

**Framtagande av vattenkvalitetsnormer
för den åländska skärgården**

Slutrapport 31.7.2002

Kajsa Appelgren & Johanna Mattila

Husö biologiska station
Åbo Akademi
Bergövägen 713
22220 Emkarby

INNEHÅLL

Inledning		1
Del 1: Bakgrund		
1	Ekologisk bakgrund	2
1.1	Eutrofieringsindikerande parametrar	2
2	Bedömning av miljö kvalitet i Sverige	4
2.1	Bedömning av tillstånd	4
2.2	Bedömning av avvikelser från jämförvärde	5
2.3	Typområdes indelning	5
2.4	Jämförvärden och avvikelsevärden	6
3	Klassificering av vattendrag i Finland	8
3.1	Klassificering enligt användningssyfte	8
3.2	Allmän klassificering för kustvatten	8
4	Europeiska unionens direktiv för vatten	9
4.1	Vattendirektivets nya aspekter	10
Del 2: Vattenkvalitetsbedömning på Åland		
5	Material och metoder	11
5.1	Dataunderlag till förfogande	11
5.2	Valda provpunkter och parametrar	12
5.3	Statistisk och numerisk analys	15
6	Resultat	16
6.1	Resultatsammandrag	29
7	Diskussion	31
7.1	Klassificering av miljötillstånd – eutrofieringsklasser	31
7.2	Svårigheter och brister i tillståndsklassificeringen	32
8	Konklusion	33
9	Åtgärdsförslag	34
9.1	Tidplan och kostnadskalkyl	36
10	Litteratur	37

Inledning

Enligt den åländska lagstiftningen skall sådana vattenkvalitetsnormer som är behövliga eller lämpliga för att med god säkerhetsmarginal klara de allmänna förutsättningarna i 5 kap. 1 och 2 §§ i vattenlagen utfärdas. Enligt dessa skall ytvattnet vara i sådant skick och ha sådan beskaffenhet att där kan finnas sådana växter och djur som utgör för området normal flora och fauna utan påverkan av människan. Normerna är gränsvärden för vattenkvaliteten i olika vattenområden och kan utfärdas för vattnens kemiska, fysiska och ekologiska tillstånd. Vattenlagen trädde i kraft 1 januari 1997. Samma år gjordes en bakgrundsutredning om tillståndet i åländska vattendrag och möjliga kvalitetsparametrar för vattenlagen (Östman & Blomqvist 1997).

Den 22 december 2000 trädde Europeiska unionens direktiv för vatten (direktiv 2000/60/EG) i kraft. För kustvatten är direktivets syfte att förhindra en försämring av vattenekosystem, att öka skyddet för dem och att förbättra deras tillstånd. Med andra ord vill man bevara en naturlig vattenmiljö och där uppnå ett gott ekologiskt tillstånd. De ekologiska målen skall vara uppnådda år 2015 och tills dess pågår det verkställande arbetet i medlemsstaterna. Direktivet drar upp stora riktlinjer för framtida vattenvårdsarbete och kommer att fungera som referens och stöd för medlemsstaterna. För Ålands del är det viktigt att direktivet beaktas vid utfärdandet av vattenkvalitetsnormer.

Husö biologiska station fick i uppdrag att göra en utredning gällande framtagandet av vattenkvalitetsnormer för de åländska skärgårdsvattena. Docent Johanna Mattila har fungerat som projektets ansvariga ledare medan FM Kajsa Appelgren utfört utredningen. Samtidigt utfördes också en modellstudie över några skärgårdsområden för att utreda hur väl tillgängliga data och utnyttjad provtagningsmetodik kan återspegla förändringar i miljön till följd av förändrad belastning och i relation till vattenomsättningen. Modellstudien, Vattenkvalitetsmodellering: Ålands skärgård, utfördes av FD Kari Eilola (Ocean Origo, Göteborg). Hela projektet har följts upp av en referensgrupp som också tagit ställning till delresultat. I referensgruppen har följande personer ingått: FD Gunnar Aneer (Länsstyrelsen i Stockholms län), FD Sif Johansson (Naturvårdsverket), FL Pentti Kangas (Finlands Miljöcentral), Prof. Erik Bonsdorff (Åbo Akademi) samt från Ålands landskapsstyrelse miljöbyråns chef Helena Blomqvist, laboratoriechef Rolf Nordström och vattenbiolog Mikael Wennström.

Den föreliggande rapporten är ett försök till framtagande av vattenkvalitetsnormer. På grund av dels uppdragets ringa tidsram, dels brist på mätdata har endast kemiska och ekologiska vattenparametrar beaktats i denna utredning. Vid ett fortsatt vattenkvalitetsarbete rekommenderas att även andra eutrofieringsindikatorer så som artsammansättningen hos bottenfauna och -flora utnyttjas.

Del 1: Bakgrund

1 Ekologisk bakgrund

Östersjön med sina flera djupbassänger är ett stort brackvattenhav med många sötvattentillflöden men endast en smal saltvattenspassage. Skarpa topografiska och hydrografiska gradienter samt en permanent saltvattens- och temperaturstratifiering är karaktäristiska drag för Östersjön (Bonsdorff & Leppäkoski 1989). Dessa förhållanden i kombination med ett hårt antropogent tryck från angränsande länder bidrar till Östersjöns mycket känsliga och artfattiga miljö.

