddskraven för insjöodlingarna och lägre investeringskostnader för anläggningarna i havet (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985).



Figur 1. Fiskodlingarnas matfiskproduktion i Finland åren 1979–1987 (enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik)

En indelning av fiskodlingarna kan göras i fråga om ägarbasen och verksamhetsmålen. Fiskodlingen i Finland utövas av staten, fiskerihushållningssamfund och organisationer, företag som ålagts kompensationsutsättningar samt privata odlare. Den statliga fiskodlingen är underställd Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet. Dess viktigaste uppgift är att säkerställa tillgången på rom och yngel av ädelfisk för fortsatt uppfödning, att genom odling av avelsfisk upprätthålla värdefulla och hotade fiskbestånd samt att bedriva forskning för att utveckla fiskodlingen och fiskevården. Beträffande matfiskproduktionen inskränker sig de statliga anstaltens uppgift till rasförädling och utvecklande av fiskodlingstekniken. Fiskerihushållningssamfundet och de som blivit ålagda kompensations-

utsättningar, t.ex. kraftverksbolag, producerar närmast utsättningsyngel. De kommersiellt fungerande privata fiskodlingarna står för produktionen av nästan all regnbågslax och utöver detta också en del sättfisk (Skärgårdsdelegationen 1987).

Enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik över fiskodlingen för år 1987 fanns det sammanlagt 381 odlingar som specialiserat sig på matfiskproduktion i Finland. Den sammanlagda produktionen i dessa uppgick till 12 678 ton (Fig. 1). Produktionen i anläggningarna i brackvatten (177 st) var 8 784 ton vilket är drygt två gånger så mycket som inlandsodlingarnas (204 st) produktion, som uppgick till 3 894 ton. Till 99 % bestod produktionen av regnbågslax medan resten utgjordes av lax och havsöring. I Finland finns ingen marknad för portionsfisk varför produktionen nästan uteslutande utgörs av stor (1,5–2,5 kg) regnbågslax (MÄKINEN 1988a). En del av den största fisken har exporterats sedan 1983, men marknaden har varit nyckfull. En ökning skedde fram till år 1985 då 2 285 ton fisk, till ett värde av 63,6 milj. Fmk, exporterades (STUNS 1989). Därefter rasade exporten och var i ett par år endast en bråkdel av denna mängd. Större omfattning fick exporten igen år 1988 då volymen, enligt uppskattning, uppgick till över 3 200 ton (minst 75 milj. Fmk).

Under den senaste tiden har det blivit allt vanligare vid yngelodlingarna i inlandet att kläcka och den första tiden föda upp ynglen i uppvärmt vatten. Ynglen flyttas då över till odlingarna i havsområdet redan som små (medelvikt ca 5 g) och odlingen av fisken till slaktstorlek inskränks på detta sätt till två odlings-säsonger. Sötvattensodlingarna har således i allt högre grad specialiserat sig på produktion av yngel för vidare odling i havsanläggningarna (MÄKINEN 1988a).

Förutom matfiskproduktionen är produktionen av utsättningsyngel omfattande i Finland. Utplantering av odlade yngel har fått allt större betydelse eftersom fiskars naturliga vandringsleder och lekplatser förstörts. Genom utplanteringarna strävar man efter att upprätthålla och utveckla fisket och höja vattnens produktionsvärde.

Utsättningen av fisk har ökat kraftigt, speciellt under 1980-talet. Enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik för år 1987 uppgick det totala antalet utplanterad fisk (exklusive nykläckt fisk) till 48,5 miljoner st. varav 64 % utgjordes av sik. Nykläckta yngel producerades 86 miljoner st. och av dessa utgjordes 64 % av sik. Produktionen av utsättningsyngel omfattade totalt 20 fiskarter. Vid sidan av olika sikformer har produktionen av havslax ökat kraftigt under de senaste åren. År 1987 producerades över 5 miljoner st. vilket är dubbelt mer än år 1985. För närvarande är Finland det land inom Östersjöområdet som planterar mest lax i relation till den egna fångsten. Övriga viktiga arter är insjö- och havsöring, gös, gädda och harr.

Det sammanlagda antalet fiskodlingsanläggningar år 1987 var 499 (Tabell 1). Av dessa var 318 sötvattensodlingar och 181 havsodlingar. Därutöver fanns det 248 företag som bedrev odling i naturfoderdammar.

Tabell 1. Antal fiskodlingsföretag av olika typ i Finland 1979–1987 (enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik).

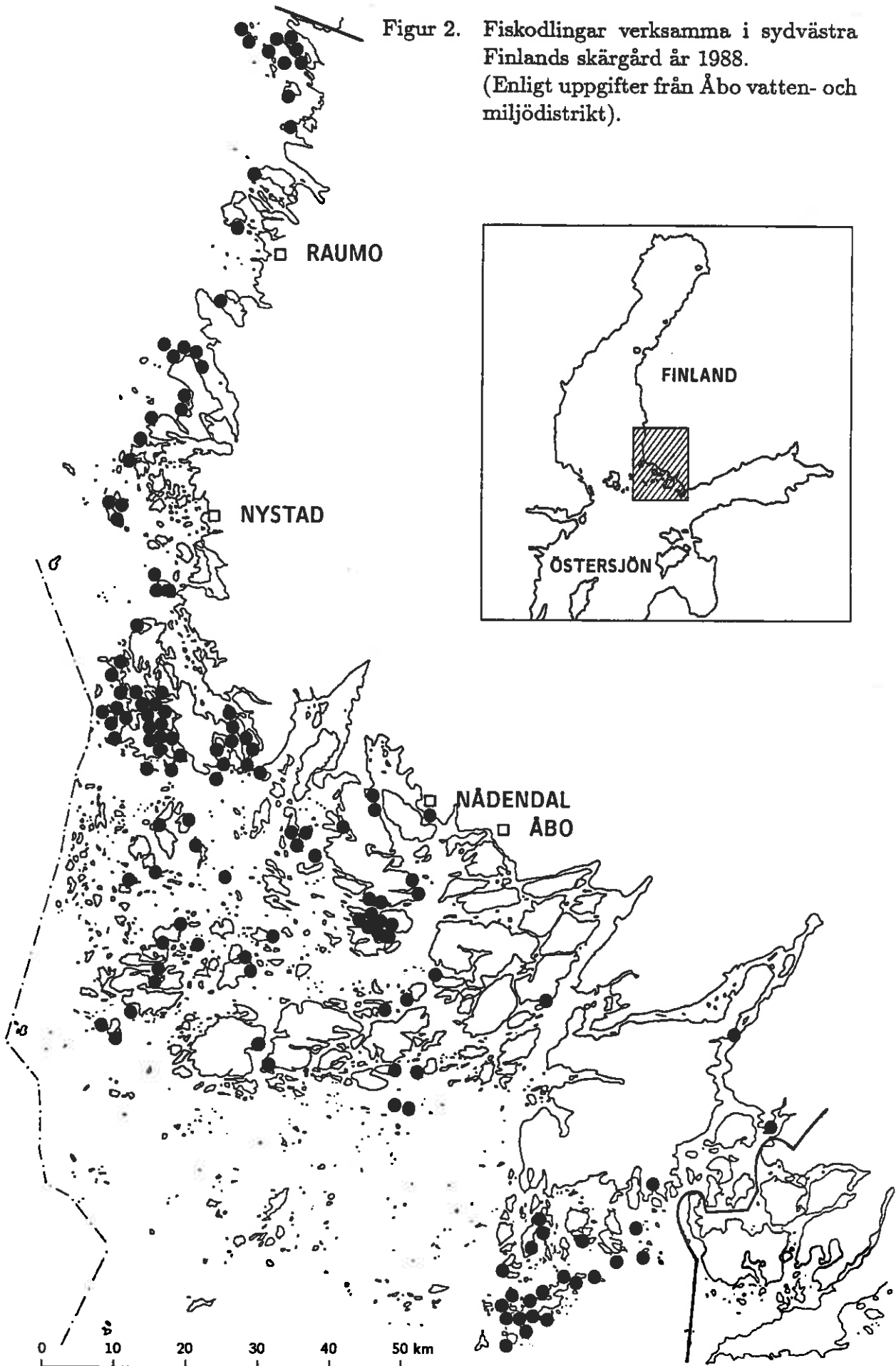
år	odlingar i konstgjorda bassänger	jorddammsföretag	odlingar i		företag i naturfoderdammar
			nätkassar och hav	-inhägnader sötvatten	
1979	73	128	36	13	169
1980	62	169	78	13	180
1981	60	218	85	28	200
1982	68	247	98	26	203
1983	81	250	105	25	212
1984	83	228	151	24	222
1985	97	224	176	22	216
1986	101	218	177	18	248
1987	98	201	181	32	248

Av sötvattensanläggningarna är jorddammsföretagen fortfarande vanligast. Till följd av skärpta vattenskyddsåtgärder och intensivare produktion har deras antal dock ständigt minskat under 1980-talet, samtidigt som odling i konstgjorda bassänger blivit allt vanligare. I insjöområdet verkar också några små nätkassar och -inhägnader. I havsområdet bedrivs odlingen nästan uteslutande i nätkassar och praktiskt taget all fisk som produceras är matfisk. Den huvudsakliga produktionen är här koncentrerad till Skärgårdshavet och kusten i Bottenhavets södra del (Fig. 2) samt till Åland. Inom detta område sker ungefär 2/3 av landets totala matfiskproduktion. I Bottniska viken finns ytterligare anläggningar vid Kvarken samt längs med Bottenvikens kust. I Finska viken finns också några anläggningar, i huvudsak koncentrerade till Kymmene älvs mynning.

Storleken av odlingarna varierar kraftigt. Medelstorleken för matfiskanläggningarna är ca 33 ton/år (enligt Vilt- och fiskeriforskningsinstitutets statistik för år 1987). Havsanläggningarna är i allmänhet något större än anläggningarna i inlandet. De största odlingarna producerar mer än 200 ton i året.

Utfodringen av fiskarna baseras i mycket hög grad på industriellt tillverkat torrfoder. Färskfoder, främst strömming, används också och kan vara av mycket stor betydelse för vissa odlingar i havsområdet. År 1985 uppgick färskfodrets andel till ca 10 % av den totala foderanvändningen (MÄKINEN & ESKELINEN 1985). Semimoist-foder har hittills använts i rätt begränsad omfattning men en avsevärd ökning har skett under de senaste åren. Enligt uppgifter från Åbo vatten- och miljödistrikt användes inom distriktets område år 1986 ca 6 000 ton torrfoder och 650–700 ton semimoist-foder för en fiskproduktion på 3 700 ton. Under år 1987 skedde en kraftig ökning för semimoist-fodrets del.

Figur 2. Fiskodlingar verksamma i sydvästra Finlands skärgård år 1988.
(Enligt uppgifter från Åbo vatten- och miljödistrikt).



Fiskodlingen i Finland har uppnått en betydande position inom hela landets fiskerihushållning. År 1987 uppgick producentvärdet för samtliga fiskodlingsprodukter till 386 milj. Fmk. Av detta utgjorde matfiskens andel (regnbågslox) 304 milj. Fmk medan återstoden, 82 milj. Fmk, utgjordes av sättfisk. Värdet av fiskodlingsproduktionen uppgick redan år 1983 till hälften av värdet för hela landets fiskefångst (WESTMAN *et al.* 1987). Dessutom bör man ta i beaktande att en avsevärd del av lax-, örings- och sikfångsten baserar sig på yngelutsättningarna.

I takt med den snabba expansionen av fiskodlingen har dess miljöpåverkan, närmast då fenomenet i anslutning till övergödning av vattnen, väckt allt större uppmärksamhet. Fiskodlingens miljöeffekter och andra aspekter av fiskodling, såsom olika metoder för att minska belastningen, har varit föremål för ett stort antal undersökningar i Finland. Största delen av undersökningarna har utförts i insjöområdet men ett betydande material finns också från kustområdet. Högskolor, jord- och skogsbruksministeriet, vissa stiftelser, Finlands Akademi och Fonden för Finlands självständighets jubileumsår (SITRA) har låtit utföra forskning och utredningsarbete. Finland deltar också i det samarbete som inom branschen bedrivs i de nordiska länderna och för övrigt internationellt.

Forskningen har inriktats på en mängd olika delområden. Effekterna av främst närsaltsbelastningen i vattendragen har studerats med hjälp av sådana biologiska parametrar som plankton, bakterier, alger, högre vattenväxter, bottenfauna och fisk. Inte bara biologiska utan också samhällsliga förutsättningar för och konsekvenser av fiskodling i skärgården studerades åren 1984–86 inom ett projekt kallat "Levande skärgård – levande vatten" vid Åbo Akademi. Den biologiska delen i detta tvärvetenskapliga projekt berörde kopplingar mellan odlad fisk och skärgårdens naturliga ekosystem (energiflöden, överföring av fisksjukdomar och parasiter mellan odlad och vild fisk, effekter på fiskpopulationer, sedimentation och bottenfauna). Olika tekniska lösningar för att minska belastningen från odlingarna har utprovats vid sidan av interna vattenskyddsåtgärder, såsom utveckling av fodret.

I denna rapport presenteras ett urval av de arbeten som utförts i Finland, huvudsakligen rörande fiskodlingens ekologiska effekter, men också rörande utredningar som gjorts för att minska belastningen. Tyngdpunkten i presentationen är lagd vid undersökningar i kustområdet. En bibliografi över en stor del av de arbeten som utförts i Finland fr.o.m. 1971 rörande fiskodlingens vattendrags-effekter, dess belastning samt minskning av belastningen, har sammanställts av POIKOLAINEN (1988).

2. BELASTNING FRÅN FISKODLING

2.1. Allmänt

Belastningen från fiskodlingar härstammar i huvudsak från fodret som ges åt fiskarna. Den del av fodret som inte binds i fiskarna kommer ut i vattendraget i form av utsöndringsprodukter, exkrementer och foderspill. Ytterligare belastning uppkommer i samband med rensningen av fisk, om rensnings- och tvättvattnet leds ut i vattendraget.

Belastningen sker både i form av fasta partiklar och lösta ämnen. Från fodret och rensningsvattnet härstammar dessutom oljor och fetter, vilka sprider sig i vattendraget i form av emulsioner eller som en tunn hinna på vattenytan. De lösta ämnena utgörs av både organiska och oorganiska föreningar som bildas vid fiskens ämnesomsättning. De kommer ut i vattendraget direkt genom fiskens gälar och hud eller med fekalier och urin samt från den styckade foderfiskens kroppsvätskor (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985). För att beskriva belastningen från fiskodling brukar den vanligtvis uppdelas i: fasta partiklar, BOD-, kväve- och fosforbelastning.

De fasta partiklarna, som utgörs av foderspill och fekalier, sjunker i regel snabbt till botten och bildar slam. Nedbrytningsprocesserna i slammet startar omedelbart, vilket leder till att dess konsistens förändras och näringsämnen börjar frigöras till vattnet. Dessutom resuspenderas en del av slammet. Vid kassodlingar sprids allt slam i det omgivande vattendraget. Sedimenteringen av slammet påverkas både av vattnets strömningshastighet och bottenens topografi. Vid skyddade lokaler stannar s.g.s. allt slam i närheten av odlingen, eventuellt förs slammet till ett närliggande djupområde. I sund med transportbotten och starka vattenströmmar samt intill öppna fjärdar, sprids slammet med strömmarna över stora områden för att slutligen sedimentera på närmaste sedimentationsbotten (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985).

En kvantifiering av sedimentationen har gjorts vid ett par odlingslokaler i Skärgårdshavet. Intill en odling på 200 ton (i område 2 sid 30) konstaterades sedimentationen under högsommaren maximalt uppgå till drygt 100 g torrsbstans/m².d (HUTTULA & SARKKULA 1985). Vid de provpunkter närmast odlingen där sedimentationen var som störst, höll den sig i allmänhet kring 40–60 g TS/m².d. Det är inte känt hur stor andel av detta som utgjordes av resuspenderat material. UOTILA (1987) har, utgående från årsringar i sedimentprov, beräknat sedimentationshastigheten vid en odling på 30 ton (i område 3 sid 30). Han fann att det direkt under kassarna har deponerats sediment i en takt av ca 6 cm/år, vilket omräknat i torrsbstans motsvarar 3 000–3 500 g/m².år. Hälften av detta material visade sig vara fiskodlingshärlett medan resten härrörde från andra källor.

Karakteristiskt för belastningen är att den inte är jämn utan i hög grad säsongbetonad. Tillväxten och foderåtgången faller huvudsakligen inom perioden maj-oktober (120-180 dygn beroende på breddgrad, SOKKA 1986). Under tillväxtperioden varierar belastningen också och den är i allmänhet störst under perioden juli-oktober.

Med tanke på effekterna i vattendraget utgörs belastningen främst av organiska, syreförbrukande ämnen samt näringsämnen som ökar primärproduktionen. Från fiskodlingar sprids också bakterier och parasiter ut i den omgivande vattenmiljön vid sidan av de kemikalier och läkemedel som används för sjukdomsbekämpning.

2.2. Närsaltsbelastning

Närsaltsbelastningen har sitt ursprung i foderspillet och i fiskarnas ekskrementer och utsöndringsprodukter. Foderspillets andel varierar beroende på fodertyp och skötseln av odlingen. Mängden foderspillet rör sig för torrfodrets del kring 1-5 % av den totala fodermängden (WARRER-HANSEN 1979) medan den för färskfodrets del kan vara betydligt större, t.o.m. över 40 % (OVASKAINEN 1981). Av foderspillet omsätts en del av den vilda fisken. Huvuddelen bryts dock ner av mikroorganismer, varvid närsalterna småningom frigörs.

Merparten av närsaltsbelastningen i samband med fiskuppfödningen utgörs av produkter från fiskens ämnesomsättning. Av närsalterna i fodret hamnar största delen i en eller annan form ut i vattnet eftersom fisken endast förmår binda en begränsad mängd. Enligt en sammanställning i Vesi- ja ympäristöhalitus (1988) av några undersökningar i Finland, binds i genomsnitt 28 % av fodrets fosfor i fisken. För kvävet del finns inte motsvarande uppgifter att tillgå. Enligt de teoretiska massbalansberäkningarna är siffran ännu lägre, omkring 20 %, både för fosfor och kväve. Ända upp till 80 % av fodrets fosfor och kväve beräknas således hamna ut i vattendraget från odlingar vilka helt saknar reningsanordningar.

Fosforbelastningen sker till stor del i bunden form, uppskattningsvis 50 % av fosfor är bunden i fast substans (bl.a. SELÄNNE *et al.* 1983). Kvävebelastningen sker däremot till största delen (70-90 %) i löst form som urea och ammoniak, vilka utsöndras både direkt genom gälarna och i form av urin. En del av det osmälta kvävet är också fast bundet i fekalier. Vid undersökning av sedimenteringen vid en odling i Skärgårdshavet (i område 3 sid 30) fann man att 30-40 % av fosforbelastningen sedimenterade medan motsvarande andel för kvävet del var knappt 10 % (JUMPPANEN 1986).

Nedbrytningen av slammet som sjunker till botten börjar omedelbart varvid närsalterna går i lösning. Nedbrytningsprocesserna är snabba. Efter fyra dygn har redan hälften av fosfor löst sig och efter två veckor återstår endast en tredjedel av fosfor (KIVINEN 1980). Fosfor som frigjorts från slammet är till

80–95 % i form av fosfat (MANNINEN 1982). All fosfor löser sig inte utan en del förblir fast bunden i sedimentet. Andelen som löser sig varierar starkt beroende på slammets kvalitet, odlingens läge, djup- och strömförhållanden samt den biologiska verksamheten.

Närsaltsbelastningen från fiskodlingar kan beräknas då man känner till närsaltsinnehållet i fodret och i den producerade fisken samt mängden förbrukat foder och producerad fiskmängd. I de beräkningar som utförts i Vesi- ja ympäristöhallitus (1988) har man utgått från att regnbåglaxens fosforhalt är 0,4 % och kvävehalt 2,75 %. För torrfodrets del har följande medelvärden använts: fodrets fosforhalt är 1,0 %, kvävehalt 7,5 % och foderkoefficienten 1,8. Detta innebär att för produktion av ett kilogram fisk i odlingar utan reningsanordningar, fås en fosforbelastning på 14 g och en kvävebelastning på 108 g. Om färskfoder används blir belastningen 20 g fosfor och 123 g kväve per kilogram fisk (fodrets fosforhalt 0,4 %, kvävehalt 2,5 % och foderkoefficienten 6). För semi-moist foder, med en fosforhalt på 0,8 % och foderkoefficienten 2,5, blir fosforbelastningen 16 g/kg fisk.

