



Långtidsutvärdering av det gemensamma miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland 1993-2003

Anna Gustafsson, Thorsten Blenckner, Emil Rydin & Tommy Odelström

Sammanfattning	3
Inledning	4
Metoder	4
<i>Beräkning av omgivningsbeskrivande parametrar</i>	5
<i>Analys av jämförbara data</i>	5
<i>Utvärdering av resultat</i>	6
<i>Utvärdering av kontrollprogram</i>	7
Resultat & diskussion	7
<i>Beräkning av omgivningsparametrar</i>	7
<i>Analys av jämförbara data</i>	7
<i>Vattenkemiska och –fysikaliska variabler</i>	11
Effektvariabler per område	11
Skillnader mellan kontroll och referens	16
Samband mellan olika effektvariabler	23
Samband mellan effektvariabler och belastning samt hydrologi	23
Trender	25
<i>Bottenfauna</i>	30
Sammanfattande diskussion	37
Utvärdering av kontrollprogram	39
Referenser	42

Bilaga 1. Kontroll och referenspunkter i miljökontrollprogrammet 1993-2003.

Bilaga 2. Omgivningsbeskrivande parametrar.

Bilaga 3. PCA-diagram över morfologisk karaktär.

Bilaga 4. Kontroll- och referenspunkter med jämförbar morfologisk karaktär.

Bilaga 5. Skillnad mellan kontroll- och referenspunkter.

Bilaga 6. Samband mellan olika effektvariabler.

Bilaga 7. Samband mellan effektvariabler och belastning samt hydrologi.

Bilaga 8. Statistiskt signifikanta trender 1993-2003 för samtliga punkter.

Bilaga 9. Statistiskt signifikanta trender 1993-2003 jämförbara punkter.

Sammanfattning

Föreliggande rapport redovisar utvärdering av data som genererats i det gemensamma miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland under perioden 1993-2003. Programmet omfattar 40 odlingar, 101 kontroll- och 55 referenspunkter fördelade på 13 områden. I utvärderingen av odlingarnas miljöpåverkan undersöktes verksamhetens lokala miljöeffekter genom att kontrollpunkter belägna vid fiskodlingarna jämfördes med referenspunkter vad gäller vattenkemiska och –fysikaliska variabler samt bottenfauna. Utvärderingen utfördes av Naturvatten i Roslagen AB på uppdrag av Ålands landskapsregering.

På grund av bl.a. skillnader i morfologisk karaktär mellan kontroll- och referenspunkter begränsades utvärderingen till att omfatta 55 kontrollpunkter och 19 referenspunkter.

För tio av de 55 kontrollpunkterna uppvisade någon av de undersökta effektvariablerna en skillnad jämfört med referenspunkten vilket tolkas som en lokal påverkan från fiskodlingen. Vanligast förekommande var en negativ påverkan på siktdjup, syrgasmättnad i bottenvatten och klorofyllhalt.

Endast en effektvariabel – ammoniumkväve - uppvisade ett samband med näringsbelastningen vid fiskodlingarna. De flesta och ofta starkaste sambanden påvisades mellan effektvariablerna och de omgivningsbeskrivande parametrarna. Resultatet indikerar att det är den hydromorfologiska karaktären som avgör om någon lokal effekt av fiskodlingarna kan påvisas.

Vad gäller utvecklingen över tiden påvisades en ökning i totalkvävehalt vid drygt 40% av punkterna, och/eller ett minskande siktdjup vid drygt 30% av punkterna. 45% av de 55 kontrollpunkter för vilka referensen var jämförbar uppvisade en skillnad i trend. Detta tolkas som en effekt av fiskodlingsverksamheten.

Rättvisande jämförelser vad gäller bottenfaunasamhällets utveckling över tiden vid kontrollpunkt kontra referens kunde endast göras för fem punkter till följd av skillnader i hydromorfologisk karaktär och bottenotyp. En påverkan av fiskodlingsverksamhet kunde detekteras vid två av dessa punkter. Syrgasmättnad och djup var de faktorer som var tydligast styrande för bottenfaunasamhällets tillstånd.

En fosforbudget för Åland anger den totala fosforbelastningen till havet till i genomsnitt 86 ton per år för åren 2000-2004. Av detta kom 29 ton motsvarande 33% från fiskodlingsverksamhet. Drygt 3 ton av denna belastning är tillgänglig i ekosystemet och bidrar således till övergödning i havet.

Preliminärt föreslås att de odlingar som är belägna i öppna lägen exkluderas från kontrollprogrammet, och att resurserna istället läggs på en mer heltäckande och kvalitativ övervakning av de odlingar där man kan förvänta sig att en lokal eutrofieringseffekt kan påvisas. Samtliga odlingsföretag bekostar då gemensamt övervakningen vid dessa utvalda odlingar. Förslaget innebär också att programmet kompletteras med inventeringar av fastsittande vegetation.

Inledning

Föreliggande rapport redovisar utvärdering av data som genererats i det gemensamma miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland under perioden 1993-2003. Utvärderingen utfördes av Naturvatten i Roslagen AB på uppdrag av Ålands landskapsregering.

Fiskodlingar är källor till belastning av fosfor, kväve och organiskt material och kan orsaka en lokal miljöpåverkan i de områden där de är belägna. Lokala effekter av belastningen kan vara förhöjda fosfor- och kvävehalter, ökad biomassa och produktion av växtplankton, minskat siktdjup, ökad förekomst av påväxtalger och ökad organisk belastning till sediment. Det senare kan påverka bottenfaunasamhället i form av bl.a. ökad produktion och biomassa. I de fall som den förhöjda syretäring som belastningen orsakar i sedimenten leder till syrgasbrist kan effekten bli en utarmning av bottenfaunasamhället. Utöver denna typ av lokal påverkan bidrar fiskodlingsverksamhet till den regionala övergödningen.

Miljökontrollprogrammet för de åländska fiskodlingarna omfattade för perioden 1993-2003 sammanlagt 40 odlingar med 101 kontrollpunkter och 55 referenspunkter fördelade på 13 områden, se bilaga 1. I denna utvärdering av odlingarnas miljöpåverkan undersöktes verksamhetens lokala miljöeffekter genom att kontrollpunkter belägna vid fiskodlingarna jämfördes med referenspunkter vad gäller vattenkemiska och – fysikaliska variabler samt bottenfauna. De variabler genom vilka en påverkan kan mätas, de så kallade effektvariablerna, omfattar syrgasmättnad i bottenvatten och halter av klorofyll, totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrit- och nitratkväve, ammoniumkväve och siktdjup samt för bottenfauna artantal, abundans (individförekomst per kvadratmeter) och biomassa (vikt per kvadratmeter).

Vidare undersöktes samband mellan de olika effektvariablerna och samband mellan effektvariabler och fiskodlingarnas näringsbelastning, samt med de parametrar som beskriver odlingens läge (morfologiska parametrar). Förekomsten av trender studerades för att se utvecklingen över den aktuella tidsperioden. Slutligen utvärderades kontrollprogrammet och ett förslag till reviderat miljökontrollprogram för verksamheten lämnades.

Metoder

En förutsättning för att en utvärdering av fiskodlingsverksamhetens lokala påverkan skulle kunna genomföras är att kontroll- och referenspunkter är jämförbara vad gäller den belastning som inte kopplas till fiskodlingsverksamhet, och vad gäller morfologisk karaktär. Den diffusa belastningen varierar bl.a. så till vida att den östra skärgården har högre bakgrundbelastning eftersom den ligger i den nordgående ström som för med sig näringsrikt och saltare vatten från bl.a. Finska viken, medan de västra delarna påverkas av en södergående ström av mindre näringsrikt och mer utsötat vatten. Det kan också förekomma lokala belastningskällor utöver fiskodlingsverksamheten, exempelvis i form av hamnar,

enskilda avlopp, jordbruk etc. I den aktuella utvärderingen undersöks dock enbart punkternas jämförbarhet vad gäller morfologi, och de skillnader som eventuellt kan observeras mellan morfologiskt sett jämförbara kontroll- och referenspunkter tillskrivs fiskodlingsverksamheten.

Beräkning av omgivningsbeskrivande parametrar

För att undersöka grundförutsättningarna för jämförelser mellan de kontroll- och referenspunkter som enligt miljökontrollprogrammet hör samman, var det nödvändigt att undersökta punkternas morfologiska homogenitet. Som mått på denna användes för varje punkt de omgivningsbeskrivande parametrarna totaldjup, öppenhetsvärde (Ea), exponeringsgrad (Exp), bassängordning (BO), morfometriklass (Morf) och vattenomsättningsklass (VOK). Ett vattenområdes öppenhet beräknas som skillnaden mellan summan av de tvärsnittsareor i sund som avgränsar området dividerat med områdets area multiplicerat med hundra (Håkanson m.fl. 1984). Exponeringsgrad är som namnet anger ett mått på hur exponerat en punkt är belägen, och anges som antalet sektorer på 9 grader som inte stöter på land på ett avstånd av 2,5 km från punkten. Bassängordning anger områdets förhållande till öppet hav, så till vida att värdet 0 innebär öppet hav, 1 innebär att bassängen mynnar i öppet hav, 2 att bassängen mynnar i område med bassängordning 1 o.s.v. Morfometriklass beskriver områdets form och anges i fem klasser, se tabell 1. Vattenomsättningsklassen anger områdets medelvattenutbytestid och baseras på uppgifter om bassängordning och morfometriklass (Naturvårdsverket 1999).

Tabell 1. Morfometrisk klassindelning.

Klass	Beskrivning
1	Öppen kust och utsjö
2	Öppen fjärd, bukt utan tröskel eller sund
3	Område med utanförliggande tröskel
4	Område med utanförliggande trångt sund
5	Örik skärgård

Data fanns till viss del tillgängliga från tidigare utvärderingar (Mehtonen 2000). För övriga punkter beräknades de aktuella parametrarna bl.a. baserat på de metoder som beskrivits av Håkansson m.fl. (1984) och Pilesjö m.fl. (1991), och så att data var jämförbara med de data som tidigare tagits fram. Sammanställning och beräkningar utfördes av Jonas Lindvik vid Miljöbyrån, Ålands Landskapsregering.

Analys av jämförbara data

Resultat av vattenkemi- och bottenfaunaanalyser sorterades i Excel av Erik Sahlin, Naturvatten i Roslagen AB. Likheter och skillnader i morfologisk karaktär analyserades med hjälp av multivariatstatistik. I analysen inkluderades exponeringsgrad, öppenhetsvärde, djup, bassängordning och vattenomsättningsklass. Analysmetoden PCA, Principal Component Analysis, resulterar i ett diagram i vilket varje axel förklarar en viss del av variationen. Den första axeln har störst förklaringsgrad, den andra näst högst o.s.v. Vid analysen användas programpaketet PRIMER som beskrivs av Field m.fl. (1982). Utifrån analysresultatet och med uppgifter om punkternas geografiska läge avgörs vilka punkter som är jämförbara med varandra. Data som inte befunnits vara jämförbara med det övriga materialet utgår ur den

följande utvärderingen. Vid den statistiska bearbetningen har data från tillväxtsåsongen använts, vilket innebär perioden slutet av maj till början av oktober.

Jämförbara data för utvärdering av bottenfaunaundersökningar gjordes efter samma princip som ovan. Endast prover från mjuka botten (transport- eller ackumulationsbotten) ingick i analysen, och samtliga prover som har tagits på erosionsbotten exkluderades. Orsaken till detta är att den kontinuerliga borttransport av organiskt material som sker från erosionsbotten innebär att grundförutsättningarna för bottenfauna är väsentligt skilda från de på transport- och ackumulationsbotten. Bland annat är tillgången till föda för sönderdelande organismer mindre vilket i sin tur ger andra förutsättningar för rovdjur, och risken för syrgasbrist är lägre.

Utvärdering av resultat

Data bearbetades statistiskt med icke-parametriskt Mann-Whitney U test för att avgöra om det förelåg några skillnader mellan medianvärden för de kontroll- och referenspunkter som befunnits vara jämförbara. Skillnader anses vara statistiskt signifikanta om sannolikhetsvärdet p var mindre än 0,05. Samtliga p -värden presenteras i tabell där olika signifikansnivåer noteras med asterix/-er (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

För att undersöka om det fanns någon skillnad i effektvariablernas variation över åren för kontroll- respektive referenspunkter beräknades variationskoefficienten (cv , standardavvikelse dividerat med medelvärde) för samtliga effektvariabler och punkter, varefter skillnaden i variabilitet mellan kontroll och referenser testades med Mann-Whitney U test.

För ett antal utvalda odlingar åskådliggörs skillnaden mellan kontroll- och referenspunkter samt datamaterialets spridning i boxplots (lådagram) som visar medianvärde, min- och maxvärde samt gränser för 1:a och 3:e kvartilen.

Förekomsten av samband mellan de olika effektvariablerna testades med icke-parametriskt Spearman rangkorrelation och redovisas med korrelationskoefficient (r) och tillhörande sannolikhetsvärde (p). På samma vis undersöktes också eventuella samband mellan effektvariablerna och belastning samt de omgivningsbeskrivande parametrarna.

För att utröna i vilken utsträckning det var belastningen från fiskodlingarna och/eller den morfologiska karaktären som bestämde effektvariablerna, undersöktes samband genom en generell linjär modell med AIC urvalskriterier. På så vis definierades vilken kombination av variabler och parametrar som hade den högsta förklaringsgraden. Därefter användes den modell med högst AIC för att beräkna hur många procent av effektvariabelns varians som modellen sammantaget kan förklara (total r^2), och modellens sannolikhetsvärde (p).

Förekomsten av tidstrender och signifikansnivån i haltutvecklingen över tiden testades med icke-parametriskt Spearman rangkorrelation och redovisas med korrelationskoefficient (r) och tillhörande sannolikhetsvärde (p).

Bottenfaunans sammansättning och abundans analyserades liksom den morfologiska karaktären med multivariatstatistik. Analysmetoden MDS, MultiDimensionalScaling, beräknar likheten mellan samtliga punkter och ger en grafisk bild där punkter med likartad karaktär ligger nära varandra. Vid analysen användas programpaketet PRIMER som beskrivs av Field m.fl. (1982). Resultat av analysen åskådliggör likheter och skillnader mellan olika punkter, områden och år.

Utvärdering av kontrollprogram

Utvärderingen av kontrollprogrammets utformning baseras huvudsakligen på resultat från ovan beskrivna analyser av datamaterialet.

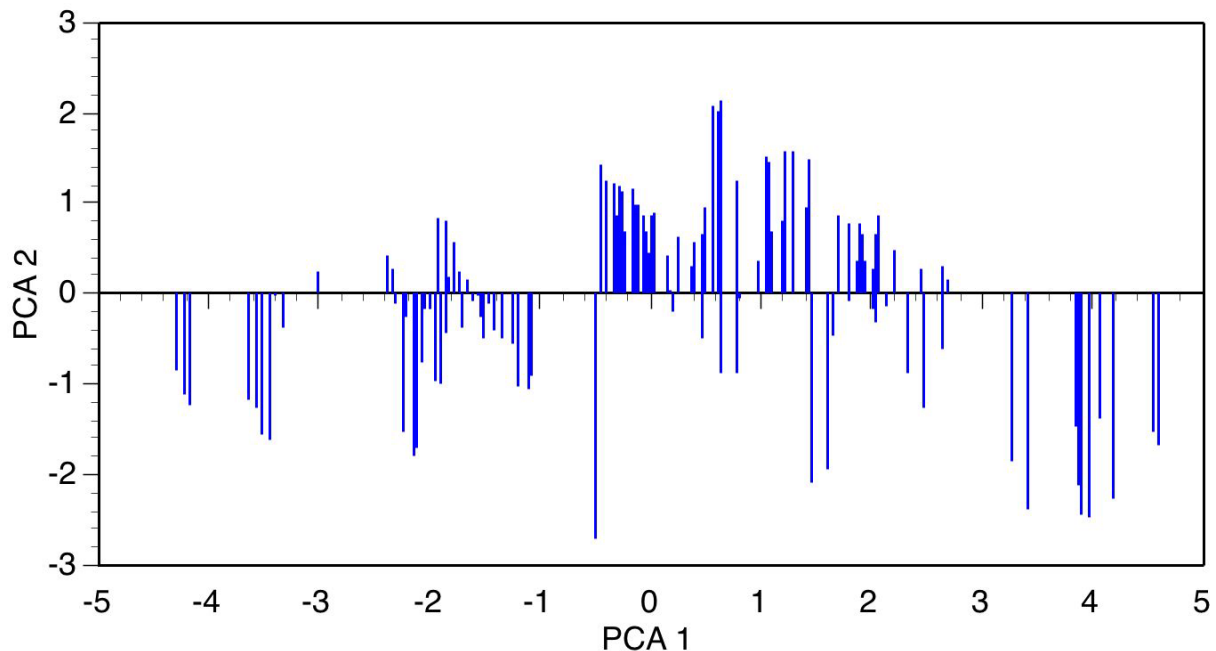
Resultat & diskussion

Beräkning av omgivningsparametrar

Samtliga omgivningsbeskrivande parametrar redovisas i bilaga 2.

Analys av jämförbara data

PC-analysen visade att de första två axlarna förklarade 80% av variationen (första axeln 63%, andra axeln 17%). För den första axeln var samtliga omgivningsbeskrivande parametrar av liknande betydelse för rangordningen, och för den andra var djupet den tydligast styrande parametern. Provpunkternas spridning på de första två axlarna visas i figur 1. I bilaga 3 visas utsnitt ur figuren för att möjliggöra utläsning av enskilda punkters läge. Provpunkternas rangordning efter den första axeln visas i tabell 2. Högst upp i tabellens första kolumn (1) återfinns de punkter som är belägna i de mest skyddade positionerna, med låga öppenhetsvärden och exponeringsgrader. Längre ner i kolumnen ökar exponeringsgraden, och längst ner i den sista kolumnen (8) visas de punkter som ligger mest öppet till. Generellt sett innebär alltså i detta fall höga värden på x-axeln (PCA 1) en hög öppenhet.



Figur 1. PCA-graf som visar samtliga punkters fördelning på de två första axlarna. Från vänster till höger på x-axeln (PCA 1) ökar graden av öppenhet och exponering, och med ökande värden på y-axeln (PCA 2) minskar djupet generellt sett.

Tabell 2. Provpunkternas rangordning efter första axeln i PC-analysen beskriver likheter och skillnader i hydromorfologisk karaktär. Högst upp i kolumn 1 återfinns punkter i skyddade lägen, och längst ner i kolumn 8 finns de punkter som ligger mest öppet och exponerat till.

1	2	3	4	5	6	7	8
34	R10	72	79	R43	26	88	24
33	14	1	R38	R6	39	R5	28
R14	R4	46	98	19	52	100	77
10b	R18	R11b	R42	12	27	101	29
8	65	85	53	51	R50	R51	R40
9b	36	58	99	20	9	67	23
7	75	62	R46	R9	R27	66	78
57	35	44	69	70	91	R12	R26
56	45	2	74	R23	R31	R22	R33
42	64	93	68	73	R54	R28	4
49	21	84	81	R36	R30	87	R44
13	76	59	97	40	R16	R29	R35
15	R15	31	48	R55	30	R7	R2
50	63	61	6	R25	R3	83	R47
18	22	32	96	R20	R32	R39	3
R5b	R17	92	5	54	90	86	R34
17	43	60	R53	R19	10	82	R11
37	R24	80	R8	25	R1	41	94
16	71	11	R48	38	89	R41	95

Baserat på denna rangordning exkluderades de kontrollpunkter som låg långt ifrån varandra på den första axeln (PCA 1 i figur 1), d.v.s. hade olika hydromorfologisk karaktär. Det förfarande genom vilket provpunkter exkluderades var till viss del subjektivt, men som riktvärde uteslöts de punkter som låg ca en enhet ifrån varandra. För dessa punkter anser vi således att de omgivningsbeskrivande parametrarna är för olika för att medge rättvisande jämförelser av de resultat som kontrollprogrammet genererat.

För att illustrera den avgränsning som utfallet av PCA resulterade i visas i tabell 3 grunddata från fiskodlingsföretaget Käringsunds Fisk AB. Företagets två odlingar är båda belägna i Eckerö kommun - den ena vid Främstö och den andra vid Vänskär. Mot bakgrund av den rangordning som erhöles vid PC-analysen har punkterna 1 och 2 vid odlingen vid Främstö (Mellanö) uteslutits ur den fortsatta utvärderingen eftersom de inte har ansetts vara jämförbara med någon av referenspunkterna R1 och R26. Av tabellen framgår också att det finns tydliga skillnader mellan kontroll- och referenspunkter för flera omgivningsbeskrivande parametrar. Punkterna 3 och 4 är jämförbara enligt PC-analysen, och uppvisar som tabell x visar stora likheter med referenspunkten R2 vad gäller morfologisk karaktär. För dessa punkter anser vi således att rättvisande fortsatta utvärderingar kan göras.

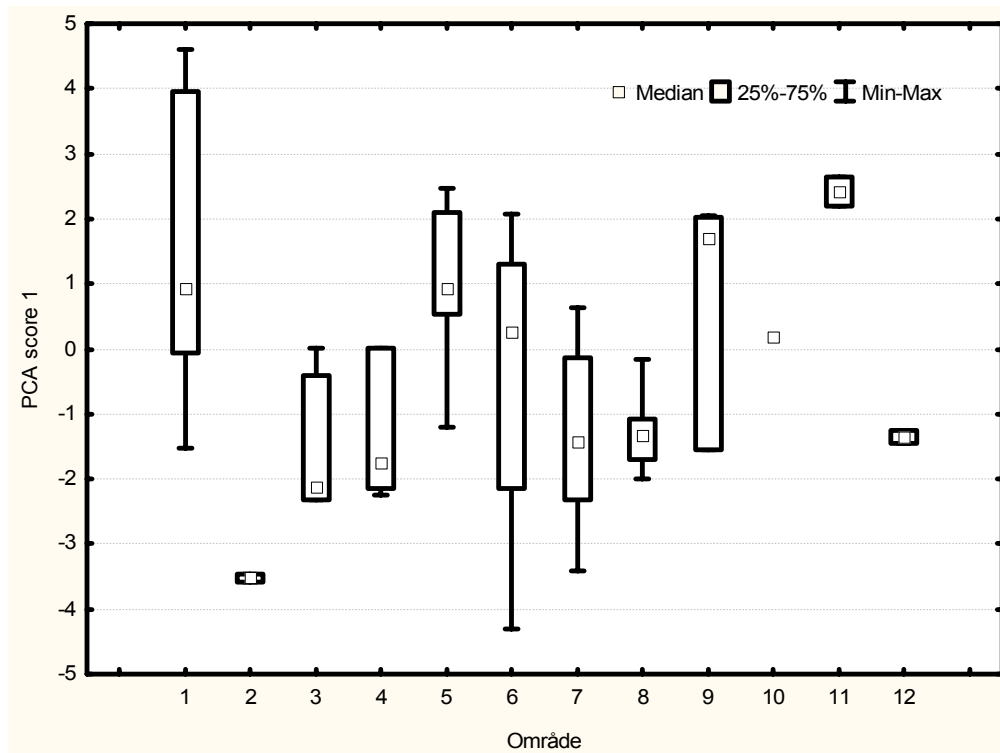
Tabell 3. Hydromorfologiska grunddata för odlingarna Mellanö och Vänskär, Käringsunds Fisk AB. Ea betecknar öppenhet, Exp exponeringsgrad, Bo bassängordning, Morf morfometriklass och VOK vattenomsättningsklass.