Den pågående eutrofieringen av Östersjön idag är väl omskriven (t.ex. Nixon 1995, Cloern 2001, HELCOM 1996, 2001, Rönnerberg 2001). Eutrofiering definieras som tilltagande produktion till följd av ökad förekomst av näringsämnen och organiskt material, och utgör det största miljöproblemet i skärgårdsregionen, som omfattar Skärgårdshavet, Ålands skärgård, Ålands hav och Stockholms skärgård (Lindahl et al. 1993, Bonsdorff et al. 1997a, b). I kust- och skärgårdsområden ansamlas näringsämnen i organismer och sedimenteras varför eutrofieringen här accelererar snabbare än i närheten av öppet hav med snabbare vattencirkulation (Mattila 2000).

På Åland belastas vattendragen av näringsämnen från omgivande landområden, från atmosfären och via vattnet. På land utgör jordbruk, skogsbruk, lantbruk, glesbygd samt biltrafik de största diffusa källorna medan reningsverk, industri och omfattande fiskodling står för punktbelastningen. Den luftburna belastningen består främst av kväve som är bundet till partiklar. Också vattenströmmarna bidrar till övergödningen genom att hämta med sig näringsrikt vatten från andra områden av Östersjön (Nummelin 2000).

2.1 Eutrofieringsindikerande parametrar

På grund av miljötillståndets försämring i Östersjön har man under en längre tid utfört vattenkvalitetsforskning. I Finland hittas en rapport om vattenkvaliteten och dess samband till användbarheten, utgiven av nämnden för klassificering av vattenkvalitet (fi. vesien laadunluokitustoimikunta) redan från år 1969 (Anon. 1988). Som ett mått på eutrofieringsgraden kan man använda sig av så kallade eutrofieringsindikerande parametrar (Anon. 1988, Anon. 1999) Till dessa räknas bl.a. siktdjup, klorofyll, närsalter, syre i bottenvattnet, mjukbottenfauna och makrovegetation. I detta arbete har de fyra förstnämnda främst använts.

– Siktdjup

Genom att mäta siktdjup kan man i vattnet uppskatta produktionen av växtplankton, som ökar vid eutrofiering. Annan grumlighet i vattnet och en subjektiv uppskattning kan dock enkelt påverka mätvärdet. För Bottniska viken har man inte funnit en tydlig korrelation mellan växtplankton och siktdjup, vilket kan bero på den stora tillförseln av bl.a. humusämnen och partiklar i speciellt kustområden (Anon. 1999). Det kan därför ibland vara tvivelaktigt att använda denna parameter för åländska områden.

– Klorofyll

I det produktiva (belysta) vattenskiktet ger klorofyll a-värdet en bild av den relativa mängden fytoplankton i vattnet (Wetzel 2001), och är på samma sätt relaterad till eutrofieringsgraden som siktdjupet. Klorofyllvärdet kan variera kraftigt i tid och rum, varför en så stabil period som möjligt för mätning (augusti) skall väljas (Anon. 1999).

– Närsalter

Fosfor och kväve fungerar som huvudnäringsämnen för växter och är den främsta orsaken till eutrofiering (Jumppanen & Mattila 1994). Totalvärden för fosfor och kväve inkluderar ämnenas alla förekomstformer, både i löst och i obunden form. Både vinter- och sommarhalter ger ett mått på hur mycket fosfor och kväve som finns i systemet och fungerar därför som ett mått på eutrofieringsgraden. Växtplanktonblomningar binder näringsämnen i sin biomassa och kan därför ha inverkan på halten av näringsämnen i vattnet, varför mätningar vid kraftiga blomningar skall undvikas (Anon. 1999).

– Syre i bottenvattnet

Ytvattnet kan bli övermättat på syre på grund av planktonprimärproduktionen under den vegetativa perioden (Rönnerberg 2001). Bottenvattnet är dock alltid omättat på syre, på grund av att här sker syrekrävande nedbrytning av organiskt material. Eutrofieringen ökar biomassan och därmed också det nedbrytningsbara materialet varför syrebrist kan uppstå på botten. Då anoxi infaller bildas giftigt svavelväte till följd av mikrobiella processer. Syrehalten återspeglar förhållandena på botten bäst om också uppgifter om mjukbottenfaunasammansättningen finns tillgängliga.

Eutrofieringen ger inte samma effektgrad i hela Östersjön på grund av skillnader i salthalt, vattenomsättning och bottensubstrat. För att på bästa sätt kunna tolka mätvärdena för de olika parametrarna är det ändamålsenligt att dela in Östersjön i olika typområden. Typområdena kan dras in enligt dels geografiska regioner, dels vattenområdets morfologi och vattencirkulation (Anon. 1999).