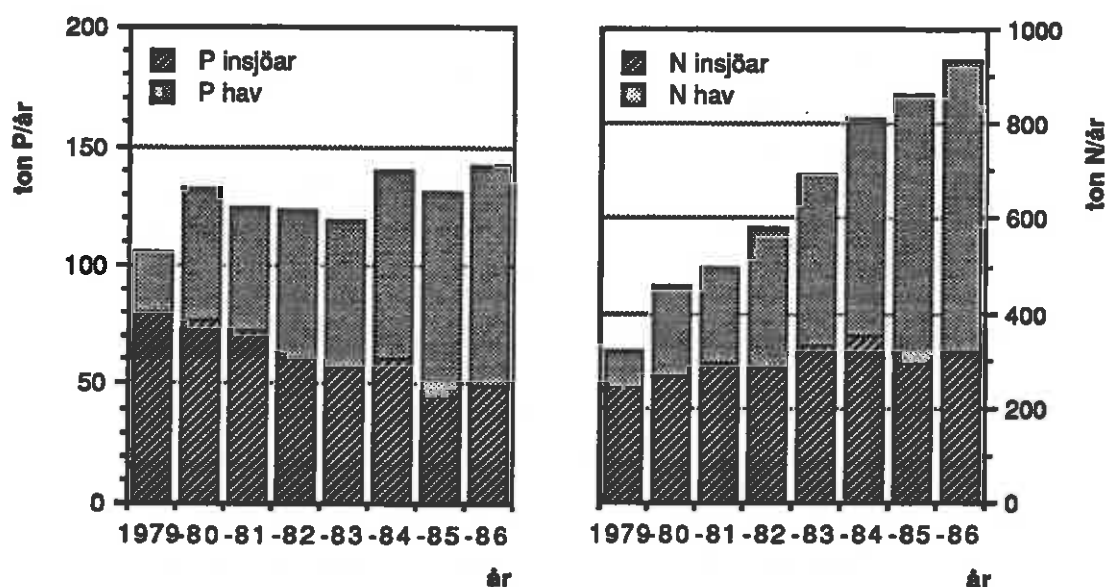
MÄKINEN (1988b) har framräknat värden för den totala närsaltsbelastningen från fiskodlingen i Finland för åren 1979–1986. Beräkningen är teoretiskt uppbyggd och bygger på de genomsnittliga värden för foderkoefficienten och fodrets halt av närsalter som ges i tabell 2. Därtill har följande värden för fiskens innehåll av närsalter använts: fosfor 0,4 % och kväve 2,2 %.

Tabell 2. Medelvärden för foderkoefficienten samt fodrets genomsnittliga halt av fosfor och kväve under åren 1979–1986 (Enligt MÄKINEN 1988b).

år	foderkoefficient	fosforhalt %	kvävehalt %
1979	1,9	1,9	6,5
1980	1,9	1,7	6,5
1981	1,8	1,5	6,5
1982	1,8	1,3	6,5
1983	1,8	1,1	6,5
1984	1,7	1,1	6,5
1985	1,7	1,0	6,5
1986	1,7	1,0	6,5

Resultatet av beräkningen av fosfor- och kvävebelastningens storlek och dess fördelning mellan fiskodlingar i insjö- och havsområden, ges i figur 3.

Ur figur 3 framgår att fosforbelastningen i insjöområdet sjunkit från 80 ton till 49 ton mellan åren 1979–1986. Under samma tid har fosforbelastningen i havsområdet ökat från 25,5 ton till 93 ton. Ökningen är dock inte speciellt stor med tanke på att produktionen under samma tidsperiod ökade från 794 ton till 7140 ton (jfr fig. 1, sid 3). Beträffande fosforbelastningen märks således tydligt resultaten av den förbättrade foderkoefficienten och den sänkta fosforhalten i fodret. Kvävebelastningen har däremot ökat i takt med produktionen, eftersom några större förändringar av fodrets proteinhalt inte skett.



Figur 3. Storleken av fiskodlingarnas fosfor- och kvävebelastning samt dess fördelning mellan insjö- och havsområden (Enligt MÄKINEN 1988b).

2.3. Belastning av syreförbrukande material

Vid fiskodling åtgår syre både vid fiskarnas respiration och vid slammets nedbrytningsprocesser. Fiskarnas syreförbrukning är beroende av deras aktivitet, vattnets temperatur och den förbrukade fodermängden.

Det egentliga syreförbrukande materialet härrör sig från foderspillet och fiskarnas exkrementer. Syre förbrukas också vid nedbrytning av det algmaterial som bildats till följd av den förbättrade tillgången på närsalter. En del av det mest lösliga organiska materialet spjälks redan i vattenfasen men största delen sjunker snabbt till botten. I bottenlammet och det botten nära vattenskiktet fås således en markant ökning av syreförbrukningen, vilket kan leda till syrebrist och bildning av giftigt svavelväte (H_2S). Syrebrist i det botten nära vattnet utgör således den mest kritiska faktorn och den skadligaste förändringen i vattenmiljön.

Belastningen av snabbt nedbrytbara organiska ämnen mäts vanligtvis i form av BOD₇ (Biochemical oxygen demand). BOD-värden uppmätta i avloppsvattnet från landbaserade odlingar, ger inte en rättvis bild av belastningen, eftersom en del av det organiska materialet bryts ner redan i odlingsbassängerna. I kassodlingar sker BOD-belastningen direkt i det omgivande vattnet. Belastningen kan i detta fall överhuvudtaget inte mätas direkt, utan man får ty sig till uppskattningar. Vid produktion av ett ton fisk, med en foderkoefficient på 1,8, har BOD₇-värdet beräknats vara 2–7 kg/d (JUMPPANEN 1985b).

2.4. Övrig belastning

Vid sidan av närsalter och syreförbrukande ämnen, belastar fiskodlingarna vattenmiljön också med en rad andra ämnen som utgör en risk för miljön. En stor del av denna belastning är förknippad med fisksjukdomar (virus-, bakterie- och parasitära sjukdomar) och kemikalier och läkemedel som används för bekämpningen av dessa. Kemikalier används ytterligare för desinfektion av utrustning samt för att förhindra oönskad påväxt på bl.a. odlingskassar.

Bakterieanalyser som utförts i samband med kontrollundersökningar vid fiskodlingar har visat, att rätt stora bakteriemängder kommer ut i vattendragen under sensommaren. Detta har lett till avsevärt förhöjda bakteriehalter i vattnen nedan om fiskodlingar. I undersökningar vid landbaserade odlingar har betydande mängder hygieniska indikatorbakterier kunnat påvisas, såsom totalkoliforma bakterier och fekala streptokocker (NIEMI & TAIPALINEN 1980 och 1982). Fekala koliforma bakterier förekommer däremot i mindre utsträckning och mer sporadiskt. Förekomsten av hygieniska indikatorbakterier försvårar hygienisk vattenanalys där man strävar efter att påvisa förorening förorsakad av exkrementer av människa och varmblodiga djur. I odlingens omedelbara närhet kan vattnets kvalitetskrav också försämrats till den grad att dess användning som hushållsvatten och för rekreation kan ifrågasättas.

Vid odlingar i havsområdena har endast låga halter av bakterier som indikerar fekal kontamination påträffats (NIEMI & NIEMI 1985).

Fisksjukdomar och parasiter förorsakar problem vid fiskodlingar. I stort sett alla odlingar råkar i något skede ut för angrepp av parasiter och sjukdomar. Detta är en direkt följd av den stora fisktätheten och av att ström- och temperaturförhållandena tidvis kan vara dåliga. Sjukdomar sprids lätt med rom och yngel. Man är också medveten om att vild fisk kan sprida sjukdomar och parasiter till den odlade fisken (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985). Kunskapen om detta är dock fortfarande bristfällig. Man har inte heller klart för sig i vilken utsträckning fisksjukdomar sprids från den odlade till den vilda fisken och vilken effekt läkemedlen har på organismerna i vattenmiljön.

Internationellt sett har sjukdomssituationen i fiskodlingarna i Finland ansetts vara god (BYLUND 1983). Av erfarenhet vet man emellertid att risken för att

nya fisksjukdomar dyker upp i takt med att odlingsvolymen ökar, ständigt är överhängande. De mest fruktade sjukdomarna är de som förorsakas av virus då dödligheten i dessa är hög och effektiva behandlingsmetoder saknas. Av de allvarliga virussjukdomarna påträffades IPN i Finland för första gången år 1984 (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985). IPN ger sjukdomsutbrott hos lax-fiskar men den kan också spridas av en mängd andra fiskarter. Däremot har odlingarna tillsvidare skonats från den kanske farligaste virussjukdomen, VHS. Sjukdomar förorsakade av bakterier leder också till hög dödlighet om de inte behandlas. I Finland förekommer en rad allvarliga bakteriella sjukdomar såsom vibrios, furunkulos, yersinios, smittsam dermatit (ASA) och pseudomonosis. Många av dessa är tämligen nya i våra förhållanden och de har nått större utbredning först under de senaste åren. Furunkulos t.ex. påträffades första gången sommaren 1986 (RINTAMÄKI 1986). *Vibrio anguillarum*-bakterien, som förorsakar vibrios, förekommer överallt i brackvattensområdet och torde utgöra ett problem för vild fisk. Vibrios var länge den bakteriesjukdom som förorsakade de största problemen i Finland. I och med att man fick fram vaccin mot sjukdomen förbättrades situationen dock avsevärt. Vaccin finns dock för tillfället tillgängligt endast mot vibrios och yersinios. De övriga bakteriesjukdomarna måste fortfarande behandlas med läkemedel.

Olika parasiter ställer också till problem vid fiskodlingar, speciellt under varma somrar. Odlingar i grunt vatten nära stranden är vanligtvis mest utsatta (WESTERLING 1983). Man har ansett att fiskodling kan bidra till att öka parasitförekomsten hos vild fisk, men något egentligt forskningsresultat finns inte att tillgå. Man vet dock att parasiter kan överföras mellan vild och odlad fisk (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985).

De mest använda kemikalierna i fiskodlingssammanhang, för desinfektion och för bekämpning av parasiter, är formaldehyd, malakitgrönt, koksalt och kalk (MÄKINEN 1989). Av läkemedlen är oxytetracyklin, för behandling av bakterieförorsakade sjukdomar, det enda antibiotikum som används. Kemikalieanvändningen är i huvudsak koncentrerad till sötvattensodlingarna och av dem framför allt yngelodlingarna.

Vid kassodling i havsområdet inskränker sig användningen av kemikalier och läkemedel nästan uteslutande till oxytetracyklin. År 1986 och 1987 uppgick den årliga förbrukningen till ca 1 050 kg vilket utgör omkring 120–150 mg/kg producerad fisk (MÄKINEN 1989).

Beträffande sedimentet under odlingskassarna har man först på senare tid börjat intressera sig för dess innehåll av också andra ämnen än närsalter. Förhöjda halter av zink och koppar har konstaterats i sedimentet under en kassodling i Skärgårdshavet (i område 4 sid 30, UOTILA 1987). Zinkhalter på över 420 ppm uppmättes under kassarna vilket är ca tre gånger högre än genomsnittet för det omgivande sedimentet. Zinket har sitt ursprung i fiskfodrets fisk- och benmjöl. Den största ursprungskällan till koppar är sannolikt den färg som används på kassarna för att förhindra påväxt.

3. FISKODLINGENS EFFEKTER PÅ VATTENKVALITETEN

Fiskodlingars inverkan på det omgivande vattnets kvalitet varierar avsevärt beroende på odlingarnas storlek och lokalisering samt på vattnets naturliga belastningstolerans. Bl.a. spelar djup-, skiktning- och strömförhållandena en central roll för vattenmiljöns kapacitet att klara av en extra belastning. Ett gott vattenutbyte, som späder ut den eutrofierande effekten och syrsätter vattnet, bidrar således avsevärt till att reducera de negativa effekterna i vattenmiljön.

Förhöjda fosforhalter har påvisats under sensommaren bl.a. vid ett flertal odlingar i Skärgårdshavet (JUMPPANEN 1985b). I ytvattnet har man också påvisat fosfatfosfor. Normalt förbrukas fosfatfosfor redan under försommaren och den del som på nytt frigörs binds snabbt i produktionen. Förhöjningen av kvävehalterna har inte varit lika utpräglad i kustområdena, trots att kväveutsläppen är stora. Detta kan tolkas som om kväveföreningarna snabbt tillgodosöks i produktions- och nedbrytningsprocesserna (JUMPPANEN 1985b).

Effekter av fiskodlingen framträder också i form av ökad grumlighet i vattnet. I huvudsak är detta en följd av en rikligare förekomst av plankton, förorsakad av närsaltstillskottet. Från odlingarna sprids dock också direkt en del suspenderat material och på vattenytan kan oljeaktiga hinnor uppträda. Vid sidan om de redan tidigare nämnda förhöjda bakteriehalterna vid odlingarna, leder detta till att vattnets användbarhet för rekreation försämras. Också fisket försvåras då fångstredskapen utsätts för slambildning (HALONEN 1985). Massförekomst av vissa alger kan också föranleda smakfel i fisken.

I samband med omblandningen av vattenmassan vår och höst får botten och de djupare vattenmassorna tillskott av syre. I oligotrofa vatten, såsom i en stor del av Östersjön, tillförs botten också största delen av det syreförbrukande materialet i samband med denna omblandning. Under sommaren når endast obetydliga mängder syreförbrukande material botten, tack vare nedbrytningen i det fototrofiska skiktet. I allmänhet räcker därför syreförråden till för nedbrytningsprocesserna under den tid vattenmassan är skiktad.

I områden som belastas av fiskodling tillförs däremot botten organiskt material under hela sommaren. Kulmen nås under sensommaren då också vattenmassans skiktning är mest utpräglad. Den förhöjda sedimentationen leder till ökad nedbrytning vilket i sin tur tär på syreressurserna. I värsta fall kan detta resultera i total syrebrist i bottenvattnet i områden där vattenmassan är skiktad. Områdets belastningstolerans har då överskridits. Så länge syre finns tillgängligt upprätthålls en viss balans genom att en del av vattnets fosfor binds i form av olösliga ferrifosfater i sedimentet. Vid syrebrist övergår den sedimentbundna fosfor i löslig form och blir på nytt tillgänglig för den redan förhöjda primärproduktionen. I eutrofierade områden kan en stor del av den för primärproducenterna tillgängliga fosfor direkt härröra sig från sedimentet (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985).

4. FISKODLINGENS BIOLOGISKA EFFEKTER

De allmänna effekterna av fiskodling är liknande i kustvattnen och i sjöar. Utsläppen från odlingarna förorsakar en ökning av närsaltshalterna i vattnet. I första hand leder detta till förhöjda halter av växtplankton samt rikligare förekomst av strandvegetation och alger. Även djurplankton, vilka får sin näring av primärproduktionen, påverkas av eutrofieringen i form av ökad produktion och förändrad artsammansättning. Vid sidan av den direkta organiska belastningen från odlingarna bidrar också den förhöjda primärproduktionen till att mängden organiskt material som tillförs botten ökar. Hos bottenfaunan sker både strukturella och funktionella förändringar som en följd av den ökade tillgången på näring. Samtidigt påverkas livsmiljön eftersom större mängder syre förbrukas vid den mikrobiella nedbrytningen av det organiska materialet. Syrebrist kan då ställvis förekomma vid botten. Också de naturliga fisksamhällena påverkas av eutrofieringen; födan förändras både kvantitativt och kvalitativt, vattenkvaliteten försämras och lekområdena ändrar karaktär.

Så länge vattendragets belastningstolerans inte överskrids ökar individantalet och diversiteten i samhällena och ekosystemets förmåga att tillgodogöra sig överlopps näringsämnen ökar. Denna självreningsförmåga bibehålls emellertid endast så länge ekosystemets grundstruktur, ämnesomsättning och energiflöden bevaras ostörda (JUMPPANEN 1985a).

Omfattningen av fiskodlingens effekter beror på belastningens storlek, odlingens placering och recipientens belastningstolerans. Ett vattenområdes belastningstolerans förbättras lokalt av ett gott vattenutbyte och fortsatt vertikal omblandning sommartid. Även i områden i naturtillstånd kan det därför i djupområden förekomma låga syrehalter vilket leder till sämre förhållanden på botten (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985). Också organismsamhällena kan vara rätt olika till sin uppbyggnad på de platser där fiskodlingarna ligger. Påverkan från odlingarna kan således, vad detaljerna beträffar, uppvisa stora lokala avvikelser (JUMPPANEN 1986).

4.1. FISKODLINGENS EFFEKTER PÅ VÄXTPLANKTON

4.1.1. Allmänt

Närsaltstillskottet från fiskodlingar kommer direkt primärproducenterna till godo. Olika alger och högre vattenväxter reagerar snabbt på det extra tillskottet av fosfor och kväve, vilka upptas i form av oorganiska föreningar d.v.s. fosfatfosfor, ammonium-, nitrit- och nitratkväve.

Fiskodlingens inverkan på växtplankton har i huvudsak undersökts genom att mäta primärproduktionskapaciteten och klorofyll a-halten. Bestämningen av

växtplanktonets primärproduktion och primärproduktionskapacitet görs med ^{14}C -metoden (LÄHTEENMÄKI 1985). För mätning av primärproduktionen anses *in situ* metoden vara den bästa. Vattenproven inkuberas i de undersökta vattendragen vid de djup varifrån de tagits. Eftersom växtplanktonets primärproduktion är beroende av ljus- och temperaturförhållandena under inkuberingen, kan det vara svårt att jämföra resultat från olika undersökningar.

Mätningen av primärproduktionskapaciteten utförs däremot vid konstanta ljus- och temperaturbetingelser. Metoden skiljer sig från den föregående också på basen av provtagning och provtagningsdjup.

Växtplanktonets biomassa kan bestämmas på många olika sätt av vilka det vanligaste är bestämning av klorofyll *a*-halten. Denna är ett relativt mått eftersom cellernas klorofyll-halt varierar beroende på omgivningsbetingelserna.

4.1.2. Effekter i sött vatten

Effekterna av närsaltsbelastningen på växtplankton märks i första hand som en ökning av primärproduktionen och biomassan. I sött vatten har fiskodlingens effekter på växtplankton undersökts bl.a. av KAIRESALO (1979) vid en odling som belastade vattendraget med 1600 kg fosfor och 8000 kg kväve per år. Primärproduktionen hade mer än fördubblats inom ett område på högst 500 m från odlingen. Ännu 3 km från odlingen kunde en produktionsökning skönjas.

ELORANTA & PALOMÄKI (1986) undersökte en fiskodlings inverkan på växtplanktonet i en oligotrof sjö (den genomsnittliga biomassan 437 mg/m^3 och klorofyll *a*-halten $4,6 \text{ mg/m}^3$). Själva fiskodlingen i fråga är belägen ca 20 km uppströms i en älv som utmynnar i sjön. Undersökningen var mångsidig, man bestämde växtplanktonets biomassa och primärproduktion och dessutom undersöktes växtplanktonsamhällets struktur. Effekterna av närsaltsutsläppet från fiskodlingen framträdde huvudsakligen på sensommaren. Värdena för biomassan och primärproduktionen fördubblades i närheten av älvmyningen jämfört med de övriga delarna av sjön (biomassa $900\text{--}1\,300 \text{ mg/m}^3$, klorofyll *a*-halt $8,1\text{--}16,9 \text{ mg/m}^3$, primärproduktion *in situ* $366 \text{ mg C(ass.)}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ samt primärproduktionskapacitet ($5\,000 \text{ lx}$, $+20 \text{ }^\circ\text{C}$) $150\text{--}328 \text{ mg C(ass.)}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$). Biomassa- och produktionsökningen var starkt förknippad med strukturförändringar i växtplanktonsamhället. I den av fiskodlingen påverkade delen av sjön var algernas artantal också i övrigt större än i resten av sjön.

4.1.3. Effekter i brackvatten

Effekterna i brackvatten är av samma typ som i sött vatten. Närsalterna kommer producenterna till godo varvid växtplanktonets produktion och biomassa

ökar. Härvid sker förändringar i planktonsammansättningen och hela ekosystemets struktur. Planktonmängden ökar så att vattnet blir grumligare och det producerande skiktet därför tunnare (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985).

Närsaltssituationen är dock något mera komplicerad i brackvatten än i sött vatten. Av närsalterna är fosfor vanligtvis den tillväxtbegränsande faktorn i sött vatten. I brackvattnet runt Finlands kuster anses fosfatfosfor vara tillväxtbegränsande i Skärgårdshavet och längs med Bottenhavets kust (HÄKKILÄ K. 1977, ISOTALO 1978, HÄKKILÄ K. 1980). Nitratkväve anses vara tillväxtbegränsande i norra Östersjön och i Finska viken, åtminstone på försommaren (NIEMI 1981). På sensommaren blir emellertid produktionen fosforbegränsad då kvävefixerande alger och bakterier tillför ekosystemet kväve. Närsaltsutsläppen från fiskodlingar har dock en för algernas tillväxt optimal proportion av kväve och fosfor. Utsläppen leder således till en, åtminstone i någon mån, förhöjd produktion oberoende av vilken närsalt som är tillväxtbegränsande i vattendraget (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985).

Planktonalgernas produktion är normalt stark efter islossningen på våren och vattnets närsalter förbrukas snabbt. En stor del av den producerade biomassan sedimenterar varvid tillgången på närsalter i det producerande skiktet blir begränsad och produktionen avtar betydligt. Vid fiskodlingar förses emellertid det producerande skiktet kontinuerligt med närsalter under sommarens lopp, varvid en högre produktion kan upprätthållas.