Företag	Punkt	Namn	Kommun	Koordinater		Djup m	Ea	Exp	BO	Morf	VOK
				X	Y						
Käringsunds Fisk AB	1	Mellanö	Eckerö	6682815	1417800	14	0,13	1	1	3	2
	2	Mellanö	Eckerö	6682622	1417782	15,4	0,13	3	1	3	2
	R1	Lurskatan	Eckerö	6681446	1416731	8,9	0,4	12	0	1	1
	R26	Berghamn	Eckerö	6680889	1418542	9	>3	8	0	1	1
Käringsunds Fisk AB	3	Västerö	Eckerö	6683348	1415608	30,4	3	16	0	1	1
	4	Långö	Eckerö	6683674	1415741	27	3	7	0	1	1
	R2	Vänskär	Eckerö	6683930	1414562	26,9	>3	15	0	1	1

Utöver de punkter som inte bedömdes vara jämförbara exkluderades tio punkter (70, 75, 76, 79 och 96-101) ur utvärderingen till följd av att datamaterialet var för litet för att tillåta relevant statistisk bearbetning. Sammantaget innebär detta att den fortsatta utvärderingen och analyserna begränsades till att omfatta de 55 kontrollpunkter och 19 referenspunkter som redovisas i bilaga 4. Detta innebär bl.a att ingen av de fiskodlingar som är belägna i område 3, 8 och 11 ingår i utvärderingen.

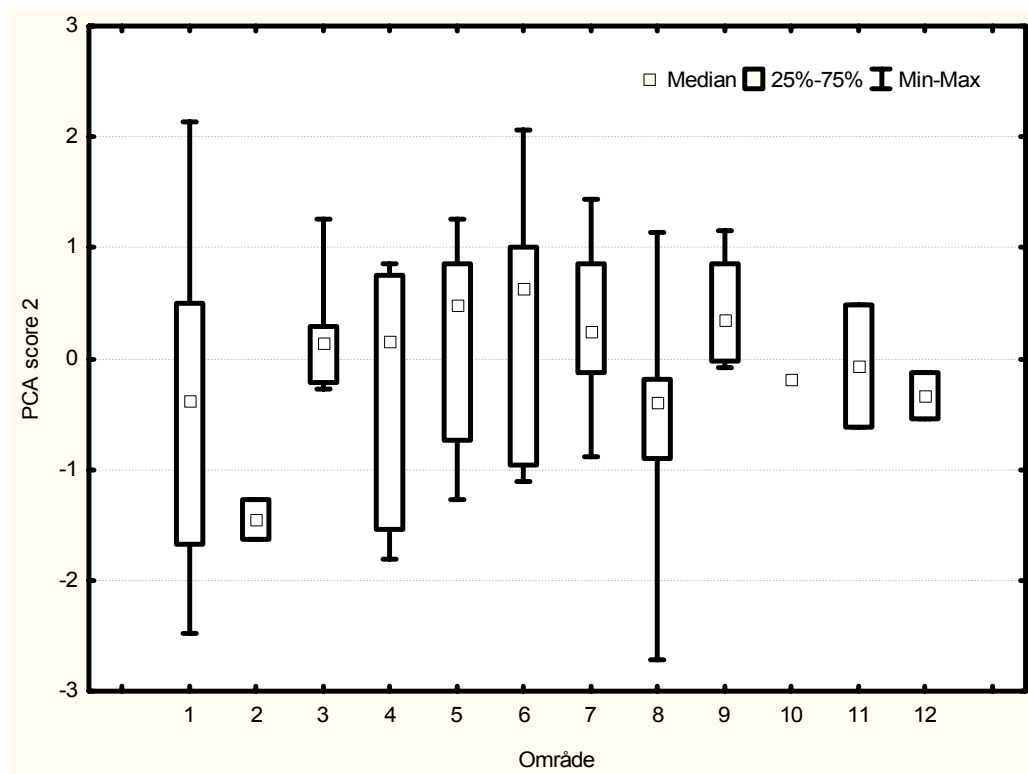
Kontroll- och referenspunkternas hydromorfologiska karaktär redovisas också för varje område i s.k. boxplots i figur 2 och 3. Dessa visar medianvärde och spridning som minimi- och maximivärden samt gränser för 1:a och 3:e kvartilen. Figur 2 visar punkternas övergripande hydromorfologiska karaktär baserat på deras fördelning efter PCA-axel 1. Antalet punkter per område var för litet för att medge statistisk testning av skillnader i morfologisk karaktär områdena emellan. Som figur 2 visar återfinns de sett till medianvärden mest öppet belägna punkterna i område 11, 9, 5, 1 och 6. Enskilda punkter med högst öppenhet ligger i område 1, och de mest skyddade i område 6. Punkterna i område 2 är överlag skyddat belägna. Dessa båda områden uppvisar också den största variationen i morfologisk karaktär.

Område 7 som har överlägset flest kontrollpunkter uppvisar liksom område 8 en relativt homogen hydromorfologi.



Figur 2. Undersökningsområdenas övergripande hydromorfologiska karaktär baserat på provpunkternas fördelning efter PCA-axel 1. Höga värden innebär generellt sett en högre öppenhet.

Den fördelning som visas i figur 3 visar i huvudsak punkternas djupfördelning, efter PCA-axel 2. Spridningen var generellt stor vad gäller främst provpunkternas djupförhållanden. Grundast belägna enskilda punkter återfinns i område 1 och 6 (ca 6 m), och de djupaste i område 1 och 8 (drygt 30 m). Område 2 har de till medianvärden sett djupast liggande punkterna.

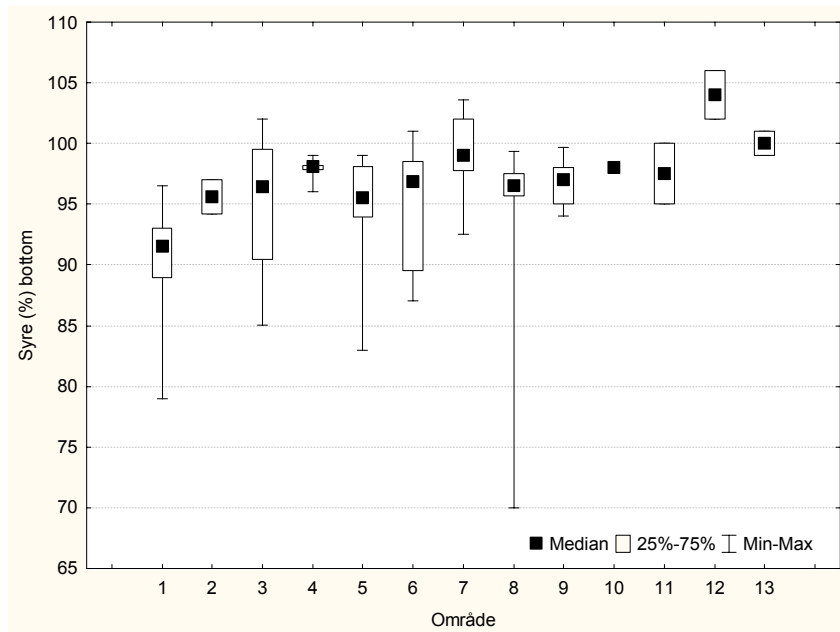


Figur 3. Undersökningsområdenas karaktär vad gäller främst djup baserat på provpunkternas fördelning efter PCA-axel 2. Höga värden innebär generellt sett litet djup.

Vattenkemiska och –fysikaliska variabler

Effektvariabler per område

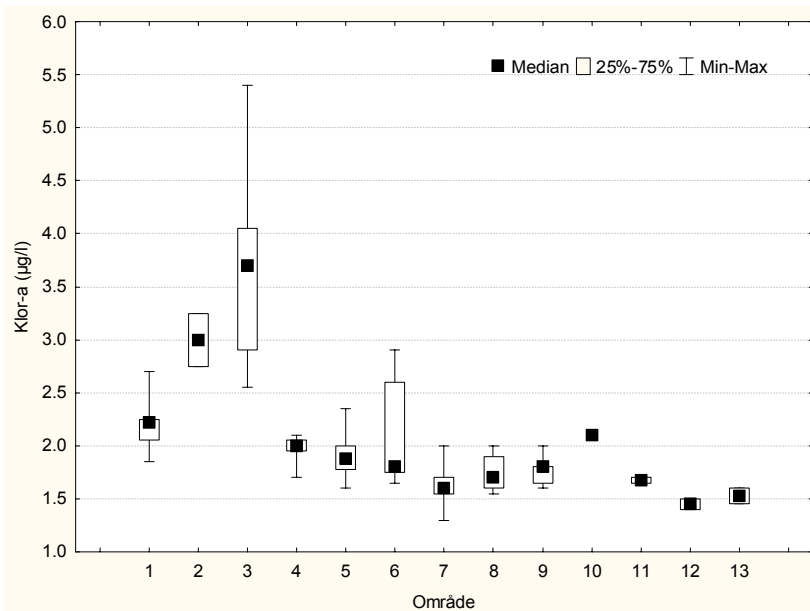
Den vattenkemiska och -fysikaliska karaktären för område 1-13 visas i figur 4-10 för samtliga punkter och perioden 1993-2003 för de åtta effektvariabler som ingår i miljökontrollprogrammet. Figureerna baseras på medianvärden för varje punkt. Figureerna är s.k. boxplots som visar medianvärde och spridning som minimi- och maximivärden samt gränser för 1:a och 3:e kvartilen. Inom boxarna återfinns alltså 50% av värdena, och stolparna visar högsta respektive lägsta värde. Observera att värdena beskriver miljötillståndet utan att ta hänsyn till områdenas läge eller hydromorfologiska karaktär, och alltså inte säger något om den mänskliga påverkan.



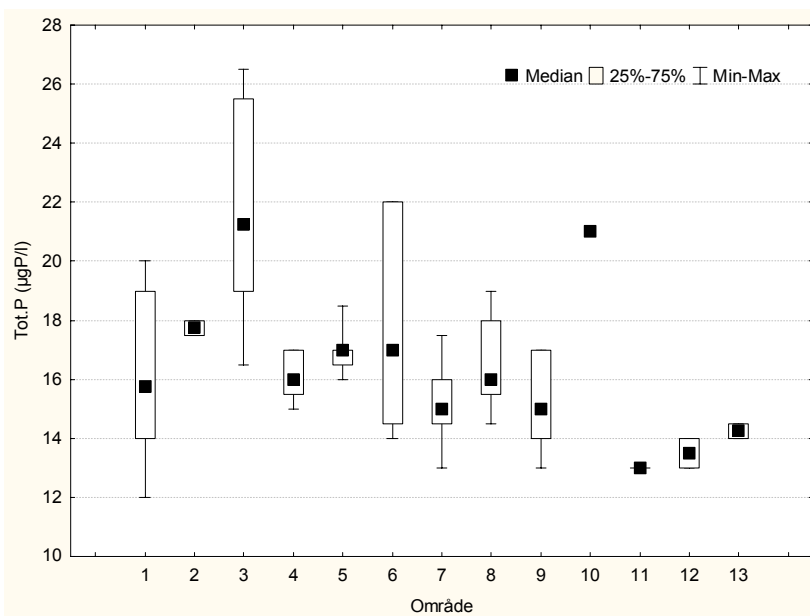
Figur 4. Medianvärden av syrgasmättnad (%) i bottenvatten vid område 1-13, 1993-2003.

Sett till medianvärden låg syrgasmättnaden på en hög nivå i samtliga områden, se figur 4. Inga större skillnader i medianvärde kunde observeras. Eftersom antalet punkter per område skiljer sig kraftigt åt har inget test av statistiskt signifikanta skillnader genomförts. Variationen var störst i område 8 som enligt PC-analysen ligger relativt instängt till och också omfattar några av de djupast liggande punkterna.

Klorofyll uppvisade tydliga geografiska skillnader så till vida att område 2 och 3 uppvisade högre medianvärden än övriga områden, se figur 5. I område 3, där huvuddelen av punkterna ligger på grunt vatten i skyddade lägen, var också variationen stor. Även totalfosfor uppvisade skillnader i medianvärde mellan områdena, se figur 6. Eftersom spridningen var stor är det dock vanskligt att uttala sig om detta. Halterna i åtminstone område 3 och 10 tycks dock vara högre än övriga. Ett samband mellan totalfosfor- och klorofyllhalt kan anas för särskilt område 1-3.

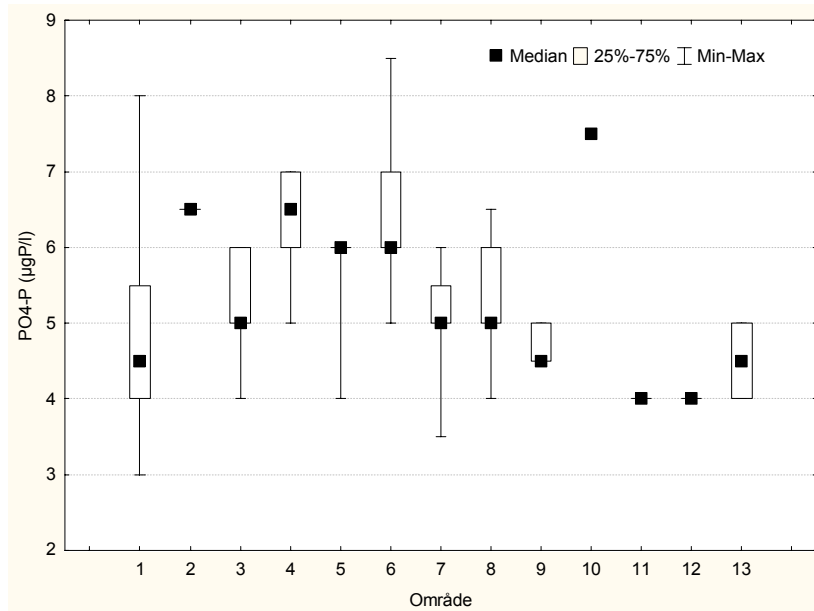


Figur 5. Medianvärden av klorofyllhalt ($\mu\text{g/l}$) vid område 1-13, 1993-2003.



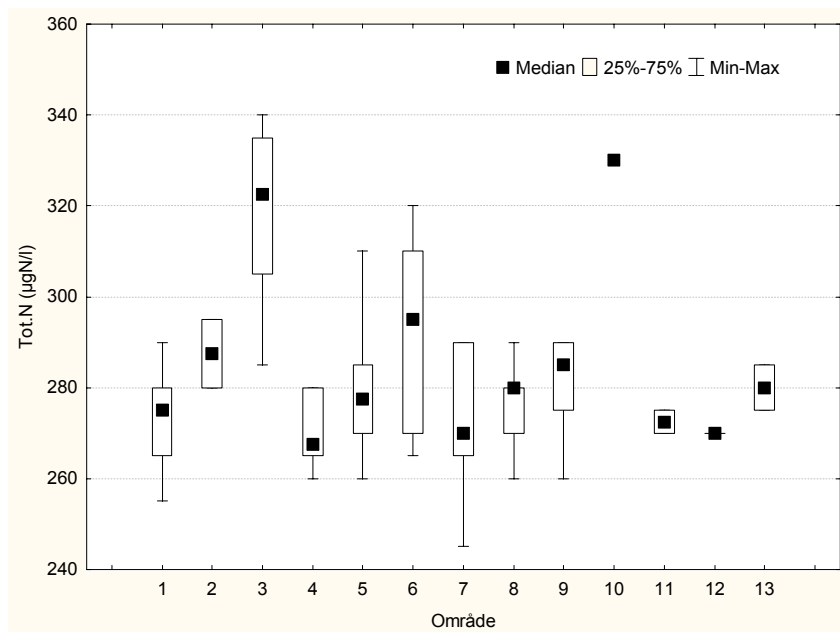
Figur 6. Medianvärden av totalfosforhalt ($\mu\text{g/l}$) vid område 1-13, 1993-2003.

Även för fosfatfosfor fanns skillnader, men variationen mellan de flesta områdena var ändå relativt liten med medianvärden i intervallet 4-6 $\mu\text{g/l}$, se figur 7. Variationen inom områdena var också måttlig undantaget område 1 och 6 som omfattar både öppet och skyddat belägna punkter i grunda och djupa lägen. Sambandet med totalfosforhalt var inte uppenbart. Så uppvisade exempelvis område 3 höga totalfosforhalter och stor variation, men relativt låga fosfatfosforhalter med måttlig variation. En tänkbar förklaring till det synbarligen svaga sambandet kan vara att resuspension (uppvirvling av bottensediment) påverkar totalfosforhalten i detta grunda och skyddade område.

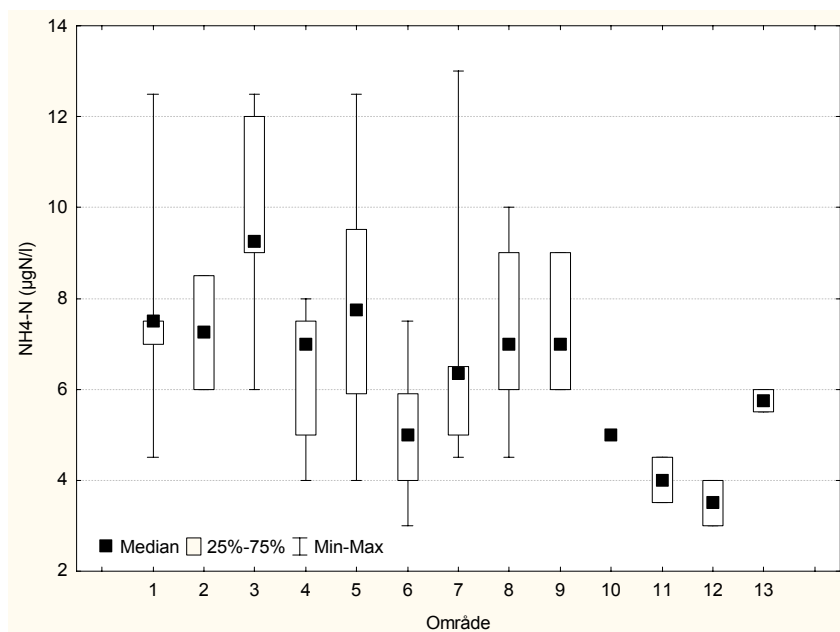


Figur 7. Medianvärden av fosfatfosforhalt ($\mu\text{g/l}$) vid område 1-13, 1993-2003.

Totalkvävehalten uppvisade en relativt stor variation inom de flesta områden, se figur 8. Liksom för totalfosfor var spridningen stor vilket försvårar möjligheten att utläsa skillnader mellan områden. Halterna i åtminstone område 3 och 10, och sannolikt även område 6, tycks dock vara högre än övriga. Ett samband mellan totalkväve- och klorofyllhalt samt totalfosforhalt kan iaktas för område 1-3. Ammoniumkvävehalten varierade kraftigt inom huvuddelen av områdena, och uppvisade även skillnader mellan områden, se figur 9. Den kraftiga variationen ökar osäkerheten i bedömningen, men åtminstone område 3, 11 och 12 tycks skilja sig från övriga.

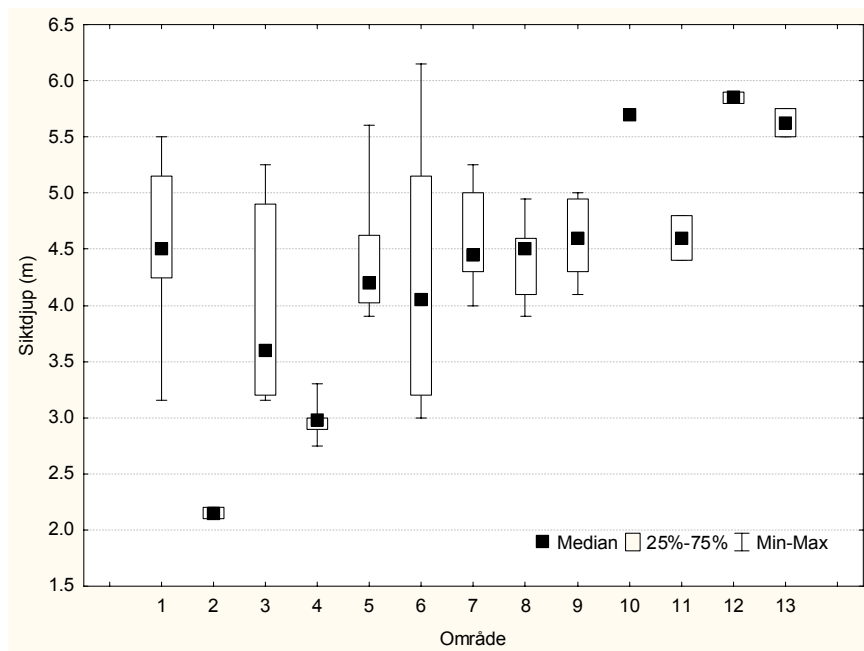


Figur 8. Medianvärden av totalkvävehalt ($\mu\text{g/l}$) vid område 1-13, 1993-2003.



Figur 9. Medianvärden av ammoniumkvävehalt ($\mu\text{g/l}$) vid område 1-13, 1993-2003.

Siktdjupet uppvisade med undantag för områdena 1, 3, 5 och 6 små variationer inom områden, se figur 10. I sju områden låg medianvärdet kring 4-4,5 m. Område 2 och 4 uppvisade betydligt lägre siktdjup än detta, och område 10, 12 och 13 betydligt högre. Kopplingen till klorofyll var inte tydlig, men kan anas särskilt för område 2.



Figur 10. Medianvärden av siktdjup (m) vid område 1-13, 1993-2003.

Skillnader mellan kontroll och referens

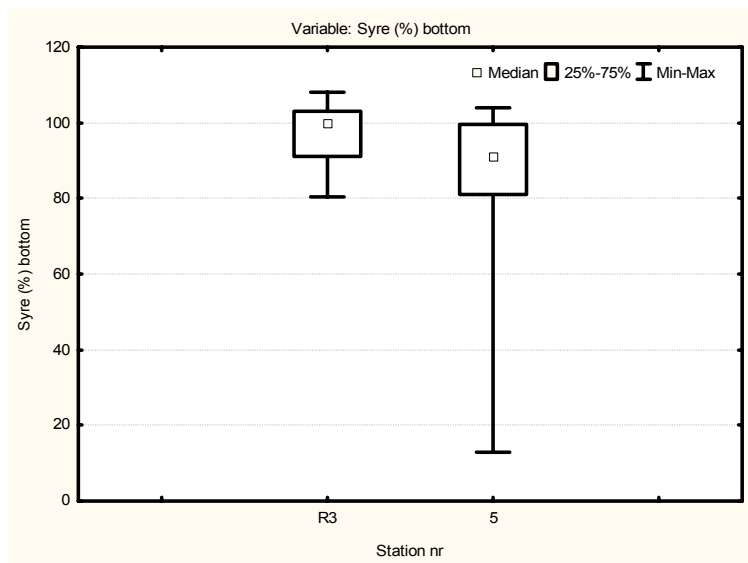
Resultat av Mann-Whitney U test visas i bilaga 5 som sannolikhetsvärden (p) för samtliga effektvariabler och jämförbara punkter. Syrgasmättnad i bottenvatten förkortas syrgas i tabeller i denna rapport, halter av klorofyll förkortas Chl, totalfosfor TP, fosfatfosfor PO₄, totalkväve TN, nitrit- och nitratkväve NO₂₋₃, ammoniumkväve NH₄ och siktdjup Sikt. För tio av de 55 kontrollpunkter som ingick i analysen uppvisade minst en av effektvariablerna en statistiskt signifikant skillnad i medianvärde jämfört med respektive referenspunkt, se tabell 4. Vanligast förekommande var skillnader i siktdjup (n=7 av 55), syrgasmättnad i bottenvatten (n=5 av 55) och klorofyll (n=4 av 55). För övriga variabler var skillnaden signifikant i ett till två fall, undantaget nitrit- och nitratkväve som var icke-signifikant för samtliga punkter. Vanligen kunde en skillnad mellan kontroll- och referenspunkt påvisas endast för en eller två effektvariabler. Två kontrollpunkter, punkt 5 och 35 (Storfjärdens Fisk AB respektive Ålands Fiskförädling Stenkil), utmärkte sig genom att uppvisa en signifikant skillnad för sex respektive fyra av effektvariablerna.