3 Bedömning av miljö kvalitet i Sverige

Naturvårdsverket i Sverige har gett ut rapporten ”Bedömningsgrunder för kust och hav” (Anon. 1999) som ett verktyg för att bedöma miljö kvaliteten i den marina miljön. I rapporten bedöms miljö kvaliteten på basen av eutrofieringsindikerande parametrar, ekologiska parametrar, parametrar som anger halter av metaller och organiska miljögifter samt fysisk störning. Här behandlas den bedömning som sker på basen av eutrofieringsindikerande (vatten-) parametrar, eftersom dessa parametrar är de mest väsentliga för föreliggande uppdrag. Två huvudsystem tillämpas: bedömning av tillstånd och bedömning av avvikelse från ett jämförvärde. Båda systemen bedömer kvaliteten genom numeriska gränsvärden för olika parametrar.

3.1 Bedömning av tillstånd

Bedömning av tillstånd görs på basen av ett stort datamaterial över s.k. nyckelparametrar längs Sveriges kust under åren 1988-1990. Dessa parametrar representeras av näringsämnen, klorofyll och siktdjup och skall tilläggas största vikt vid tolkningen av eutrofieringsgraden. Mätvärden över parametrarna jämförs på en skala som är indelad i fem klasser. Skalan går från mycket lågt värde, lågt värde, medelhögt värde, högt värde till mycket högt värde (Tab. 1).

Tab. 1. Tillståndsklassernas gränsvärden för den svenska bedömningen av tillstånd (klasserna 1-5) och den finska allmänna klassificeringen (Anon. 1988 och 1999). Värdena är från augusti och då inget annat anges gäller de för ytvatten.

Bedömning (sv.)/ Klassificering (fi.)		Siktdjup m	Klorofyll a µg/l	Total-fosfor µg/l	Total-kväve µg/l	O ₂ mg/l bottenvatten
Sv. Fi.	Mycket låg halt (1)/ Utmärkt	>5,4 >2,5	<1,5 <2	<15 <12	<252 saknas	>6,0 saknas
Sv. Fi.	Låg halt (2)/ God	4- 5,4 1-2,5	1,5- 2,2 2- 4	15- 19 13-20	252- 308 saknas	4,0- 6,0 saknas
Sv. Fi.	Medelhög halt (3)/ Nöjaktig	3,4- 4 <1	2,3- 3,2 4- 12	19- 24 20-40	308- 364 saknas	2,0- 4,0 saknas
Sv. Fi.	Hög halt (4)/ Försvarlig	2,5- 3,4 -	3,2- 5,0 12- 30	24- 31 40-80	364- 448 saknas	0- 2,0 saknas
Sv. Fi.	Mycket hög halt (5)/ Dålig	<2,5 -	>5,0 >30	>31 >80	>448 saknas	svavelväte saknas

3.2 Bedömning av avvikelse från jämförvärdet

För att kunna se hur mycket ett områdes tillstånd avviker från ett naturligt tillstånd i det eller motsvarande område görs en bedömning på basen av jämförvärden och avvikelsevärden. I detta system indelas den svenska kusten i typområden på basen av geografi och vattenomsättning. Först görs en indelning i de geografiska regionerna Västerhavet, egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken. Därefter indelas varje region i vattenomsättningsklasser på basen av hur snabbt vattenutbytet sker. I varje region bestäms för varje vattenomsättningsklass och för varje vald parameter ett jämförvärde som står för ett ”naturligt normalvärde”. Genom att relatera jämförvärdet med riktiga mätvärden fås ett avvikelsevärde, som svarar på vad som är mänsklig påverkan.

3.3 Typområdesindelning

Vattenomsättningen räknas ut på basen av medelvattenutbytestiden, bassängordningen och morfometriklassen. Med bassängordning avses hur ett visst vattenområde ligger i förhållande till det öppna havet. Bassängordning 0 är havet, bassängordning 1 mynnar i havet, bassängordning 2 mynnar i ett havsområde med bassängordning 1 osv. Eftersom medelvattenutbytestiden i bassängordning 4-5 och 6-10 var relativt lika slogs dessa ihop till klass 4 respektive klass >5.

Morfometriklassen anger havsbassängernas form. Klass 1 är öppen kust, klass 2 är öppen fjärd eller bukt (utan utanförhängande tröskel eller sund), klass 3 är ett område med utanförhängande tröskel, klass 4 är ett område med utanförhängande trångt sund och klass 5 är örlik skärgård (med minst 50 öar, vilka täcker ytan av skärgården till minst 50 %). Om ett område var påverkat både av tröskel och av sund sattes det i klass 3. Vattenomsättningen bestämdes enligt Tab. 2. Klassgränserna för medelvattenutbytestiden framgår ut Tab. 3.

Tab. 2. Bestämning av vattenomsättningsklass med hjälp av morfometriklass (Morf.kl.) och bassängordning (B.o) på basen av ett stort antal områden. Ett värde i figuren anger medelvärdet av områdenas medelvattenutbytestid i dygn för respektive kombination. Om ett värde saknas finns inget havsområde klassat enligt den kombinationen. Ett X betyder att det finns ett eller flera sådana havsområden, men för inget av dem finns någon beräknad vattenutbytestid. Ytorna med varierande grå skuggning i tabellen anger de olika vattenomsättningsklasserna (V.o.kl.) (Anon. 1999).