I brackvatten har växtplanktonundersökningar i anslutning till fiskodlingar i huvudsak utförts inom ramen för den allmänna kontrollen av fiskodlingars vattendragseffekter. I närheten av flera odlingar har en svag förhöjning av primärproduktionskapaciteten och klorofyll a-halten påvisats. Tydligast har detta framträtt under sensommaren då de närsalter som bundits av strandzonens vegetation åter börjat frigöras till vattnet. På försommaren tycks alger och övrig vegetation i strandzonen snabbare kunna tillgodogöra sig närsalterna än planktonalgerna.

Växtplankton reagerar redan på små höjningar av närsaltshalten. T.ex. i opåverkade områden i Skärgårdshavet rör sig totalfosforhalten i den produktiva zonen kring 12–15 mg/m³. En ökning av fosforhalten med endast 1–2 mg/m³ d.v.s. 10 % ger förhöjd primärproduktion och primärproduktionskapacitet samt ökad biomassa (JUMPPANEN 1985b). JUMPPANEN (1985a) framhåller att primärproduktionskapaciteten verkar reagera kraftigare än klorofyll a-halten på små fosfortillskott i vattnet. Intill flera odlingar har en betydligt större förhöjning av totalfosforhalten än den som nämnts ovan noterats. Vid en undersökning (i område 5 sid 30) uppmättes i genomsnitt 25 % högre fosforhalter i närheten av odlingen jämfört med referensområdet (JUMPPANEN 1986). Som en följd av detta hade vattnets klorofyll a-halt stigit med 25–40 %. I den del av Skärgårdshavet, där odlingsverksamheten är mest omfattande (område 2 sid 30), har klorofyll a-halten stigit med t.o.m. över 300 % (ISOTALO 1985).

ORENIUS (1981) har genom berikningsexperiment närmare undersökt hur en kassodling inverkar på växtplanktons primärproduktion. I experimentet studerades effekterna på primärproduktionen av olika typer och koncentrationer av tillsatsvatten gjorda bl.a. på färskfoder och torrfoder. I samtliga fall kunde en mycket markant ökning av primärproduktionen konstateras inom loppet av några dygn. En större närsaltstillförsel resulterade i allmänhet i högre produktionsvärden men ett visst samband förelåg också med den form i vilken närsalten, speciellt kväve, förekom. I de fall där ammoniumkväve förekom sparsammare, registrerades också lägre produktion.

En indelning av vattnen enligt frodighet kan göras på basen av totalfosfor- och klorofyll a-halt samt primärproduktionskapacitet. För sydvästra Finlands kust- och skärgårdsområden har följande indelning uppgjorts (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985):

Klass	Tot. P µg/l	Klorofyll a µg/l	Prim. prod. kapac. mg C/m ³ ·d
oligotrof	< 12	< 2	< 100
mesotrof	12-23	2-6	100-300
eutrof	23-80	6-25	300-1 500
hypertrof	> 80	> 25	> 1 500

Med avseende på fosforhalten kan hela Skärgårdshavet betraktas som mesotroft (ISOTALO 1985). I Bottenhavet är trofinivån märkbart lägre och den är något lägre också i Finska viken och norra Östersjön.

Fiskodlingars effekter på trofinivån i det omgivande vattendraget hänger starkt samman med belastningens storlek, odlingarnas läge samt recipientens djup-, skiktning- och strömförhållanden. Generellt kan det konstateras att i närområdet kring största delen av fiskodlingarna har värden som indikerar mesotrofi uppmätts, speciellt under sensommaren. I vissa fall har också värdena för klorofyll a-halten och primärproduktionskapaciteten varit så höga att vattnen klassats som eutrofa. Detta gäller framför allt i områden där flera fiskodlingar är belägna nära varandra samt i områden där vattenutbytet inte är tillräckligt i förhållande till belastningens storlek (t.ex. i Bottenviken, Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1986 och i område 4 sid 30, JUMPPANEN & KOLEHMAINEN 1985). Man bör emellertid också beakta att väderleksförhållandena de närmaste dagarna före provtagningen inverkar på resultaten, vilket bl.a. noterats av ISOTALO (1985).

Fiskodlingens effekter på växtplanktonet kommer också att återspeglas på andra håll i ekosystemet. En måttlig eutrofiering leder i andra hand till en ökad produktion hos djurplankton och bottenjur. En del arter av den vilda fisken kan i sista hand gynnas av eutrofieringen då tillgången på födoorganismer ökar. Detta

förutsätter dock att belastningen inte är så stor att den rubbar ekosystemets grundstruktur (JUMPPANEN 1985a).

4.2. FISKODLINGENS EFFEKTER PÅ PERIFYTON

4.2.1. Allmänt

Med perifyton avses numera organismer som lever på all slags fasta ytor under vatten. Till perifyton räknas således huvudsakligen vissa bakterier, alger, färglösa flagellater, ciliater, kavitets-, hjul- och svampdjur. Denna definition av perifyton föreslogs vid SIL:s (Societas Internationalis Limnologiae) möte år 1982.

Perifytonsamhället utgörs av organismer som upptar sin näring direkt från det omgivande vattnet. Vattnets kvalitet och dess närsaltshalt är sålunda av stor betydelse med tanke på perifytonets produktion. Perifytonsamhället kan därför snabbt väntas reagera på eventuella förändrade miljöbetingelser.

4.2.2. Utförda undersökningar

I Finland har ett antal perifytonundersökningar i anslutning till fiskodlingar gjorts under 1980-talet. Merparten av dessa undersökningar har utförts i rinnande vatten och insjöar (bl.a. MANNINEN 1982, MARJA-AHO 1982, TÖRMÄLÄ & MARKKANEN 1983, LÄHTEENMÄKI 1985, MÄHÖNEN 1987) men några också i brackvatten (MÄKINEN & ILVESSALO 1983, ISOTALO 1985, LESKINEN 1985, LESKINEN *et al.* 1986). För det mesta har undersökningarna gått ut på att testa metodens användbarhet för bedömning av effekterna av fiskodling. Exempel finns dock också på direkta tillämpningar av perifytonundersökningar inom ramen för kontrollprogram (bl.a. MANTERE 1984-87, Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1986-87).

Eftersom det i många fall är själva metoden som testats har metodiken vid undersökningarna varierat. Det man i första hand studerat hos perifytonet är förändringarna i dess biomassa. Biomassan har i samtliga fall bestämts genom att mäta perifytonets klorofyll a-mängd per ytenhet. Dessutom har man i varierande grad mätt torrvikten, askvikten och halten organiskt kol.

Perifytonundersökningar har till en del utförts på naturliga ytor men det har då ofta visat sig svårt att få kvantitativa prov. I de flesta undersökningarna har man därför använt sig av artificiella substrat. Huvudsakligen har plast- och glasskivor använts men också glasfiberfilter och keramikplattor. Fördelarna med dessa jämfört med de naturliga substraten är många. Förutom att de är lätta att arbeta med, är prov som tagits inom ett område inbördes jämförbara. Plattorna

är också lätta att placera på önskade platser. Inkuberingen av plattorna har skett antingen i två eller tre veckor, vanligtvis på ett djup av 30–50 cm. De har då nästan alltid placerats i någon form av flytande ställning. På detta sätt underlättas provtagningen och valet av provtagningsplatser. I allmänhet har man använt de av ELORANTA & KUNNAS (1976) utarbetade modellerna, speciellt pontonmodellen för rinnande vatten. I sjöar och i kustområdet har man, förutom motsvarande modell för stillastående vatten, också använt andra konstruktioner.

4.2.3. Effekter

I samtliga ovan nämnda undersökningar har man funnit att perifyton är en mycket känslig indikator på närsaltsutsläppen från fiskodlingar. Den effekt man framför allt registrerat är en ökning av biomassan. Största delen av perifytonets biomassa utgörs av alger och vid eutrofiering ökar deras andel ytterligare (MARJA-AHO 1982).

I ett flertal undersökningar har en mycket markant ökning av biomassan konstaterats. MANNINEN (1982) utförde perifytonundersökningar vid en kassodling i sötvatten. Vattenströmmen vid odlingen, vars belastning av fosfor var 1 800 kg/år, var omkring 800 m³/s. Belastningen konstaterades bidra till en tiofaldigad perifytonproduktion, mätt som klorofyll a. MARJA-AHO (1982) registrerade vid ett annat tillfälle ännu 3 km nedströms från en odling en perifytonproduktion som var i medeltal 28 gånger större än i vattnen uppströms från odlingen. Maximalt var produktionen nästan 90 gånger högre än normalt. Belastningen från odlingen var beräknad till 900 kg P/år och vattnets strömhastighet var ca 11 m³/s. En mycket markant produktionsökning har också rapporterats av TÖRMÄLÄ & MARKKANEN (1983) och LÄHTEENMÄKI (1985). MÄHÖNEN (1987) uppmätte däremot en produktionsökning av betydligt mindre storleksordning. Endast en fördubbling av perifytonmängden konstaterades. I övrigt var trenden likväl densamma d.v.s. strax nedströms från odlingen uppmättes den största perifytonmängden varefter den gradvis minskade med ökat avstånd från odlingen.

I Skärgårdshavet har i huvudsak ett par lokaler varit föremål för perifytonundersökningar. LESKINEN *et al.* (1986) undersökte effekterna av en kassodling i mellanskärgården (i område 3 sid 30). Fosforbelastningen var under det året undersökningen utfördes uppskattningsvis 1 300 kg. Vid samtliga provtagningar var perifytonmängden större vid odlingen än i referenspunkterna. Som störst var produktionsökningen mer än tiofalt större. Av undersökningen framgår också att storleken på det område där perifytonet påverkas och områdets läge i förhållande till odlingen, hänger samman med rådande strömförhållanden.

År 1984 undersöktes ett område inom vilket flera fiskodlingar är verksamma (område 2 sid 30, LESKINEN 1985). Den sammanlagda fosforbelastningen från

odlingarna beräknades vara 14 000 kg/år. Den största perifytonproduktionen, 20 gånger större än i referensområdet, uppmättes 500 m från den största odlingen. Den verkliga produktionsökningen var sannolikt ännu större eftersom referensområdet låg så nära undersökningsområdet, att det eventuellt också var påverkat. Inom samma område utfördes parallellt en annan undersökning där något avvikande metodik användes (ISOTALO 1985). Den uppmätta produktionsökningen var i detta fall något större. Den rikligaste perifyton-tillväxten konstaterades dock i bägge fallen i stort sett inom samma områden.

Effekter av annat slag har inte i större utsträckning registrerats. Vid de ovan nämnda lokalerna i Skärgårdshavet gjordes en undersökning där bl.a. också art-sammansättningen hos perifytonalgen studerades (MÄKINEN & ILVESSALO 1983). En artbestämning av algerna inom trådalgsbältet på naturliga klippstränder utfördes, både invid fiskodlingar och i referensområden. De dominerande perifytonalgen under högsommaren utgjordes av *Cladophora glomerata* och *Enteromorpha* spp. Någon effekt av fiskodling på algernas inbördes dominansförhållanden kunde man inte konstatera.

I en annan undersökning av *C. glomerata* i fiskodlingars närmiljö konstaterades att värden för algens biomassa, längd och klorofyll a-halt kan användas som indikatorer på den eutrofiering fiskodlingarna förorsakar (RUOKOLAHTI 1988). Den högsta biomassan och de längsta *Cladophora*-tofsarna påträffades i augusti vid de undersökningslokaler som var belägna närmast odlingarna. I september-oktober uppvisade samma lokaler däremot de kortaste algtofsarna men den högsta halten klorofyll a.

4.2.4. Perifytonmetodens användbarhet

Mängden klorofyll a har visat sig vara den parameter som ger den bästa bilden av perifytonmängden. Denna parameter har visat sig vara ett känsligare mått på effekterna än de flesta vattenkemiska parametrarna. Speciellt tydligt framkom detta i Skärgårdshavet. LESKINEN *et al.* (1986) fann att ingen av de undersökta vattenkemiska parametrarna (klorofyll a, totalfosfor och -kväve samt fosfatfosfor) varierade i någon högre grad på olika avstånd från odlingen. Däremot var perifytonmängden ställvis tiofalt större vid odlingen jämfört med de längst bort belägna provpunkterna.

Perifytonundersökningar har visat sig vara väl lämpade för undersökning av effekterna av närsaltsbelastningen från fiskodlingar. Metoden ger en bra bild av verkningsområdets storlek. Perifytonet ger information om vattenkvaliteten från en längre tidsperiod till skillnad från vattenanalyserna. Bäst lämpar sig metoden för sjö- och havsområden. I rinnande vatten uppstår lätt problem med bl.a. knottlarver samt kringflytande växtrester som skrapar bort perifytonet. De flesta bristerna kan emellertid avhjälpas genom förbättringar av provtagnings- och analysutrustningen (LÄHTEENMÄKI 1985).

4.3. FISKODLINGENS EFFEKTER PÅ BOTTENDJUR

4.3.1. Allmänt

Bottendjurssamhället är beroende av det organiska material som tillförs botten från vattenmassan ovanför. Fiskodlingar tillför botten stora mängder organiskt material dels direkt i form av fiskekrekremer och spillfoder och dels indirekt via den förhöjda primärproduktionen. Detta medför förändringar både i bottenens struktur och i de fysikalisk-kemiska egenskaperna hos botten och det bottennära vattnet (SKYTÉN-SUOMINEN 1982). Tillgången på näring och syreförhållandena på botten bestämmer i hög grad bottenfaunans biomassa och dess artsammansättning. Vätvikten och artsammansättningen ger således en god bild av lokala skillnader i organiska materialets sedimentation samt förändringarna i bottenens tillstånd (JUMPPANEN 1985b). Bottenfaunan är också tämligen stationär och långlivad och återspeglar således belastningens effekter över en längre tidsperiod.

Undersökningar rörande fiskodlingars effekter på bottenfaunan har i Finland främst utförts inom ramen för de tillståndsbundna kontrollundersökningarna (se sid 30) men i viss mån också som examensarbeten vid universitet (SKYTÉN-SUOMINEN 1982, HALLIKAINEN 1982).

Metodiken vid bottenfaunaundersökningarna är långt standardiserad (Vesihalitus 1982). Beträffande föroreningsgraden, har också olika klassificeringssystem utgående från bottendjurssamhällets artsammansättning utvecklats för mjukbottenfaunan i Östersjön. Vid undersökningar av fiskodlingens inverkan på bottenfaunan har man i de finska kustområdena ganska allmänt använt sig av det system som utvecklats av LEPPÄKOSKI (1975). Detta system baserar sig på indikatorarter, arternas biomassa, täthet, frekvens och dominans. På detta sätt tas också mindre dominerande arter i beaktande, vilket är en förutsättning för åstadkommandet av en meningsfull klassindelning i grader av förorening i förhållanden med få arter. I Skärgårdshavet omfattar mjukbottensamhället endast ca tio makroskopiska arter. Individtätheten varierar kring 1 000–4 000 ind./m² och biomassan är vanligtvis 50–200 g/m². Av biomassan utgör vitmärlan (*Pontoporeia affinis*) och östersjömusslan (*Macoma baltica*) vanligtvis över 90 %. Norrut längs med Bottniska vikens kust minskar artantalet och biomassan något till följd av den lägre saliniteten. Av arterna företräder ett flertal rena områden medan endast ett fåtal gynnas av eutrofiering. Utpräglade renvattensarter är bl.a. *Pontoporeia affinis*, *Harmothoe sarsi* och *Halicryptus spinulosus* (LEPPÄKOSKI 1975). Av dessa är *P. affinis* den viktigaste eftersom den är så talrik och allmänt förekommande (HÄKKILÄ S. 1982). Av arterna som gynnas av eutrofiering är fjädermygglarver av *Chironomus plumosus*-typen samt en del glattmaskar (Oligochaeta) de mest framträdande.

4.3.2. Effekter och deras omfattning

Effekterna på bottenfaunan i relation till belastningen från fiskodling är ganska väl dokumenterade. De första effekterna av en lindrig eutrofiering märks i form av att individtätheten ökar. Vitmärlan (*Pontoporeia affinis*), östersjömusslan (*Macoma baltica*) och skorven (*Mesidotea entomon*) blir talrikare och drar nytta av den ökade födotillgången. *P. affinis* minskar dock snabbt i antal då sedimentationen av organiskt material ökar. Däremot gagnas *M. baltica* och dess biomassa kan öka femfaldigt (HÄKKILÄ S. 1982). Den ökade sedimentationen av organiskt material förändrar artsammansättningen så att allätare samt arter som äter suspenderat material minskar i förhållande till sedimentätande arter. Är belastningen av organiskt material måttlig förmår bottendjuren tämligen effektivt tillgodogöra sig den ökade tillgången på föda och på så sätt rengöra botten (JUMPPANEN 1986). HALLIKAINEN (1982) har konstaterat att speciellt *M. entomon* är en mycket effektiv rengörare av botten på djup som överskrider 10 m. Vid en fiskodling i mellanskärgården var individtätheten av denna art mer än fem gånger så stor som normalt.

En allför riklig tillförsel av organiskt material leder emellertid till att bottenens syresituation försämras, till följd av den allt livligare nedbrytningsverksamheten. De känsligaste bottendjuren, framför allt kräftdjuren, slås då ut. Artsammansättningen blir ensidigare och bottendjurssamhället domineras av föroreningståliga arter, närmast då fjädermygglarver (Chironomidae) och glattmaskar (Oligochaeta). Vid de mest förorenade områdena är individer av *Chironomus plumosus*-gruppen nästan de enda bottendjur som påträffas (HÄKKILÄ S. 1982). Denna grupp saknas s.g.s. helt från friska mjukbottnar. Dessa arter uppvisar ofta en hög biomassa så länge syrehalten är tillräcklig. Förskjutningen av artsammansättningen mot mera föroreningståliga arter innebär samtidigt en procentuell ökning av de limniska arternas individantal i relation till de marina arterna, vilka dominerar i det ursprungliga samhället (LEPPÄKOSKI 1975). Vid total syrebrist i bottenvattnet under en längre tid slås också de tåligaste arterna ut och bottenens självrening förmåga har avsevärt försämrats. Det organiska materialet bryts nu ner av endast anaeroba mikrober som producerar giftiga gaser bl.a. svavelväte (H_2S).

På hösten, i samband med vattenmassornas omblandning, får botten på nytt tillskott av syre. Eftersom belastningen i hög grad är säsongbetonad (sommärhöst), kan en viss återhämtning av botten tänkas ske under vinter- och vårmånaderna (LEPPÄKOSKI & HÄKKILÄ 1984). Återhämtningspotentialen hos bottenfaunan har dock inte i detta avseende studerats närmare.

Förutom de ovannämnda förändringarna i artsammansättning, täthet, frekvens, dominans och biomassa syns effekterna också i form av avvikelser i storleks- och åldersfördelningen inom arterna. Detta kommer tydligast fram hos mera långlivade arter såsom östersjömusslan. Normala populationer av östersjömusslan

på mjukbottnar domineras av unga individer (< 5 mm) ner till ett djup av ca 10 m, medan djupare områden kan uppvisa en dominans av vissa andra storleksklasser (LEPPÄKOSKI 1975, SKOG & VARMO 1980). Vanligtvis finns dock alla storleksklasser ända upp till maximistorleken (20–22 mm) representerade. I förorenade områden kan däremot vissa storleksklasser helt saknas varvid populationerna kan bestå av t.ex. enbart gamla eller enbart unga individer. Dyliga avvikelser i populationernas åldersstruktur har noterats vid ett flertal undersökningar bl.a. JUMPPANEN & KOLEHMAINEN (1984a,b), MANTERE (1985), MARTTINEN (1985).

Omfattningen av ovannämnda effekter är i hög grad beroende av fiskodlingens läge och storlek. Ofta är botten omedelbart under kassarna åtminstone tidvis syrefri (JUMPPANEN 1986). Vanligtvis finns då en gradient av de mest föroreningståligena arterna närmast odlingen och längre bort ökar artantalet och botten övergår gradvis till sitt naturliga tillstånd. Förhållandena kompliceras emellertid av bottenens topografi och strömförhållanden. Starka strömmar kan sprida det organiska materialet över stora områden varför effekterna av också en hård belastning inte nödvändigtvis syns i själva odlingsområdet (HÄKKILÄ S. 1982, SKYTÉN-SUOMINEN 1982). Man bör därför ha kännedom om områdets strömförhållanden och sedimentation för att kunna följa upp förändringarna i bottenfaunan på den plats där den egentliga sedimenteringen av det organiska materialet sker. I de stora sund i Skärgårdshavet där odlingsverksamheten är livlig, har effekter på bottendjuren konstaterats på sträckor av flera kilometer (bl.a. HÄKKILÄ S. 1982, HÄKKILÄ S. 1984). I separata djupområden är syresituationen ofta försämrad av naturliga orsaker. Redan en ganska liten extra belastning från en närliggande fiskodling kan då resultera i att botten blir syrefri.

4.4. FISKODLINGENS EFFEKTER PÅ VILD FISK

4.4.1. Allmänt

Kännedomen om fiskodlingens inverkan på vild fisk i Östersjön är fortfarande bristfällig. Få undersökningar har hittills utförts i det finska kust- och skärgårdsområdet. Detta trots att intresset för fisk och fiske allmänt sett är stort. Från talrika undersökningar i sött vatten känner man till att en lindrig eutrofiering ökar fiskproduktionen. När eutrofieringsgraden ökar kommer mörtfiskarna att bli dominerande på bekostnad av värdefisk, såsom lax och sik.