Tabell 4. Resultat av Mann-Whitney U test för kontrollpunkter som för någon av de undersökta effektvariablerna uppvisat en statistiskt signifikant skillnad från referenspunkten sett till medianvärde under perioden 1993-2003. Asterisk anger signifikansnivå (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

Område	Odling	Punkter	Syrgas	Chl	TP	PO4	TN	NO2-3	NH4	Sikt
1	Käringsunds Fisk AB Storfjärdens Fisk AB	3 vs R2	**							
		5 vs R3	*	***	**	*			*	*
		6 vs R3		*						
2	ÅF Andersö	7 vs R4		*						**
		8 vs R4		**						**
6	ÅF Stenkil	35 vs R15	**				*		*	*
		36 vs R15	*							*
		37 vs R15								*
7	Seglinge Forell Snäckö Lax	80 vs R18/42								*
		52 vs R19	*							

Flera av de undersökta punkterna uppvisade en hög variation över tiden vilket minskar möjligheterna att detektera skillnader med Mann-Whitney U test. Eftersom en hög variabilitet i sig kan vara ett tecken på påverkan från en lokal punktkälla, undersöktes även om det fanns skillnader i variation mellan kontroll- och referenspunkter. Som mått på den relativa variationen beräknades variationskoefficienten för samtliga effektvariabler och punkter, varefter skillnaden mellan kontroll och referenser testades med Mann-Whitney U test. Inga signifikanta skillnader detekterades, men det är värt att notera att skillnaden i variation för siktdjup och totalkväve låg nära signifikans ($p=0,07$). Den högre variation som kontrollpunkterna uppvisar för dessa variabler innebär att det är svårare att påvisa skillnader mellan medianvärde för kontroll- och referenspunkter genom statistiska tester, men att det trots allt kan föreligga en skillnad mellan punkterna.

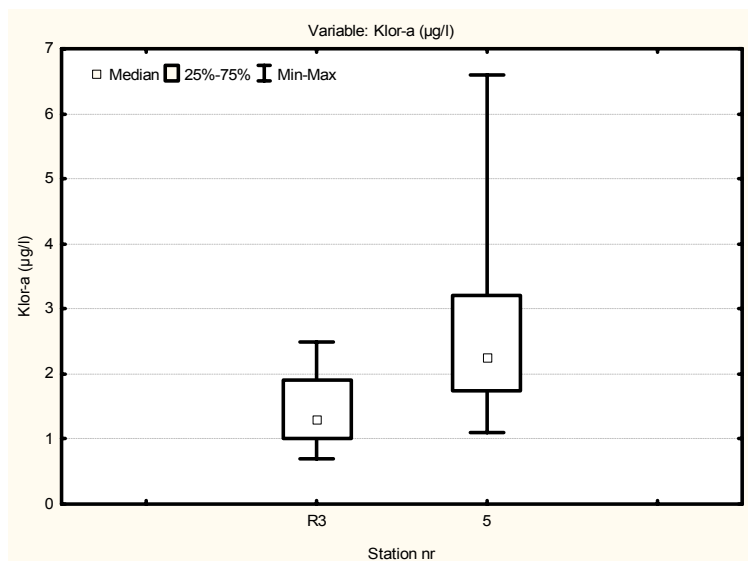
För punkt 5 vid odlingen i Storfjärden fanns som framgår av tabell 4, en statistiskt säkerställd skillnad mellan kontroll- och referenspunkt vad gäller syrgashalt i bottenvatten, klorofyll, total- och fosfatfosfor, ammoniumkväve och siktdjup. Punkt 6 vid samma odling uppvisade en signifikant skillnad från referensen endast för klorofyll. Medianvärden och spridning för punkt 5 och referensen R3 åskådliggörs i boxplots i figurer 11-14.



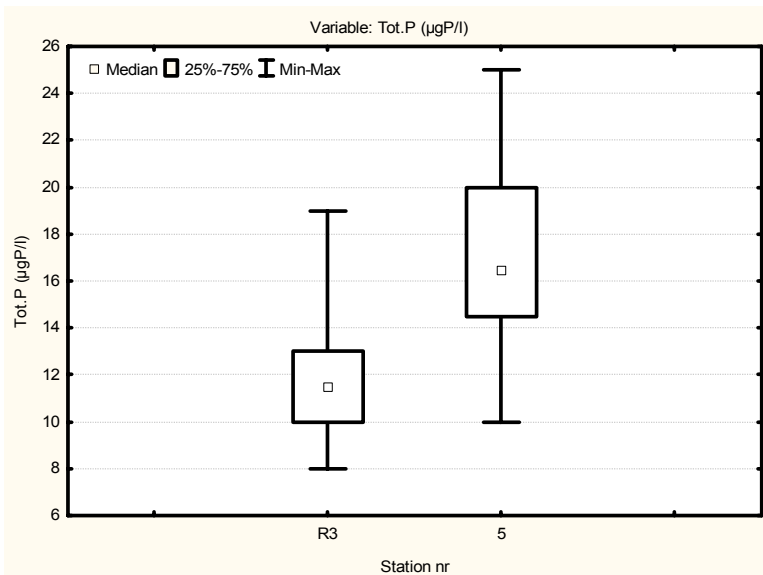
Figur 11. Syrgasmättnad (%) i bottenvatten vid punkt 5 och R3, 1993-2003. Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test, *).

Skillnaden i syrgasmättnad i bottenvatten mellan kontroll och referenspunkt visade sig i form av lägre medianvärde och väsentligt större variation för punkt 5, se figur 11. Den lägsta syrgasmättnaden vid kontrollpunkten uppmättes till ca 15% jämfört med ett minimivärde på 80% vid referensen.

Huvuddelen av klorofyllvärdena vid punkt 5 låg på en halt av 2-3 µg/l, och den högsta uppmätta halten uppgick till nära 7 µg/l, se figur 12. Referenspunkterna uppvisade lägre medianvärde, mindre variation och högsta halter på ca 2,5 µg/l.

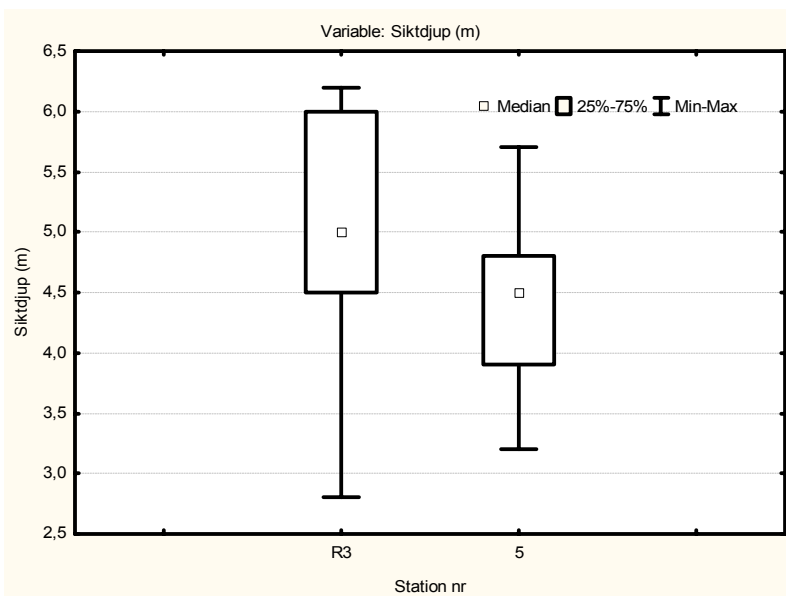


Figur 12. Klorofyllhalt (µg/l) vid punkt 5 och R3, 1993-2003. Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test, ***).



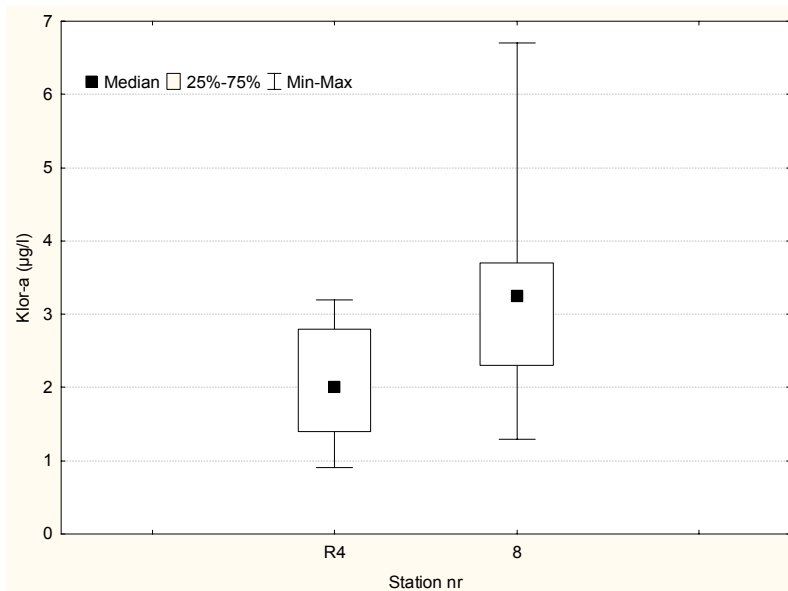
Figur 13. Totalfosforhalt ($\mu\text{g/l}$) vid punkt 5 och R3, 1993-2003. Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test, **).

Även skillnaden i medianvärde av totalfosforhalt mellan punkt 5 och referenspunkterna var tydlig, se figur 13. Spridningen var relativt stor vid båda punkterna, men de högsta halterna var väsentligt högre vid kontrollpunkten än vid referensen. För siktdjup uppvisade referenspunkten en större spridning än kontrollpunkten, med värden mellan knappt 3 m och drygt 6 m, se figur 14. Skillnaden i medianvärde var trots detta statistiskt säkerställd, och sett till medianvärde var siktdjupet ca en halv meter mindre vid kontrollpunkten.

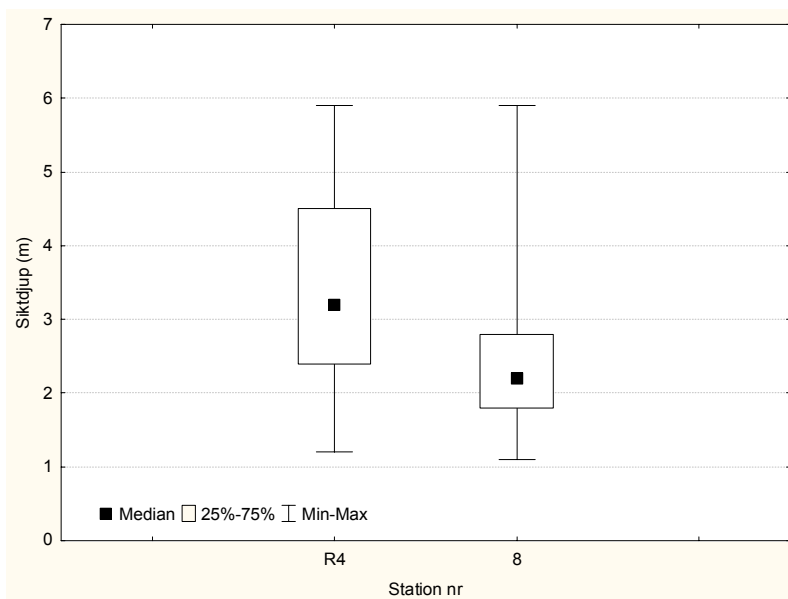


Figur 14. Siktdjup (m) vid punkt 5 och R3, 1993-2003. Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test, *).

För punkt 7 och 8 vid odlingen vid Andersö fanns en statistiskt säkerställd skillnad mellan kontroll- och referenspunkt vad gäller klorofyll och siktdjup. Medianvärden och spridning för punkt 8 och referensen R4 åskådliggörs i boxplots i figur 15 och 16. Klorofyllhalterna var generellt högre och uppvisade större variation vid kontrollpunkten, se figur 15. För siktdjup var min- och maxvärdena vid kontroll- och referenspunkt jämförbara, men sett till medianvärde var kontrollpunktens siktdjup nära en meter mindre än referenspunkten, se figur 16.

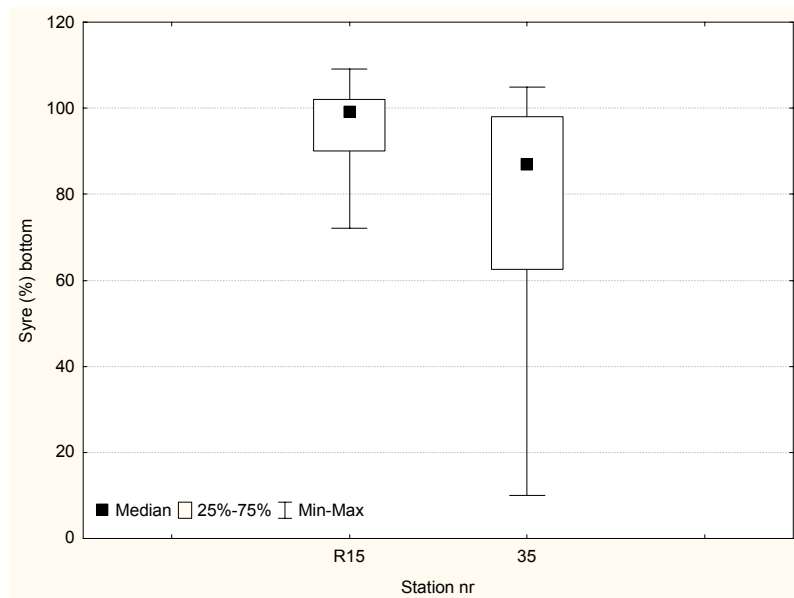


Figur 15. Klorofyllhalt ($\mu\text{g/l}$) vid punkt 8 och R4, 1993-2003. Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test, **).



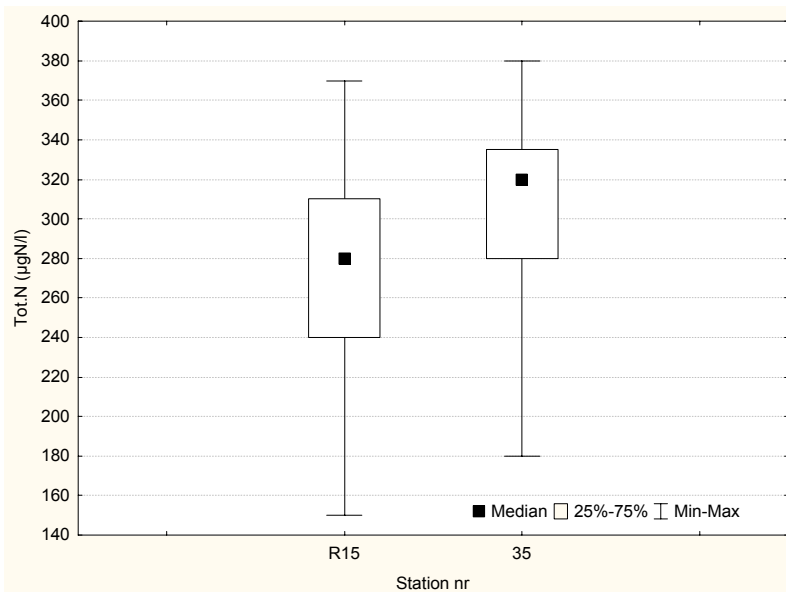
Figur 16. Siktdjup (m) vid punkt 8 och R4, 1993-2003. Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test, **).

För punkt 35 vid odlingen vid Stenkil fanns en statistiskt säkerställd skillnad mellan kontroll- och referenspunkt vad gäller syrgashalt i bottenvatten, totalkväve, ammoniumkväve och siktdjup. Punkt 36 och 37 vid samma odling uppvisade en signifikant skillnad från referensen för syrgasmättnad och siktdjup respektive enbart siktdjup. Medianvärden och spridning för punkt 35 och referensen R15 visas i boxplots i figurer 17-x.

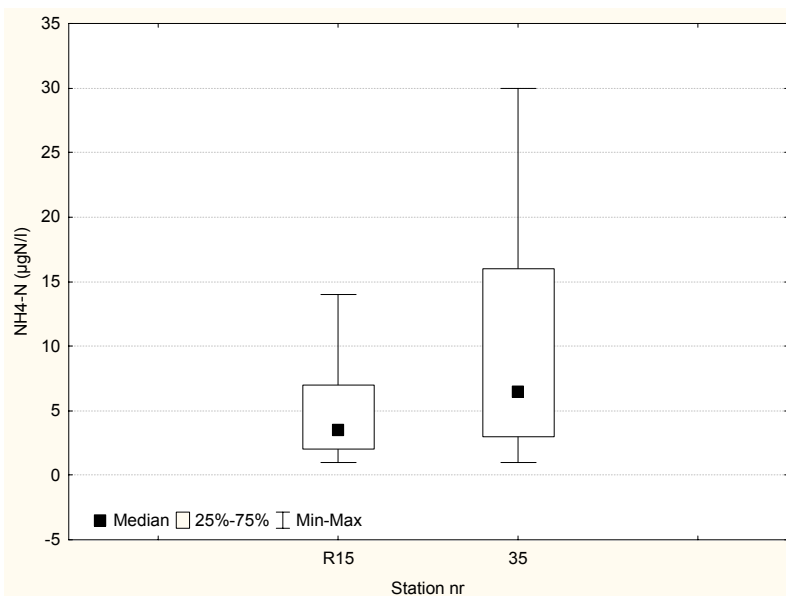


Figur 17. Syrgasmättnad (%) i bottenvatten vid punkt 35 och R15, 1993-2003. Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test, **).

Skillnaden i syrgasmättnad i bottenvatten mellan kontroll och referenspunkt visade sig i form av ett något lägre medianvärde och väsentligt större variation för punkt 35, se figur 17. Den lägsta syrgasmättnaden vid kontrollpunkten uppmättes till knappt 10% jämfört med ett minimivärde på ca 70% vid referensen. För totalkväve uppgick medianvärdet till 280 µg/l för referensen och 320 µg/l för kontrollen, se figur 18. För båda punkter var spridningen stor.



Figur 18. Totalkvävehalt ($\mu\text{g/l}$) vid punkt 35 och R15, 1993-2003. Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test, *).



Figur 19. Ammoniumkvävehalt ($\mu\text{g/l}$) vid punkt 35 och R15, 1993-2003. Skillnaden var statistiskt signifikant (Mann-Whitney U test, *).

Medianen för ammoniumkvävehalt var ca $4 \mu\text{g/l}$ vid referensen och ca $6 \mu\text{g/l}$ vid kontrollen, se figur 19. Spridningen var större vid kontrollpunkten, och det högsta värdet mer än dubbelt så högt som det som uppmätts för referensen.

Samband mellan olika effektvariabler

I nästa steg av utvärderingen söktes samband mellan de olika effektvariablerna. Resultat av analysen redovisas i bilaga 6 för samtliga effektvariabler med korrelationskoefficienter (r) och sannolikhetsvärden (p), samt i tabell 5 för de variabler där ett samband påvisats.

Tabell 5. Samband mellan olika effektvariabler. Resultaten visas som korrelationskoefficient (r) och asterisk som anger signifikansnivå (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

	Syrgas	Chl	TP	PO4
Chl	-0.30*			
TP	-0.22*	0.65***		
PO4			0.62***	
TN		0.54***	0.58***	0.36***
NH4	-0.25*			
Sikt		-0.48***	-0.54***	-0.51***

Resultaten visar att ett omvänt samband förelåg mellan syrgasmätnaden i bottenvattnet och halten av klorofyll, totalfosfor och ammoniumkväve. Detta innebär alltså att en låg syrgasmätnad kan kopplas till höga halter av de aktuella effektvariablerna. Sambandet kan sannolikt förklaras med den frisättning och ackumulering av fosfor respektive ammoniumkväve som sker vid stagnanta förhållanden och låga syrgashalter. Detta i sin tur skapar förutsättningar för kraftigare algbloomingar. Klorofyllhalten uppvisar också ett mycket starkt positivt samband med både totalfosfor och totalkväve ($p < 0,001$). Höga klorofyllhalter är sedan tydligt kopplade till låga siktdjup ($p < 0,001$). I övrigt visar resultaten på starka samband mellan totalfosfor och -kväve och mellan totalfosfor och fosfatfosfor ($p < 0,001$). Utöver klorofyll är siktdjupet omvänt korrelerat till fosforhalt ($p < 0,001$).

Samband mellan effektvariabler och belastning samt hydrologi

I nästa steg av utvärderingen söktes samband mellan samtliga effektvariabler och nettobelastningen av fosfor och kväve vid fiskodlingen samt med de omgivningsbeskrivande parametrar som definierar punkternas hydrologiska karaktär. Resultat av analysen redovisas i bilaga 7 för samtliga effektvariabler med korrelationskoefficienter (r) och sannolikhetsvärden (p), samt i tabell 6 för de variabler där ett samband påvisats.

Tabell 6. Samband mellan effektvariabler, näringsbelastning och omgivningsbeskrivande parametrar för samtliga kontrollpunkter. Resultaten visas som korrelationskoefficienter (r) med asterisk som anger signifikansnivå (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

	Belastning		Omgivningsbeskrivande parametrar					
	P	N	Djup	Ea	Exp	BO	Morf	VOK
Syrgas			-0,59***					
TP				-0,44***	-0,38***	0,33**	0,37**	0,35**
PO4				-0,41***	-0,27*	0,27*	0,36**	0,32**
NH4	0,28*	0,28*						
NO2-3					-0,27*	0,30**	0,28**	
Sikt			0,37***	0,36**	0,26*	-0,28*	-0,27*	-0,45***

Som tabellen visar var det endast effektvariabeln ammoniumkväve som uppvisade ett samband med näringsbelastningen vid fiskodlingarna. Förklaringen till att även belastningen av fosfor visar ett samband med halten av ammoniumkväve är att belastningen av kväve och fosfor samvarierar som visats ovan. De flesta och ofta starkaste sambanden påvisades mellan effektvariablerna och de omgivningsbeskrivande parametrarna. Så var exempelvis, föga förvånande, syrgasmättnaden i bottenvatten negativt korrelerad till totaldjup ($p < 0,001$). Även siktdjupet uppvisade ett starkt positivt samband med totaldjupet ($p < 0,001$) vilket troligtvis förklaras av att större djup ger mindre resuspension (uppvirvling av bottenmaterial). Det är också möjligt att större djup i flera fall innebär ett större avstånd till land, och därmed en mindre påverkan från landbaserade föroreningskällor. Siktdjupet var också korrelerat till övriga omgivningsbeskrivande parametrar, bl.a. starkt till vattenomsättningsklass ($p < 0,001$). Både fosfatfosfor och totalfosfor uppvisade signifikanta samband med samtliga omgivningsbeskrivande parametrar undantaget totaldjup, som dock låg mycket nära signifikans ($p=0,06$ respektive $0,07$). Sambanden innebär bl.a. att fosforhalten minskar med ökande öppenhet (Ea) och exponeringsgrad (Exp) och minskande bassängordning (BO), medan siktdjupet ökar. För totalkväve kunde inget samband påvisas vare sig med belastning eller omgivningsbeskrivande parametrar. Orsaken till detta kan bl.a. vara att totalkvävehalten till stor del regleras genom andra mekanismer under sommaren, främst kvävefixering och denitrifikation. För skyddat belägna fiskodlingar i Skärgårdshavet har dock ett samband mellan totalkvävebelastning och totalkvävehalt visats (Gyllenhammar & Håkanson 2005).

För att utröna vilken av de ovan givna parametrarna, belastning eller morfologisk karaktär, som var av störst betydelse för att bestämma effektvariablerna testades data i en generell linjär modell med AIC urvalskriterier. Resultaten tyder på att syrgasmättnaden i bottenvatten i huvudsak beror av totaldjup och exponeringsgrad som förklarar 35% av mättnadsgraden ($r^2=0,35$, $p < 0,0001$). Siktdjupet avgörs på motsvarande sätt i huvudsak av näringsbelastning från odlingen, totaldjup och öppenhet ($r^2=0,32$, $p < 0,0001$). För totalfosforhalt tyder resultaten på att den viktigaste styrande faktorn är öppenhet ($r^2=0,22$, $p < 0,0001$), även om förklaringsgraden får anses vara låg (22%). Inga signifikanta modeller kunde konstrueras för totalkväve och klorofyll. Detta tolkas som att det främst är andra faktorer än de undersökta som styr koncentrationen av dessa variabler.