B.o.	Morf.kl. 1	Morf.kl. 2	Morf.kl. 3	Morf.kl. 4	Morf.kl. 5	V.o.kl.
0	0				X	? I
1	6		17	20	X	? II
2	14		30	30		
3	27		68	46	X	? III
4-5	56		157	42	X	
>5	81		108	X		

Tab. 3. Indelning av havsområden i tre vattenomsättningsklasser, enligt medelvattenutbytestiden (Anon 1999).

Vattenomsättningsklass	Medelvattenutbytestid
I	0-9 dygn
II	10-39 dygn
III	>40 dygn

3.4 Jämförvärden och avvikelsevärden

Jämförvärden och avvikelsevärden finns definierade för näringsämnen (fosfor och kväve), siktdjup och klorofyll. Jämförvärdet skall idealt motsvara det tillstånd som skulle råda utan mänsklig påverkan. Grundtanken vid beräkningen av jämförvärden har varit att använda trender från tidsserier och räkna ”tillbaka” nyare data från dessa trender, vilket dock inte alltid varit möjligt på grund av brist på data.

Mätvärden från varje geografisk region och vattenomsättningsklass kan divideras med jämförvärdet för att få ett avvikelsevärde. Detta avvikelsevärde ger en uppfattning om hur mycket mätvärdena skiljer sig från jämförvärdet. Avvikelsevärdena delas in enligt följande: Gränsen mellan klass 1 och 2 är 1; gränsen mellan klass 4 och 5 är 90-percentilen av kvoterna. De resterande klassgränserna är fördelade lika i intervallet mellan kvoten 1 och 90-percentilen. Ett atypiskt avvikelsevärde kan ge en antydning om en lokal föroreningskälla i ett undersökt havsområde. Se Fig. 1 för klassificering av avvikelser från jämförvärde, Tab. 4 för jämförelsevärdena och Tab. 5 för gränsvärdena för de olika avvikelseklasserna.

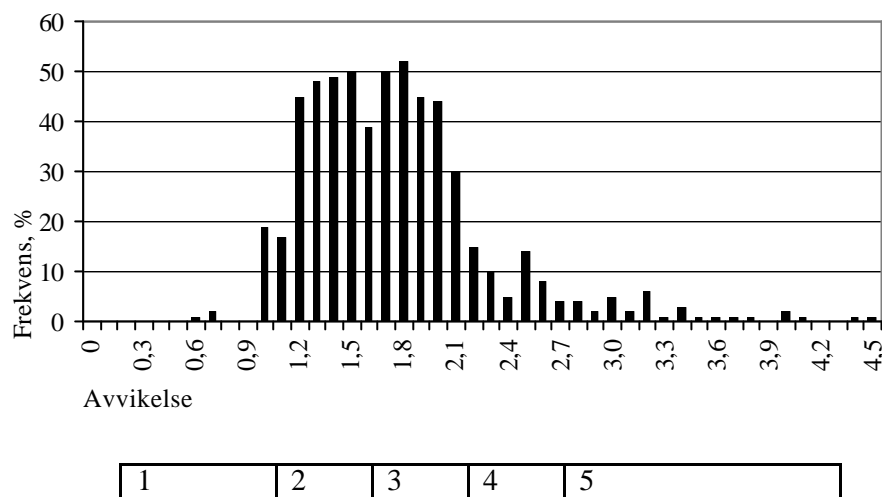


Fig. 1. Exempel på klassificering av avvikelse från jämförvärdet för en viss parameter i ett visst geografiskt område och inom en bestämd vattenomsättningsklass. Klassgränserna har tagits fram från ett stort antal mätningar för parametern. Gränsen mellan klass 1 och 2 är 1, dvs. när tillståndet är lika med jämförvärdet. Gränsen mellan klass 4 och 5 har satts till 90-percentilen av fördelningen av avvikelser från jämförvärdet (2,7 i detta fall). De resterande klassgränserna har fördelats lika i intervallet mellan 1 och 90-percentilen ($((2,7-1)/3 = 0,57 \rightarrow 1+0,57 = 1,57$ som är klassgräns mellan 2 och 3 och $1,57+0,57=2,14$ som är klassgräns mellan 3 och 4) (Anon 1999).

Tab. 4. Jämförelsevärden för tre olika vattenomsättningsklasser. Eftersom föreliggande utredning gäller Åland framställs här värden (klorofyll a, total-fosfor och total-kväve) för Bottenhavet. För siktdjup gäller värdena för Egentliga Östersjön, eftersom inget fanns definierat för Bottenhavet. För vattenomsättningsklass III saknas värden för klorofyll a, total-fosfor och total-kväve (Anon 1999).

Vattenomsättningsklass	Siktdjup m	Klorofyll a µg/l	Total-fosfor µg/l	Total-kväve µg/l
I	10	1,4	8,06	224
II	6,9	1,3	8,06	224
III	5,1	-	-	-

Tab. 5. Gränsvärden för avvikelseklasserna. Genom att dividera ett mätvärde med för området motsvarande jämförvärde som anges i Tab. 4 fås ett avvikelsevärde som kan relateras till avvikelseklasserna och förtälja tillståndet i området jämfört med morfologiskt liknande områden (Anon 1999).