Åren 1985-86 utfördes en undersökning, huvudsakligen i Skärgårdshavet, där man närmare granskade de ekologiska sambanden i vattenecosystemet runt fiskodlingar (KOIVISTO 1987, KOIVISTO & BLOMQVIST 1988). Man studerade fiskodlingens inverkan på de naturliga fiskbestånden och i vilken mån dessa påverkas av förändringarna i bottenfaunan.

Ur undersökningen framgår att fiskodling kan ge upphov både till strukturella och funktionella förändringar i naturliga fisksamhällen. Provfiske i inner- och mellanskärgården visade att de yttre tecknen på ett eutrofieringspåverkat samhälle var synliga. De dominerande fiskarterna var mört, björkna, abborre och löja. Invid odlingarna bestod fisksamhället huvudsakligen av unga individer. Denna rikligare tillgång på småfisk attraherar rovfisk, av vilka abborre och gös visade sig vara de allmännaste i mellanskärgården.

Fiskodlingens inverkan på bottenfaunan, i form av ökad biomassa och förändrad artsammansättning, återspeglas också i matvanorna hos vilda fiskar. Gersens föda invid fiskodlingar bestod huvudsakligen av fjädermygglarver. Mört, björkna och abborre attraheras till odlingarna av den rikligare tillgången på föda. Abborrarnas diet vid odlingarna visade sig i högre grad bestå av eutrofieringsgynnade bottenfaunaarter och småfisk än annorstädes. Dessutom konstaterades att mört och strömming direkt också äter av foderspillet. Eftersom tillgången på näring vid odlingarna är god kunde detta tänkas resultera i förhöjd tillväxt hos den vilda fisken. Detta visade sig också vara fallet då man närmare granskade tillväxten hos abborre. Den genomsnittliga tillväxten konstaterades överskrida abborrtillväxtdata från andra delar av Östersjön. Den goda tillväxten är en direkt följd av den höga andelen fisk i dieten. Också för strömming kunde en tillväxtökning konstateras.

4.4.2. Effekter på strömming

Fiskodlingens inverkan på strömming har varit föremål för en särskild undersökning i Skärgårdshavet (SOIKKELI 1987). Undersökningen blev aktuell i och med den kraftiga nedgången i strömmingsfångsterna på vissa håll i Skärgårdshavet i början av 1980-talet. Fångsterna minskade speciellt i några av innerskärgårdens stora vikar som traditionellt varit strömmingens lekområden och gett goda fångster. Minskningen av fångsterna skedde i stort sett samtidigt som en stark etablering av fiskodlingar pågick i området. Det låg därför nära till hands att utgå från att fiskodlingen var den primära orsaken till strömmingens tillbakagång.

I undersökningen fann man att den direkta orsaken till strömmingens försvinnande från de kustnära lekområdena är att bottnarna här inte längre är lämpliga för lek. En närmare undersökning visade att de tidigare hårbottnarna numera är täckta av ett fint slam. Syresituationen har därmed förändrats så att rommen inte kan utvecklas normalt. Strömmingen har därför övergett dessa lekområden och föredrar i stället längre ut belägna områden. Detta kunde man bekräfta vid genomgång av fångststatistiken där det framgick att fångsterna ökat längre ut i takt med att de minskat i de kustnära lekområdena.

Ur fångststatistiken framgick emellertid också att strömmingen på många håll börjat försvinna redan innan man börjat odla fisk i området och att minskning också skett i sådana kustnära lekområden där fiskodling överhuvudtaget inte förekom. Förändringen av bottnarna, som skett över stora områden under en

längre tid, visade sig således inte i första hand vara förorsakad av fiskodling. Orsaken är närmast den diffusa belastningen och ökad erosion från åkrar till följd av förändrade jordbruksmetoder. Största delen av närsaltsflödet från åkrarna samt närsalterna ur avfallsvattnet sedimenterar i innerskärgråden. I undersökningen konstateras dock också att påverkan från fiskodlingen har ökat under årens lopp men att dess inverkan inte är lika storskalig utan huvudsakligen lokal. Främst är det botten i odlingens omedelbara närhet som påverkas. Hur omfattande arealer som blir förstörda bestäms av odlingens storlek, bottenens topografi och områdets öppenhet.

Fiskodlingen kan eventuellt också ha en mera direkt inverkan på strömmingens beteende. Detta kom man fram till i en rad akvarieexperiment. I preferensförsök studerade man hur strömmingen reagerar på vatten som kontaminerats med torrfoder, fiskmjöl och färskfoder. Man jämförde också botten slam som tagits nedan om en fiskodling med naturligt botten slam från ett referensområde. Resultaten visade entydigt att strömmingen undvek lösningar gjorda på torrfoder (koncentrationen i akvarierna ca 0,01 g/l). Fiskmjöl och färskfoder gav också samma respons. Strömmingen undvek i mycket hög grad också vatten som kontaminerats med botten slam från en odling. Detta resultat är emellertid inte helt entydigt eftersom liknande men något svagare reaktioner också skedde då man testade naturligt botten slam.

Akvarieexperimenten ger dock ingen klar bild av vad som egentligen sker i naturen. De halter som fiskarna undvek i akvarierna var nästan genomgående högre än de halter som påträffas i naturen. Endast under sensommaren kan motsvarande halter förekomma alldeles intill odlingarna. Iakttagelser i fält visade också att strömming förekom i närheten av odlingar. Mest var det fråga om strömming som kommit dit för att äta, inte bara av de rikligare planktonförekomsterna utan också fiskfoder. En del av strömmingen utgjordes därtill också av lekmogen strömming. Strömmingen tycks således reagera på luktförmimmelser från fiskodlingar, men i hur stor utsträckning detta sker i naturen är inte helt klart.

På basen av undersökningen kan man konstatera att fiskodling påverkar strömmingen både direkt och indirekt. Denna påverkan sträcker sig emellertid inte långt utan begränsar sig till fiskodlingens omedelbara närhet. Eftersom fiskodlingar påverkar botten rekommenderas i rapporten att odlingar inte bör placeras i för strömming viktiga lekområden. Vidare föreslås att odlingar inte bör placeras i trånga sund eller andra områden som utgör vandringsleder för strömmingen. Odlingarna kan dels utgöra mekaniska hinder och dels kan strömmingen reagera på de lukttämnerna som kommer från odlingarna.

4.4.3. Fiskodling och sjukdomsspridning

I samband med en stor ansamling av fisk, såväl vild som odlad, finns alltid

en risk vad gäller överföring av sjukdomar. Denna problematik har emellertid ännu inte uppmärksamats i så hög grad i Finland. Detta kanske p.g.a. att sjukdomssituationen i havsodlingarna, internationellt sett, varit god.

Åren 1985 och 1986 gjordes vid några fiskodlingar i sydvästra Finland en kartläggning av yttre sjukdomssymptom hos vild fisk (BONDESTAM 1987). Målet var att få fram i hur hög grad sjukdomar kan överföras mellan vild och odlad fisk och i vilken riktning detta sker. Eftersom sjukdomsprevalensen överhuvudtaget var låg nämnda år visade det sig emellertid svårt att dra några definitiva slutsatser. Några direkta bevis för att sjukdom skulle överföras mellan vild och odlad fisk framkom inte. Chansen för att detta skall ske är trots allt stor eftersom fiskodlingar attraherar fisk, både frisk och sjuk. Småfisk kan dessutom fritt simma in och ut i kassarna. Frekvensen såriga fiskar visade sig vara högre invid odlingen än på annat håll, men någon systemisk infektion konstaterades inte hos dessa fiskar. Makroskopiska hudlevande ektoparasiter påträffades inte hos någon fisk. Detta kan till stor del bero på att fisken fångades med nät. Möjligheten finns dock att parasiterna kan fungera som vektorer för många fisksjukdomar. För att klarlägga dessa problem fordras ytterligare forskning. Detta är viktigt också med tanke på att det endast är en tidsfråga innan flera för Finland nya sjukdomar kan påträffas.

4.5. ÖVRIGA EFFEKTER

Användningen av antibiotika och kemoterapeutika inom fiskodlingen är förknippad med vissa risker. Trots karenstider finns det alltid en risk för förekomst av läkemedelsrester i konsumtionsfisken. Vidare kan det uppkomma läkemedelsresistenta stammar av såväl fiskpatogena som humanpatogena bakterier. Detta är anmärkningsvärt eftersom t.ex. oxytetracyklin, förutom att det används för bekämpning av fisksjukdomar, också har stor användning inom human- och veterinärmedicin. Läkemedlen kan också påverka själva miljön runt fiskodlingen t.ex. genom ackumulering i sediment, bottendjur, vild fisk etc.

Kunskapen om läkemedelskinetiken hos fisk och läkemedlens effekter i miljön är emellertid i många hänseenden mycket bristfällig. För tillfället bedrivs dock forskning rörande dessa frågor vid Åbo Akademi (BJÖRKLUND & BYLUND 1989, BJÖRKLUND *et al.* 1989). Huvudsakligen försöker man få information om olika antibakteriella läkemedels upptagning, metabolism och utsöndring hos fisk samt deras terapeutiska effekter, för att om möjligt kunna ta i bruk alternativa preparat. På detta sätt hoppas man kunna minimera riskerna i samband med användningen. Antibakteriella ämnens nedbrytning i miljön runt fiskodlingar studeras emellertid också. Vidare utarbetas känsliga HPLC-metoder för analys av läkemedelsrester inte bara i konsumtionsfisk utan också i miljön. Arbetet kan därmed underlätta möjligheterna att utvärdera de risker fiskmedicinering medför för vattenmiljön.

5. TILLSYN ÖVER BELASTNING OCH VATTENDRAG

I Finland är fiskodlarna i allmänhet skyldiga att, i enlighet med vattendomstolens eller vatten- och miljöstyrelsens tillståndsbeslut, låta utföra undersökningar av belastningen från odlingen och effekterna i vattendraget. Dessa tillståndsbundna kontrollundersökningar, vars kostnader fiskodlarna själva står för, utförs som konsultuppdrag av vattenforskningsbyrå eller motsvarande instans under offentlig kontroll. Undersökningarna skall följa de verksamhetslinjer vattenbyråerna godkänt och utföras enligt de föreskrifter vatten- och miljöstyrelsen lämnat i sina övervakningsanvisningar nr 26 och 39 (Vesihallitus 1976 resp. Vattenstyrelsen 1980).

I tillsynen av fiskodlingar skall enligt direktiven innefattas tillsyn av odlingens drift och vård samt tillsyn av belastningen och vattendragets tillstånd. Ändamålet med tillsynen av drift, vård och belastning är att följa med och utvärdera den kvantitativa och kvalitativa belastning som föranleds av fiskodling. Tillsynen av vattendragets situation är avsedd att ge information om effekterna i recipienten. Den information som fås om vattendragets tillstånd används bl.a. för utvärdering av effekterna av vattenskyddsåtgärder samt vid prövning av största tillåtna odlingsmängd i samband med tillståndsansökan.

Övervakningen av odlingarnas drift och vård sker på basen av den dagbok över anstaltens skötsel som odlaren för. Ur denna borde framgå bl.a. foder- typ och daglig foderåtgång samt mängden införskaffad sättfisk och mängden såld fisk. Dessutom borde uppgifter om medicinering, fiskdöd, eventuell slamavskiljning o.d. bokföras. Dagboken skall vara fritt tillgänglig för kontroll av vattenmyndigheterna.

Systemet med dagbok har dock i många fall visat sig bristfälligt. Bokföringen har inte alltid varit så omsorgsfull eller samvetsgrann som myndigheterna önskat. Dessutom har det förekommit brister i förtroendet mellan myndigheter och odlare varför uppgifterna i dagboken inte alltid varit tillförlitliga. Man har således inte enbart på basen av dagbok över en anstalts skötsel kunnat övervaka att verksamheten har överensstämt med tillståndsvillkoren. Redan såpass grundläggande problem som uppskattningen av fiskmängderna i nätkassar liksom kontrollen av mängden använt foder, har visat sig svårbemästrade. Sedan fisken en gång släppts ut i kassarna är det i det närmaste omöjligt att exakt fastställa mängden fisk i odlingen. Antingen har myndigheterna direkt fått lov att lita på de uppgifter odlarna gett eller indirekt räkna ut mängden fisk på basen av foderförbrukningen, ett tal som också det baserar sig på uppgifter av odlarna. EKLUND (1984) har påtalat att man med dessa två metoder kan komma fram till nog så avvikande resultat. Turun vesipiirin vesitoimisto (1985) framhåller att en begränsning av volymen i nätbassängerna i detta nu skulle vara nära nog det enda sättet att ens i någon mån kontrollera uppfödningmängderna.

Beträffande den egentliga tillsynen av belastning och vattendrag ger vatten- och miljöstyrelsen följande rekommendationer (Vattenstyrelsen 1980): om fiskproduktionen understiger 20 ton/år skall vattendrags- och belastningskontroll utföras 2 gånger/år, är produktionen 20–50 ton/år bör kontrollen ske 2–4 gånger i året och vid en årlig produktion över 50 ton rekommenderas att kontrollen sker 4–6 gånger/år.

Belastningskontrollen utförs för de landbaserade odlingarnas del genom analyser av avloppsvattnet. För kassodlingar måste andra åtgärder tillgripas. Man får här nöja sig med att uppskatta belastningen utgående från fiskproduktion och foderanvändning. Belastningen beräknas sedan på basen av fodrets genomsnittliga halt av växtnäringsämnen.

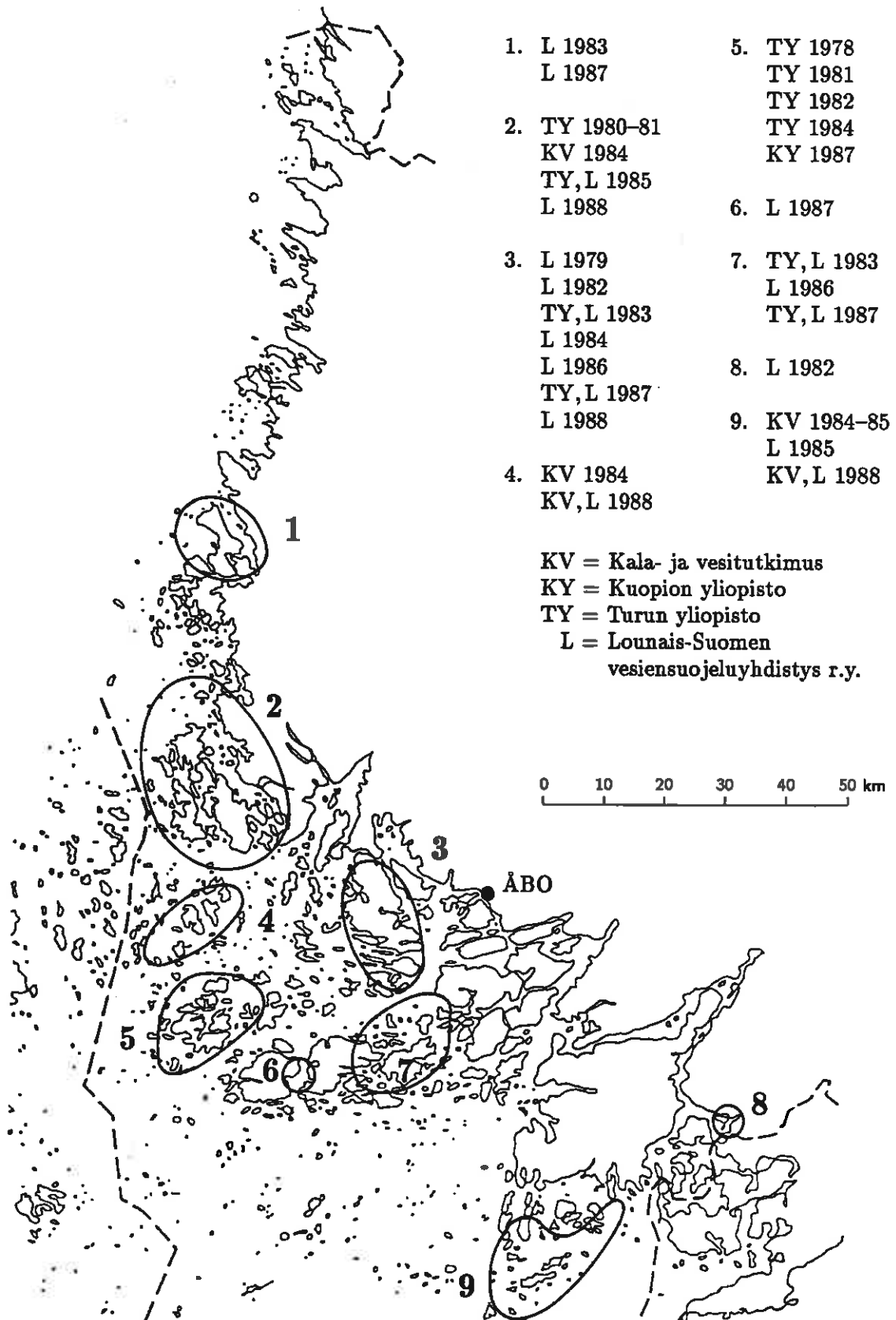
Avsikten med vattendragskontrollen är att kartlägga ändringarna i vattendragets tillstånd. Uppföljningen har traditionellt baserats på analys av vattenprov i huvudsak i fysikalisk-kemisk bemärkelse (såsom syrehalt, elektrolytisk ledningsförmåga, pH, färg, syreförbrukning, växtnäringsämnen) samt i viss mån på vissa biologiska analyser (primärproduktion, klorofyll a). I mera omfattande uppföljningsprogram har också undersökningar av plankton och bottendjur kunnat ingå. För vissa odlingar har man också ställt krav på perifytonundersökningar samt uppföljning av förändringar i littoralzonens vegetation med några års mellanrum (HÄKKILÄ K. 1982).

Fiskodlarna har emellertid upplevt kontrollen som ekonomiskt betungande varför kontrollprogrammen av kostnadsskäl vanligtvis fått inskränkas till minsta möjliga. Kostnaderna för kontrollen uppgick år 1986 till 0,05–2,0 Fmk/kg fisk (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Kostnaderna varierar bl.a. beroende på odlingens läge, men proportionellt sett är de högst för de minsta odlingarna. Inom vissa områden, där kontrollen skötts gemensamt av flera anläggningar som belastar samma vattenområde, har ett mera omfattande program kunnat förverkligas. En dylik samkontroll är också att föredra eftersom undersökningar som överlappar varandra kan gallras bort. Kostnaderna för kontrollen blir således också lägre och de var år 1986 ca 0,05–0,20 Fmk/kg fisk (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988).

Inom Åbo vatten- och miljödistrikts område har uppföljningsprogrammet omfattat undersökning av vattenkvaliteten 1–3 gånger per sommar på 2–4 provtagningspunkter. Detta program har kompletterats med en kartläggning av bottenfaunan på 4–8 punkter med ca 4 års mellanrum. Var och av vem dessa bottefaunaundersökningar gjorts framgår närmare ur figur 4.

I andra delar av landet gör också de olika vatten- och miljödistrikten egna provtagningar vid fiskodlingarna. I Bottniska viken har undersökningar därtill utförts av bl.a. Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto och Etelä-Pohjanmaan Vesitutkijat Oy och i Finska viken av bl.a. Kymijoen Vesiensuojeluyhdistys r.y.

Figur 4. Områden inom vilka det gjorts bottenfaunaundersökningar i anslutning till fiskodlingar i sydvästra Finlands skärgård (enligt uppgifter från Åbo vatten- och miljödistrikt).



Erfarenheterna av kontrollen vid fiskuppfödningssanstalterna har visat att den traditionella uppföljningen av vattenkvaliteten inom havsområdet ofta nog inte är tillräcklig. Vattenkvalitetsundersökningarna är användbara, om man bara i tillräckligt stor utsträckning beaktar de faktorer som inverkar på resultaten. På skyddade lokaler, där vattenutbytet är begränsat, ger traditionella vattenanalyser en god bild av odlingens effekter. Vid öppna kust- och skärgårdsområden är situationen däremot mer komplicerad. Här kommer den påverkade vattenmassans omfattning och läge vid ett givet tillfälle att vara beroende av rådande vind- och strömförhållanden. Att med ett fåtal provpunkter ett par gånger under sommaren hitta denna vattenmassa är svårt. Om inte väderleks- och strömförhållanden beaktats kan undersökningen lätt leda till felaktiga slutsatser (HÄKKILÄ K. 1983). Svårigheten i att bemästra mätningproblemet i kust- och skärgårdsområdena har också berörts av EKLUND (1987b) som framhållit, att ju bättre vattenmyndigheterna lyckas påverka odlarna (god utspädning), desto omöjligare är att genom mätningar i miljön konstatera effekter.

(Turun vesipiirin vesitoimisto 1985) anser att man får en tillräckligt bra uppfattning om förändringarna i vattnets frodighet med karteringar några gånger under sommaren. Förutsättningen är dock att provtagningarna sker vid olika väderleksförhållanden och att ett tillräckligt stort område undersöks med täta provtagningspunkter. Halten totalfosfor och klorofyll a i det produktiva skiktet ger i allmänhet en tillräckligt god bild av vattnets tillstånd i kust- och skärgårdsområdena. Också ISOTALO (1985) förespråkar användningen av dessa två parametrar och anser samtidigt analyser av totalkväve som tämligen värdelösa i kontrollsammanhang. Om det på basen av bottenens topografi eller vattnets skiktning finns skäl att anta, att syrebrist kan förekomma i bottenvattnet, kan syre- och närsaltshalter bestämmas också för de djupare vattenskiikten.