Slutligen utfördes ytterligare ett Mann-Whitney U test där medianen för alla punkter som uppvisade en signifikant skillnad gentemot referensen testades mot medianvärden för de icke-signifikanta punkterna. Resultatet indikerar att det är den hydromorfologiska karaktären, totaldjup undantaget, som avgör om någon lokal effekt av fiskodlingarna kan påvisas, se tabell 7. Inte heller då enbart mer skyddade områden (med öppenhetsvärden mindre än 0,3) inkluderades i analysen kunde något samband mellan belastning och effektvariabler påvisas.

Tabell 7. Resultat av Mann-Whitney U test av skillnad mellan kontrollpunkter som för någon av de undersökta effektvariablerna uppvisat en statistiskt signifikant skillnad från referenspunkten sett till medianvärde under perioden 1993-2003, och de som inte uppvisar någon skillnad. Asterisk anger signifikansnivå (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

Variabel	p-värde	
Belastning P	0.972	
Belastning P	0.639	
Djup	0.627	
Ea	0.024	*
Exp	0.001	***
BO	0.003	**
Morf	0.001	***
VOK	0.011	*

Trender

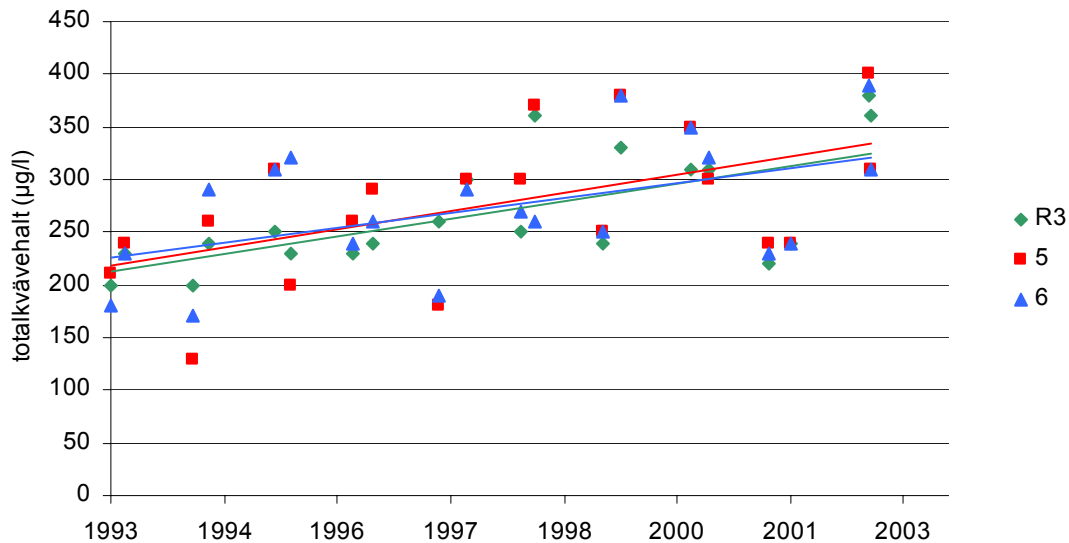
Förekomsten av trender för effektvariablerna vid kontroll- och referenspunkterna testades med icke-parametrisk Spearman rangkorrelation. Av totalt 124 punkter (92 kontrollpunkter, 32 referenspunkter) som testats uppvisade minst en av effektvariablerna en utveckling över tiden vid ca 65% av kontrollpunkterna (60 stycken) och ca 50% av referenspunkterna (16 stycken). I bilaga 8 visas resultatet för samtliga signifikanta punkter och variabler som korrelationskoefficient (r) med tillhörande sannolikhetsvärde (p) och antal värden (n) som ingått i analysen.

Trendanalysen påvisade en ökning i totalkvävehalt vid drygt 40% av punkterna, och/eller ett minskande siktdjup vid drygt 30% av punkterna. Vidare tyder resultaten på att fosfatfosforhalten ökat vid 15% av punkterna. I övrigt uppvisade de undersökta effektvariablerna en utveckling över tiden i mindre än 10% av fallen. En positiv utveckling av miljötillståndet, med minskade halter av näring och klorofyll och/eller ökat siktdjup, noterades endast i nio fall och främst vid referenspunkter.

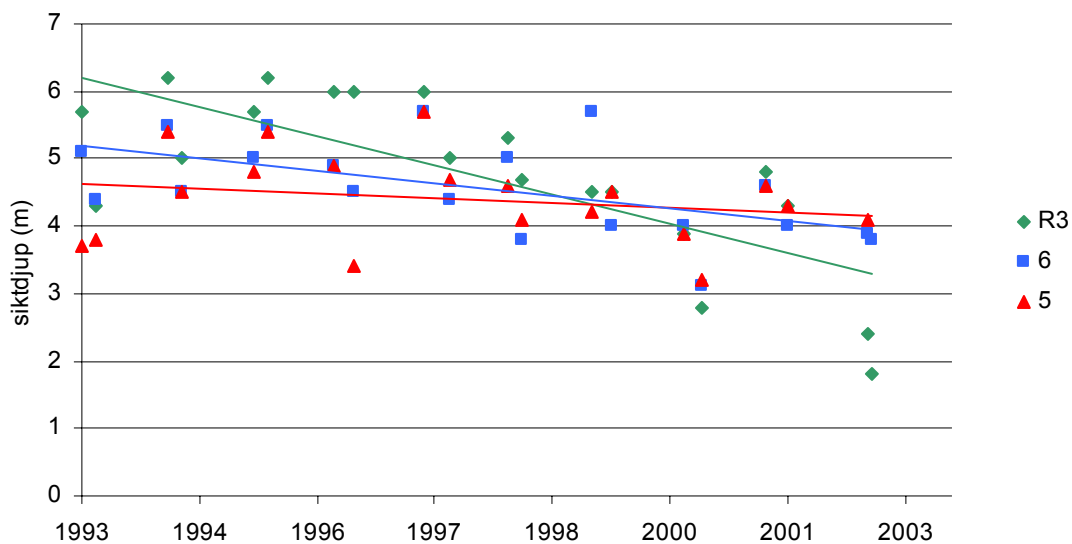
För att klargöra om utvecklingen av miljötillståndet kan kopplas till fiskodlingarna jämfördes eventuella trender för kontroll- och referenspunkter med likartad hydromorfologisk karaktär (enligt PCA, se ovan). Resultatet visas i tabell i bilaga 9 som korrelationskoefficient (r) och med asterisk/-er som anger signifikansnivå (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$). Vid odlingar där både kontroll- och referenspunkt uppvisar en statistiskt signifikant trend har effekten tolkats som en generell utveckling. Där enbart kontrollpunkter

uppvisar en trend bör effekten kunna kopplas till påverkan från fiskodlingsverksamheten. 45% av de 55 kontrollpunkterna uppvisade en skillnad i trend jämfört med referensen. Sammantaget gällde detta 41 variabler, varav totalkväve och siktdjup var de som vanligen uppvisade skillnader. Nedan redovisas trenderna per område.

I område 1 uppvisade tre samtliga punkter i Storfjärden (5, 6 och R3) högre totalkvävehalter (samtliga *), se figur 20. Haltutvecklingen var likartad vid kontroll- och referenspunkter vilket tolkas som ett utslag av en generell trend. Vid punkt 6 och R3 minskade dessutom siktdjupet (båda **), se figur 21, vilket också tolkas som att en generell försämring ägt rum.

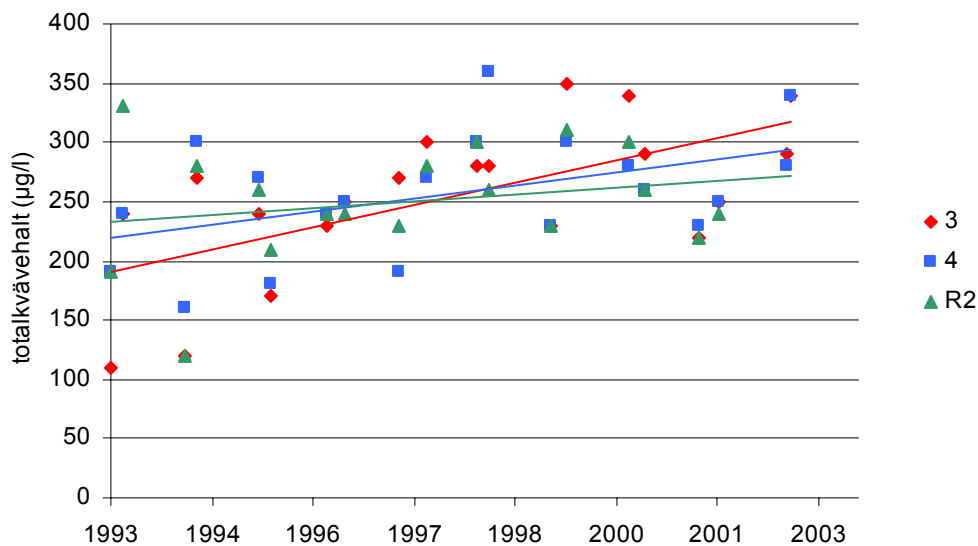


Figur 20. Totalkvävehalt ($\mu\text{g/l}$) vid punkt 5, 6 och R3, 1993-2002. Linjerna visar haltutvecklingen. Samtliga trender var statistiskt signifikanta, Spearman rangkorrelation, (*).



Figur 21. Siktdjup (m) vid punkt 5, 6 och R3, 1993-2002. Linjerna visar haltutvecklingen. Trenderna var statistiskt signifikant, Spearman rangkorrelation, för punkt 6 och R3 (**).

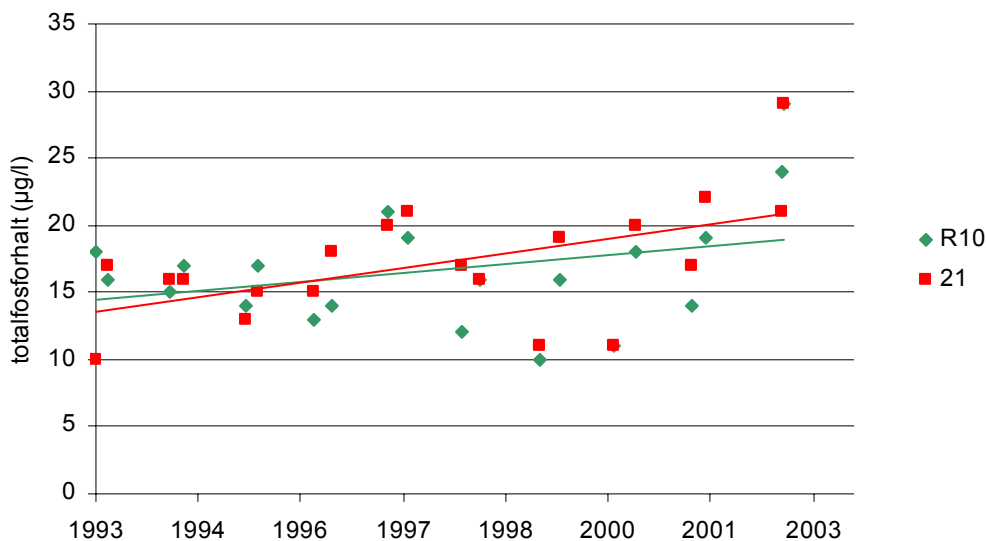
Vid Käringsunds Fisk AB vid Vänskär (punkt 3 och 4) i samma område tycks dock totalkvävehaltererna ha ökat lokalt eftersom en trend kan observeras för kontrollpunkterna (** resp. *) men inte för referensen ($p > 0,05$). Som figur 22 visar är det dock möjligt att avsaknaden av referensvärden för de senaste två åren är förklaringen till att ingen trend kan iakttas för referensen. Sannolikt är det således också här frågan om en generell trend. Halten tycks dock öka snabbare vid kontrollpunkterna än vid referensen. Övriga trender i område 1 är en ökad totalfosforhalt (*) och ett minskat siktdjup (*) vid Midfjärdsgrund (punkt 94) och en minskad syrgasmättnad (**) vid punkt 6. Dessa effekter torde kunna kopplas till fiskodlingsverksamheten.



Figur 22. Totalkvävehalt ($\mu\text{g/l}$) vid punkt 3, 4 och R2, 1993-2002. Linjerna visar haltutvecklingen. Trenderna var statistiskt signifikanta för kontrollpunkterna, Spearman rangkorrelation (** resp. *).

För område 2 uppvisade kontrollpunkterna vid Andersö (punkt 7 och 8) en trend av minskat siktdjup (*). Ingen liknande trend kan spåras vid referensen och effekten bör kunna kopplas till fiskodlingsverksamheten.

I område 4 uppvisade ingen referens någon signifikant trend, och den utveckling som kan iakttagas bör således ha samband med fiskodlingsverksamheten. Punkt 21 vid Vårdö uppvisade en ökande totalfosforhalt (**), se figur 23. Halten hade även ökat vid referenspunkten, men trenden var inte signifikant och ökningen inte riktigt lika stor. Vid denna punkt hade även totalkvävehalten ökat (***) och siktdjupet minskat (*). Vid odlingen vid Ängösund uppvisade kontrollpunkterna 17 och 18 en ökad ammoniumkvävehalt (*) och ett minskat siktdjup (***). Vid punkt 17 hade dessutom fosfatfosforhalten ökat (*) liksom totalkvävehalten (**).



Figur 23. Totalfosforhalt ($\mu\text{g/l}$) vid punkt 21 och R10, 1993-2002. Linjerna visar haltutvecklingen. Trenden var statistiskt signifikant för kontrollpunkten, Spearman rangkorrelation (**).

I område 5 uppvisade punkt 28 vid Rönnäs Fiskodling och Flisö Fisk en trend av ökad totalkvävehalt (*) och minskat siktdjup (*).

I område 6 uppvisade punkt 34 tillhörande Degersunds Forell och dess referenspunkt R14 en ökande totalkvävehalt (* resp **). Vid Klåvskärs fiskodling hade ammoniumkvävehalten ökat (* resp **) vid de båda kontrollpunkterna (88 och 89). Ökande totalkvävehalter kunde iaktas vid odlingen vid Stenkil med referens (punkt 36**, 37** och R15*), vilket torde vara resultatet av en generell trend. Utöver detta hade siktdjupet minskat vid samtliga kontrollpunkter (35*, 36** och 37*) och syrgasmättnaden minskat vid en punkt (36*). De sistnämnda trenderna bör kunna kopplas till påverkan från odlingen. Kontrollpunkterna vid odlingen i Storgetösund (punkt 38 och 39) uppvisade minskad syrgasmättnad (båda *), och för den ena punkten (39) också en ökad totalkvävehalt.

I område 7 uppvisade punkt 43, 44, 45 och 46 vid Enklinge Forell/Enäs Fiskodling ökande totalkvävehalter (*, *, **, **). Undantaget punkt 46 hade också siktdjupet minskat (*, **, **). Motsvarande statistiskt signifikanta trender kunde inte observeras vid referenspunkten. Vid Schåmans Forell hade totalfosforhalten ökat vid punkt 57 och referenspunkten (båda *). Nitrit- och nitratkvävehalten hade minskat vid referensen (**) men inte vid kontrollpunkterna. I övrigt uppvisade punkt 56 ökande totalkvävehalter (*) och vid båda kontrollpunkterna hade siktdjupet minskat (* och ***). Vid Seglinge Forell hade totalkvävehalten ökat vid referensen (**), medan siktdjupet minskat vid punkt 81. Odlingen vid Rödsjär uppvisade ökade totalkvävehalter för punkt 52 och referenspunkten (båda **).

Vid Brändö Lax II i område 9 uppvisade punkt 83 och referensen R22 ett minskar siktdjup (**). I övrigt hade fosfatfosforhalten ökat (*) vid kontrollpunkten, och halten av klorofyll, totalfosfor och totalkväve ökat (*, *, **) vid referenspunkten. Här tycks alltså miljötillståndet försämrats i huvudsak vid referenspunkten.

Vid Brändö Lax i Lambholmsfjärden hade siktdjupet minskat vid samtliga punkter (samtliga **). Totalkvävehalten hade ökat vid punkt 66 och R22, och totalfosforhalten ökat vid punkt 67 och R22. Vidare hade klorofyllhalten ökat vid referenspunkten. För denna odling kan inte någon av trenderna kopplas till verksamheten.

Vid Enklinge Forell, Skutnäsudden i område 12 uppvisade punkt 84 en minskad syrgasmättnad (*).

Bottenfauna

Sett till samtliga kontroll- respektive referenspunkter var antalet arter av samma storleksordning vad gäller median och minimivärden som låg på 12-13 respektive 2 arter, se tabell 8. Det högsta antal arter som noterades var högre vid kontrollpunkterna än referenspunkterna. I tabell 9 visas de arter som förekom vid flest kontroll- respektive referenspunkter (hade störst spridning) sett till samtliga undersökningsår.

Tabell 8. Antal arter vid samtliga kontroll- och referenspunkter, 1993-2003.

	Antal arter	
	K	R
min	2	2
max	29	23
median	13	12

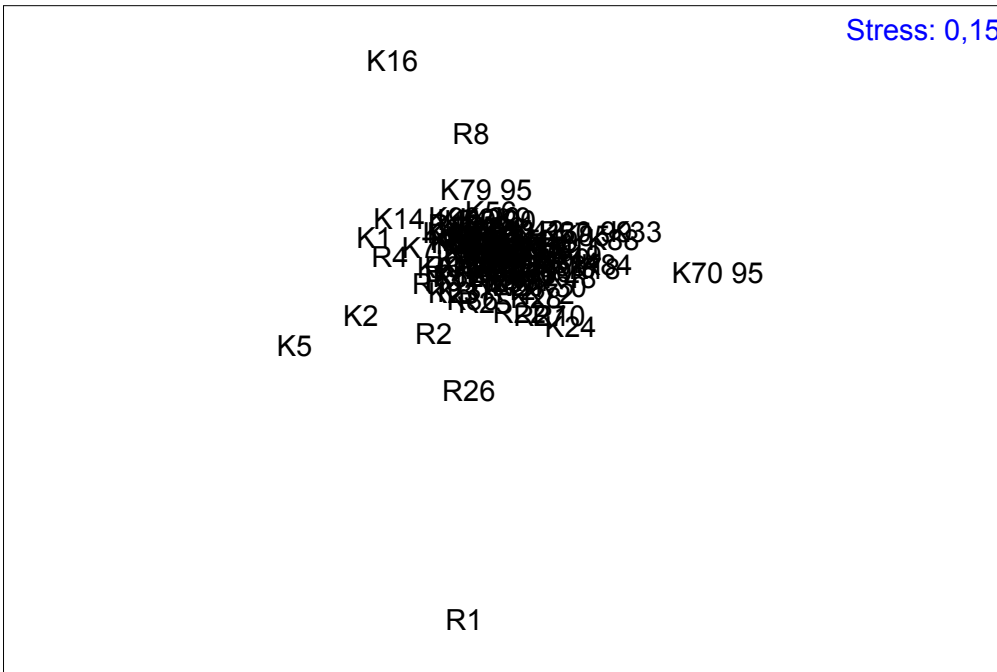
Vid både kontroll- och referenspunkter var östersjömussla vanligast förekommande. Föreningståliga mygglarver och glattmaskar förefaller ha en större spridning på kontrollpunkter jämfört med referenspunkter, och den nyligen invandrade rovborstmasken *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873) tycks vara vanligare vid kontrollpunkterna. Observera att data som ligger till grund för uppgifterna om artantal och spridning i stor utsträckning inte kan anses jämförbara, bl.a. eftersom antalet referenspunkter är väsentligt lägre än antalet kontrollpunkter (31 jämfört med 127), och eftersom lokalerna har olika hydromorfologisk karaktär och olika bottentyper. Blåmussla, östersjöhjärtmussla och sandmussla förekommer vanligen på hårbotten och/eller bottnar med större minerogent inslag. Att dessa arter har så stor spridning vid punkterna är ett tecken på att prover i stor utsträckning tagits på erosionsbottnar.

Tabell 9. Vanligast förekommande arter vid kontroll respektive referensstationer under perioden 1993-2003.

K andel (%)	Latinskt namn	Svenskt namn	R andel (%)	Latinskt namn	Svenskt namn
98	<i>Macoma baltica</i>	Östersjömussla	94	<i>Macoma baltica</i>	Östersjömussla
94	<i>Hydrobia</i> spp	Tusensnäckor	84	<i>Potamopyrgus jenkinsii</i>	Vandrarsnäcka
91	Chironomidae	Fjädermygglarv	81	Chironomidae	Fjädermygglarv
91	<i>Potamopyrgus jenkinsii</i>	Vandrarsnäcka	81	<i>Chironomus plumosus</i>	Mygglarv
83	<i>Oligochaeta</i>	Glattmaskar	81	<i>Hydrobia</i> spp	Tusensnäckor
82	<i>Chironomus plumosus</i>	Mygglarv	77	<i>Mytilus edulis</i>	Blåmussla
77	<i>Mytilus edulis</i>	Blåmussla	74	<i>Oligochaeta</i>	Glattmaskar
75	Ostracoda	Muskelkräfta	71	Ostracoda	Muskelkräfta
60	<i>Corophium volutator</i>	Slammärla	61	<i>Cerastoderma glaucum</i>	Östersjöhjärtmussla
59	<i>Cerastoderma glaucum</i>	Östersjöhjärtmussla	55	<i>Corophium volutator</i>	Slammärla
55	<i>Marenzelleria viridis</i>	Havsborstmask	55	<i>Monoporeia affinis</i>	Vitmärla
55	<i>Mya arenaria</i>	Sandmussla	52	<i>Mya arenaria</i>	Sandmussla

Skillnader och likheter i bottenfaunans artsammansättning illustreras med en MDS-plot över medianvärden för samtliga punkter och undersökningsår i figur 24. Faktorn stress, som anges i MDS-grafen, är ett mått på MDS-diagrammets tolkbarhet. Stress mindre än 0,05 anses ge en mycket bra representation utan förväntad feltolkning och stress mindre än 0,1 ger en bra representation utan förväntad feltolkning. Stress mindre än 0,2, som i figur 24, ger endast en potentiellt användbar bild och detaljer bör tolkas med stor försiktighet. Stress större än 0,3 indikerar att punkterna är mer eller mindre slumpmässigt placerade.

Huvuddelen av punkterna ligger väl samlade och uppvisar således i denna geografiskt sett heltäckande analys inga större skillnader i artsammansättning. Flera av de punkter som skiljer sig från mängden, bl.a. R1, R26, K5 och K2, tillhör område 1, Eckerö. För några av dessa punkter är det extremt låga artantal som i huvudsak förklarar spridningen, för andra handlar det snarare om att artsammansättningen skiljer sig från det vanliga. För punkt R1 är det en kombination av dessa båda faktorer – endast två arter påträffades och den mycket vanligt förekommande östersjömusslan saknades. Vid punkt 5 påträffades också endast två arter, men då östersjömussla var en av dessa, ligger punkten närmare ”medel” än R1.