Klass		Siktdjup	Klorofyll	Total-fosfor	Total-kväve
1	Obetydlig avvikelse	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
2	Liten avvikelse	0,77- 1,0	1,0- 1,9	1,0- 2,3	1,0- 1,6
3	Tydlig avvikelse	0,53- 0,77	1,9- 2,7	2,3- 3,6	1,6- 2,1
4	Stor avvikelse	0,30- 0,53	2,7- 3,6	3,6- 4,9	2,1- 2,7
5	Mycket stor avvikelse	<0,30	>3,6	>4,9	>2,7

4 Klassificering av vattendrag i Finland

Vatten- och miljöstyrelsen (numera Finlands miljöcentral) har klassificerat vattendragen i Finland i rapporten "Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen" (Anon 1988). Klassificeringen skiljer inte direkt på sjöar och kustvatten och utnyttjar inte heller typområdesindelning varför valda parametrar och bedömningssätt i detta hänseende avviker markant från det svenska. Den finska klassificeringen görs enligt två huvudsystem: klassificering enligt användningssyfte och allmän klassificering.

4.1 Klassificering enligt användningssyfte

Klassificeringen enligt användningssyfte ger vid handen hur väl ett vattendrag lämpar sig för rekreation, för fiske eller som råvattentäkt. Varje av dessa tre kategorier indelas på basen av valda parametrar i fem (eller sex) tillståndsklasser från utmärkt, god, nöjaktig, försvarlig till dålig (och mycket dålig). Då ett vattendrag i varje av de tre kategorierna fått en tillståndsklass kan en helhetlig klassificering göras på basen av dessa värden.

Eftersom kustvatten inte används som råvattentäkter kan inte dessa vatten klassas inom den kategorin. Den helhetliga klassificeringen måste alltså göras på annan grund. Emedan klassificering enligt användningssyfte inte har relevans för kustvatten behandlas inte klassificeringssättet närmare här.

4.2 Allmän klassificering för kustvatten

I den allmänna klassificeringen har man poängterat faktorer som skiljer olika vattendrag från varandra istället för att ta fasta på vilket användningssyfte vattendraget har. Man utgår från att kunna jämföra egenskaper och möjlig föroreningsgrad mellan olika vattendrag i Finland. Den allmänna klassificeringen bygger på att vattendrag indelas i de fem första av ovannämnda tillståndsklasser med hjälp av gränsvärden för olika parametrar. Parametrar som används är fiskens kvicksilverhalt, vattnets färg, grumlighet, lukt och smak, ytflytande ämnen så som oljor eller andra fettlösliga ämnen, tungmetaller, blågrönalgbloomningar, klorofyll a, totalfosfor, syrehalt i ytvattnet och siktdjup.

Här behandlas främst de eutrofieringsindikerande parametrarna eftersom de är väsentligast för uppdraget och kan också jämföras med det svenska systemet. Se Tab. 1 för tillståndsklassernas gränsvärden. Det bör noteras att man inte i det finska systemet beaktat vattendragets storlek, vattenomsättning, morfologi eller överlag sådana faktorer som inte kan mätas i vattenmassan, vilket medfört att man inte kan göra en typindelning av vattenområden eller en avvikelseklassning.

5 Europeiska unionens direktiv för vatten

Europeiska unionens (EU) direktiv för vatten 2000/60/EG (Anon. 2000) är ett ramdirektiv som omfattar allmänna principer, riktlinjer och tillvägagångssätt för verkställandet av vattenskyddet för en lång tid framöver. Direktivet integrerar medlemsstaternas vattenlagstiftning och introducerar nya aspekter.

Det centrala målet för ytvatten är att definiera typområden och uppnå ett gott ekologiskt och kemiskt tillstånd i dem. Typområdena dras upp på basen av ett A- eller B-system, av vilka Finland valt B-systemet (Finlands miljöcentral, opubl.). I B-systemet skall typindelningen ske med hjälp av de obligatoriska parametrarna längd- och breddgrad, tidvattnets fluktuationsvidd och salinitet, samt de valbara parametrarna strömningshastighet, våginverkan (exponering), vattnets medeltemperatur, vattnets skiktning, grumlighet, vattnets retentionstid i instängda bassänger, bottenkvalitet och vattnets temperaturintervall.

För varje typområde bestäms referensområden med ett utmärkt ekologiskt tillstånd. Det ekologiska tillståndet skall definieras utgående från akvakulturen och dess livsmiljö. För definitionen av det ekologiska tillståndet föreskriver direktivet fem tillståndsklasser, med gränsvärden för klasserna dålig till utmärkt. Vid detta skede föreslår Finlands miljöcentral's kustvattenarbetsgrupp 15 olika typområden för Finlands del (Finlands miljöcentral, opubl.).

Ramdirektivet för vatten skall med de olika etappmålen vara verkställt till slutet av år 2015. Principerna för typområdesindelning och klassificering görs för Finlands del klara till slutet av år 2003, då en internationell jämförelse är möjlig. År 2004 startar en interkalibrering av de olika nationella klassificeringarna, och på basen av denna är det möjligt att bygga upp stommen för den framtida internationella ekologiska klassificeringen. Samtidigt skall också uppföljning av de förslagna klassificeringssystemen drivas. Den första officiella direktivenliga klassificeringen slutförs år 2009, då också resultat från uppföljningen torde vara tillgängliga.