Klagomål över förändringar i vattenkvaliteten och på effekter av eutrofiering i fiskodlingars omgivning görs ofta. Lekmannaiakttagelser rörande försämrade vattenkvalitet har i många fall visat sig svåra att verifiera med hjälp av standardiserade mätningar. Detta är en följd av att effekterna av eutrofieringen i första hand yttrar sig i form av ökad primärproduktion och strandvegetation och som igenslamning av fiskeredskap, stränder och botten, ofta redan innan förändringar i vattenkvaliteten kunnat påvisas. Enligt Turun vesipiirin vesitoimisto (1985) skulle det därför vara ändamålsenligt att i kontrollundersökningarna fästa uppmärksamheten vid analyser och metoder som förklarar just dessa fenomen. Det centrala problemet här har dock varit bristen på tillräckligt enkla och rutinmässigt användbara kontrollmetoder. Uppföljningen av odlingarnas miljöpåverkan kompliceras ytterligare av den tidsmässiga och lokala variation som de många bakgrundsfaktorerna förorsakar hos de biologiska parametrarna (JUMPPANEN 1985a). Bakgrundsvariationen och den slumpmässiga variationen gör att små förändringar lätt förblir obemärkta.

För bottenfaunans del är metodiken i alla fall väl utarbetad och standardiserad. Mjukbottenfaunan är tämligen stationär och långlivad, samt lätt studerad.

Bottendjursundersökningar med några års mellanrum ger en bra bild av belastningens effekter över en längre tidsperiod, också i sådana fall då förändringarna i vattenkvaliteten är ringa eller svåra att registrera. En nackdel med metoden är emellertid att den är tämligen arbetsdryg (HALONEN 1985).

De mest framträdande effekterna av eutrofieringen i havsområden har varit förändringarna i botten- och strandvegetationen. Perifytonundersökningar, där man mäter mängden påväxt på konstgjorda substrat, har främst utförts i insjöar. Erfarenheterna av metoden är goda varför perifytonundersökningar också har börjat utföras i samband med kontrollundersökningar vid kassodlingar i kustområdena (t.ex. MANTERE 1984-87).

I de vattenrättsliga utslag som utfärdats under senaste tid har också krav ställts angående fiskeriekonomisk kontroll inom områden som ligger i närheten av fiskodlingarna. Någon omfattande kontroll har man inte strävat efter, speciellt inte där platsen för odlingen är läglig eller då andra odlingar inte ligger i närheten. Där kontroll är påkallad skall planen godkännas av fiskeridistriktet. Det är då närmast fråga om en uppföljning av fångad fisk och igenslamning av fångstredskap. Genom att undersöka igenslamning av nät med en bestämd maskstorlek inom ett tillräckligt stort område, kan man få en uppfattning om verkningarnas omfattning. Metoden lämpar sig väl som en del av de rutinmässiga kontrollundersökningarna. Den ytterst brokiga metodiken har emellertid hittills avsevärt inskränkt metodens användbarhet (Skärgårdsdelegationen 1987).

Bristerna i det nuvarande kontrollsystemet har redan länge varit uppenbara. En effektivisering av övervakningen är dock att vänta i och med de nya övervakningsanvisningarna som håller på att utarbetas av vatten- och miljöstyrelsen. I anvisningarna, vilka torde träda i kraft år 1989, kommer man att speciellt fästa vikt vid övervakning av vattendragens eutrofiering samt framhäva åtgärder genom vilka belastningen kan minskas.

6. FÖREBYGGANDE OCH MINSKANDE AV MILJÖSKADOR VID FISKODLING

6.1. Allmänt

Forskning som syftar till att minska fiskodlingens miljöeffekter har under en längre tid utförts i Finland på försorg av bl.a. Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, Vattenstyrelsen (nuvarande Vatten- och miljöstyrelsen) och många privata fiskodlare. Merparten av dessa undersökningar har utförts i insjöområden varför resultaten inte alltid direkt kan tillämpas i bräckt vatten. I kust- och havsområden har man i stället mest koncentrerat sig på att få fram metoder för att påvisa miljöeffekterna.

Det största miljöproblemet härrör sig från närsalterna och deras eutrofierande effekt. Undersökningarna har därför främst varit inriktade på att försöka minska fosforbelastningen, eftersom fosfor i allmänhet är den produktionsreglerande faktorn. Möjligheterna att minska fosforutsläppen är dessutom goda. Kvävebelastningen har inte uppmärksamrats i lika hög grad trots att kvävet i vissa delar av det finska kustområdet uppenbarligen övertar rollen som den produktionsreglerande faktorn.

Belastningen från fiskodlingarna borde kunna minskas så att det inte i något skede uppstår problem i vattendragen. Tidigare ansågs en reglering av produktions- och fodermängderna vara den viktigaste metoden. Numera finns det flera andra alternativa metoder. För att effektivt minska belastningen gäller det att beakta hela anläggningen och dess funktion. Goda resultat har nåtts med vad man kunde kalla interna vattenskyddsåtgärder. Sådana är t.ex. en sänkning av fodrets fosforhalt och förbättrad skötsel av anläggningarna (förbättrad foderkoefficient, minskat foderspill och förbättrad utfodringsteknik). Ytterligare utveckling kan göras genom förbättring av utfodringsteknologin, utveckling av odlingsanläggningarna och rasförädling. Av de externa vattenskyddsåtgärderna har främst olika metoder för uppsamling av slam varit aktuella.

6.2. Utveckling av foder och utfodringsteknik

Det naturligaste sättet att minska belastningen är att åtgärda dess källa d.v.s. att minska foderförbrukningen och de ämnen som via fodret kommer ut i vattendraget. Fodertyperna kan utvecklas så att de olika beståndsdelarna i fodret finns i en för fiskarna lättillgänglig form och i sinsemellan optimala förhållanden. På detta sätt kan både belastningen genom foderspill och genom fiskens fekalier minskas.

En minskning av fodrets fosforhalt är en av de allra viktigaste åtgärderna. I detta avseende befinner sig tillverkarna av foder i nyckelställning eftersom det

framför allt är en fråga om produktutveckling och prissättning. Största delen av fosfor i fodret härstammar från dess proteinråvara. Fiskens proteinbehov är stort varför också fodrets proteinhalt är hög, 38–56 % (LEMINE *et al.* 1986). Den huvudsakliga proteinkällan i de flesta fodertyper utgörs av fiskmjöl, vars fosforhalt ligger kring 2 %. Genom att ersätta fiskmjölet med andra proteinråvaror t.ex. sojakross, majs gluten, kan fosforhalten avsevärt sänkas. Dessutom kan en del av proteinet ersättas med fetter och kolhydrater. Man strävar i detta sammanhang också efter att öka användningen av inhemska foderkomponenter. Med hjälp av dessa metoder har fosforhalten i fodret under 1980-talet kunnat sänkas med tiotals procent, utan att fiskens tillväxt försämrats. Fosforhalten i torrfodret har under senare tid i genomsnitt varit ca 1 %. I de ur miljösynpunkt bästa fodertyperna har fosforhalten rört sig kring 0,75–0,85 % (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985). KORHONEN (1984) har påstått att fodrets fosforhalt kan sänkas ända till 0,4–0,5 % utan att fiskens tillväxt försämrats.

I takt med att fosforhalten i torrfodret sänkts har dock användningen av semi-moist foder på hel strömning och fiskrens ökat. Fosforhalten i semi-moist med betydande insats av fiskmjöl har varierat mellan 0,9–1,6 % (LEPPÄKOSKI 1987). Foderkoefficienten för semi-moist är också avsevärt högre än torrfodrets. För torrfoder varierar foderkoefficienten mellan 1,2–2,5 (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985). De lägsta värdena uppnås i praktiken endast i yngelodlingar. Genom ytterligare utvecklingsarbete borde man emellertid kunna nå ner till en koefficient på 1,0–1,3, under den bästa tillväxtperioden (KORHONEN 1984). För semi-moist foder anses foderkoefficienten ligga kring 2,5–3,5 (Vesihallitus 1988). Som mål för semi-moist har man dock ställt att försöka nå en fosfornivå på 0,3–0,4 % med en foderkoefficient på 2,5 (KORHONEN 1984). Det man också borde beakta i detta sammanhang är att beträffande torrfodret baserar sig foderråvaran till betydande del på import av fiskmjöl vilket innebär ett nettotillskott i vår vattenmiljö. Råvaran för semi-moist- eller färskfoder är däremot vanligtvis lokalt fångad strömning.

I en undersökning där färskfoder och torrfoder jämfördes ur belastningssynpunkt erhöles för färskfodrets del mycket lovande resultat (MÄKINEN & ESKE-LINEN 1985). Med stöd av resultaten framhålls att man genom att utveckla utfodringen med färskfoder kan uppnå en lika låg belastning som vid användandet av de bästa torrfodren. Eftersom färskfodrets proteinsammansättning är fördelaktigare än torrfodrets skulle användningen av färskfoder vara motiverad speciellt i kustområden där kväve övertar rollen som den produktionsreglerande närsalten i vattnet. Man har nu också i allmänhet börjat fästa mer uppmärksamhet vid en minskning av kvävebelastningen, speciellt gällande odlingar i brackvatten. Om fodret har en hög halt av äggviteämnen används en del av dem som energikälla för fisken och inte enbart som källa till nödvändiga aminosyror. Vid nedbrytningen av aminosyror frigöres rikligt med kväve. För torrfoder kan här samma åtgärder användas som vid sänkningen av fosforhalten d.v.s. man minskar äggvitehalten genom att öka på andelen kolhydrater och fetter.

Genom att förbättra utfodringsapparaturen och -metoderna kan foderspillet minskas och foderkoefficienten således förbättras. Foderkoefficienten är beroende av både fodrets konsistens, fodermängd och utfodringssätt samt av omgivningsfaktorer. I sista hand bestäms foderkoefficienten av fiskens totala energi-behov i relation till den andel som går åt för tillväxten.

Det ur miljösynpunkt lämpligaste alternativet är om utfodringen sker i flera repriser med små fodermängder åt gången. Utfodring med långa intervall och stora fodermängder ger ökad belastning i form av foderspill och p.g.a. att den mätta fisken inte förmår smälta födan fullständigt. Risken för överutfodring är stor också då vattentemperaturen är låg eller exceptionellt hög. Spillfodret inverkar enligt undersökningar endast i ringa grad på den slutliga belastningen. Trots detta har myndigheterna i Finland gått in för att minska foderspillet mängd genom att kräva att dammet skall avlägsnas från torrfodret före utfodringen (Kommittébetänkande 1982:12). Man har också lyckats minska på dammängden genom att förbättra fodrets konsistens. Fodrets flytegenskaper kan emellertid ännu göras bättre.

Vid användning av färskfoder är foderspillet i praktiken större än då torrfoder används. Som ett minimikrav har man därför ställt, att färskfodret inte får malas utan endast styckas. Trots detta är spillet relativt stort och det uppstår dessutom lätt hygieniska problem. Genom att använda semi-moist foder har man dock uppnått betydligt bättre resultat.

Genom att utveckla fodret kan man också direkt påverka egenskaperna hos det slam som bildas av fekalierna. Detta ger större möjligheter till att förbättra och utveckla metoderna för slamuppsamling.

I praktiken kan det emellertid uppstå vissa problem med de nya miljövänligare fodertyperna och den odlingsteknik som förbättrar foderkoefficienten. Eftersom de traditionella odlingsmetoderna kommer att vara något förmånligare kommer odlarna knappast självmant att övergå till de dyrare alternativen. KORHONEN (1984) föreslår därför att man i stället för nuvarande praxis, där tillståndet beviljas enbart för en bestämd produktionsmängd, skulle övergå till ett system där man också beaktar fosforbelastningens storlek. Man skulle m.a.o. fastställa vissa maximigränser för den tillåtna fosforbelastningen från odlingarna. Enda sättet för odlaren att öka produktionen, utan att överskrida belastningsgränsen, skulle härvid vara att övergå till miljövänligare fodertyper. En förutsättning för att detta system skall fungera är emellertid att myndigheterna tillräckligt effektivt kan övervaka foderanvändningen.

6.3. Uppsamling av slam

Slammet i fiskodlingarna bildas huvudsakligen av fiskarnas fekalier och av spillfoder som sjunker till botten. Mycket varierande siffror har uppgetts för hur stor mängd slam som produceras i en fiskodling. Slamproduktionen är beroende

inte bara av utfodring och fodertyp utan också av fiskart och -storlek. Enligt SELÄNNE *et al.* (1983) varierar de finska torrfodrens slamproduktion i insjöförhållanden mellan 83–255 g torrsustans/kg foder. Motsvarande mätningar i havsområdena har inte utförts.

Det färska slammets fosforhalt varierar beroende på fosforhalten i fodret kring 10–35 mg tot-P/g TS. Slammet börjar emellertid nedbrytas snabbt varvid när-salterna löser sig i vattnet. Under de första dygnen minskar fosforhalten radikalt. Enligt KIVINEN (1980) är fosforhalten efter fyra dygn endast hälften av den ursprungliga och efter två veckor finns endast en tredjedel av fosfor kvar i slammet. Liknande resultat erhöles också av MANNINEN (1982). Slammet borde därför tas tillvara i ett så tidigt skede som möjligt för att fosforreduktionen skall vara tillräckligt effektiv.

6.3.1. Slamuppsamling i landbaserade odlingar

Slamuppsamlingen i dammodlingar skedde tidigare endast 1–2 gånger per år i samband med putsningen av bassängerna. Med tanke på belastningen var detta en ganska betydelselös åtgärd, eftersom endast en obetydlig del av fosfor kunde fås tillvara.

Under senare tid har man i Finland gjort försök med flera alternativa metoder för avlägsning av slam ur jorddammar. Man har genomgående inriktat sig på att försöka avlägsna den fasta substansen genom sedimentering. Den metod som allmännast varit i bruk är den där slammet med vissa tidsintervall avlägsnas från en sedimenteringsbassäng vid ändan av odlingsbassängerna. Metoden har dock inte gett önskat resultat. Detta beror på att de gamla jorddamarna är så konstruerade att strömningshastigheten i dem är låg. Största delen av slammet sedimenterar då i de egentliga odlingsbassängerna, där det också börjar nedbrytas varvid fosfor går i lösning. Fosforhalten i slammet i sedimenteringsbassängen är därför låg. Med denna metod stannar fosforreduktionen under 10 % av totalbelastningen (SELÄNNE *et al.* 1983).

Den enda metoden som i praktiken kan tillämpas för jorddamarna är att slamuppsamlingen sker direkt från odlingsbassängen. Slammet kan tas tillvara genom att dammsuga hela bottenytan, men en bättre lösning är att först koncentrera slammet i slamfickor (HELKIÖ 1984) eller slamhäckar. Man har trots allt inte med dessa metoder i nämnvärd grad förmått minska på belastningen av näringsämnen, i synnerhet inte i förhållande till den stora arbetsinsatsen (SELÄNNE *et al.* 1983, MÄKINEN 1985). Återvinningen av partikulärt material har varit låg och när-salterna har mobiliserats snabbt från slammet. Jorddammar är således ur belastningssynpunkt inte ändamålsenliga. Ett betydligt bättre alternativ är självrenande bassänger gjorda av syntetiskt material. Från dessa leds slammet så färskt som möjligt till en speciell sedimenteringsenhet, antingen en

traditionell sedimenteringsbassäng eller en s.k. virvelseseparator. Sedimenteringsbassängen bör vara så konstruerad att slammet uppsamlas på en bestämd plats varifrån det lätt kan pumpas bort. Med virvelseseparator har man nått mycket goda resultat. Enligt SELÄNNE *et al.* (1983) kan man med en virvelseseparator uppnå en 60–80 % reduktion av den fasta substansen och 25–70 % av fosfor. En fördel med virvelseseparatorn är också att den endast upptar ca 1/10 av den areal som en traditionell sedimenteringsbassäng kräver.

Virvelseseparatorns lönsamhet är emellertid starkt förknippad med självrenande bassänger, i annat fall blir reduktionen av partikulärt material rätt dålig. Man har därför börjat utreda möjligheterna att använda sig av t.ex. filtrering, flotation (VÄÄRÄNEN 1986) eller jonbyte. Metoderna är ännu invecklade och dyra men utveckling pågår för att göra dem enklare och billigare. Mest lovande verkar möjligheterna att tillämpa olika slag av snabbfiltrering (MÄKINEN 1985).

6.3.2. Slamuppsamling i kassodlingar

Utvecklingen av slamuppsamlingstekniken för kassodlingar har skett mycket långsamt. Problemen i samband med kassodlingar är helt andra än i landbaserade odlingar av bassängtyp. Ett problem är bl.a. kraftig sjögång och starka strömmar som snabbt för bort slammet från kassarna och ställer höga krav på konstruktionernas hållbarhet.

Utvecklingsarbetet i Finland har huvudsakligen inriktats på att konstruera någon form av uppsamlingstrattar under kassarna. Funktionerna i anslutning till avskiljning av slam var år 1985 föremål för två undersökningar, ett i insjöområdet (SOKKA 1986) och ett i brackvatten (LEMENEN *et al.* 1986). Resultaten i dessa försök var uppmuntrande och gav en god grund för ytterligare utveckling av slamuppsamlingstekniken. Under odlingssäsongen 1986 testades två något olika konstruktioner för slamuppsamling vid en kassodling i kustområdet (Kehitysaluerahasto Oy 1987). I alla dessa undersökningar har man i huvudsak inriktat sig på fosfors roll som belastare av vattendragen och utfört beräkningar över fosforbudgeten d.v.s. fosfors fördelning i fisk, vatten och slam.

Gemensamt för undersökningarna som utfördes 1985 var att man i huvudsak strävade efter att testa vissa grundläggande lösningsmodeller, att mäta reningseffekten och att utföra kostnadsberäkningar. I bägge fallen använde man sig av kassar i mindre skala än normalt (diameter 5–6 m), varför resultaten inte direkt kan jämföras med odlingar i full skala.

Den bästa reningseffekten erhöll man i odlingen i insjöförhållanden (SOKKA 1986). Två typer av uppsamlingstrattar gjorda av plastduk testades. I det ena fallet var uppsamlingstratten permanent fastsatt under kassen och utgjorde själva kassbotten, medan den andra typen bestod av en fristående konstruktion som hängdes upp under kassen. Av praktiska orsaker visade sig den senare typen vara bättre eftersom en fristående konstruktion lättare är åtkomlig för

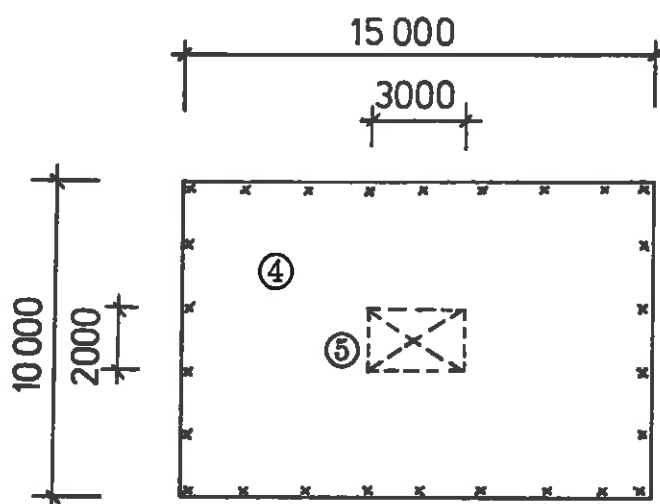
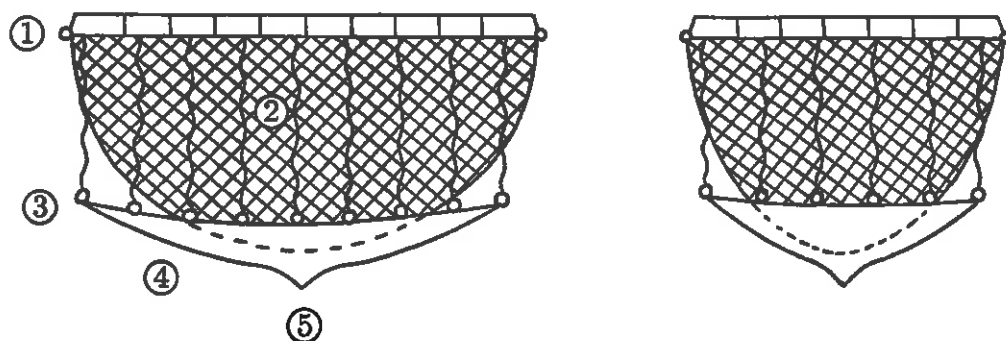
service och kan avlägsnas t.ex. då kassarna flyttas. Beträffande reningseffekten fann man däremot ingen märkbar skillnad. Slammet avlägsnades ur båda modellerna med pumpar från en slamficka i botten av tratten. Då slammet avlägsnades dagligen, fick man i genomsnitt tillvara 153 g TS/kg foder. Fosforhalten i slammet höll sig kring 22 mg P/g TS. Fosforreduktionen blev i detta fall så hög som 40 %. Man kunde också i denna undersökning klart påvisa vikten av att slammet avlägsnas så försiktigt som möjligt. Då slammet avlägsnades endast två gånger i veckan stannade fosforreduktionen vid endast 15 %.