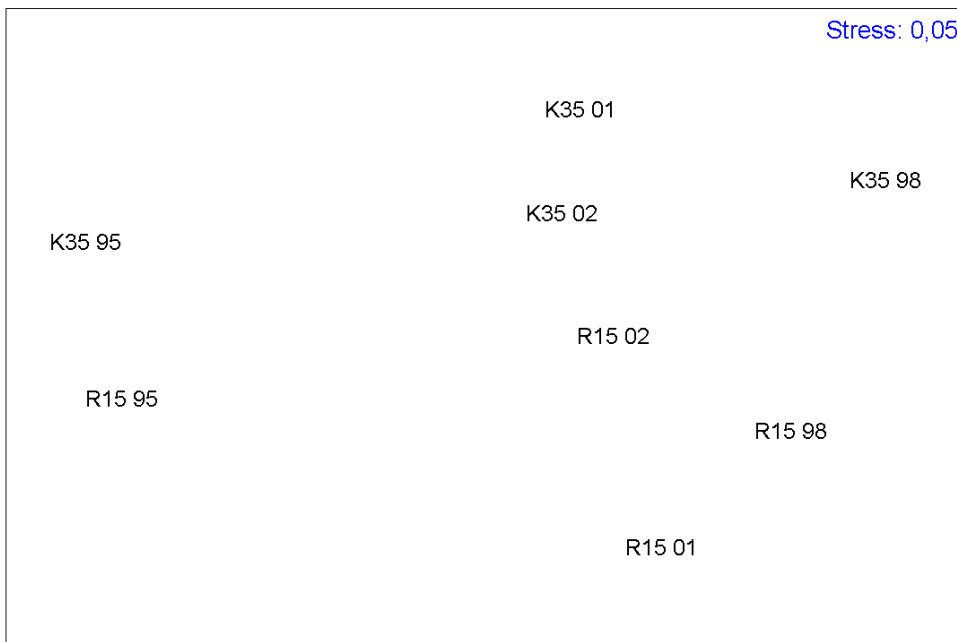


Figur 24. MDS-plot över medianvärden för bottenfaunans artsammansättning vid samtliga punkter och undersökningsår.

De urvalskriterier som tillämpats enligt ovan innebar att ett stort antal punkter exkluderades ur utvärderingen då de inte ansågs jämförbara med referenspunkten vad gäller hydromorfologisk karaktär, och/eller inte hade lämplig bottenkaraktär för bottenfaunaundersökningar av den aktuella typen. Rättvisande jämförelser vad gäller bottenfaunasamhällets utveckling över tiden vid kontrollpunkt kontra referens kan av den anledningen endast göras för fem punkter (35, 36, 37, 38 och 49 med referenspunkter R15, R15/16 respektive R18), tillhörande Ålands Fiskförädling AB Stenkil, Storgetösund och Seglinge Forell. Utöver detta kan jämförelser göras mellan kontroll och referens för enskilda år för ytterligare 16 punkter. Vad gäller denna typ av utvärdering hänvisar vi till de årliga utvärderingar som gjorts av data från miljökontrollprogrammet (OY Vesi-Hydro 1994-1996, Tulkki 1997-2002, Gustafsson 2003, 2004). Förekomsten av tidstrender vid enskilda punkter kan undersökas, lämpligen genom att välja ut punkter för vilka det finns data för tre eller fler år, och där samtliga prover tagits på ackumulations- eller transportbotten. Med ett sådant urval skulle en utvärdering omfatta 24 kontrollpunkter och tre referenspunkter (R15, R17 och R18). För ytterligare elva punkter finns data från mjukbotten för tre tillfällen, men eftersom det vid dessa punkter också tagits prover på erosionsbotten anser vi att positioneringen vid provtagning varit alltför osäker för att resultaten säkert ska kunna anses vara jämförbara. En analys av trender enligt ovan är värdefull för att beskriva den generella utvecklingen, men eftersom jämförbara referenspunkter saknas finns ingen möjlighet att bedöma fiskodlingarnas del i denna utveckling. Av den anledningen ingår inte någon sådan trendanalys i den aktuella utvärderingen, och de resultat som presenteras nedan gäller enbart de fem punkter som har jämförbara referenser.

MDS-analysen detekterade en spridning i datamaterialet för punkt 35 och 36. För övriga tre punkter (37, 48 och 49) kunde ingen spridning påvisas. MDS-plottar för de båda punkterna 35 och 36 med referenspunkt R15 visas i figur 25 och 26 för samtliga undersökningsår (1995, 1998, 2001 och 2002).

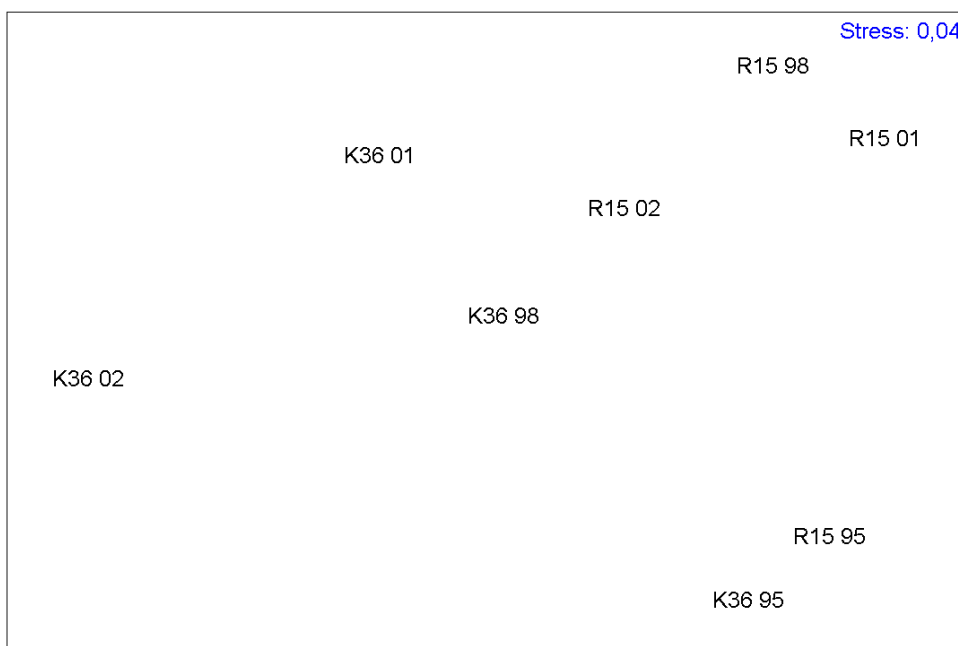
Vad gäller punkt 35 är det tänkbart att de positionsförändringar i horisontalled som figur 25 visar kan kopplas till naturliga mellanårsvariationer, eftersom de är likartade för kontroll och referens. Skillnader mellan kontroll och referens för enskilda år skulle i så fall indikeras i huvudsak av avståndet i vertikalled. Tolkningen blir då att artsammansättningen vid kontroll och referens tycks vara jämförbar 1995 och 2002 och att en skillnad finns mellan punkterna främst 2001. Även om det fanns en del skillnader i artsammansättning mellan kontroll och referens även 1995 och 2002 maskeras dessa i MDF-grafen av det faktum att skillnaderna var så mycket större 1998 och 2001. 1998 påträffades östersjömussla i mycket högre abundans vid kontrollen. Även tusensnäckor var vanligare vid kontrollen, medan musselkräftor förekom i mindre utsträckning än vid referensen. 2001 var abundansen av fjädermyggor högre vid kontrollen och förekomsten av östersjömussla, musselkräftor och vandrarsnäcka var lägre. Trots att syrgasmättnaden var mycket låg (10-20%) vid kontrollen 2002 tycks detta inte ha påverkat bottenfaunan annat än i mindre utsträckning.



Figur 25. MDS-plot för punkt 35 och referens R15.

Även för punkt 36 och R15 finns skillnader både mellan år och punkter, se figur 26. Vid det första undersökningstillfället 1995 tycks artsammansättningen varit likartad vid de båda punkterna. 1998 togs prov för punkt 36 på erosionsbotten, och detta resultat kan därför inte jämföras med de övriga. För 2001 och 2002 tyder grafen på att det dels skett en generell förändring av artsammansättningen, och dels att skillnaden i bottenfaunans sammansättning mellan kontroll och referens ökat. Det förra fenomenet kan sannolikt förklaras av naturliga mellanårsvariationer. 1995 var artsammansättningen vid punkt 36 och R15 likartad och skillnaderna visade sig bl.a. i form av något högre förekomst av fjädermygglarver och mindre

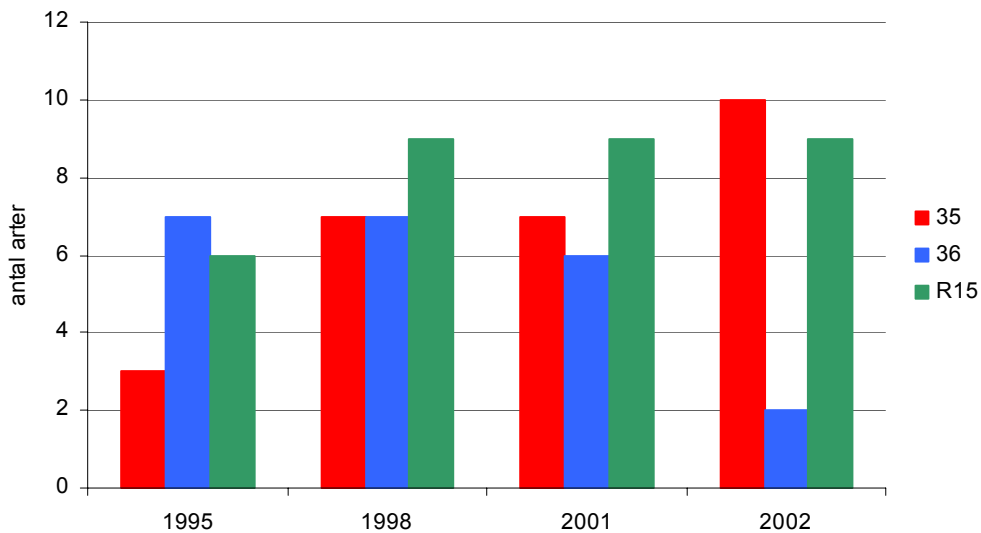
förekomst av östersjömussla vid kontrollpunkten. 2001 fanns betydligt fler fjädermygglarver vid kontrollen, samtidigt som skillnaden i abundans av östersjömussla ökat. Vandrarnäcka och musselkräftor förekom dessutom i betydligt högre abundanser vid referensen. 2002 hade situationen förändrats radikalt vid punkt 36 och endast fjädermygglarver påträffades. Även vid referenspunkten hade en del större förändringar ägt rum – bl.a. hade förekomsten av fjädermygglarver ökat medan östersjömussla, musselkräftor och vandrarnäcka minskat kraftigt. Förändringarna i artsammansättning främst för 2002 kan med stor sannolikhet kopplas till låg syrgasmättnad vid kontrollen (knappt 20%). Även vid referensen var syrgastillståndet försämrat, men mättnaden var betydligt högre än vid kontrollpunkten (ca 70%), och effekten på bottenfaunasamhället mindre uttalad.



Figur 26. MDS-plot för punkt 36 och referens R15.

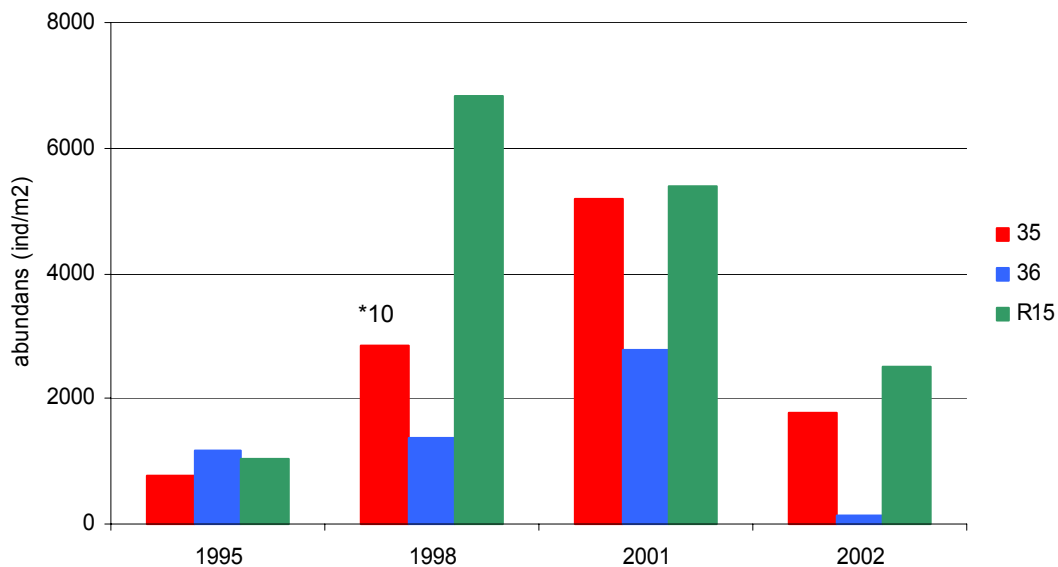
Ingen av de arter som för ovanstående punkter uppvisat förändringar i abundans är särskilt känslig för höga näringsbelastningar, hög förekomst av organiskt material och/eller låga syrgashalter, och de är därför inte några idealiska indikatorer på ett i denna bemärkelse försämrat miljötillstånd. Dock kan den generella avsaknaden av mer känsliga arter vid kontrollpunkterna och referensen vara tecken på ansträngda förhållanden.

Antalet arter vid punkterna 35, 36 och R15 visas för samtliga fyra undersökningsår i figur 27. Vid punkt 35 ökade antalet från tre arter 1995 till hela tio 2002. Vid punkt 36 låg artantalet kring 6 för de tre första åren, och minskade sedan till endast två 2002. Referenspunkten uppvisade minst variation av de tre punkterna och låg 1995 på sex arter för att sedan ligga på nio arter.



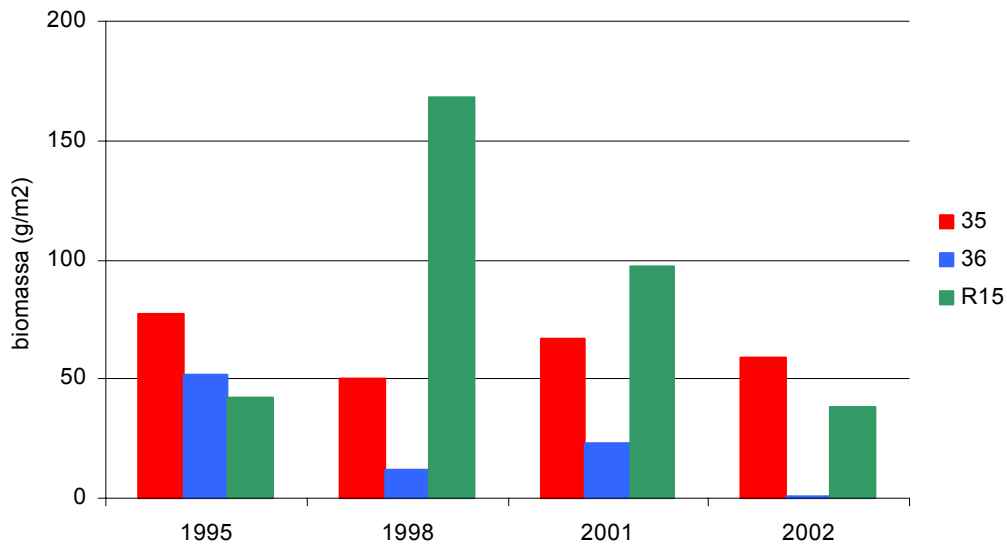
Figur 27. Artantal vid punkt 35, 36 och R15 åren 1995, 1998, 2001 och 2002.

Abundansen vid de tre punkterna visas i figur 28. Vid punkt 35 varierade abundansen mycket kraftigt mellan knappt 800 och drygt 28 000 ind/m². Den extremt höga abundansen 1998 beror på att små östersjömusslor, i en abundans av ca 25 000 ind/m², koloniserat lokalen. Punkt 36 uppvisade mindre abundanser, undantaget 1995, och mindre variation. Det senaste undersökningsåret var abundansen mycket låg. Referenspunkten uppvisade en tämligen stor variation i intervallet ca 1 000-7 000 ind/m².



Figur 28. Abundans (ind/m²) vid punkt 35, 36 och R15 åren 1995, 1998, 2001 och 2002. Observera att abundansen för punkt 35 år 1998 var en tiopotens högre än vad som framgår av figuren, alltså drygt 28 000 ind/m².

Biomassan vid punkt 35 låg på en jämn och hög nivå, se figur 29. Punkt 36 uppvisade större variation, och för de tre senaste åren biomassor som får betraktas som låga. 2002 var biomassan mycket låg, liksom artantalet och abundansen. Vid referensen varierade biomassan så till vida att den var ca tre respektive två gånger så hög 1998 och 2001 jämfört med övriga år. Den höga biomassan 1998 hänger samman med höga förekomster av östersjömussla.



Figur 29. Biomassa (g/m^2) vid punkt 35, 36 och R15 åren 1995, 1998, 2001 och 2002.

Sammantaget visar resultaten att bottenfaunasamhället huvudsakligen utgjordes av tåliga arter vid såväl kontroller och referens. Punkt 35 uppvisade en skillnad gentemot referensen vad gäller artsammansättning 1998 och 2001, och abundans 1998. För punkt 36 fanns de tydligaste skillnaderna i artsammansättning för 2001 och 2002. 2002 skiljde sig också artantal, abundans och biomassa kraftigt från referensen. Slutsatsen är att punkt 36 uppvisar de största skillnaderna gentemot referensen, och att bottenfaunasamhället här tycks vara stört av fiskodlingsverksamheten. Mellanårsvariationerna var stora men för punkt 36 indikerar resultaten en försämring över åren. Punkt 35 uppvisar mindre skillnader mot referensen, och här är det osäkert om någon lokal påverkan kan påvisas.

Sambandet mellan bottenfaunasamhällets artrikedom, totalbiomassa och diversitet (mångformighet, mätt som Shannon's diversitetsindex) och effektvariabler, belastning respektive omgivningsbeskrivande parametrar visas i tabell 10. Tydligast var sambanden med syrgasmättnad och djup som var positivt respektive negativt korrelerade till samtliga tre bottenfaunavariabler. En långtidsstudie av bottenfaunas utveckling i den åländska skärgården där data från 1973, 1989 och 2000 jämförts visade att bottenfaunas sammansättning i huvudsak reglerades av djup, syrgashalt, totalfosforhalt och salinitet (Perus, Liljeqvist & Bonsdorff 2001). Utöver detta är förmodligen sedimentets halt av organiskt material en viktig styrande variabel, men detta kunde inte testas. Undersökningen visade också att artantalet vanligen var högre och abundans och biomassa lägre 2000 jämfört med 1989.

Tabell 10. Sambandet mellan bottenfaunasamhällets diversitet och effektvariabler, belastning respektive omgivningsbeskrivande parametrar visas som korrelationskoefficient (r). Statistiskt signifikanta samband ($p < 0,05$) markeras med fet text.

		Antal arter	Totalbiomassa	Diversitet
Effektvariabler	Syrgas	0.41	0.38	0.31
	Chl	-0.23	-0.20	-0.17
	TP	-0.13	-0.05	0.04
	TN	-0.12	-0.10	0.07
	NH4	-0.22	-0.09	0.01
	Sikt	0.05	-0.02	-0.17
Belastning	P	-0.15	-0.07	-0.01
	N	-0.13	-0.06	0.03
Omgivningsbeskrivande parametrar	Djup	-0.28	-0.25	-0.40
	Ea	-0.11	-0.21	-0.03
	Exp	0.03	-0.20	0.04

Sammanfattande diskussion

Som utvärderingen visar är risken för lokala effekter av fiskodlingsverksamhet större då odlingarna är belägna i skyddade områden än för öppet belägna odlingar. Bl.a. innebär det en större risk för påverkan på bottenfaunasamhället, och också att förutsättningarna för återhämtning om verksamheten avslutas är sämre (Kraufvelin m.fl. 2001). Bidraget till den regionala övergödningen torde dock bli mindre från dessa skyddade odlingar, eftersom skärgårdarna fungerar som filter mot det öppna havet. Från de odlingar som är öppet belägna, och där den lokala effekten av näringsläckage är försumbar eller mycket liten, bidrar näringsbelastningen till den regionala övergödningprocessen. Att man i ett kontrollprogram som det aktuella inte kan mäta effekten av en fiskodling ska inte tolkas som att odlingen inte orsakar någon miljöpåverkan, utan som att den lokala miljöpåverkan sannolikt är liten.

Under senare år har det framgått att mängden näringsämnen i Egentliga Östersjöns vattenmassa kan uppvisa mycket stor variation som inte kan kopplas till den externa belastningssituationen. Variationerna har istället samband med klimatdrivna förändringar i den biogeokemiska omsättningen av näringsämnen i havet. Trots att den externa belastningen har varit relativt konstant under de senaste decennierna har fosforhalterna ökat i Egentliga Östersjön, speciellt i bottenvattnet (Naturvårdsverket 2003). Detta förklaras av en ökad fosforfrigörelse från sedimenten, s.k. internbelastning, under syrgasfria förhållanden. De ökade temperaturerna i Östersjön (Fonselius & Valderrama 2003), sannolikt till följd av den globala uppvärmningen, orsakar förmodligen en ökad nedbrytningstakt av organiska fosforföreningar i sedimenten (Ahlgren m.fl. 2006). Detta leder till ökad omsättning av näringsämnen och större syrgastäring i sedimenten, vilket i sin tur kan leda till syrgasbrist med bl.a. ökat fosforläckage som följd.

Vad gäller kväve visar beräkningar att kvävefixeringen i Östersjön tidigare har underskattats och nu uppskattas vara av samma storleksordning som det totala antropogena bidraget till havet (Naturvårdsverket 2003). Även omfattningen av denitrifikation i Östersjön, den naturliga kväverening varigenom nitrat omvandlas till kvävgas, har underskattats (Naturvårdsverket 2003). Det kan mycket väl vara så att kvävetillgången i Östersjön huvudsakligen regleras genom de två ovan beskrivna processerna, snarare än genom den externa kvävebelastningen. Dessa processer som inte kan relateras till den nuvarande belastningssituationen, förklarar förmodligen till stor del att övergödningsrelaterade parametrar, främst totalkväve, visar på ökande trender vid flera av referensstationerna i miljökontrollprogrammet.

Även mot bakgrund av den stora betydelse dessa icke externbelastningsrelaterade processer har, råder en allmän samsyn om att fosfortillförseln skall minimeras för att man på sikt ska kunna bromsa och vända övergödningsprocessen i Egentliga Östersjön (Boesch m.fl. 2005). Tillgången på fosfor (fosfat) styr bl.a. förekomsten av kvävefixerande cyanobakterier som ger upphov till algbloomningar under sommaren. Modelleringar av åtgärder för att motverka övergödningsprocessen av Östersjön tyder också på att en fokusering på fosforreduktion ger den bästa effekten bl.a. med avseende på cyanobakterieblomningar (Neumann & Schernewski 2005).