5.1 Vattendirektivets nya aspekter

I klassificeringen av vattendrag är definition av typområden och ekologiskt tillstånd nya angreppssätt för speciellt Finland men i viss mån också för Sverige. I Finland har man hittills inte typindelade vattenområden utan utgått från att ta i betraktande användningssyftet eller det kemiska tillståndet hos vattendrag i allmänhet. I Sverige har man använt typindelning som grund för miljöbedömning, men indelningen har inte gjorts direkt på basen av B-systemets förespråkade parametrar utan med hjälp av vattenomsättningsklasser, vilka dock antagligen i stort ger samma indelning som B-systemet eftersträvar.

Den största skillnaden i klassificeringen i Finland och Sverige för tillfället jämfört med vattendirektivet är att man inte tills vidare kunnat bestämma någon ”slutklass” eller ”totaltillstånd” för vattendragen eftersom varje enskild parameter givit ett skilt värde. För Finlands del ger klassificering enligt användningssyfte en slags slutklass, men denna kan dock inte bestämmas för marina områden varför sättet inte beaktats här. Någon viktning mellan de olika parametrarnas värde som eutrofieringsindikatorer har inte heller presenteras i någotdera landet. Att inkludera flere parametrar för ett vattenområde och sedan räkna ut ett klassmedelvärde är möjligt, men denna metod leder ofta till att alla vattendrag klumpas kring de mellersta klasserna 2 och 3 i det svenska klassificeringssystemet. EU:s ramdirektiv för vatten kan förhoppningsvis ge ett vedertaget system för helhetsbedömning av vattentillstånd i marina system, eftersom ett sådant saknas.

Del 2: Vattenkvalitetsbedömning på Åland

I det följande görs ett försök till att typområdesindela den åländska skärgården i morfologiskt urskiljbara skärgårdszoner samt att klassificera miljötillståndet i dessa. Detta görs genom att studera ett flertal parametrar som beskriver ett omfattande antal provpunkter belägna runt Åland. Provpunkterna och parametrarna analyseras både genom multivariata statistiska analyser och genom att direkt jämföra mätvärden med det tidigare presenterade svenska bedömningssystemet för miljö kvalitet (Anon. 1999).

5 Material och metoder

5.1 Dataunderlag till förfogande

Vattenkvalitetsdata från Åland hittas främst hos Ålands landskapsstyrelse och Husö biologiska station. Därtill finns en del uppgifter också hos Sydvästra Finlands miljöcentral och i separata undersökningar.

Miljölaboratoriet vid Ålands landskapsstyrelse utför allmän miljöövervakning på Åland. Från och med år 2000 utförs en intensivprovtagning på ett tiotal punkter och från och med år 2001 också en ytmässig kartering som innefattar ett hundratal punkter runt Åland. Tyvärr har det inte för denna utredning varit möjligt att utnyttja resultaten från intensivprovtagningen eller den ytmässiga karteringen.

Den andra betydande källan är Husö biologiska station, som på Åland utfört vattenkvalitetsforskning. Data hittas i serien "Forskningsrapporter från Husö biologiska station" som främst presenterar resultat från utredningar utförda för Ålands landskapsstyrelse. Här återfinns förutom kemiska, också ekologiska data som kan användas för vattenkvalitetsarbete.

Den främsta källan till föreliggande rapport består av Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna som fiskodlarna på Åland varit ålagda av landskapsstyrelsen att bekosta och utföra. Uppföljning av fiskodlingars miljöpåverkan startade på 1980-talet på Husö biologiska station, varefter Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna, som är en kontrollundersökning av vattenkvalitet och bottenfauna i områden närmast fiskodlingarna samt i valda referensområden, startades år 1993. Provpunkterna inom programmet har besökts en gång i maj och en gång i augusti och är ett hundratal till antalet, varierande något mellan åren. Undersökningarna har utförts av konsulten Oy Vesi-Hydro Ab och Miljölaboratoriet vid Ålands landskapsstyrelse och resultaten finns sammanställda i rapporter från åren 1993-1999. Resultaten från 2000-talet har inte ännu varit tillgängliga.

Alla existerande data har inte varit möjliga att utnyttja på grund av att de inte ännu funnits i elektronisk form eller för att data varit för heterogent. Landskapsstyrelsens Miljökontrollprogram för