I undersökningen som samtidigt pågick i Skärgårdshavet använde man sig av enbart en fristående trattkonstruktion som hängdes upp under kassarna (LEMINEN *et al.* 1986). I detta fall stannade fosforreduktionen vid 24 % medan reduktionen av torrs substans uppgick till 50-70 %. Resultaten är trots allt helt tillfredsställande eftersom man inte direkt kan jämföra dessa två undersökningar, bl.a. var insjöodlingen mera skyddat belägen än odlingen vid kusten. Med tanke på kvävereduktionen, som stannade vid endast 9 %, var metoden ganska betydelslös.

Följande försök i Skärgårdshavet, där två något olika konstruktioner för slamuppsamling testades, utfördes i full skala (Kehitysaluerahasto Oy 1987). Detta gav då också en bättre bild av slamuppsamlingsteknikens verkliga kostnader. Båda konstruktionerna var av den fristående typen som hängdes upp under kassarna. Den ena modellen var relativt enkelt konstruerad och kan närmast karakteriseras som en plastduk med en fördjupning i mitten (Fig. 5). I det andra fallet var uppsamlingstratten mer lik de typer som använts i de tidigare försöken och hade en stödjande ram av aluminium (Fig. 6). Slammet avlägsnades i vardera fallet med pump.

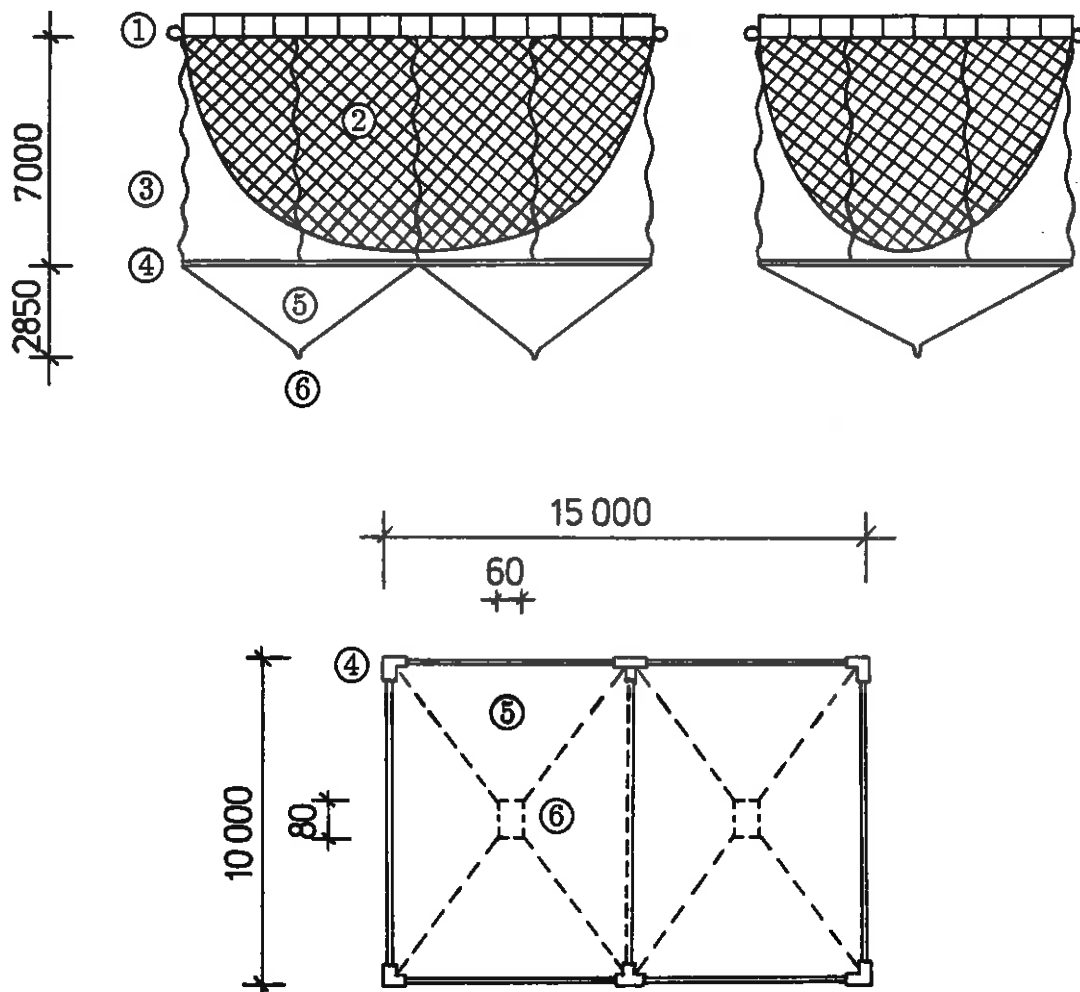
Slamuppsamlingen visade sig fungera effektivare i den enklare konstruktionen där man nådde en fosforreduktion på 22 %, jämfört med 15 % för trattkonstruktionen. Resultaten är dock förvånansvärt låga med tanke på den höga halten av torrs substans som uppsamlades, 189 respektive 76 g TS/kg foder. De låga värdena är en direkt följd av slammets låga fosforhalt (11,4 mg P/g TS för trattkonstruktionen och 6,6 mg P/g TS för den andra). Den låga fosforhalten kan ändå inte helt förklaras med att fodrets fosforhalt var ganska låg (0,91-1,1 %) och att foderkoefficienten var god (0,92-1,00). Uppenbarligen uppehöll sig slammet också för länge på uppsamlingstrattens yta så att en för stor del av fosfor kunde lösas sig.

Då man utvärderar resultaten av slamuppsamlingen bör man också beakta fosfors förekomstform i slammet. Enligt KIVINEN (1980) är 4 mg P/g TS sådan fosfor som är fast bunden i slammet och som kommer att sedimentera. Då fosforhalten i slammet i t.ex. den enklare konstruktionen med plastduk var 6,6 mg P/g TS blir den faktiska nyttan av fosforavskiljningen ur vattenskyddets synpunkt endast 9 %. D.v.s. största delen av den fosfor man fick tillvara var sådan som skulle ha sedimenterat och inte bidragit till eutrofieringsprocessen.



- ① Nätkassens ram 10 × 15 m
- ② Nätkasse
- ③ Upphångningslinor och tyngder
- ④ Slamuppsamlare, plastduk 630 g/m²
- ⑤ Slamficka

Figur 5. Principskiss av slamuppsamlare för nätkassar, "dukmodell" (enligt Kehitysaluerahasto Oy 1987).



- ① Nätkassens ram 10 × 15 m
- ② Nätkasse
- ③ Upphängningslinor
- ④ Uppsamlingsstrattarnas ram av aluminium 10 × 15 m
- ⑤ Uppsamlingsstratt, plastduk 630 g/m²
- ⑥ Slamficka, dubbel plastduk

Figur 6. Principskiss av slamuppsamlare för nätkassar, "trattmodell" (enligt Kehitysaluerahasto Oy 1987).

Slutledningen av dessa försök är att slamuppsamlingstrattar bäst tycks lämpa sig för små kassenheter. För större kassenheter är de uppsamlingstrattar som utprovades inte lämpliga varken på tekniska och ekonomiska grunder eller ur reningsynpunkt. En enklare modell av plastduk lämpar sig i detta avseende bättre. Metoden kräver emellertid ytterligare utveckling och testning för att den skall kunna anpassas för varierande odlingslägen och strömförhållanden. Kostnaderna för slamuppsamlingen i relation till fosforreduktionen blir trots allt höga också med denna metod. Med interna vattenskyddsåtgärder kan man uppnå betydligt bättre resultat till ett avsevärt lägre pris (Kehitysaluerahasto Oy 1987). Bättre foder och utfodringsteknik minskar också den faktiska nyttan av slamuppsamlingen eftersom dessa åtgärder resulterar i slam med lägre fosforhalt. Om man emellertid vid beviljandet av odlingstillstånden skulle fastslå gränsvärden för fosforbelastningens storlek (KORHONEN 1984), skulle detta till en del kunna gynna utvecklandet av slamuppsamlingstekniken. I områden där kvävet övertar rollen som den produktionsbegränsande faktorn är slamuppsamlingen p.g.a. den låga kvävereduktionen överhuvudtaget inte motiverad (LEMNEN *et al.* 1986).

6.3.3. Fortsatt behandling av slammet

Slammet, eller närmast slam-vatten blandningen, som på ett eller annat sätt tagits tillvara, måste ytterligare behandlas så att slammet lätt kan deponeras eller utnyttjas. Vid behandlingen strävar man till att avlägsna vattnet och öka slammets hållbarhet. Om slammet skall utnyttjas borde man också sträva efter att förrinta däri eventuellt förekommande patogena bakterier och andra sjukdomsalstrare.

Bruk av torvbädd för torkning av slammet och filtrering av slamvattnet är en metod som visat sig praktiskt användbar. En fördel med torven är att slammet inte ytterligare behöver behandlas efter filtreringen utan slam-torvblandningen kan direkt användas som jordförbättringsmedel. Metoden har närmare studerats av SELÄNNE *et al.* (1983). Huvudsyftet med denna undersökning var att studera torvens användbarhet vid filtreringen. Med stöd av resultaten ger man i rapporten ett utkast för dimensioneringen av ett torvfilter. Man kom bl.a. fram till att att torvlagrets tjocklek bör vara 30–50 cm. Under detta lager bör det finnas ett gruslager där dräneringsrör finns inbäddade. För att filtreringen skall fungera ordentligt är det viktigt att slamvattnet fördelas jämnt över hela torvytan.

Torven avlägsnar lätt den fasta substansen. Torvens kapacitet att binda fosfor är emellertid begränsad. Mängden torv som behövs beräknas därför utgående från förhållandet 200 g totalfosfor/m³ torv. Med denna mängd erhålls en fosforreduktion på över 90 %. I de tre filter som undersöktes blev reduktionen angiven i procent följande:

- fast substans	40-90 %
- BOD ₇	76-91 %
- tot N	60-96 %
- tot P	52-96 %
- PO ₄ -P	39-97 %

De praktiska erfarenheterna av torvfiltrering är fortfarande begränsade. Som sådan tycks metoden i huvudsak kunna tillämpas vid små fiskodlingar. I större anläggningar kommer slamvattnets stora fosformängd att kräva så mycket torv att metoden ur ekonomisk synpunkt är omotiverad.

För behandling av stora slammängder kommer närmast utfällning med kemikalier (t.ex. kalk, aluminium- och järnsulfat) på fråga. Vid utfällning med kalk har resultaten varit helt tillfredsställande (SELÄNNE *et al.* 1983). Efter utfällningen kan slammet torkas på slambädd varefter det kan användas som jordförbättringsmedel. På detta sätt kan en del av kostnaderna för kalken ersättas.

Olika metoder för fortsatt behandling av slammet kan ganska lätt tillämpas vid landbaserade odlingar. För kassodlingar är situationen däremot mer problematisk. P.g.a. den stora slamm mängden skulle det vara bäst om behandlingen kunde ske direkt på anläggningen. Av praktiska skäl kan detta emellertid vara svårt. Är odlingen belägen nära stranden kan slammet via ett rörsystem pumpas bort för behandling på land. I annat fall måste slammet först samlas i behållare eller prämar som sedan bogseras i land. Detta system är dock både tids- och resurskrävande.

6.4. Rasförädling

Olika stammar av regnbåge och individer inom en och samma stam uppvisar stora skillnader i tillväxtegenskaper. Detta ger goda förutsättningar för att genom urval få fram mera snabbväxande stammar. Med rasförädling kan man ännu avsevärt effektivera foderanvändningens verkningsgrad och härigenom minska foderförbrukningen vilket i sin tur skulle minska belastningen. Rasförädling kan också användas till att förbättra en del andra egenskaper hos fisken t.ex. köldhärdighet och sjukdomsresistens. I Finland har rasförädling inte ännu bedrivits särskilt länge men forskning pågår också inom detta område (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985).

6.5. Borttagning av närsalter m.h.a. växtbiomassa

I Finland har man undersökt möjligheten att genom skörd av vattenväxter rena utkommande vatten från bassängodlingar (PUUSTINEN & LINDQVIST 1982).

I undersökningen koncentrerade man sig på makrofyterna och deras halter av närsalter (P och N) i relation till halterna i vattnet. Några olika växtarters närsaltshalter och produktion jämfördes. Undersökningen utfördes i en sedimenteringsbassäng på ca 0,8 ha med en genomströmning på 1,0–1,5 m³/s. Vattenväxterna, huvudsakligen vattenpest (*Elodea*), kunde i bästa fall binda ca 10 % av totalfosfor- och ca 5 % av totalkvävebelastningen. Växternas förmåga att kvarhålla närsalterna i bassängen var dock huvudsakligen begränsad till en period mitt på sommaren. Mot slutet av sommaren började mera fosfor transporteras ut ur bassängen än vad som tillfördes.

I finländska förhållanden kommer denna metod knappast som sådan att kunna tillämpas. Dels är vegetationsperioden i kortaste laget och dessutom är metoden tillsvidare arbetsdryg. Erfarenheterna är emellertid ännu begränsade och det kan därför tänkas att metoden i modifierad form kunde vara användbar också här (PÄRJÄLÄ 1984). I så fall torde endast landbaserade odlingar komma i fråga, för kassodlingar kan metoden vara svår att tillämpa.

6.6. Styrning av odlingarnas produktionsmängder och lokalisering

Den raskt utökade fiskuppfödningen under 1980-talet, speciellt i havsområdet, och den miljöpåverkan den lett till, har ofta varit föremål för offentlig kritik. I allmänhet har miljöskadorna vid fiskodling ansetts knutna till stora produktionsenheter men betydande förändringar i vattenmiljön kan uppträda redan vid små odlingar, beroende på deras läge. Recipientens belastningstolerans spelar härvid en mycket central roll. I detta avseende har dock fiskodlingarnas lokalisering i vattendragen varit helt oplanerad vilket också lett till konflikter med andra former av vattenanvändning. Problemen tillspetsas ytterligare av att fiskodlingsverksamheten i allmänhet har sökt sig till sådana vattenområden som tillsvidare bevarats i närapå naturtillstånd.

Styrningen av fiskodlingsverksamheten i Finland har i huvudsak skett utgående från vattenlagstiftningen. I denna ingår emellertid inte några särskilda lagrum gällande fiskodling. Några specifika regler beträffande verksamheten har således inte direkt stått till förfogande. Regleringen av fiskodlingsverksamheten har närmast blivit en fråga för vattenmyndigheterna, som fått utarbeta styrande principer utgående från de mycket generella stadgandena i vattenlagen. Den praxis som vuxit fram har dock i hög grad präglats av oenhetlighet och oförutsägbarhet. I praktiken har odlingsverksamheten långt kommit att följa de föreskrifter vattenstyrelsen lämnat i form av en övervakningsanvisning (Vattenstyrelsen 1980). I anvisningen föreslås en fri brukningsrätt i havsområdet för odlingar vars årliga produktion inte överstiger 40–50 ton, medan större odlingar bör ha tillstånd av vattendomsstolen. Man har alltså här fastslagit en övre gräns för den odlingsmängd som man ansett att inte står i strid med lagens föroreningsförbud.

EKLUND (1987a,b) har närmare granskat styrningen av fiskodlingsverksamheten ur miljörettslig och samhällsvetenskaplig synvinkel. Han har påtalat att ett av problemen gällande styrningen hänger samman med svårigheterna att bedöma de biologiska konsekvenserna bl.a. till en följd av bristande kunskap om olika vattenområdes belastningstolerans. Myndigheterna har i sina ställningstaganden blandat ihop biologiskt-vetenskapliga och samhällspolitiska argument. Samtidigt som det funnits en strävan till att minska belastningen genom att begränsa odlingarnas storlek, har likväl större anläggningar accepterats med en hänvisning till bl.a. sådana faktorer som skärgårdens överlevnad och familjebrukets lämplighet.

Problemet har ytterligare komplicerats av den oklara relationen mellan beslutsfattande instans (vattendomstol) och planerande och förvaltande instans (vatten- och miljöstyrelsen). Detta har lett till ett synnerligen oförutsägbart beslutssystem där effekterna av en lokaliseringsplanering i vatten- och miljöförvaltningen endast haft en indirekt och oförutsägbar verkan på tillståndsbesluten. Odlaren har således aldrig kunnat få förhandsbesked om villkor, ramar och lokalisering för fiskodlingen. Inom nuvarande system har det inte varit möjligt att klart utstaka gränser för verksamhetens omfattning i olika vattenmiljöer (EKLUND 1987a).

År 1981 tillsatte jord- och skogsbruksministeriet en kommission, som fick till uppgift att utreda på vilket sätt man kunde förhindra och minska de skador som fiskodlingen förorsakar miljön, å ena sidan genom tillräcklig rening av spillvatten och å andra sidan genom att anpassa odlingsenhetens storlek och placering till vattendragens tolerans. Som mål ställde man fiskodling i liten skala, närmast i odlingar på familjeföretagsbas.

Kommissionen ger i sitt betänkande (Kommittébetänkande 1982:12) en del rekommendationer som ansluter sig till fiskodlingens vattenskydd. Rekommendationerna berör rättspraxisen, villkor i tillståndsbesluten samt synpunkter som berör anläggningarnas funktion och byggnad. Några konkreta förslag angående lokalisering av fiskodlingar tar man inte direkt ställning till. En central tanke i betänkandet är bl.a. att fiskodlingsverksamheten skall ske i liten skala. I ett utkast till ett lagförslag föreslås att förutsättning för beviljande av tillstånd skulle vara att fiskodlingen huvudsakligen sköts av odlaren eller hans familj. Detta illustrerar enligt EKLUND (1987b) de ovannämnda principerna om hur frågor rörande miljön, ekosystemets bärkraft, sammanflätas med samhälleliga argument såsom organisationen av fiskodlingen i form av familjebruk.

På det regionala planet har man också sett sig tvungen att utarbeta riktlinjer för fiskodlingsverksamheten. Åbo vattendistrikts vattenbyrå har för sin del gjort upp en generalplan för vattenskyddet och styrningen av fiskodlingens omfattning och placering inom Skärgårdshavet och Bottenhavets södra del (Turun vesipiirin vesitoimisto 1985). Målsättningen för planeringsarbetet har varit att styra fiskuppfödningen till sådana områden och att begränsa verksamheten till

sådana enheter, att inga skadliga förändringar i Skärgårdshavets naturtillstånd uppstår. Målet för den regionala planen är sålunda helt av vattenskyddsmässig natur. I planen behandlas bl.a. fiskodlingens metoder och förutsättningar i havsområdet samt fiskodlingens kvantitativa utveckling och prognoser som berör planeringsområdet, belastning som förorsakas av fiskodling och möjligheterna att minska den, våra kustvattens tillstånd och faktorer som påverkar det samt den belastning från olika källor planeringsområdet utsätts för och den inverkan den har.

En central punkt i planen utgörs av grunderna för bedömning av produktionsenheternas storlek och deras placering. För att minimera skadorna på vattendragen föreslås att produktionen delas upp i "tillräckligt små enheter" på platser som ur vattenskyddssynpunkt är lämpliga. På detta sätt skulle den totala belastningen spridas över ett större område och de lokala effekterna skulle bli mindre. Vid odling i nätkassar borde de enskilda enheternas produktion inte överstiga 50 ton. Under ogynnsamma förhållanden, eller då flera odlingar verkar inom samma område, måste storleken ytterligare minskas. I regel bör anstalter med en produktion som överstiger 50 ton baseras endast på sådan uppfödning, där effektiv slamavskiljning är arrangerad eller där belastningen väsentligt kan minskas på annat sätt. En produktion på upp till 100 ton i nätkassar av nuvarande typ, kan motiveras endast under särskilt gynnsamma betingelser.

Avvikande åsikter om denna begränsning av odlingarnas storlek har också framkastats. KORHONEN (1984) anser att en fördelning av odlingen i mindre enheter skulle leda till att de uteslutande placerades i den skyddade innerskärgården där en stor del av sommarbosättningen finns. Dessutom har mindre odlingar sämre möjligheter att investera i utrustning för att minska belastningen.

De lokaliseringsförslag för fiskodlingar i Skärgårdshavet som ges i planen, grundar sig långt på områdenas topografi, vattnens nuvarande tillstånd och det man känner till om strömförhållandena. Skärgårdshavet indelas grovt i dels för fiskodling helt olämpliga områden och dels områden som mer eller mindre bättre tål fiskodling.

Vattenskyddsplanen tillkom vid en tidpunkt då fiskodlingsnäringen befann sig i ett mycket expansivt skede, varför uppgifterna i planen delvis var föråldrade redan då den utkom. Mycket har också skett under de allra senaste åren. Man har därför sett sig tvungen att utarbeta en ny vattenskyddsplan, som bättre återspeglar dagens läge inom fiskodling och vattenskydd. Den reviderade planen kommer att ges ut år 1989.