Enligt en fosforbudget för Åland (Ålands landskapsregering, opublicerat material) var den totala fosforbelastningen till havet, inklusive atmosfärisk deposition, i genomsnitt 86 ton per år för åren 2000-2004. Budgeten omfattar dock inte fosforinflöden från närliggande vattenområden, en faktor som ofta är av mycket stor betydelse (Håkansson 1999). Av de mängder som redovisas i budgeten kom 29 ton, motsvarande 33%, från fiskodlingsverksamhet. Fosforbudgetar för akvatiska system baseras precis som denna så gott som alltid på totala mängder och flöden av fosfor, trots att endast den andel av fosfor som är, eller som med tiden kommer att bli, tillgänglig för primärproduktion är intressant ur övergödningsynpunkt. Fosfor som är hårt bundet i t.ex. mineralpartiklar är inert och kommer inte ha några ekologiska effekter. För att kunna uppskatta de ekologiska effekterna av en fosforbelastning är det således önskvärdt att kvantifiera andelen fosfor som kommer att bidra till primärproduktionen. En undersökning från slutet av 90-talet redovisar att ca 27% av fosforbelastningen från en fiskodling föreligger i tillgänglig form (Johansson m. fl. 1998). Om foderspillet från fiskodlingarna kan betraktas som försumbart jämfört med fekalieproduktionen ingår de 29 ton fosfor som redovisas i budgeten i fiskfekalier. Analyser visar att ca 12% av det totala fosforinnehållet i fiskfekalier är mobiliserbart, d.v.s. kan frigöras i form av fosfat direkt eller då fekalierna nedbryts i sedimenten (Gustavsson 2003). Efter ett antal års deposition av fekalier på sedimenten kommer alltså fosfatfrigörelsen från dessa motsvara 12% av bruttodepositionen av fosfor i fiskfekalier, vilket motsvarar drygt 3 ton fosfat per år från samtliga odlingar. Tyvärr saknas uppgifter för att på motsvarande sätt uppskatta den ekologiskt intressanta andelen fosfor från övriga källor, och det är därför inte möjligt att göra rättvisande jämförelser av de olika källornas betydelse. Hur förhåller sig då dessa beräknade 3 ton fosfat, alternativt 29 ton fosfor, årligen från fiskodlingarna i relation till övriga fosforkällor till Skärgårdshavet? HELCOM (2005) redovisar ett totalt fosforbidrag till Skärgårdshavet år 2000 på 815 ton. Av denna tillförsel var 88 ton naturlig bakgrundtillförsel, 723 ton diffusa förluster till vilka belastning från fiskodlingar räknades, och 4 ton fosfor beräknades komma från punktkällor. Tidigare beräkningar indikerar att fosforinflödet till Skärgårdshavet från utanför liggande områden utgör ca 50% av det totala inflödet, medan belastning från fiskodlingar

svarar för ca 8% (Helminen 1998). Sett i relation till Egenliga Östersjön är bidraget från fiskodlingar mycket litet (Gyllenhammar & Håkanson 2005).

Utvärdering av kontrollprogram

De synpunkter som här framförs baseras huvudsakligen på den aktuella utvärderingen samt i mindre utsträckning på andra rapporter som behandlar fiskodlingarnas miljöpåverkan (bl.a. Appelgren & Mattila 2002) och ett tidigare förslag till revidering av kontrollprogrammet (Mehtonen 2000).

Som påpekats i det tidigare revideringsförslaget (Mehtonen 2000) är det nödvändigt att finna referenspunkter som är likvärdiga med kontrollpunkterna vad gäller morfologisk karaktär och för bottenfauna också vad gäller bottenförhållanden för att det ska vara möjligt att göra rättvisande jämförelser punkterna emellan. Det är också viktigt att punkterna ligger i samma geografiska område, då vissa områden är generellt mer eutrofieringspåverkade än andra (Appelgren & Mattila 2002). För att det ska vara möjligt att påvisa fiskodlingarnas påverkan på miljökvaliteten är det vidare nödvändigt att klartlägga och kvantifiera övriga lokala belastningskällor. Dessa källor kan vara landbaserade - enskilda avlopp, avloppsreningsverk, industrier, dagvatten, diffust läckage kopplat till markanvändning exempelvis jordbruk etc. - eller uppträda i vattenmiljön - färjelägen, hamnar och farleder som ger uppvällning av näringsrikt bottenvatten etc.

Den miljöpåverkan fiskodlingar medför kan betraktas på olika geografiska och effektmässiga nivåer. I de fall odlingarna är lokaliserade till öppna lägen med hög vattenomsättning är det som den aktuella utvärderingen visar i många fall svårt att mäta någon effekt av odlingens miljöbelastning. Hög vattenomsättning och ofta komplicerade och svåröversägliga strömförhållanden innebär att utspädningseffekten är stor och att det är svårt att veta vilket vatten man provtar från gång till gång. Möjligheterna att med vattenkemiska och –fysikaliska undersökningar påvisa en lokal effekt av en öppet belägen odling är därför små. Med en hög exponeringsgrad och lång fetch (stryklängd, den distans vågor kan byggas upp över) följer också en djupgående våg- och strömpåverkan. Det medför att bottarna i sådana lägen tenderar att vara av erosion- eller transportkaraktär, och att syretärande organiskt material från odlingen kontinuerligt förs bort från området. Det kan därför också vara svårt att konstatera någon lokal eutrofieringseffekt genom undersökningar av sediment och bottenfauna.

I motsats till vad som ovan sagts om odlingar i öppna lägen är möjligheterna att påvisa effekter av fiskodlingsverksamhet oftast goda i skyddade och instängda områden. Vattenomsättningen är liten vilket ger en liten utspädningseffekt, och det skyddade läget innebär att organiskt material ackumuleras på botten nära odlingen. Det senare gäller särskilt för trösklade vikar. I de skyddade områdena är det ofta möjligt att mäta påverkan både genom undersökningar av vattenkemiska- och fysikaliska variabler, sediment, bottenfauna och perifyton. Förluster av näringsämnen och organiskt material från fiskodlingar bidrar i dessa lägen framförallt till lokala övergödningseffekter, och i mindre utsträckning till den storskaliga eutrofieringen.

Mot bakgrund av resonemanget om odlingarnas påverkan och svårigheten att mäta effekter i exponerade lägen anser vi att det kan vara motiverat att överväga en tämligen radikal förändring i kontrollprogrammets utformning. Förslaget innebär att de odlingar som är belägna i öppna lägen exkluderas från kontrollprogrammet, och att man istället lägger resurserna på en mer heltäckande och kvalitativ övervakning av de odlingar som ligger mer skyddat till, och där man kan förvänta sig att en lokal eutrofieringseffekt kan påvisas. Samtliga odlingsföretag bekostar då gemensamt övervakningen vid dessa utvalda odlingar. Bedömningen av vilka odlingar som bör ingå i programmet baseras lämpligen på utfallet av denna utvärdering, modellering av ökningen av fosforhalt vid odlingar (Nordvarg m.fl. 2000) och resultat av tidigare utvärderingar av fiskodlingarnas miljöpåverkan (OY Vesi-hydro AB 1994-1996, Tulkki 1997-2002, Appelgren & Mattila 2002, Gustafsson 2003, 2004). För de odlingar som utvalts för kontrollprogrammet bör man enligt ovan kartlägga och kvantifiera övriga lokala belastningskällor. För att medge rättvisande bedömningar av odlingens påverkan är det också enligt ovan nödvändigt att definiera lämpliga referenspunkter med motsvarande morfologisk karaktär, jämförbart geografiskt läge och motsvarande belastningsnivå, naturligtvis fiskodlingen undantagen. Kontrollprogrammet för de utvalda punkterna utformas lämpligen i stort som det nuvarande. För att förbättra möjligheterna till en korrekt bedömning av påverkan och tillstånd anser vi dock att programmet bör förändras och utökas i vissa avseenden.

Dagens kontrollprogram omfattar endast regelmässig temperaturregistrering av bottennära vatten. Genom att registrera hela temperatur- och syrgasprofiler vid varje mätillfälle erhålls värdefull information om vattenmassans eventuella temperaturskiktningar. Eftersom en stabil skiktning ofta utgör en viktig del av förklaringen till uppkomsten av förhöjda närsaltshalter vid botten, låga bottensyrgashalter och artfattiga bottenfaunasamhällen blir tolkningen av miljötillståndet säkrare med kännedom om vattnets temperaturprofil. Vid åtminstone de djupare stationerna bör också saliniteten mätas eftersom denna kan vara en viktig styrande faktor vad gäller bottenfaunans sammansättning (Perus, Liljeqvist & Bonsdorff 2001).

En variabel som sedan 2002 ingår i kontrollprogrammet för fiskodlingarna är perifytonbiomassa. Metoden innebär att perifyton tillåts växa på artificiella substrat vilka exponeras vid kontroll- och referenspunkter under två veckor, varefter biomassan mäts som klorofyllhalt. Denna metod och variabel har visat sig fungera bra som eutrofieringsindikator (Mattila & Räsänen 1998) och tycks i flera fall ha fångat upp effekten av belastning från fiskodlingar där andra metoder misslyckats med detsamma (Gustafsson 2003, 2004). Vi rekommenderar därför att denna variabel även fortsättningsvis ingår i programmet.

Bottenfaunasamhället uppvisar ofta relativt stora naturliga mellanårsvariationer, och årliga undersökningar rekommenderas därför för att öka tolkningssäkerheten av resultaten och därmed nyttan av undersökningarna. Med tätare provtagning ökar chanserna att upptäcka en trend på ett tidigt stadium. Årlig provtagning vid samtliga i kontrollprogrammet ingående punkter medger också i högre utsträckning jämförelser mellan odlingarna. I de fall man av kostnadsskäl tvingas begränsa antalet provtagningar torde det vara bättre att utföra bottenfaunaundersökning under tre på varandra följande år och sedan upprepa denna undersökning efter ett antal år, än att som nu göra undersökningar löpande vart tredje år. Det förra angreppssättet bör öka möjligheten att särskilja effekten av naturliga mellanårsvariationer från belastningspåverkan. Vanligen genomförs bottenfaunaundersökningar som den aktuella under tidig vår

och denna tidpunkt rekommenderas också inom HELCOM:s övervakningsprogram (HELCOM 2001). Fördelen med att välja denna tidpunkt är att de resultat man erhåller i större utsträckning är jämförbara med resultat från andra områden i Östersjön; nackdelen är man genom att byta tidpunkt för provtagning inte längre kan jämföra data med de resultat som kontrollprogrammet genererat hittills och att man därmed bryter denna tidsserie. Av samma anledning bör man överväga om man ska övergå från provtagning med Ekmanhuggare till van Veen-huggare. Som tidigare nämnts bör prover enbart tas på transport- eller ackumulationsbotten, och inte erosionsbotten. Vid flera av de punkter som undersökts 1993-2003 varierar bottenstratet på ett sätt som gör att man måste misstänka att proverna inte tagits på samma lokal från år till år. Eftersom skärgårdens hypsografi (motsvarighet till topografi) ofta är komplicerad och mycket varierad kan även mindre felpositioneringar lätt medföra att prover tas på fel ställe. För att undvika detta anser vi GPS-positionering och användning av ekolod är ett krav i provtagningsarbetet. Om man anser det nödvändigt att minska kostnaden för bottenfaunaundersökningarna anser vi att det bäst sker genom att utesluta analys av östersjömusslans storleksfördelning. Uppgifterna kan användas för att indikera miljöstörningar (Bonsdorff m. fl. 1992) och för att förklara skillnader i biomassa. Tolkningen av data kan dock i det förra fallet vara svåra då mellanårsvariationerna ofta är stora, och fördelningen påverkas av både naturliga och antropogena faktorer.

I grunda, skyddade områden kan belastningen från en fiskodling leda till förhöjda abundanser och biomassor av bottenfauna. Samhällena kan dock vara mycket artrika. Här orsakar fiskodlingen bevisligen en lokal eutrofieringseffekt, men en effekt som inte nödvändigtvis är att betrakta som negativ. På motsvarande sätt kan en ökad näringstillgång leda till ökad produktion och fångst av vild fisk. Eftersom övergödningen ofta medför en förändring mot ett karpfiskdominerat samhälle, och en minskad förekomst av ekologiskt och ekonomiskt viktiga arter som abborre och gädda (Elmgren 1984) är nettoeffekten vanligen att betrakta som negativ. Minskat siktdjup och ökad näringstillgång kan också medföra oomtvistligt negativa eutrofieringseffekter i vegetationssamhället i form av minskad djuputbredning och ökad förekomst och andel av fintrådiga alger. Vi föreslår därför att kontrollprogrammet kompletteras med inventeringar av den fastsittande vegetationen, förslagsvis enligt den metod som beskrivits av bl.a. Kautsky (1995). Med detta upplägg ökar andelen ekologisk övervakning i kontrollprogrammet, vilket ligger i linje med EU's vattendirektiv. En fördel med analys av biologiska matriser som bottenfauna, fastsittande vegetation och påväxtalger är att de återspeglar påverkan över en längre tid till skillnad från den ögonblicksbild som resultat från vattenundersökningar visar.

Slutligen är det av stor vikt att mätosäkerhet och detektionsgränser för de vattenkemiska variabler som ingår i kontrollprogrammet är kända. För det datamaterial som nu utvärderats saknas dessa uppgifter.

Referenser

- Ahlgren, J., K. Reitzel, L. Tranvik, A. Gogoll & E. Rydin. 2006. Degradation of organic phosphorus compounds in anoxic Baltic Proper sediments; A ³¹P-NMR study. *Limnology and Oceanography*, accepted.
- Appelgren, K. & J. Mattila. 2002. Framtagande av vattenkvalitetsnormer för den åländska skärgården. Rapport från Husö biologiska station, 31.7. 2002.
- Bonsdorff, E., K. Aarnio, A. Lindell & E. Sandberg. 1992. Långstidsförändringar i åländska skärgårdsvatten – en jämförelse av bottenfaunan 1972-90. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 68: 1-9.
- Elmgren, R. 1984. Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea. *Rapports et Procés-Verbeaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, vol 183, pp 152-169.
- Enell, M. 1995. Environmental impact of nutrients from Nordic fish farming. *Wat. Sci. Tech*, 31 (10), pp 61-71.
- Field, J. G., K.R. Clarke & R.M. Warwick. 1982. A practical strategy for analysing multi-species distribution patterns. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8:37-52
- Gustafsson, A. 2003. Utvärdering av resultat av miljökontrollprogram för åländska fiskodlingar 2002. Avsnitt ur rapport från Ålands fiskodlarförening. *Naturvatten Rapport* 2003: 14.
- Gustafsson, A. 2004. Utvärdering av resultat av miljökontrollprogram för åländska fiskodlingar 2003. Avsnitt ur rapport från Ålands fiskodlarförening. *Naturvatten Rapport* 2004: 5.
- Gustafsson, A. 2003. Fosfor i regnbågslaxens foder och fekalier. Rapport från *Naturvatten i Roslagen AB*, 2003:19.
- Gustafsson, A. 2004. Utvärdering av resultat av miljökontrollprogram för åländska fiskodlingar 2003. Avsnitt ur rapport från Ålands fiskodlarförening. *Naturvatten Rapport* 2004: 5.
- Gyllenhammar, A. & L. Håkanson. 2005. Environmental consequence analyses of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from the Baltic – a review. *Marine Environmental Research* 60, pp 211-243.
- HELCOM. 2001. Manual for marine monitoring in the combine program of HELCOM. Uppdaterad 2003.
- HELCOM. 2005. Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000. *Balt. Sea Environ. Proc.* No 100.
- Håkanson, L., I. Kulinski & H. Kvarnäs. 1984. Vattendynamik och bottendynamik i kustzonen. *Naturvårdsverket PM* 1905, Solna, 228 p.

Håkanson, L. 1999. Water pollution – methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems. Backhuys Publishers, 299 p.

Johansson, T., L. Håkanson, K. Borum & J. Persson. 1998. Direct flows of phosphorus and suspended matter from a fish farm to the wild fish in Lake Southern Bullaren, Sweden. *Aquacultural Engineering* 17, pp 111-137.

Kautsky, H. 1995. Ecological monitoring of structural changes of phytobenthic plant and animal communities: the importance of structural changes and how to monitor them. Mimeograph. Institutionen för systemekologi, Stockholms universitet.

Kautsky, L. 1995. Life in the Baltic Sea. The Baltic University, Uppsala Universitet. 37 p.

Kraufvelin, P., B. Sinisalo, E. Leppäkoski, J. Mattila & E. Bonsdorff. 2001. Changes in zoobenthic community structure after pollution abatement from fish farms in the Archipelago Sea (N. Baltic Sea). *Marine Environmental Research* 51, pp 229-245.

Mattila, J. & R. Räsänen. 1998. Periphyton growth as an indicator of eutrophication; an experimental approach. *Hydrobiologia* 377:15-23.

Mehtonen, J. 2000. Förslag till det reviderade miljökontrollprogrammet för fiskodlingen på Åland. Rapport från Husö biologiska station.

Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – kust och hav. Naturvårdsverket Rapport 4914.

Naturvårdsverket. 2003. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet: Ingen övergödning. Naturvårdsverket Rapport 5319.

Neumann, T. & G. Schernewski. 2005. An ecological model evaluation of two nutrient abatement strategies for the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 56, pp 195-206.

OY Vesi-hydro AB. 1994. Gemensam kontroll av fiskodlingarnas inverkan på havsområdet i Åland 1993.

OY Vesi-hydro AB. 1995. Gemensam kontroll av fiskodlingarnas inverkan på havsområdet i Åland 1994.

OY Vesi-hydro AB. 1996. Gemensam kontroll av fiskodlingarnas inverkan på havsområdet i Åland 1995.

Perus, J., J. Liljekvist & E. Bonsdorff. 2001. Långtidsstudie av bottenfaunans utveckling i den åländska skärgården – en jämförelse mellan åren 1973, 1989 och 2000. Forskningsrapporter från Husö biologiska station, No 103.

Pilesjö, P., J. Persson & L. Håkanson. 1991. Digital bathymetric information for calculation of morphometrical parameters and surface water retention time for coastal areas. SNV, No. 3916, Solna, Sweden.

Tulkki, P. 1997. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 1996.

Tulkki, P. 1998. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 1997.

Tulkki, P. 1999. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 1998.

Tulkki, P. 2000. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 1999.

Tulkki, P. 2001. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 2000.

Tulkki, P. 2002. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 2001.

Bilaga 1. Kontroll och referenspunkter i de åländska fiskodlingarnas miljökontrollprogram 1993-2003.

Område 1

Käringsunds Fisk Ab

Utgörs av två separata odlingar, en vid Vänskär, Eckerö och en annan vid Främstö, Eckerö, och består av provpunkterna 1, 2 (Främstö) och 3, 4 (Vänskär) samt referenspunkter R1 (Främstö) och R2 (Vänskär). Ref.punkt R26 infördes 1994 och är i första hand referens till punkt 1 och 2, men enligt miljökontrollen 1998-99 även till punkt 3 och 4. Odlingen har tidigare gått under namnet Husfjärdens Fisk Ab (med samma odlingar och provpunkter), men bytte till nuvarande 1997.

Marsunds Fiskodling

Låg 1993-96 väster om Fågelö i Marsund med punkterna 9 och 10 norr och söder om odlingen. Ref.punkt R5 låg strax norr om Kappalö i södra Marsund. 1998 flyttade odlingen och kontrollpunkterna till område 2, mellan Storgrund och Mellangrund sydväst om Finbo. R5 ligger sedan 1998 söder om Finbos sydspets i område 2.

Storfjärdens Fisk Ab

Består av två separata odlingar. Den ena (Storfjärden) är och har alltid varit belägen i Storfjärden i nordvästra Eckerö med kontrollpunkterna 5 och 6 samt referenspunkt R3, men fr.o.m. 2002 är R3 utbytt mot R48. Den andra (Midfjärdgrund) startade 1998 och ligger ute till havs öster om Eckerö. Kontrollpunkterna är 94 och 95, ref.punkt är R34 Töllingarna.

Område 2

ÅF Andersö (Solvik Fisk, Diamond Fish)

Fiskodlingen upphörde efter 2001, men låg tidigare i Snäcköfjärden, öster om Andersö i Geta. Provpunkterna var nr 7 och 8, ref.punkt R4 Gumholm. Gick 93-97 under namnet Solvik Fisk, 98-00 under namnet Diamond Fish.

Område 3

Ålands Forell Ab

Belägen i Västerfjärden söder om Bergö med kontrollpunkter 15 och 16. Åren 1993-96 fanns två ref.punkter, R6 och R7, men 97-01 enbart R6. Fr.o.m. 2002 är R38 Östra Brännskär ref.punkt.

ÅF Bergö (Tirris Fisk)

Ligger i sundet mellan Nåtö och Bergö med kontrollpunkterna 13 och 14. Referenspunkt var fram till 2001 R8 Brännskär, men fr.o.m. 2002 R38 Östra Brännskär.

ÅF Nåtö (Tirris Fisk)

Ligger mellan Nåtö och Yttre Kalvskär med kontrollpunkterna 11 och 12. Fram till 2001 var R7 referenspunkt. Fr.o.m. 2002 fungerar R53 Rödhamn som ref.punkt.

Område 4

ÅF Vårdö (Vårdö Lax Ab)

Har funnits på samma plats sedan 1993 och består av punkterna 21 och 22. 1993-96 var R10 ref.punkt, men byttes 1997 till R9. Kontrollpunkt 21 låg från 1993 till 1995 i närheten av nuvarande punkt R9, men flyttade 1996 till sin nuvarande plats närmare odlingen.

ÅF Långnäs (Långnäs Lax)

Odlingen har legat på samma plats sedan 1993 med kontrollpunkterna 19 och 20 samt referenspunkt R10.

ÅF Ängösund (Ängösunds Forell)

Odlingen ligger norr om ÅF Långnäs och har legat på samma plats sedan 1993 med kontrollpunkterna 17 och 18 samt referenspunkt R10.

Område 5

Rönnäs Fiskodling & Flisö Fisk

Dessa odlingar består av en yttre och en inre odling med samma kontrollpunkter för både Rönnäs och Flisö. 28, 29 och 30 ligger i närheten av de yttre odlingarna, 31 och 32 vid de inre. Referenspunkt är R12 (1993-2001). Sedan 2003 är R40 referens till punkt 28, 30 och 31, medan R39 är referens till punkt 29 och 32.

ÅF Demantskär (Bråttö Ab)

R11 låg från 1993 –1995 strax söder om Skinnarskär, belägen nordost om själva fiskodlingen. 1996 flyttades R11 till en punkt väster om Sommarö, Föglö men låg mellan 1997 och 2001 strax norr om Björkör. Därefter togs punkten bort och fr.o.m. 2003 är R39 ÅF Demantskärs referenspunkt, vilken ligger ca 2,5 km öster om odlingen, dock lite sydost om gamla punkt R11 från 93-95. Kontrollpunkterna har alltså sedan 93 varit nr 23 och 24.

ÅF Hässlöfjärden (Degerösunds Forell)

Ligger i Hässlöfjärden nordväst om Degerö. Provpunkterna utgörs av nr 98 och 99 samt referens R36 Överö (2000 och 2001) och R55 Nötö (2003). Under åren 2000 och 2001 gick odlingen under namnet Degerösunds Forell, som tidigare legat på annan plats – se Degersunds Forell.

ÅF Rödsjär (Bråttö Ab, Bråttöby)

1993-96 låg odlingen innanför Rödsjär och punkterna bestod av 25, 26, 27 och ref.punkt R12 (samma som Flisö & Rönnäs). 1997 infördes en odling utanför Rödsjär med provpunkterna 90 och 91, samtidigt som punkt 27 togs bort. 1999 avlägsnades även punkt 26. Punkt 25 fungerar som kontroll åt odlingens originalplats (vinterläge), medan 90 och 91 är kontroller åt yttre lokalen (sommarsläge). Sedan 2003 fungerar R40 som referenspunkt.

Område 6

Degersunds Forell

Belägen i Degerösundet vid bron med kontrollpunkterna 33 och 34. Referenspunkten R14 finns i Bofjärd vid Brändö bro. Upphörde sin verksamhet på denna plats 1998. Gick under perioden 96-98 under namnet Degerösunds Forell. Hittas fr.o.m. 2000 på annan plats – se ÅF Hässlöfjärden.

ÅF Klåvskär (Tirris Fisk)

Belägen nordväst om Klåvskär i Föglö sydöstra skärgård. Inledde sin verksamhet 1996 under Tirris Fisks regi, men går sedan 1998 under nuvarande namn. Har kontrollpunkterna 88 och 89 samt ref.punkt R28 (1996-2001). 2002 användes R41 Alskär som referens.

ÅF Stenkil (Tirris Fisk, Föglö)

Ligger vid Landholmsudden i östra Kyrksundet, Föglö. Punkterna är 35, 36 och 37 samt referens R15 Malklobb, belägen i Granöfjärden, öster om fiskodlingen.

ÅF Storgetösund (Tirris Fisk)

Utgörs av två separata odlingar (I och II) i östra Föglö, där den första ligger norr om Sviö, med kontrollpunkterna 38 och 39. Den senare ligger norr om Egloskär, med kontrollpunkterna 40 och 41. 1993-95 var R15 Malklobb ref. punkt, samma som ÅF Stenkil. 1996 framåt är R16 Kråvskär referenspunkt.