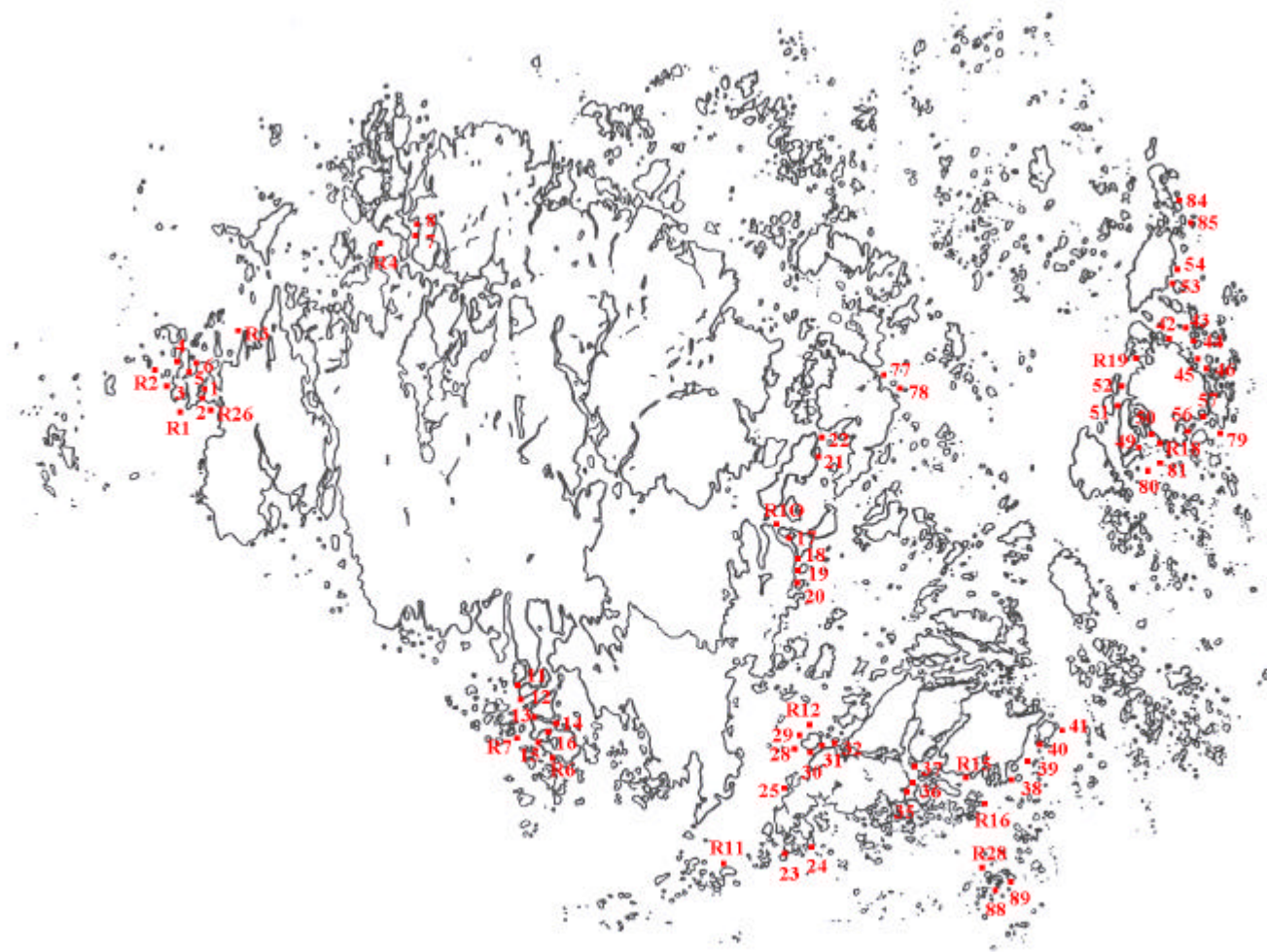
fiskodlingarna har varit den mest omfattande serien över vattenkvalitetsdata att tillgå. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna omspannar flere år, ett stort antal provtagningspunkter och många ändamålsenliga parametrar. Övriga serier är inte direkt samkörbara sinsemellan på grund av varierande variabler, provtagningsårstid eller –metodik, men kunde utgöra kompletterande material till de resultat som presenteras i denna utredning.

5.2 Valda provpunkter och parametrar

Kring fasta Åland, Föglö, Kumlinge och Enklinge valdes 73 provpunkter (se Fig. 2 och Tab. 6) från Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna för närmare analys. Här ingick parametrarna temperatur, totaldjup, siktdjup, klorofyll a, totalfosfor, totalkväve och syrehalt. Värdena som användes var från augusti åren 1996-1999. Augustivärden beskriver bäst tillståndet under sommarstagnationen, då eutrofieringsproblemen ofta är som synligast. För temperaturen uträknades ett medelvärde över provtagna på var femte meter genom hela vattenpelaren, medan syrehalten var uppmätt endast i bottenvattnet. Klorofyll a, totalfosfor och totalkväve var tagna som samlprov.

För att komplettera informationen har exponeringsgrad, bassängordning, morfometriklass och vattenomsättningsklass bestämts. För att få fram exponeringsgraden räknades antalet sektorer på 9 grader som på 2,5 km:s avstånd från provpunkten inte stöter på land (Berglund 1998). Bassängordning, morfometriklass och slutligen vattenomsättningsklass bestämdes enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Anon. 1999) utgående från sjökortet.

Parametrarna indelades i två klasser: Temperatur, totaldjup, exponeringsgrad samt vattenomsättningsklass utgjorde deskriptiva (beskrivande) parametrar och siktdjup, klorofyll a, totalfosfor och totalkväve ingick som eutrofieringsindikerande parametrar.



20 km

Fig. 2. Valda provpunkter för utredningen. Se Tab. 6 för provpunkternas namn.

Tab. 6. Provpunkternas namn. Se Fig. 2 för deras placering. Kontrollstationerna (1-98) ligger nära en fiskodling, medan referensstationerna (R1-R28) ligger i ett motsvarande, men opåverkat eller mindre påverkat område.