En liknande regional plan som ovan för styrning och lokalisering av fiskodlingen, har tidigare uppgjorts för vattenområdet utanför Kuivaniemi vid Bottenvikens kust (KURKELA 1983). I denna presenteras en i stora drag gjord indelning av för fiskodling lämpligare och olämpliga områden. Planen är uppgjord på basen

av undersökningar av belastningen både från fiskodling och andra källor samt med iakttagande av andra nyttjandeformer för vattenområdet. Den är avsedd som grund för en vattenskyddsplan för området.

Då beslut fattas om placering och dimensionering av odlingarna måste också andra nyttjandeformer beaktas, så att inte konfliktsituationer mellan dessa och fiskodlingen uppstår. Sådana nyttjandeformer är bl.a. sommarstuge- eller strandbebyggelse, allmänna rekreations-, utflykts- eller badstränder. Fiskodling får inte heller störa trafiken i farleder och båtleder, trävarutransporter eller småbåtstrafik i svårtrafikerade områden. Ytterligare begränsningar för fiskodlingsverksamheten gäller inom områden för vilka föreslagits skyddsreserveringar eller andra reserveringar som kan stå i strid med fiskodling, såsom militära intressen. I ett tidigare sammanhang påpekades också vikten av att undvika placering av odlingar i närheten av viktiga vandringsleder och lekområden för strömming och fjällfisk.

De ovannämnda kriterierna för lokalisering är de enda konkreta riktlinjerna som hittills funnits för havsområdenas del i Finland. Lokaliseringsproblematiken kommer att uppmärksammas också i de nya övervakningsanvisningarna, vilka torde träda i kraft år 1989. En svaghet med de nuvarande lokaliseringsempfohländelserna är emellertid att de i ganska stor utsträckning är subjektiva. Vid utplacering av fiskodlingar borde man så långt som möjligt i varje enskilt fall beakta recipientens naturliga belastningstolerans. Detta har dock tillsvidare inte varit möjligt i havsområden på samma sätt som i insjöar. I insjöar kan man utgående från belastningsdiagram (t.ex. VOLLENWEIDER 1968) uppskatta hur mycket extra belastning recipienten tål innan skadliga effekter uppstår. Motsvarande modeller finns också för rinnande vatten.

För att råda bot på denna brist för havsområdenas del startade år 1987 ett samnordiskt projekt vars ändamål är att få fram ett belastningsdiagram, som skall kunna användas till bedömning av regionala miljökonsekvenser av marint vattenbruk (HÅKANSON *et al.* 1988). I projektet strävar man efter att kunna uppskatta ett områdes belastningstolerans dels genom att ta fasta på själva odlingen (t.ex. dess produktion, foderanvändning, belastning) och dels genom att beakta områdets topografi. En metod har utvecklats för att enkelt kunna uppskatta bl.a. områdets vattenvolym, vattenutbyte och olika bottentyper (erosion, transport, sedimentation). Med dessa parametrar får man fram områdets särart, som i sista hand bestämmer dess belastningstolerans. Finlands andel i detta projekt berör kartläggning av fiskodlingens ekologiska effekter, för verifiering av modellens biologiska relevans.

Modellen kommer att utgöra ett helt nytt arbetsredskap för myndigheterna i ärenden som berör fiskodling. Eftersom metoden är objektiv kommer det att vara lättare att styra fiskodlingen inom kustområdena på ett sätt som tillfredsställer så många parter som möjligt.

7. SAMMANFATTNING

Olika aspekter av fiskodling och dess miljökonsekvenser har varit föremål för en lång rad undersökningar i Finland. Denna rapport har presenterat ett urval av närmast sådana arbeten som berör miljöeffekterna av fiskodling samt sådana som behandlar åtgärder för att förebygga och minska belastningen. Tyngdpunkten i presentationen är lagd vid undersökningar som utförts i kustområdet.

Effekterna av fiskodling har studerats med hjälp av sådana biologiska parametrar som plankton, bakterier, alger, högre vattenväxter, bottenfauna och fisk. I en del av undersökningarna har själva metodiken varit det centrala.

Fiskodlingens inverkan på växtplankton har i huvudsak undersökts genom att mäta klorofyll a-halten och primärproduktionskapaciteten. En ökning av klorofyll a-halten, som används som ett mått på biomassan, har konstaterats i odlingarnas närområde. Primärproduktionskapaciteten har visat sig ännu känsligare och reagerar redan på små förändringar av vattnets närsaltshalt.

Perifyton har funnits vara en mycket känslig indikator på näraltsutsläppen från fiskodlingar och ger också en bra bild av verkningsområdets storlek. En flerfald högre produktion har uppmätts i närheten av odlingarna jämfört med referensområden. Perifytonets biomassa, som bäst beskrivs av mängden klorofyll a, har visat sig vara ett känsligare mått än de flesta vattenkemiska parametrarna.

Bottenfaunaundersökningar har redan en längre tid ingått i den obligatoriska kontrollen av fiskodlingars vattendrageffekter. Effekterna på bottenfaunan är tämligen väl dokumenterade och med avseende på föroreningsgraden har klassificeringssystem utvecklats. Den makroskopiska faunans sammansättning och biomassa har visat sig ge en bra bild av bottenens tillstånd vid odlingarna.

Endast få undersökningar av de naturliga fiskbestånden kring odlingarna har tillsvidare utförts. Man har dock funnit att fiskodling kan ge upphov till både strukturella och funktionella förändringar i fisksamhällena, såsom en dominans av ung- och småfisk, en större andel mörtfiskar samt förhöjd tillväxt p.g.a. rikligare tillgång på föda. Odlingarna påverkar direkt också fiskarnas lekområden och dessutom kan olika luktämnen inverka på fiskarnas beteende.

Ett flertal olika metoder för att minska miljöeffekterna av fiskodling har varit aktuella. Utvecklingen av fodret, speciellt en minskning av dess fosforhalt, har varit en central åtgärd. Vid sidan av detta har olika system för uppsamling och återvinning av slam utvecklats och testats. Den bästa reningseffekten i de landbaserade odlingarna har hittills uppnåtts med självrenande bassänger kombinerade med virvelseparator. Beträffande kassodlingarna i havsområdet är situationen dock mera problematisk. Några olika typer av trattar för uppsamling av slammet har testats, men reningseffekten i relation till kostnaderna har inte varit tillfredsställande. Man kommer därför att bli tvungen att fästa allt större vikt vid en effektivare styrning av odlingarnas storlek och lokalisering. Det belastningsdiagram som håller på att utarbetas inom ramen för ett samnordiskt projekt, kommer härvid att utgöra ett viktigt arbetsredskap.

8. YHTEENVETO

Kalankasvatus ja sen aiheuttamat ympäristövaikutukset ovat Suomessa olleet lukuisten tutkimusten kohteena. Tässä kirjallisuuskatsauksessa käsitellään lähinnä kalankasvatuksen ympäristövaikutuksiin sekä kuormituksen ehkäisyyn ja vähentämiseen liittyviä tutkimuksia. Katsauksessa perehdytään ensisijaisesti rannikkoalueella suoritettuihin tutkimuksiin.

Kalankasvatuksen ympäristövaikutuksia tutkittaessa on biologisina muuttujina käytetty m.m. kasviplanktonia, bakteereita, leviä, makrofyyttejä, pohjaeläimiä ja kalastoa. Osa tutkimuksista on lähinnä keskittynyt itse tutkimusmenetelmään.

Kalankasvatuksen vaikutuksia kasviplanktoniin on useimmiten tutkittu a-klorofylli- ja perustuotantomäärityksin. Kasviplanktonin biomassaa kuvastavan a-klorofyllin määrän on todettu nousevan kalankasvatustilastosten lähiympäristössä. Perustuotantokyvyn on havaittu reagoivan edellistä herkemmin myös pieniin ravinnelisäyksiin.

Perifyton on osoittautunut hyvin herkäksi kalankasvatuksen vesistövaikutusten osoittajaksi ja se kuvaa hyvin myös vaikutusalueen laajuutta. Perifytonin tuotannon on todettu moninkertaistuvan kalankasvatuksen kuormittamilla alueilla. Perifytonin biomassa, jota a-klorofyllin määrä parhaiten kuvastaa, on osoittautunut useimpia vesianalyysieihin perustuvia muuttujia herkemmäksi.

Pohjaeläintutkimuksia on pitkään käytetty velvoitetarkkailussa kuormituksen vaikutusten selvittelyssä. Muutokset pohjaeläimistössä ovat melko hyvin tunnettuja ja merialueelle on kehitetty käyttökelpoisia luokituskriteerejä. Pohjaeläimistön koostumus ja biomassa antavat yleensä hyvän kuvan kuormituksen vaikutuksista pohjan tilaan.

Kalankasvattamojen lähialueen kalastoa on toistaiseksi tutkittu verraten vähän. Kalayhteisöissä on kuitenkin todettu sekä rakenteellisia että toiminnallisia muutoksia, kuten kalanpoikasten ja pikkukalojen runsastuminen, särkikalojen osuuden lisääntyminen sekä kalojen kasvun nopeutuminen ravinnon runsauden johdosta. Kalankasvatus voi kuormittajana myös pilata kutupohjia. Sen lisäksi laitoksilta tulevat ärsykkeet voivat vaikuttaa kalojen käyttäytymiseen.

Kalankasvatuksen ympäristövaikutuksia on pyritty vähentämään monin eri keinoin. Rehun kehittämistä, eritoten sen fosforipitoisuuden alentamista, on pidetty keskeisenä toimenpiteenä. Tämän ohessa lietteen keräykseen ja hyötykäyttöön on kehitetty ja kokeiltu eri menetelmiä. Parhaimpaan puhdistustulokseen maalaitoksilla on päästy käyttämällä pyörreselkeytintä itsepuhdistuvien altaiden yhteydessä. Merialueiden verkkoallaslaitoksilla tilanne on ongelmallisempi. Muutamia lietteenkeräyssupiloita on testattu, mutta puhdistusteho ei ole kustannuksiin nähden ollut tyydyttävä. Näin ollen joudutaan kiinnittämään yhä suurempaa huomiota kasvatettavan kalan määrän sekä laitosten sijainnin ohjaukseen. Yhteispohjoismaisen projektin puitteissa kehitteillä olevasta kuormitusmallista muodostuu tähän tarkoitukseen tärkeä apuväline.

9. SUMMARY

Different aspects of fish farming and its environmental impacts have been the focus of quite a number of studies in Finland. This report presents a selection of studies, primarily on the environmental effects of fish farming, together with studies dealing with measures to reduce loading. Studies conducted on pen-cultivation in brackish water are stressed in this presentation.

The effects of fish farming have been studied by means of such biological parameters as plankton, bacteria, algae, macrophytes, bottom fauna and fish. In some cases the methodology itself has been the main issue.

The effects of fish farming on phytoplankton have mainly been studied by measuring the chlorophyll a content and primary productivity. An increase in chlorophyll a content, which is used as a measure of biomass, has been recorded near fish farms. Primary productivity has proved even more sensitive and responds to even minute changes in the nutrient content of the water.

Periphyton has proved to be a very sensitive indicator of nutrient discharges from fish farms and provides a good picture of the extent of the affected area as well. An increase in production, several times above the natural level, has been found close to farms. The biomass of the periphyton, best described by the amount of chlorophyll a, has proved to be a more sensitive measure than most of the parameters dealing with water chemistry.

Studies of bottom fauna have been used to monitor the environmental impacts of fish farming for quite a long time. The effects are fairly well documented and methods of classification, with regard to the degree of pollution, have been compiled. The composition and biomass of macroscopic fauna have proved useful in describing bottom conditions near fish farms.

So far only a few studies of natural fish stocks around fish farms have been conducted. Nevertheless, both structural and functional changes in natural fish communities have been reported: juvenile and small fish dominate, cyprinids gain in importance and the rich food supply enhances growth rates. Fish farms also have an immediate effect on spawning areas and, furthermore, waste products from the farms can cause avoidance reactions in fish.

Several different methods of reducing the environmental impacts of fish farming have attracted attention. Elaboration of the feed, in particular a lowering of its phosphorous content, has been an essential step. In addition, different methods of collecting and using sludge have been developed and tested. Hitherto the best results on land-based fish farms have been achieved with self-cleaning tanks combined with a swirl concentrator. When it comes to net-cage farms in brackish water, the situation is more problematic. A few different types of funnel-shaped sludge-collectors have been tested, but the outcome in relation to the cost, has not been satisfactory. Therefore it will be necessary to attach even greater importance to more effectively controlling sizes and locations of fish farms. The load diagram that is being developed within the framework of a joint Nordic project, will be an important tool in this respect.

L I T T E R A T U R

- BJÖRKLUND, H. & BYLUND, G. 1989: Temperature-related absorption and excretion of oxytetracycline in rainbow trout (*Salmo gairdneri* R.). - Insänd till Aquaculture.
- BJÖRKLUND, H., BONDESTAM, J. & BYLUND, G. 1989: Residues of oxytetracycline in wild fish and sediments from fish farms. - Manuskript.
- BONDESTAM, J. 1987: Överföring av sjukdomar mellan naturliga och odlade fiskbestånd. Fiskodlingens konsekvenser i kust- och skärgårdsområdet i SW Finland. - "Levande skärgård - levande vatten", rapport till Finlands Akademi. 21 s.
- BYLUND, G. 1983: Hälso tillståndet i våra fiskodlingar - nuläge och prognos. - Skärgård 6 (2): 11-15.
- EKLUND, E. 1984: Fiskodlingens biologiska och samhällseliga konsekvenser i Finlands kustområden. - Meddelanden från ekonomisk-statsvetenskapliga fakulteten vid Åbo Akademi, sociologiska institutionen. Ser. A: 207. 58 s.
- EKLUND, E. 1987a: Havsbruket i sydvästra Finlands skärgård; utveckling, socioekonomisk betydelse och rättslig styrning. Fiskodlingens konsekvenser i kust- och skärgårdsområdet i SW Finland. - "Levande skärgård - levande vatten", rapport till Finlands Akademi. 15 s.
- EKLUND, E. 1987b: Vattenförvaltningen och fiskodling i kustvatten - analys av en styrningsdebatt. - Skärgård 10 (3): 52-62.
- ELORANTA, P. & KUNNAS, S. 1976: A comparison of littoral periphyton in some lakes of Central Finland. - Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 2: 34-50.
- ELORANTA, P. & PALOMÄKI, A. 1986: Phytoplankton in Lake Konnevesi with special reference to eutrophication of the lake by fish farming. - Aqua Fennica 16: 37-45.
- HALLIKAINEN, S. 1982: Pohjäläimet kalajätteen hävittäjinä ja näkökohtia kalankasvatuksesta aiheutuvien haittojen ehkäisystä Saaristomerellä. [*Bottendjur som nedbrytare av fiskrester och synpunkter på minskande av fiskodlingens effekter i Skärgårdshavet.*] - Pro gradu työ. Helsingin yliopisto, ymp. suojelun laitos. 82 s.
- HALONEN, L. 1985: Kalankasvatuksen vaikutukset rannikkovesissä. [*Fiskodlingens effekter i kustvatten.*] - Vesihallituksen monistesarja 1985: 346, 42 s.
- HELKIÖ, R. 1984: Maa-allastyypisten kalankasvatuslaitosten vesistökuormituksen vähentämisestä. [*Om minskning av belastningen från fiskodlingar av jorddamms-typer.*] - Vesihallituksen monistesarja 1984: 239, 40 s.
- HUTTULA, T. & SARKKULA, J. 1985: Virtaukset, vedenlaatu ja sedimentaatio Kustavin Ströömssä kesällä 1984. [*Strömmar, vattenkvalitet och sedimentation i Strömmen i Gustavs sommaren 1984.*] - I: Kalankasvatuksen vaikutukset Kustavin Ströömin tilaan kesällä 1984. Vesihallituksen monistesarja 1985: 352, s. 15-33.

- HÄKANSON, L., ERVIK, A., MÄKINEN, T. & MØLLER, B. 1988: Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. - Nordiska Ministerrådet, NORD 1988: 90, 103 s.
- HÄKKILÄ, K. 1977: Levätuotantoon vaikuttavista tekijöistä Porin ja Rauman merialueilla. [*Faktorer som inverkar på algproduktionen i havsområdena vid Björneborg och Raumo.*] - Turun vesipiirin vesitoimisto. Tutkimusraportti, 27 s.
- HÄKKILÄ, K. 1980: Uudenkaupungin edustan merialueen tuotantoon vaikuttavista tekijöistä levätestien perusteella. [*På basen av algtester undersökta faktorer som inverkar på produktionen i havsområdet vid Nystad.*] - Vesihallituksen monistesarja 1980: 44, 24 s.
- HÄKKILÄ, K. 1982: Kalankasvatuksen kuormitusta ja vesistövaikutuksia käsittelevä tutkimus Turun vesipiirin vesitoimiston alueella. [*Undersökning rörande belastning från och vattendragseffekter av fiskodling inom Åbo vattendistrikts vattenbyrås område.*] - Kalankasvatuslaitoksiin liittyvän tutkimuksen koordinaatiokokous Helsinki 30.3.1982. Vesihallitus. Moniste, 2 s.
- HÄKKILÄ, K. 1983: Kalankasvatuksen vaikutusten selvittäminen merialueella. [*Utredning av fiskodlingens effekter i havsområdet.*] - Kalankasvatuksen aiheuttamaa kuormitusta ja vesistövaikutuksia koskevien tutkimusten koordinointi. Kokous 14.11.1983, Tampere. Moniste, 4 s.
- HÄKKILÄ, S. 1982: Pohjaeläimistön tila Kustavin kalankasvatuslaitosten vaikutuspiirissä 1980–1981. [*Bottenfaunans tillstånd intill fiskodlingar i Gustavs 1980–1981.*] - Vesihallituksen monistesarja 1982: 110, 29 s.
- HÄKKILÄ, S. 1984: Särkängsalmen pohjaeläintutkimus 1983. [*Bottenfaunaundersökning i Särkängsalmi 1983.*] - Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Tutkimusselosteita 20: 11–18.
- ISOTALO, I. 1978: Airiston merialueen tuotantoon vaikuttavista tekijöistä levätestien perusteella. [*På basen av algtester undersökta faktorer som inverkar på produktionen i havsområdet vid Airisto .*] - Vesihallitus, tiedotus 144: 173–202.
- ISOTALO, I. 1985: Kustavin Ströömin vedenlaatu ja kalankasvatuksen vaikutukset. [*Vattenkvaliteten och fiskodlingens effekter i Ströömmen i Gustavs.*] - I: Kalankasvatuksen vaikutukset Kustavin Ströömin tilaan kesällä 1984. Vesihallituksen monistesarja 1985: 352, s. 34–62.
- JUMPPANEN, K. 1985a: Fiskodling – ett miljöproblem i Östersjön? - Akvakultur – miljöproblem. Tjugoförsta nordiska symposiet om vattenforskning OS 1985-05-07–09. NORDFORSK Miljövårdsserien, Publikation 1985: 2, s. 99–105.
- JUMPPANEN, K. 1985b: Kalankasvatuksen ympäristövaikutukset. [*Miljöpåverkan av fiskodling.*] - Kalojen verkkoallaskasvatus: maakunnallinen vesipäivä, Turku 25.3.1985. Vesiyhdistys r.y. Moniste, s. 5–18.
- JUMPPANEN, K. 1986: Ab Skärgårdens Lax – Saariston Lohi Oy:n uivan kalankasvatuslaitoksen ympäristövaikutukset, (Sammandrag: Slutsatser om en flytande fiskodlingsanläggnings miljöpåverkan) - Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Julk. 1986: 64, 100 s. Turku.