Område 7

Enklinge Forell Ab, Enklobb

Ligger innanför Ängholm på Enklinges östra sida. Kontrollpunkter har sedan 1993 varit nr 53 och 54. Referens 1993-97 var R17, 1998-01 R30 och slutligen 2002 R43. År 1994 och 1995 anges även R19 och R27 som referenspunkter.

Enklinge Forell, Näbbskärs Lax

Belägen i Näbbskärsfjärden väster om Schåmans Forell. Har enbart en kontroll- och referenspunkt, 79 och R18 (1994-95 även R27). Inledde och avslutade sin verksamhet 1994 respektive 2000. Gick 99-00 under namnet Enklinge Forell, Näbbskär. Schåmans Forell och dess provpunkt 57 ligger på ett avstånd av knappt 700 m.

Enklinge Forell, Kumlinge (Kumlinge Frys)

Belägen ett kort stycke väster om Enäs fiskodling. 1993-1995 utgjordes provpunkterna av 43, 44, 45 och R17 samt även R19 och R27 år 1994 och 95. Därefter, 1996 och framåt, är kontrollpunkterna 43 och 44. R17 är referens fram till 1998 då R32 även används, därefter tas R17 bort. Bytte namn 1998. OBS! Punkt 43 är även kontrollpunkt åt Kumlinge Forell.

Enäs Fiskodling (I och II)

Belägen i nordöstra Kumlinge utanför Ramsholm. Består av två separata odlingar i närheten av varandra med samma kontrollpunkter, 45 och 46. Referenspunkt samma som Enklinge Forell, Enklobb, R17, mellan 1993 och 98. Därefter byttes punkten ut mot R32. År 1994 och 1995 anges även R19 och R27 som referenspunkter. 1998 anges både R17 och R32 som ref.punkter.

Kumlinge Forell

Hittas strax väster om Enklinge Forell, Kumlinge med kontrollpunkter 42 och 43. Referenspunkt är R17 fram t.o.m. 1998, därefter R32 (även 1998). 1994-95 anges även R19 och R27 som ref.punkter. 2003 provtogs enbart punkt 42 och R32. OBS! Punkt 43 är även kontrollpunkt åt Enklinge Forell, Kumlinge.

Schåmans Forell

Belägen i sydöstra Kumlinge norr om Tvidjoskär, med provpunkterna 56, 57 och R18. 1994 och 95 anges även R19 och R27 som referenspunkter. 2003 var R18 utbytt mot R42.

Seglinge Forell Kb (I och II)

Består av två separata odlingar med skilda kontrollpunkter. Den ena (I) ligger mellan Snäckö och Synderstö beläget mellan Kumlinge och Seglinge med kontrollpunkterna 48, 49 och 50, varav punkt 48 togs bort 1999. Den andra (II) ligger sydost om Synderstö och infördes 1994 med punkterna 80 och 81. R18 har varit referenspunkt fram till 2003 då den byttes ut mot R42. 1994-95 var även R19 ref.punkt, 1994-98 även R27.

Snäckö Lax (Ålands Marinfisk Ab)

Belägen vid bron norr om Snäckö i västra Kumlinge. Kontrolleras med punkterna 51, 52 och R19. 1994 och 1995 anges även punkt R27 som referens. 1999 lades R35 till som referens till punkt 52 och R19 fungerade som jämförelse till punkt 51. 2002 ändrades punkt 51 något och fick namnet 51b, men ligger enligt kartorna mycket nära varandra. Samma år byttes även R19 ut mot R42 och R35 byttes ut mot R50.

Område 8

Björkö Fisk

Ligger vid färjan mellan Björkö och Lappo i Brändö kommun. Har legat på samma plats med samma provpunkter sedan 1993. De är 58, 59 och R20 Bäröklobben.

Brunnsö Lax & Torsholma Forell

Belägna mellan Torsholma och Brunnsö i sydöstra Brändö. Ligger så pass nära varandra att samma provpunkter används för båda odlingar. De är 63, 64 och 65 där nr 64 ligger närmast odlingarna. Ref.punkt R20 användes 1993-97. Därefter R33 mellan 1998 och 2001. 2003 skedde ingen odling av fisk hos Torsholma Forell varför enbart Brunnsö Lax ingick i kontrollen, vari punkterna 64, 65 och ref. R46 provtogs. Åren 1996-97 anges punkterna 63 och 64 som kontroll till Torsholma och 64 och 65 som kontroll till Brunnsö.

Brändö Lax Ab, Bjärnäsudden (Edel Lax, Lappo)

Gick under namnet Edel Lax alla år utom 2003. Ligger mellan Björkö och Lappo ca en kilometer nordost om Björkö Fisk. Provpunkterna har sedan 1993 varit nr 60, 61 och 62 samt referens R20 Bäröklobben.

Brändö Lax Ab, Nottö (Edel Lax, Asterholma)

Startade verksamheten 1997 mellan Lappo och Asterholma i Brändö med punkt 92 och R29 Skötör. 1998 infördes även punkt 93 och 2003 byttes R29 ut mot R20. Bedrevs fram till 2003 i Edel Lax regi.

Område 9

Brändö Lax, Lambholmsfjärden (Djurholms Fisk)

Har legat på samma plats, nordost om Brändöby, sedan 1993. Bytte till nuvarande namn 1998. Provpunkterna har alljämt varit nr 66 och 67 samt referens R22 Härholm.

Brändö Lax I och II

Odling I är belägen mellan Björnholma och Söderholmen i östra Brändö, odling II ca 1,5 km i sydostlig riktning, nedanför Gåsklobb. Odling I kontrolleras av punkterna 68, 69 och 70 (den senare togs bort 1998), odling II av 82 och 83. Referenspunkt till båda är R22. Odling I (68, 69) fick 2002 en ny ref.punkt i form av R54 Själskär.

Nymans Fisk Kb

Odlingen ligger strax väster om Jurmo färjfäste i norra Brändö med kontrollpunkterna 71 och 72. 1993-97 fungerade R22 som referenspunkt, därefter användes R31 (1998-01). Fr.o.m 2002 är R54 ref.punkt.

Område 10

ÅF Kökar (Tirris Fisk, Karlby)

Ligger norr om Aspskär på södra Kökar. Gick 1993 under namnet Kökar Forell med provpunkterna 73 och 74. Man odlade ingenting 1994 och ingen provtagning skedde. 1995 startade Tirris Fisk en odling på ungefär samma ställe med samma provpunkter som flyttats något. På våren 95 provtogs originalpunkterna (73 och 74), på hösten provtogs de nya punkterna (anges som 73B och 74B i 1995 års kontrollprogram). Fr.o.m. 1996 anges de nya punkterna som 73 och 74. Referenspunkt har alltså varit R23.

Örnholms Lax

Låg i Kökars nordöstra skärgård norr om Örnholm. Hade provpunkterna 75, 76 och R24. Upphörde sin verksamhet 1997.

Område 11

Vibbo Lax

Belägen i östra Vårdö innanför Hullviksholmen. Provtagning har skett sedan 1994 vid punkterna 77 och 78 samt referens R25. 2002 provtogs även punkt R51.

Område 12

Enklinge Forell, Bredholm

Belägen väster om Bredholm i Österöfjärden, nordöstra Kumlinge. Inledde verksamheten 2001 då provpunkterna var 100, 101 och R30. 2002 byttes R30 ut mot R44.

Enklinge Forell, Skutnäsudden (Enklinge Forell II)

Låg vid Skutnäsudden i norra Enklinge och ingick i fiskodlingskontrollen fr.o.m. 1995 t.o.m. 2000 då verksamheten avslutades. Provpunkterna utgjordes av nr 84 och 85. Referenser 1995 var R17, R19 och R27 medan de två senare var borttagna 1996. 1997 och framåt var R17 utbytt mot R30.

ÅF Enklinge, Granskär

Inledde sin verksamhet 1999 väster om Granskär i norra Enklinge. Provpunkterna var då 96, 97 och R30. 2002 byttes R30 ut mot R43.

Område 13

Brändö Lax, Lejgrund (Edel Lax)

Var med i kontrollen första gången 1995 under namnet Lappo Fisk. Året därpå byttes namnet till Edellax, Lejgrund. 2003 fick odlingen sitt nuvarande namn. Kontrollpunkterna utgörs av nr 86 och 87. 1995-96 var R20 referens men ändrades fr.o.m. 1997 ut mot R29. År 2003 bytte man tillbaka till R20.

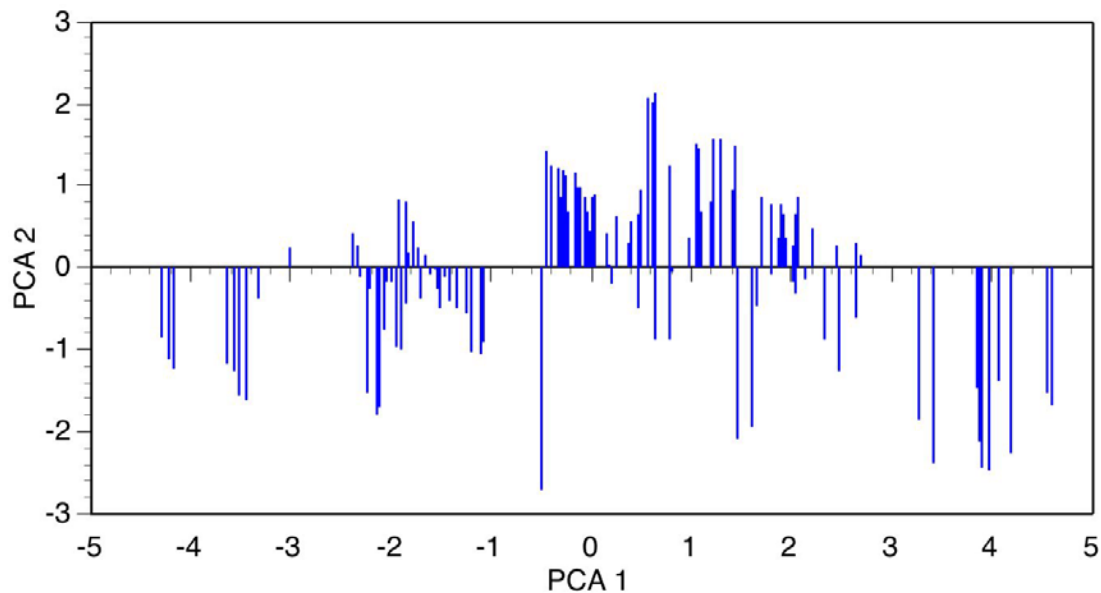
Bilaga 2. Omgivningsbeskrivande parametrar för punkter i miljökontrollprogrammet för de åländska fiskodlingarna 1993-2003.

Station	Namn	Kommun	Koordinater K Kj		Total djup meter	Öppen- hetsvärde	Exp	BO	Morf	VOK
			X	Y						
1	Mellanö	Eckerö	6682815	1417800	14		1	1	3	2
2	Mellanö	Eckerö	6682622	1417782	15,4	0,13	3	1	3	2
3	Västerö	Eckerö	6683348	1415608	30,4		16	0	1	1
4	Långö	Eckerö	6683674	1415741	27	3	7	0	1	1
5	Mellanö	Eckerö	6683376	1416804	14		2	1	2	1
6	Mellanö	Eckerö	6683800	1416948	13,9	0,5	2	1	2	1
7	Andersö	Geta	6694046	1433103	14,3		0	3	3	3
8	Andersö	Geta	6694664	1433018	11,5	0,15	0	3	3	3
9	Finbo	Eckerö	6692080	1420673	6		4	0	1	1
10	Finbo	Eckerö	6692302	1420879	9,4	0,33	11	0	1	1
9b	Marsund	Eckerö	6682261	1425376	14		0	3	3	3
10b	Marsund	Eckerö	6681327	1425384	11	0,06	0	3	3	3
11	Nåtö	Lemland	6659484	1441953	8,6		2	1	2	1
12	Nåtö	Lemland	6659178	1441774	17,9	0,32	2	1	2	1
13	Bergö	Lemland	6658392	1442909	6,8		0	2	3	2
14	Bergö	Lemland	6658358	1443187	10,4	0,41	1	2	3	2
15	Gåsö	Lemland	6657388	1442726	7,4		0	1	4	2
16	Gåsö	Lemland	6657539	1443287	11,4	0,19	0	1	4	2
17	Ängö	Lumparland	6671660	1460798	20,2		0	2	4	2
18	Ängö	Lumparland	6671305	1460937	18,1	0,5	0	2	4	2
19	Randholm	Lumparland	6670313	1461375	11,4		5	1	2	1
20	Randholm	Lumparland	6669574	1461206	10,5	0,5	6	1	2	1
21	Byholm	Vårdö	6678397	1462352	10,2		1	2	2	2
22	Byholm	Vårdö	6678849	1462727	10	0,1	4	2	2	2
23	Stora Demantskär	Föglö	6649016	1460374	29,5		11	0	1	1
24	Stora Demantskär	Föglö	6649283	1460766	15,1	0,96	15	0	1	1
25	Rödsjär	Föglö	6653936	1461318	8,2		15	1	2	1
26	Rödsjär	Föglö	6654112	1461722	10	0,55	15	1	2	1
27		Föglö	6654750	1462145	11,7		15	1	2	1
28	Flisö	Föglö	6656310	1461452	15,7		20	0	2	1
29	Flisö	Föglö	6656938	1461607	21,5		19	0	2	1
30	Flisö	Föglö	6656556	1461928	9,3	1,32	7	0	2	1
31	Flisö	Föglö	6656506	1463099	15,4		3	1	3	2
32	Flisö	Föglö	6656696	1463421	19,2	0,39	2	1	3	2
33	Degerö	Föglö	6659714	1469957	8,3		0	3	4	3
34	Degerö	Föglö	6659439	1470010	6,3	0,1	0	3	4	3
35	Julholmskläpp	Föglö	6654791	1469992	16,8		2	2	3	2
36	Julholmskläpp	Föglö	6655015	1469878	16,7		1	2	3	2
37	Julholmskläpp	Föglö	6655138	1469998	13,7	0,19	0	2	3	2
38	Svidjeholm	Föglö	6655796	1477409	6,7		1	0	1	1
39	Svidjeholm	Föglö	6655985	1477738	6,9	0,43	2	0	1	1
40	Elgonskär	Föglö	6656772	1479142	10		4	1	2	1
41	Elgonskär	Föglö	6656634	1479576	11	1,17	16	0	1	1

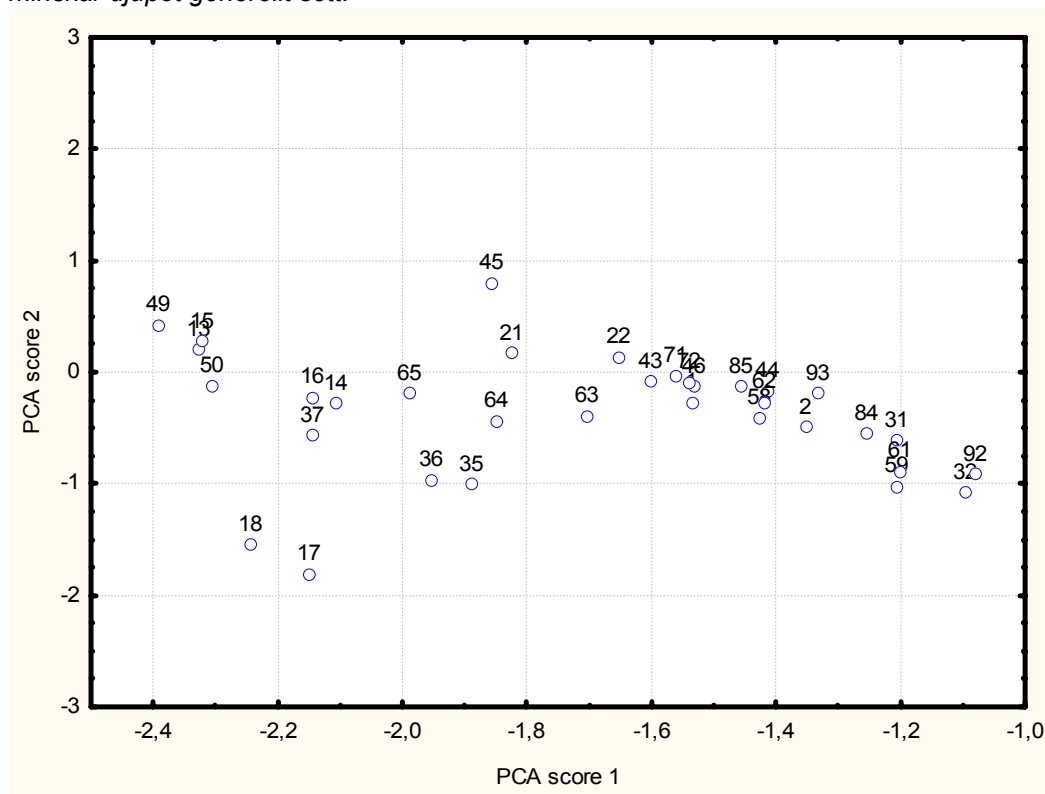
Station	Namn	Kommun	Koordinater KKKJ		Total djup meter	Öppen- hetsvärde	Exp	BO	Morf	VOK
			X	Y						
42	Torsholmsör	Kumlinge	6686641	1488271	5,4		0	2	4	2
43	Torsholmsör	Kumlinge	6686946	1488430	12,5		1	1	3	2
44	Torsholm	Kumlinge	6686810	1488699	12,7		4	1	3	2
45	Torsholm	Kumlinge	6686444	1489380	5,4		2	1	3	2
46	Torsholm	Kumlinge	6686557	1489573	12,7	0,13	2	1	3	2
48	Snäckö	Kumlinge	6678405	1484846	15,1		4	1	2	1
49	Snäckö	Kumlinge	6678695	1485650	5,6		2	2	3	2
50	Snäckö	Kumlinge	6678759	1485884	10,2	0,18	0	2	3	2
51	Snäckö	Kumlinge	6682640	1485377	9,5		3	1	2	1
52	Snäckö	Kumlinge	6682856	1485217	23,3	0,88	3	1	2	1
53	Enklinge	Kumlinge	6690898	1488381	8,2		1	1	2	1
54	Enklinge	Kumlinge	6691214	1488476	17,5	0,73	6	1	2	1
56	Gunnarsholm	Kumlinge	6680753	1489960	8		0	2	5	2
57	Gunnarsholm	Kumlinge	6680977	1490155	5	0,2	1	2	5	2
58	Bodholm	Brändö	6688633	1497544	14,1		0	1	3	2
59	Bodholm	Brändö	6689027	1497393	19	0,42	0	1	3	2
60	Bodholm	Brändö	6689591	1497424	32,1		2	1	3	2
61	Bodholm	Brändö	6690080	1497855	17,8		1	1	3	2
62	Bodholm	Brändö	6690083	1498001	12,9	0,42	1	1	3	2
63	Brunnsö	Brändö	6694093	1505042	11,2		6	1	4	2
64	Brunnsö	Brändö	6694390	1504749	12		3	1	4	2
65	Brunnsö	Brändö	6694633	1504560	10,2	0,35	2	1	4	2
66	Djurholm	Brändö	6701554	1504209	13		11	0	1	1
67	Djurholm	Brändö	6701897	1504051	12,4	1,05	10	0	1	1
68	Björnholm	Brändö	6703664	1503572	7,9		3	1	2	1
69	Björnholm	Brändö	6703516	1503425	7,7		3	1	2	1
70		Brändö	6703470	1503903	13,5	0,72	4	1	2	1
71	Jurmo	Brändö	6711622	1503939	11,5		1	1	3	2
72	Jurmo	Brändö	6711498	1504003	12	0,28	1	1	3	2
73	Utterskär	Kökar	6643438	1494374	19,5		3	1	2	1
74	Tistronskär	Kökar	6643005	1494168	10,3	0,42	4	1	2	1
75	Kösholm	Kökar	6648842	1500818	5		0	1	3	2
76	Kösholm	Kökar	6649169	1500418	7	0,26	1	1	3	2
77	Hullviksholm	Vårdö	6683289	1467803	12,6		12	0	1	1
78	Hullviksholm	Vårdö	6683036	1468248	21,2	1,7	13	0	1	1
79	Näbbskär	Enklinge	6681076	1491243	9	0,2	4	1	2	1
80	Moringsör	Kumlinge	6678046	1486364	7,4	0,23	3	1	2	1
81	Slätskär	Kumlinge	6677930	1486565	10,5	0,23	6	1	2	1
82	Söderholm	Brändö	6703285	1504920	16,3		14	0	1	1
83	Söderholm	Brändö	6702925	1504835	17	0,93	13	0	1	1
84	Skutnäsudden	Enklinge	6695286	1488515	15,5		4	1	3	2
85	Skutnäsströmmen	Enklinge	6694996	1488619	12,3	0,19	3	1	3	2
86	Lejrundet	Kumlinge	6684902	1499132	13	1,17	14	0	1	1
87	Lejrundet	Kumlinge	6684486	1499257	13,2	1,17	12	0	1	1
88	Stackskär	Föglö	6648648	1478410	13,7		9	0	1	1
89	Stackskär	Föglö	6648828	1478743	13,6	0,56	7	0	1	1
90	Rödskär	Föglö	6654800	1461073	12		15	0	2	1
91	Rödskär	Föglö	6654767	1461398	9,2	0,5	10	0	2	1

Station	Namn	Kommun	Koordinater KKJ		Total djup meter	Öppen- hetsvärde	Exp	BO	Morf	VOK
			X	Y						
92	Asterholma	Brändö	6688220	1501155	17,9		4	1	3	2
93	Asterholma	Brändö	6688105	1501360	12,2	0,31	4	1	3	2
94	Midfjärdsgrund	Eckerö	6679216	1413350	21,5		37	0	1	1
95	Midfjärdsgrund	Eckerö	6679690	1413333	22,7	>2	37	0	1	1
96	Granskär	Kumlinge	6695694	1487123	10,5		4	1	2	1
97	Granskär	Kumlinge	6695942	1487266	9,5	0,56	4	1	2	1
98	Hässlö	Föglö	6661235	1468164	11,6		1	1	2	1
99	Hässlö	Föglö	6661472	1468260	13,1	0,38	1	1	2	1
100	Bredholm	Kumlinge	6693091	1492882	32,3		13	1	2	1
101	Bredholm	Kumlinge	6693349	1492778	30,5	0,58	17	1	2	1

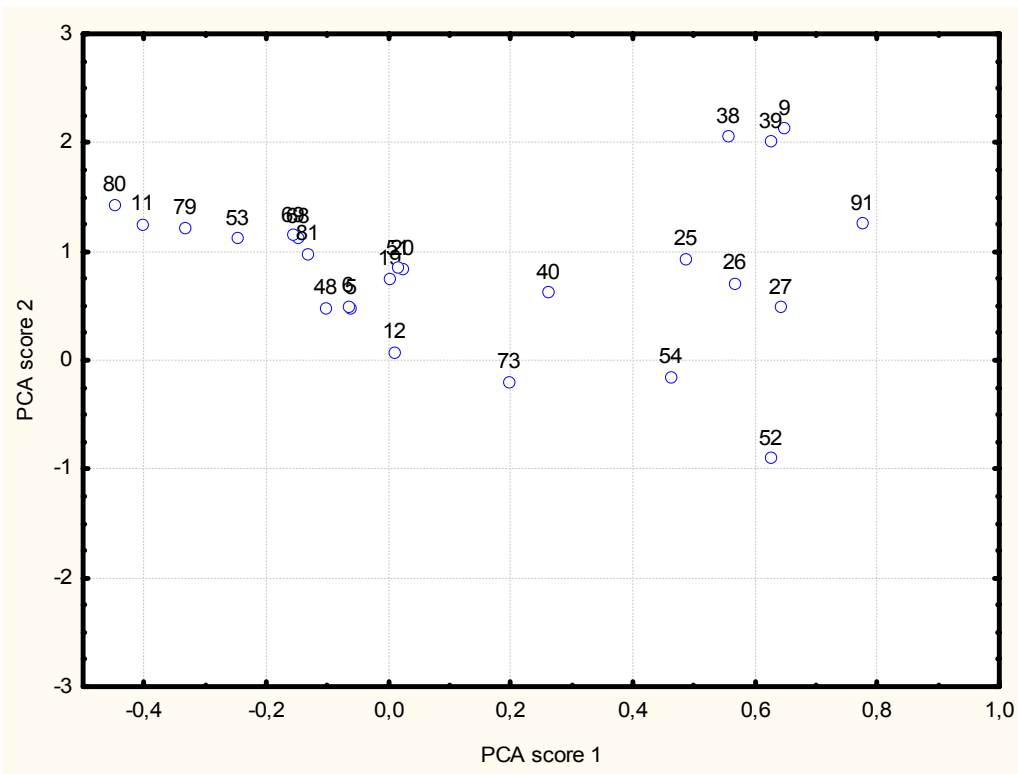
Bilaga 3. Figurena visar provpunkternas fördelning efter PCA axel 1 och 2, vilka beskriver punkternas morfologiska karaktär. Figur 2-4 är utsnitt ur figur 1.