- JUMPPANEN, K. & KOLEHMAINEN, O. 1984a: Paraisten Stormälön tarkkailututkimus. Vuosiyhteenveto 1983. [*Kontrollundersökning i Stormälö i Pargas.*] - Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Moniste, 4 s. + liitt. Turku.
- JUMPPANEN, K. & KOLEHMAINEN, O. 1984b: Rymättylän Laitsalmen tarkkailututkimus: vuosiyhteenveto 1983. [*Kontrollundersökning i Laitsalmi i Rimito.*] - Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Moniste, 9 s. + liitt. Turku.
- JUMPPANEN, K. & KOLEHMAINEN, O. 1985: Kaukolanlahden tarkkailututkimus: vuosiyhteenveto 1984. [*Kontrollundersökning i Kaukolanlahti*] - Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Moniste, 6 s. Turku.
- KAIREVALO, T. 1979: Effects of rainbow trout breeding on phytoplankton productivity in Lake Längelmävesi, south Finland. - *Ann. Bot. Fennici* 16: 35-42.
- Kehitysaluerahasto Oy 1987: Kalanviljelyn verkkoallaskasvatuksen vesistökuormituksen vähentäminen. [*Minskning av vattendragsbelastningen från kassodlingar.*] - Kehitysaluerahasto Oy. Tutkimus A7: 1987. 73 s.
- KIVINEN, J. 1980: Väliraportti verkkoaitauskalankasvatustutkimuksesta. [*Mellanrapport av undersökning av slam i en nätinhägnad.*] - Mikkelin vesipiirin vesitoimisto. Moniste, 11 s.
- KOIVISTO, V. 1987: Fisk och bottenfauna. Fiskodlingens konsekvenser i kust- och skärgårdsområdet i SW Finland. - "Levande skärgård - levande vatten", rapport till Finlands Akademi. 35 s.
- KOIVISTO, V. M. & BLOMQVIST, E. M. 1988: Does fish farming affect natural Baltic fish communities? - *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6, 301-311.
- Kommittébetänkande 1982: 12. Betänkande avgivet av kommissionen för förebyggande av miljöskador vid fiskodling; 1982. 105 s. Helsingfors.
- KORHONEN, K. 1984: Mahdollisuudet suurempaan tuotantoon, pienempään kuormitukseen. [*Möjligheter till större produktion, mindre belastning.*] - Suomen Kalankasvattaja 13 (1): 17-18.
- KURKELA, R. 1983: Kalankasvatuksen edellytykset Kuivaniemen edustan merialueella. [*Förutsättningar för fiskodling i havsområdet utanför Kuivaniemi.*] - Vesihallituksen monistesarja 1983: 211. 99 s.
- LEMINEEN, E., MÄKINEN, M. & JUNNA, J. 1986: Kalanviljelyn vesistökuormituksen vähentäminen verkkokassilaitoksella - kenttätutkimus meriolosuhteissa. [*Minskning av belastningen från kassodling av fisk - fältundersökning i havet.*] - Vesija ympäristöhallituksen monistesarja nro 6, 37 s.
- LEPPÄKOSKI, E. 1975: Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. - *Acta Acad. aboens. Ser. B* 35 (2): 1-90.
- LEPPÄKOSKI, E. 1987: Vattenbrukets miljöfrågor: erfarenheter från finska Skärgårdshavet. - Föredrag - Vattenbruk 87. Malmö Mässcentrum; konferens 4: miljöeffekter, reningsteknik; 27.2.-87.

- LEPPÄKOSKI, E. & HÄKKILÄ, K. 1984: Fish farming causing eutrophication in Finnish coastal waters. - Proc. XIV Conf. Baltic Oceanogr., Gdynia, p. 631-636.
- LESKINEN, E. 1985: Perifyton kuormituksen ilmentäjänä kalanviljelylaitosten vaikutuspiirissä Kustavin Ströömässä. [*Perifyton som belastningsindikator vid fiskodlingar i Strömmen i Gustavs.*] - I: Kalankasvatuksen vaikutukset Kustavin Ströömin tilaan kesällä 1984. Vesihallituksen monistesarja 1985: 352, s. 70-78.
- LESKINEN, E., KOLEHMAINEN, O. & ISOTALO, I. 1986: The response of periphytic organisms to the load of organic and inorganic nutrients from a fish farm. - Water Res. Inst., Natl Board Waters, Finland 68: 155-159.
- LÄHTEENMÄKI, R. 1985: Perifyton kalankasvatuslaitosten vaikutusten tutkimusmenetelmänä. [*Perifytonmetoden vid undersökning av fiskodlingars effekter.*] - Vesihallituksen monistesarja 1985: 326, 55 s.
- MANNINEN, P. 1982: Kalankasvatuksen vesistövaikutuksista. Verkkoallastutkimus. [*Undersökning av kassodlingens effekter i vattendrag.*] - Vesihallitus, tiedotus 221, 79 s.
- MANTERE, R. 1984: Kristinestads-Kaskös havsområdes fiskuppfödningens samkontroll 1983. Del I: Belastningskontroll. Del II: Vattendragskontroll. - Etelä-Pohjanmaan Vesitutkijat Oy. Stencil, 33 s.
- MANTERE, R. 1985: Kristinestads-Kaskös havsområdes fiskuppfödningens samkontroll 1984. Del I: Belastningskontroll. Del II: Vattendragskontroll. - Etelä-Pohjanmaan Vesitutkijat Oy. Stencil, 40 s.
- MANTERE, R. 1986: Kristinestads-Kaskös havsområdes fiskuppfödningens samkontroll 1985. Del I: Belastningskontroll. Del II: Vattendragskontroll. - Etelä-Pohjanmaan Vesitutkijat Oy. Stencil, 36 s.
- MANTERE, R. 1987: Kristinestads-Kaskös havsområdes fiskuppfödningens samkontroll 1986. Del I: Belastningskontroll. Del II: Vattendragskontroll. - Etelä-Pohjanmaan Vesitutkijat Oy. Stencil, 33 s.
- MARJA-AHO, J. 1982: Perifyton kalankasvatuksen aiheuttaman rehevöitymisen ilmentäjänä. [*Perifyton som indikator på eutrofiering förorsakad av fiskodling.*] - Vesihallitus, tiedotus 222, 80 s.
- MARTTINEN, M. 1985: Pohjaeläimistön tila Kustavin merialueella vuonna 1984. [*Bottenfaunans tillstånd i havsområdet vid Gustavs år 1984.*] - Kala- ja Vesitutkimus Oy. Moniste, 36 s. + liitt. Espoo.
- MÄHÖNEN, O. 1987: Vesianalyysit, perifyton- ja vesikasvillisuustutkimukset kalankasvatuksen vesistövaikutusten arvioinnissa. [*Vattenanalyser, makrofytt och perifytonundersökningar vid bedömning av fiskodlingens effekter i vattendrag.*] - Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 39, 88 s.
- MÄKINEN, A. & ILVESSALO, H. 1983: Loppuraportti rihmalevätutkimuksesta Kustavissa, Houtskarissa ja Iniössä kalankasvatuslaitosten vaikutusalueilla. [*Slutrapport från trådalgsundersökningen vid fiskodlingar i Gustavs, Houtskär och Iniö.*] - Turun Yliopisto, Biologian laitos. Moniste, 32 s.

- MÄKINEN, T. 1985: Tekniska erfarenheter av reningsåtgärder vid fiskodlingsanläggningar. - Akvakultur - miljöproblem. Tjugoförsta nordiska symposiet om vattenforskning OS 1985-05-07-09. NORDFORSK Miljövårdsserien, Publikation 1985: 2, s. 185-198.
- MÄKINEN, T. 1988a: Report on suspended solids from fish-farms in Finland. - In: PURSIAINEN, M. (ed.), National contributions on suspended solids from land-based fish farms, Papers presented at the first session of the EIFAC Working Party on Fish Farm Effluents, the Hague, 29-30 May and 1 June 1987, RKTL, kalantutkimusosasto. Monistettuja julkaisuja 74: 17-28.
- MÄKINEN, T. 1988b: Nutrient load from aquaculture - limitations or management. - The fourth conference in Karlskrona on the health of the seas, 8 June 1988, 11 pp.
- MÄKINEN, T. 1989: Fish culture and environmental impacts in Finland. - ICES C.M. 1989/F:10, 30 pp.
- MÄKINEN, T. & ESKELINEN, P. 1985: Typpikuormituksesta ja tuorerehun käytöstä ravinnekuormituksen kannalta. [*Om kvävebelastning och färskfoderanvändning med tanke på närsaltsbelastningen.*] - Suomen Kalankasvattaja 14 (2): 14-15.
- NIEMI, Å. 1981: Har produktionsnivån i Östersjön ökat? - Soc. Scient. Fenn., Årsbok 59 B 9: 115-137.
- NIEMI, M. & NIEMI, J. 1985: Kustavin Ströomin merialueen bakteeripitoisuuksista 23.-24.7.1984. [*Om bakteriehalterna i Strömmen i Gustavs 23.-24.7.1984.*] - I: Kalankasvatuksen vaikutukset Kustavin Ströomin tilaan kesällä 1984. Vesihallituksen monistesarja 1985: 352, s. 79-83.
- NIEMI, M. & TAIPALINEN, I. 1980: Hygienian indikaattoribakteerit kalankasvatuslaitoksilla. [*Hygieniska indikatorbakterier vid fiskodlingar.*] - Vesihallituksen monistesarja 1980: 18, 14 s.
- NIEMI, M. & TAIPALINEN, I. 1982: Hygienian indikaattoribakteerit Nilakkalohi Oy:n ja Savon Taimen Oy:n kalankasvatuslaitoksilla kesäkautena. [*Hygieniska indikatorbakterier sommartid vid N. och S.T. odlingar.*] - Vesihallituksen monistesarja 1982: 126, 16 s.
- ORENIUS, H. 1981: Inverkan av fiskodling i brackvatten på växtplanktons primärproduktion (berikningsexperiment, ¹⁴C-metoden). - Pro gradu avhandling. Åbo Akademi, inst. för biologi. 85 s.
- OVASKAINEN, R. 1981: Kalojen ruokinta. [*Utfodring av fisk.*] - INSKO. Kalanviljelylaitokset, 93-81:1-9 s. Helsinki.
- Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1986: Kuivaniemen edustan kalankasvatuslaitosten velvoitetarkkailu 1985. [*Kontrollundersökning av fiskodlingar vid Kuivaniemi.*] - Moniste, 13 s. + liitt. Oulu.
- Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1987: Kuivaniemen edustan kalankasvatuslaitosten velvoitetarkkailu 1986. - Moniste, 13 s. + liitt. Oulu.

- POIKOLAINEN, M-L. 1988: Bibliografia suomalaisista kalanviljelyn vesistövaikutuksia, -kuormitusta ja sen vähentämistä käsittelevistä julkaisuista ja raporteista vuosilta 1971-1988. [*Bibliografi över finska publikationer och rapporter från åren 1971-1988 rörande fiskodlingens vattendragseffekter, -belastning samt minskning av belastningen.*] - Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 99, 39 s.
- PUUSTINEN, M. & LINDQVIST, O. V. 1982: Kalanviljelylaitosten ravinnepäästöt ja niiden vähentäminen: biomassa ravinteiden sitojana. [*Fiskodlingsanläggningars närtsaltsutsläpp och minskningen av detta: biomassan som bindare av närsalter.*] - Kuopion korkeakoulu, soveltavan eläintieteen laitos. Moniste, 103 s. + liitt.
- PÄRJÄLÄ, E. 1984: Kuormituksen vähentäminen kalanviljelyssä, kirjallisuuskatsaus. [*Minskning av belastningen från fiskodling, litteraturöversikt.*] - Vesitalous 25 (5): 11-16.
- RINTAMÄKI, P. 1986: Paisetautia Perämeren alueen kalalaitoksilla. [*Furunkulos i fiskodlingar i Bottenhavet.*] - Suomen Kalankasvattaja 15 (3): 10-11.
- RUOKOLAHTI, C. 1988: Effects of fish farming on growth and chlorophyll a content of *Cladophora*. - Mar. Poll. Bull. 19: 166-169.
- SELÄNNE, A., MÄKINEN, T. & HELKIÖ, R. 1983: Kalankasvatusliete ja sen jatkokäsittely. [*Slam från fiskodlingar och behandlingen av detta.*] - Vesihallituksen monistesarja 1983: 173, 105 s.
- SKOG, S. & VARMO, R. 1980: Effects of pollution on the distribution of *Macoma baltica* (L.) in the sea area of Helsinki. - Finnish Mar. Res. 247: 124-134.
- SKYTÉN-SUOMINEN, I. 1982: Nätkassodlingens effekter på bentalen i bräckt vatten. - Pro gradu avhandling. Åbo Akademi, inst. för biologi. 46 s.
- Skärgårdsdelegationen 1987: Fiskuppfödning i skärgården. - Aluepoliittisia tutkimuksia ja selvityksiä 7/87, inrikesministeriet. 51 s. Helsingfors.
- SOIKKELI, M. (toim.) 1987: Kalankasvatuksen vaikutus silakkaan. [*Fiskodlingens effekter på strömming*] - Turun yliopiston Biologian laitoksen Julk. nro 12. 79 s.
- SOKKA, T. 1986: Kalan verkkoallaskasvatuksen vesistökuormituksen vähentäminen. [*Minskningen av vattendragsbelastningen från kassodling.*] - Vesihallituksen monistesarja 1986: 409, 91 s.
- STUNS, K-H. 1989: [*Föredrag vid lazdagarna i Åbo, 15-18.2.1989.*] - Suomen kalankasvattaja 18 (2): 5.
- Turun vesipiirin vesitoimisto 1985: Saaristomeren kalankasvatustoimintaa koskeva vesiensuojelusuunnitelma, (Sammandrag: Vattenskyddsplan för fiskodlingsverksamheten inom Skärgårdshavet). - Vesihallituksen monistesarja 1985:374, 158 s.
- TÖRMÄLÄ, S. & MARKKANEN, S-L. 1983: Kalankasvatuksen vesistövaikutusten tarkkailu perifytonmenetelmällä. [*Kontroll av fiskodlingens vattendragseffekter med perifytonmetoden.*] - Vesihallituksen monistesarja 1983: 157, 29 s.
- UOTILA, J. 1987: Kalanviljelyn vaikutus meren pohjan sedimentteihin Merimaskun Kaukolanlahdella, (Summary: The effects of fish farming on the sea bottom sediments in Kaukolanlahti, Merimasku, SW-Finland). - Terra 99 (3): 180-186.

- Vattenstyrelsen 1980: Övervakningsanvisning nr 39 för fiskodlingsverksamhet. - Stencil, 9 s. + bilaga.
- Vesihallitus 1976: Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta. [*Om tillämpningen av vattenskyddsprinciperna.*] - Vesihallituksen julk. 16: 1-352.
- Vesihallitus 1982: Vesiviranomaisten käyttämät vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. [*Av myndigheter tillämpad provtagningsmetodik vid vattenundersökningar.*] - Vesihallituksen julk. 40: 1-56.
- Vesi- ja ympäristöhallitus 1988: Kalankasvatus ja vesiensuojelu, työryhmän selvitys. [*Fiskodling och vattenskydd, en utredning.*] - Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 128, 172 s.
- VOLLENWEIDER, R. 1968: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous. - Rep. OECD/DAS/SCI/68.27, 192 pp. Paris.
- VÄÄRÄNEN, I. 1986: Flotaation käyttö kalanviljelylaitoksen jätevesien käsittelyssä. [*Behandling av avloppsvatten från fiskodlingar m.h.a. flotation.*] - Diplomityö Teknillisessä korkeakoulussa. 55 s. + liitt. Espoo.
- WARRER-HANSEN, I. 1979: Fish farming and pollution problems - methods to reduce discharged matters. - Fish farming meeting in Oban 22-23 February 1979. 17 pp.
- WESTERLING, B. 1983: Ajankohtaista kalatautialalta. [*Aktuellt om fisksjukdomar.*] - Suomen kalankasvattaja 12 (1): 32-33.
- WESTMAN, K., BÄCKSTRÖM, M. & ASLA, I. 1987: Akvakultur i Finland. - Suomen Kalankasvattaja 16 (2): 40-42.

RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS, KALANTUTKIMUSOSASTO

MONISTETTUA JULKAISUJA

- No 78. HONKASALO, L. ja MANKKI, J.: Virkistys- ja kotitarvekalastus Kokemäenjoen vesistöissä Nokian alapuolella vuonna 1984. (Recreational and subsistence fisheries in the River Kokemäenjoki and in Lakes Kulovesi and Rautavesi in 1984). Helsinki 1988. 123 s.
- No 79. BÖHLING, P.: Ahvenen (*Perca fluviatilis* L.) kasvu ja kasvuun vaikuttavat tekijät Suomen rannikkoalueella. (The growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) and the factors affecting it in Finnish coastal waters). Helsinki 1988. 96 s.
- No 80. MUTENIA, A. ja VIHERVUORI, A.: Ammattikalastuksen kannattavuuden kehitys Inarijärvellä vuosina 1976—1985. (The profitability of the professional fishery in Lake Inari in 1976—1985). s. 1—30.
PALOMÄKI, R.: Selvitys kalojen ravintoeläinten siirtoistutuksista Inarijärveen. (Transplantation of fish prey animals to Lake Inari). s. 31—79. Helsinki 1988.
- No 81. TOLONEN, J.: Ankeriaan ikä, sukupuolijakaumat ja kasvu eräissä eteläsuomalaisissa järvissä. (Age, sex ratio and growth of the eel (*Anguilla anguilla* L.) in some lakes in southern Finland). Helsinki 1988. 106 s.
- No 82. Järvikalastussymposiumi, 5.—6.11.1987 Kerimäki. (Symposium on Lake Fishery, 5.—6.11.1987, Kerimäki). Toim. (ed.) A. Lappalainen ja T. Paananen. Helsinki 1988. 89 s.
- No 83. HONKASALO, L. ja PENNANEN, J.T.: Kalatalouden ja vesistön käytön kehitys Kokemäenjoen vesistöissä Nokian alapuolella. (The development of fisheries and other ways of making use of the Kokemäenjoki watercourse downstreams of the town of Nokia). Helsinki 1988. 104 s.
- No 84. TUUNAINEN, P., VUORINEN, P., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T. ja VUORINEN, M.: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin. Raportti vuodelta 1987. English summary: Effects of acidic deposition on fish, Report 1987. Helsinki 1988. 103 s.
- No 85. VIRTANEN, E., ESKELINEN, U., WESTMAN, K., HUHTINEN, M., SÖDERHOLM-TANA, L. ja MÄKINEN, T.: Jätelämmön hyväksikäyttö kalanviljelyssä. (Utilization of heated effluents in fish culture). s. 1—28.
POHJOISMAINEN MINISTERINEUVOSTO: Katsaus jätelämmön käytöstä vesiviljelyssä. (Survey of the utilization of heated effluents in aquaculture). s. 29—80. Helsinki 1989.
- No 86. NIEMELÄ, M., NIEMELÄ, E. ja HANSSON, K.: Tenojoen virkistys- ja ammattikalastussuunnitelma Suomessa ja Norjassa. (Plan for the recreational and professional fishery in the River Tornionjoki in Finland and Norway). Helsinki 1989. 137 s.
- No 87. Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toiminnaksi vuodelle 1989. (Programme for the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1989). s. 1—44.
Valtion kalanviljelylaitosten toiminta ja kalaston käyttösuunnitelma vuodelle 1988. (Programme for the activities and outlines for the use of fish stocks at the State fish culture stations in 1988). s. 45—84.
Suunnitelma Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalanviljelyosaston toiminnaksi vuodelle 1989. (Programme for the Fish Culture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1989). s. 85—121. Helsinki 1989.
- No 88. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toimintakertomus vuodelta 1986. (Report on the activities of the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1986). s. 1—44.
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston toimintakertomus vuodelta 1987. (Report on the activities of the Fisheries Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1987). s. 45—99. Helsinki 1989.
- No 89. NYLANDER, E. ja PRUUKI, V.: Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöistä vuosilta 1983—1985. (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1983—1985). s. 1—48.
NYLANDER, E. ja PRUUKI, V.: Kalastustilastoja Tornionjoen vesistöistä vuodelta 1986. (Statistics on fishing in the Tornionjoki River basin in 1986). s. 49—79. Helsinki 1989.
- No 90. VUORIMIES, O.: Petokalojen, erityisesti hauen, ravinnonkäyttö. Kirjallisuuskatsaus. (Food and feeding of predatory fish, especially northern pike (*Esox lucius* L.). A review of the literature.) 69 s. Helsinki 1989.
- No 91. KOLARI, I.: Eläinplanktonia ja pohjaeläimiä syövien kalojen, erityisesti siikojen, ravinnonkäyttö. Kirjallisuuskatsaus. (Feeding of planktivorous and benthivorous fish, with particular reference to whitefish species (*Coregonus* spp.). A review of the literature.) 86 s. Helsinki 1989.
- No 92. KAIJOMAA, V.-M., HYYTINEN, L., ERONEN, T., POIKOLA, K., JURVELIUS, J. ja TUISKU, T.: Vuoksen vesistön ammattikalastuksen kehittämisohjelma. (A development plan for the professional fisheries of the Vuoksi area.) 43 s. Helsinki 1989.
- No 93. TUUNAINEN, P., VUORINEN, P.J., RASK, M., JÄRVENPÄÄ, T., VUORINEN, M. ja NIEMELÄ, E.: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1988. English summary: Effects of acidic deposition on fish and crayfish, Report 1988. Helsinki 1989. 86 s.
- No 94. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kalantutkimusosaston ja kalanviljelyosaston toimintakertomus vuodelta 1988. (Report on the activities of the Fisheries Division and Aquaculture Division of the Finnish Game and Fisheries Research Institute in 1988). Helsinki 1989. 70 s.
- No 95. LEINONEN, K.: Vastaamattomuuden vaikutus kalastuskyselyjen luotettavuuteen. English summary: The effects of non-response on the credibility of fishing questionnaires. Helsinki 1989. 78 s.
- No 96. SARJAMO, H., JÄÄSKÖ, O. ja AHVONEN, A.: 1989: Inarin kunnan vesien kalakantojen käyttö- ja hoitosuunnitelma. (A plan for the fisheries management of the waters in the municipality of Inari, Northern Finland). Helsinki 1989. 187 s.

SISÄLTÖ — CONTENTS

HENRIKSSON, S.-H. 1989: Fiskodlingens miljöeffekter och metoder för att minska dem. En litteraturöversikt av erfarenheter i Finland 1975—1989. English summary: Effects of fish farming on the environment and methods of reducing them. A literature review of findings in Finland in 1975—1989. 56 s.

**ISBN 951-8914-30-3
ISSN 0358-4623
Helsinki 1990
Yliopistopaino**