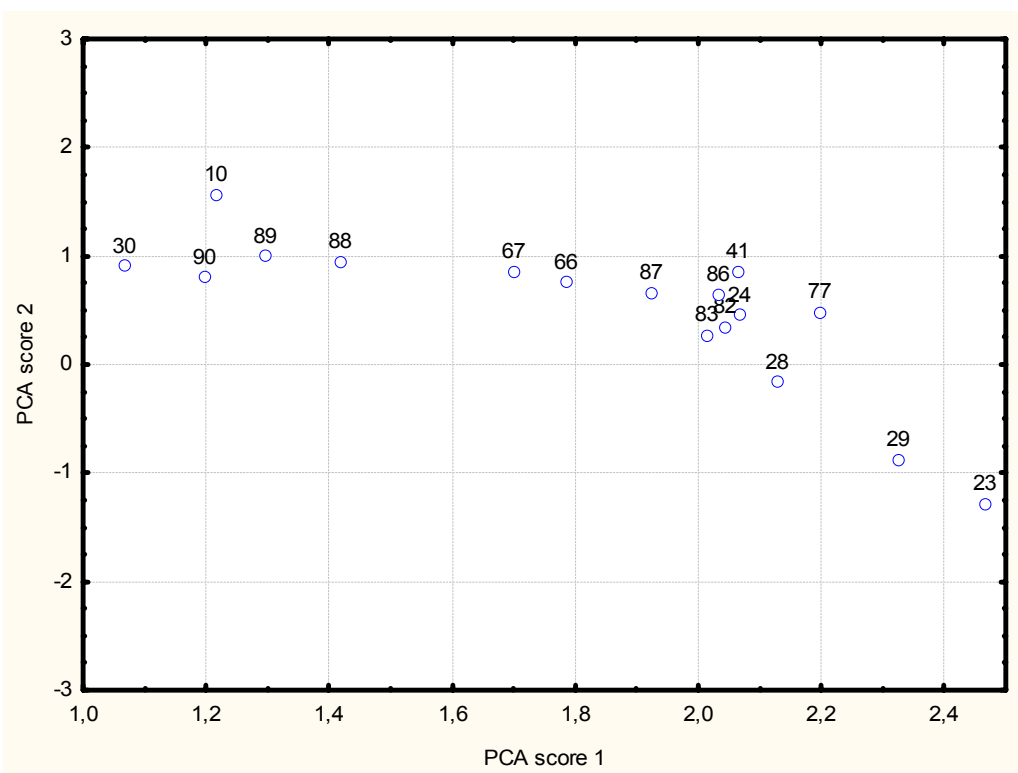
Figur 1. PCA-graf som visar samtliga punkters fördelning på de två första axlarna. Från vänster till höger på x-axeln (PCA 1) ökar graden av öppenhet och exponering, och med ökande värden på y-axeln (PCA 2) minskar djupet generellt sett.



Figur 2. PCA-graf som visar ett utsnitt ur figur 1.



Figur 3. PCA-graf som viser ett utsnitt ur figur 1.



Figur 4. PCA-graf som viser ett utsnitt ur figur 1.

Bilaga 4. Kontroll- och referenspunkter med jämförbar morfologisk karaktär.

Område 1	Område 2	Område 3	Område 4	Område 5	Område 6
Käringsunds Fisk AB 3 vs R2 4 vs R2	ÅF Andersö 7 vs R4 8 vs R4	ÅF Bergö ÅF Nätö	ÅF Långnäs ÅF Vårdö 21 vs R10	Rönnäs Fiskodling & Flisö Fisk 28 vs R12 29 vs R12 30 vs R12	Degersunds Forell 33 vs R14 34 vs R14
Marsunds Fisk 9b vs R5b 10b vs R5b		Ålands Forell AB	ÅF Ängösund 17 vs R10 18 vs R10	ÅF Demantskär ÅF Rödsjär 90 vs R12 91 vs R12	ÅF Klåvskär 88 vs R28 89 vs R28
Storfjärdens Fisk AB 94 vs R34 95 vs R34 5 vs R3 6 vs R3					ÅF Stenkil 35 vs R15 36 vs R15 37 vs R15
					ÅF Storgetösund 40 vs R16 41 vs R16 38 vs R16 39 vs R16

Område 7	Område 8	Område 9	Område 10	Område 11
Enklinge Forell AB, Enklobb	Björkö Fisk	Brändö Lax AB, I och II 82 vs R22	ÅF Kökar 73 vs R23	Vibbo Lax
Enklinge Forell AB, Kumlinge 43 vs R17 44 vs R17 45 vs R17	Brunnssö Lax	83 vs R22	74 vs R23	
	Brändö Lax AB, Bjärnäsudden	Brändö Lax AB, Lambholmsfjärden 66 vs R22	Ornholms Lax 75 vs R24	
	Brändö Lax AB, Nöttö	67 vs R22	76 vs R24	
Enklinge Forell AB, Näbbskärs		Nymans Fisk Kb		
Enäs Fiskodling 45 vs R17 46 vs R17				
Kumlinge Forell 43 vs R17				
Schåmans Forell 56 vs R18 57 vs R18				
Seglinge Forell 49 vs R18 50 vs R18 80 vs R42 81 vs R42				
Snäckö Lax 51 vs R19 52 vs R19				

Område 12

Område 13

Enklinge Forell, Bredholm

Brandö Lax, Lejgrund

86 vs R29

Enklinge Forell, Skutnäsudden

87 vs R29

84 vs R17

85 vs R17

ÅF Enklinge, Granskär

Bilaga 5. Skillnad i medianvärde mellan jämförbara kontroll- och referenspunkter, 1993-2003. Mann-Whitney U test. Resultatet anges som sannolikhetsvärde (p).

Område	Odling / kontroll vs referens	Syrgas	Chl	TP	PO4	TN	NO2-3	NH4	Sikt
1	Käringsunds Fisk AB								
	3 vs R2	0.009	0.661	0.108	0.489	0.660	0.523	0.714	0.792
	4 vs R2	0.588	0.157	0.304	0.780	0.959	0.842	0.396	
	Marsunds								
	9 vs R5	0.833	0.384	0.316	0.093	0.957	0.589	0.460	0.207
	10 vs R5	0.674	0.728	0.170	0.277	0.751	0.609	0.458	0.155
	Storfjärdens Fisk AB								
	94 vs R34	0.566	0.820	0.491	0.642	0.761	0.955	0.958	0.289
	95 vs R34	0.627	0.544	0.879	0.928	0.790	0.789	0.596	0.344
	5 vs R3	0.020	0.000	0.003	0.020	0.271	0.206	0.024	0.017
	6 vs R3	0.735	0.033	0.079	0.147	0.615	0.882	0.824	0.238
2	ÅF Andersö								
	7 vs R4	0.862	0.024	0.116	0.131	0.366	0.927	0.945	0.003
	8 vs R4	0.178	0.002	0.064	0.143	0.341	0.429	0.931	0.008
4	ÅF Vårdö								
	21 vs R10	0.910	0.745	0.532	0.906	0.569	0.987	0.546	0.684
	ÅF Ängösund								
	17 vs R10	0.944	0.910	0.591	0.678	0.390	0.858	0.618	0.978
	18 vs R10	0.779	0.703	0.877	0.830	0.463	0.765	0.097	0.455
5	Rönnäs Fiskodling & Flisö Fisk								
	28 vs R12	0.659	0.432	0.567	0.468	0.378	0.973	0.962	0.914
	29 vs R12	0.473	0.291	0.340	0.535	0.277	0.498	0.680	0.744
	30 vs R12	0.144	0.499	0.271	0.310	0.644	0.826	0.106	0.291
	ÅF Rödkär								
	90 vs R12	0.324	0.487	0.726	0.416	0.816	0.738	0.649	0.433
	91 vs R12	0.850	0.487	0.643	0.364	0.975	1.000	0.774	0.947
6	Degersunds Forell								
	33 vs R14	0.583	0.750	0.684	0.772	0.622	0.664	0.259	0.297
	34 vs R14	0.324	0.817	0.977	0.794	0.451	0.878	0.977	0.224
	ÅF Klåvskär								
	88 vs R28	0.463	0.627	0.527	0.608	0.593	0.538	0.757	1.000
	89 vs R28	0.701	0.865	0.540	0.610	0.827	0.734	0.975	0.716
	ÅF Stenkil								
	35 vs R15	0.010	0.086	0.071	0.437	0.032	0.616	0.033	0.013
	36 vs R15	0.017	0.116	0.093	0.557	0.193	0.603	0.196	0.024
	37 vs R15	0.054	0.078	0.178	0.941	0.116	0.546	0.181	0.044
	ÅF Storgetösund								
	40 vs R15/16	0.620	0.253	0.517	0.894	0.607	0.925	0.599	0.137
	41 vs R15/16	0.921	0.842	0.265	0.701	0.652	0.702	0.394	0.089
	38 vs R15/16	0.905	0.842	0.346	0.971	0.437	0.510	0.255	0.801
	39 vs R15/16	0.338	0.596	0.974	0.960	0.791	0.702	0.511	0.829

Område	Odling / kontroll vs referens	Syrgas	Chl	TP	PO4	TN	NO2-3	NH4	Sikt
7	Enklinge Forell AB, Kumlinge								
	43 vs R17/32	0.561	0.364	0.470	0.676	0.815	0.843	0.590	0.359
	44 vs R17/32	0.454	0.664	0.335	0.408	0.895	0.672	0.678	0.311
	45 vs R17/32	0.301	0.208	0.166	0.653	0.966	0.804	0.758	0.184
	Enäs Fiskodling								
	45 vs R17/32	0.301	0.208	0.166	0.653	0.966	0.804	0.758	0.184
	46 vs R17/32	0.855	0.702	0.251	0.532	0.973	0.155	0.934	0.496
	Kumlinge Forell								
	43 vs R17/32	0.216	0.859	0.228	0.321	0.493	0.950	0.516	0.083
	Schåmans Forell								
	56 vs R18/42	0.613	0.970	0.612	0.821	0.596	0.690	0.915	0.496
	57 vs R18/42	0.168	0.860	0.771	0.734	0.791	0.827	0.605	0.471
	Seglinge Forell								
	49 vs R18	0.237	0.695	0.544	0.865	0.970	0.947	0.867	0.801
	50 vs R18	0.853	0.497	0.651	0.387	0.976	1.000	0.780	0.974
	80 vs R18/42	0.777	0.327	0.226	0.385	0.639	0.647	0.475	0.042
	81 vs R18/42	0.398	0.155	0.493	0.360	0.477	0.664	0.476	0.050
	Snackö Lax								
	51 vs R19	0.837	0.485	0.389	0.162	0.093	0.942	0.616	0.428
	52 vs R19	0.013	0.095	0.271	0.219	0.312	0.873	0.974	0.510
9	Brändö Lax AB, I och II								
	82 vs R22	1.000	0.894	0.140	0.606	0.973	0.406	0.445	0.482
	83 vs R22	0.965	0.921	0.952	0.911	0.619	0.784	0.393	0.677
	Brändö Lax AB, Lambholmsfjärden								
	66 vs R22	0.681	0.844	0.190	0.878	0.490	0.776	0.540	0.422
	67 vs R22	0.820	0.978	0.214	0.927	0.490	0.779	0.136	0.499
10	ÅF Kökar								
	73 vs R23	0.361	0.557	0.282	0.414	0.157	0.675	0.531	0.904
	74 vs R23	0.630	0.346	0.195	0.446	0.254	0.868	0.525	0.620
12	Enklinge Forell, Skutnäsudden								
	84 vs R17/30	1.000	0.921	0.441	0.681	0.340	0.604	0.692	0.340
	85 vs R17/30	0.393	0.947	1.000	0.892	0.356	0.440	0.409	0.502
13	Brandö Lax, Lejgrund								
	86 vs R20/29	0.115	0.678	0.963	0.815	0.908	0.903	0.620	0.679
	87 vs R20/29	0.076	0.903	0.708	0.979	0.332	0.422	0.771	0.713

Bilaga 6. Samband mellan olika effektvariabler, Spearman rangkorrelation. Resultatet anges som korrelationskoefficient (r) och sannolikhetsvärde (p). Statistiskt signifikanta ($p < 0,05$) resultat markeras med fet stil.

	Syrgas	Chl	TP	PO4	TN	NH4
Chl	-0.2999 p=0.005					
TP	-0.2208 p=0.040	0.6494 p<0.0001				
PO4	-0.0997 p=0.358	0.2083 p=0.053	0.6183 p<0.000			
TN	-0.099 p=0.361	0.539 p<0.0001	0.577 p<0.000	0.3573 p=0.001		
NH4	-0.2461 p=0.022	0.1904 p=0.077	0.1319 p=0.223	0.0999 p=0.357	0.156 p=0.149	
Sikt	0.0068 p=0.950	-0.4774 p<0.000	-0.5354 p<0.000	-0.5065 p<0.000	-0.1704 p=0.115	-0.159 p=0.141

Bilaga 7. Samband mellan effektvariabler och belastning samt omgivningsbeskrivande parametrar, Spearman rangkorrelation. Resultatet anges som korrelationskoefficient (r) och sannolikhetsvärde (p). Statistiskt signifikanta ($p < 0,05$) resultat markeras med fet stil.

	Belastning		Omgivningsbeskrivande parametrar				
	P	N	Djup	Ea	Exp	BO	Morf
Syrgas	-0.0131 p=0.914	-0.002 p=0.987	-0.5875 p<0.0001	-0.1158 p=0.336	0.0157 p=0.896	0.0275 p=0.820	0.0354 p=0.769
Chl	-0.0085 p=0.944	-0.0263 p=0.827	0.1597 p=0.183	0.0576 p=0.634	-0.0986 p=0.413	0.1464 p=0.223	0.0278 p=0.818
TP	-0.1289 p=0.284	-0.1469 p=0.222	-0.2152 p=0.072	-0.4354 p<0.0001	-0.3836 p=0.001	0.3251 p=0.006	0.3693 p=0.002
PO4	-0.1674 p=0.163	-0.1786 p=0.136	-0.2213 p=0.064	-0.407 p<0.0001	-0.2717 p=0.022	0.2733 p=0.021	0.3574 p=0.002
TN	0.1831 p=0.126	0.1734 p=0.148	-0.0812 p=0.501	-0.0842 p=0.485	-0.0699 p=0.563	0.0487 p=0.687	0.0447 p=0.711
NH4	0.2827 p=0.017	0.282 p=0.017	-0.0219 p=0.856	-0.0405 p=0.737	-0.0291 p=0.809	0.088 p=0.465	0.1328 p=0.269
Sikt	0.1122 p=0.352	0.1313 p=0.275	0.3709 p=0.001	0.3556 p=0.002	0.2629 p=0.027	-0.2846 p=0.016	-0.2672 p=0.024

Bilaga 8. Trender 1993-2003 för samtliga punkter som visat sig vara statistiskt signifikanta ($p < 0,05$) vid test med Spearman rangkorrelation. Resultat anges som antal provtagningstillfällen (n), korrelationskoefficient (r) och sannolikhetsvärde (p).

Område	Punkt	Variabel	n	r	p
1	3	TN	20	0,599	0,005
	4	TN	20	0,444	0,050
	R1	Chl	25	-0,540	0,005
	1	PO4	19	0,473	0,041
	1	TN	20	0,660	0,002
	R26	Chl	22	-0,530	0,011
	R26	TP	22	-0,453	0,034
	R26	Sikt	22	0,505	0,017
	2	TN	20	0,666	0,001
	94	TP	10	0,704	0,023
	94	Sikt	10	-0,675	0,032
	5	TN	20	0,516	0,020
	R3	TN	18	0,517	0,028
	R3	Sikt	18	-0,609	0,007
	6	Syrgas	20	-0,608	0,004
	6	TN	20	0,462	0,040
	6	Sikt	20	-0,594	0,006
2	7	Sikt	18	-0,572	0,013
	8	Sikt	18	-0,577	0,012
3	13	PO4	19	0,468	0,043
	13	TN	20	0,541	0,014
	R8	PO4	19	0,480	0,038
	R8	Sikt	20	-0,648	0,002
	14	TN	20	0,530	0,016
	R7	PO4	19	0,499	0,029
	R7	Sikt	20	-0,520	0,019
	12	PO4	19	0,527	0,021
	12	TN	20	0,533	0,016
	12	Sikt	20	-0,446	0,049
	15	PO4	19	0,561	0,012
	15	TN	20	0,610	0,004
	15	Sikt	20	-0,765	0,000
	R6	PO4	18	0,560	0,016
	16	Syrgas	20	-0,548	0,012
	16	TN	20	0,548	0,012

Område	Punkt	Variabel	n	r	p
4	19	PO4	19	0,526	0,021
	19	TN	20	0,649	0,002
	19	Sikt	20	-0,739	0,000
	R10	Sikt	19	-0,516	0,024
	20	TN	20	0,584	0,007
	20	NH4	18	0,705	0,001
	20	Sikt	20	-0,731	0,000
	21	TP	20	0,569	0,009
	21	PO4	19	0,554	0,014
	21	TN	20	0,810	0,000
	21	Sikt	20	-0,513	0,021
	R9	NH4	10	0,784	0,007
	22	Sikt	20	-0,527	0,017
	17	PO4	19	0,472	0,041
	17	NH4	18	0,549	0,018
	17	Sikt	20	-0,708	0,000
	18	TN	20	0,572	0,008
	18	NH4	18	0,567	0,014
	18	Sikt	20	-0,675	0,001
	5	28	TN	20	0,545
30		Sikt	19	-0,513	0,025
24		TN	20	0,659	0,002
26		Sikt	12	-0,604	0,038
6	R14	TN	12	0,717	0,009
	34	TN	12	0,607	0,036
	88	NH4	11	0,773	0,005
	89	NH4	11	0,800	0,003
	35	Sikt	20	-0,543	0,013
	36	Syrgas	20	-0,505	0,023
	36	TN	20	0,644	0,002
	36	Sikt	20	-0,670	0,001
	R15	TN	20	0,523	0,018
	37	TN	21	0,605	0,004
	37	Sikt	21	-0,453	0,039
	38	Chl	16	-0,596	0,015
	39	Chl	18	-0,497	0,036
	39	TN	18	0,535	0,022

Område	Punkt	Variabel	n	r	p
7	53	TN	19	0,670	0,002
	53	Sikt	19	-0,526	0,021
	54	TP	19	0,531	0,019
	54	TN	19	0,631	0,004
	54	Sikt	19	-0,496	0,031
	44	TN	18	0,579	0,012
	44	Sikt	18	-0,602	0,008
	45	TN	16	0,681	0,004
	45	Sikt	16	-0,648	0,007
	43	TN	17	0,574	0,016
	43	Sikt	17	-0,541	0,025
	79	TN	14	0,599	0,024
	79	Sikt	14	-0,655	0,011
	46	TN	16	0,693	0,003
	56	TN	20	0,600	0,005
	56	Sikt	20	-0,445	0,049
	57	TP	20	0,471	0,036
	57	TN	20	0,419	0,066
	57	Sikt	20	-0,733	0,000
	48	NO2-3	12	-0,595	0,041
	48	NH4	12	-0,751	0,005
	R18	TP	12	0,636	0,026
	R18	NO2-3	12	-0,759	0,004
	81	Sikt	17	-0,629	0,007
	R19	TN	18	0,627	0,005
	52	TN	20	0,653	0,002
	8	R20	TN	19	0,667
59		TN	19	0,618	0,005
63		PO4	17	0,507	0,038
63		TN	17	0,548	0,023
64		TN	17	0,516	0,034
65		PO4	18	0,524	0,025
65		TN	19	0,577	0,010
60		TN	19	0,546	0,015
62		PO4	18	0,471	0,048
62		TN	19	0,456	0,050

Område	Punkt	Variabel	n	r	p
9	68	TN	19	0,665	0,002
	68	Sikt	19	-0,720	0,001
	R22	Chl	20	0,464	0,039
	R22	TP	20	0,464	0,039
	R22	TN	20	0,701	0,001
	R22	Sikt	20	-0,612	0,004
	69	Sikt	20	-0,520	0,019
	83	PO4	14	0,559	0,038
	83	Sikt	15	-0,653	0,008
	66	TN	19	0,688	0,001
	66	Sikt	19	-0,643	0,003
	67	TP	19	0,520	0,022
	67	Sikt	19	-0,617	0,005
	71	TN	20	0,762	0,000
	71	Sikt	20	-0,619	0,004
	72	TN	20	0,539	0,014
	72	Sikt	20	-0,652	0,002
	R22/31/54	TN	19	0,635	0,004
	R22/31/54	Sikt	19	-0,627	0,004
	11	77	TP	18	0,550
77		PO4	17	0,508	0,037
77		TN	18	0,750	0,000
77		NH4	16	0,497	0,050
77		Sikt	18	-0,575	0,012
R25		TP	20	0,587	0,007
R25		PO4	18	0,513	0,030
R25		TN	20	0,762	0,000
R25		Sikt	20	-0,506	0,023
78		PO4	17	0,590	0,013
78		TN	18	0,780	0,000
12	84	Syrgas	11	-0,700	0,016

Bilaga 9. Trender 1993-2003 för samtliga jämförbara punkter som visat sig vara statistiskt signifikanta ($p < 0,05$) vid test med Spearman rangkorrelation. Resultat anges som antal provtagningstillfällen (n), korrelationskoefficient (r) och sannolikhetsvärde (p).

Område	Punkt	Syrgas	Chl	TP	PO4	TN	NO2-3	NH4	Sikt
1	3					0,60**			
	4					0,44*			
	94			0,70*					-0,68*
	5					0,52*			
	6	-0,61**				0,46*			-0,59**
	R3					0,52*			-0,61**
2	7								-0,57*
	8								-0,58*
4	21			0,57**	0,55*	0,81***			-0,51*
	17				0,47*			0,55*	-0,71***
	18					0,57**		0,57*	-0,68***
5	28					0,55*			-0,51*
6	34					0,61*			
	R14					0,72**			
	88							0,77*	
	89							0,80**	
	35								-0,54*
	36	-0,51*				0,64**			-0,67***
	37					0,61**			-0,45*
	R15					0,52*			
	38		-0,60*						
	39		-0,50*			0,54*			
7	43					0,57*			-0,54*
	44					0,68*			-0,60**
	45					0,68**			-0,65**
	46					0,69**			
	56					0,60**			-0,45*
	57			0,47*					-0,73***
	R18			0,64*			-0,76**		
	81								-0,63**
52					0,65**				
R19					0,63**				
9	83				0,56*				-0,65**
	R22		0,46*	0,46*		0,70**			-0,61**
	66					0,69**			-0,64**
	67			0,52*					-0,62**
	R22		0,46*	0,46*		0,70**			-0,61**
12	84	-0,70*							