Lurarskatan	R1	Mellanö	1	Randholm	19	Svidjeholm	39	Hulviksholm	77
Vänskär	R2	Mellanö	2	Randholm	20	Elgonskär	40	Hulviksholm	78
Söderfjärden	R3	Vesterö	3	Byholm	21	Elgonskär	41	Näbbskär	79
Gumholm	R4	Långö	4	Byholm	22	Torsholmsrör	42	Morningsrör	80
Granöklubben	R6	Mellanö	5	Stora Dermantskär	23	Torsholmsrör	43	Slätskär	81
Orrskär	R7	Mellanö	6	Stora Dermantskär	24	Torsholm	44	Skutnäs udden	84
Timrö	R10	Andersö	7	Rödsjär	25	Torsholm	45	Skutnäs strömmen	85
Björkör	R11	Andersö	8	Flisö	28	Torsholm	46	Stackskär	88
Flisö	R12	Nåtö	11	Flisö	29	Snäckö	49	Stackskär	89
Malklobb	R15	Nåtö	12	Flisö	30	Snäckö	50		
Kråkskär	R16	Bergö	13	Flisö	31	Snäckö	51		
Skagen	R18	Bergö	14	Flisö	32	Snäckö	52		
Emskär	R19	Gåsö	15	Julholmskläpp	35	Enklinge	53		
Skogsholmsrör	R25	Gåsö	16	Julholmskläpp	36	Enklinge	54		
Berghamn	R26	Ängö	17	Julholmskläpp	37	Gunnarsholm	56		
Östra fjärdharun	R28	Ängö	18	Svidjeholm	38	Gunnarsholm	57		

5.3 Statistisk och numerisk analys

I föreliggande utredning är antalet provpunkter stort, parametrarna många och syftet att ta reda på hur provpunkterna skiljer sig sinsemellan med stöd av samtliga uppmätta parametrar. I ett multidimensionellt dataset, dylikt detta, är det ändamålsenligt att använda sig av principiell komponent analys (PCA), som kan komprimera variationen (Jenerette et. al 2002) i resultatbehandlingen. På basen av de studerade objekten (provpunkterna) ger PC-analysen ett multidimensionellt spridningsdiagram, där varje parameter bildar en egen axel. Eftersom ett sådant multidimensionellt diagram är omöjligt att rita upp, projiceras detta till en bivariat ordination där två ortogonala axlar återspeglar den största variationen (Legendre & Legendre 1998). Enheterna för de uppmätta parametrarna varierade på olika skalor, varför data standardiserades innan de två skilda PC-analyserna, trots att det var frågan om en ren korrelationsanalys. Två skilda multivariata analysenheter, i vilka de två mest förklarande axlarna (axel 1 och 2) valdes för att rita upp ordinationer, gjordes med statistikprogrammet SPSS for Windows. Förutom dessa analyser, jämfördes parametrarnas värden också manuellt med de gränsvärden som förekommer i det svenska miljöbedömningssystemet.

Resultatbehandlingen var följande:

- 1) En multivariat analys över deskriptiva parametrar utfördes för att gruppera provpunkterna enligt deras beskrivande bakgrundsegenskaper (exponeringsgrad, vattenomsättning, totaldjup och temperatur).
- 2) Som följande gjordes en jämförelse av eutrofieringsindikerande parametrar (siktdjup, klorofyll a, totalfosfor och -kväve och syrehalt) till det svenska systemet för bedömning av a) tillstånd och b) avvikelse från jämförvärde (Anon. 1999). Denna jämförelse gjordes för att få en uppfattning om vilka provpunkter som är de mest övergödda både utan respektive med hänsyn till deras morfologiska karaktär.
- 3) Den sista analysen utgjordes av en multivariat analys över alla ovannämnda parametrar. I denna analys tvingades alla parametrarna i samma analys dels för att kunna se vilken parameter som är den mest styrande, dels för att relatera en ren statistisk behandling till den föregående manuella jämförelsen. Med kunskap från de två tidigare analyserna om provpunkternas indelning enligt deskriptiva och eutrofieringsindikerande parametrar kan denna sista behandling analyseras bättre.

6 Resultat

1) För de deskriptiva parametrarna (temperatur, totaldjup, exponeringsgrad och vattenomsättningsklass) gjordes en multivariat analys (PCA) över alla provpunkterna skilt för varje år. Denna analys, över endast de deskriptiva parametrarna gjordes för att klassificera provpunkterna enligt de beskrivande bakgrundsegenskaperna, vilka inte är påverkade av mänsklig aktivitet.

Resultatet visade sig vara relativt lika mellan åren, vilket är föga överraskande eftersom den enda parametern som direkt varierade årligen var temperatur. Ordinationerna uppgjorda med varje analys' två första axlar (eigenvalue $\sim 0,5$ (x-axeln) och $\sim 0,25$ (y-axeln)) förklarade ~ 75 % av variationen och gav en gradient för provpunkterna från skyddade och instängda, öppnare och mindre instängda till exponerade och öppna lokaler. För att lättare se likheten mellan åren och få en sammanfattande bild över alla fyra år, projicerades (prov)punkterna i ordinationerna ner mot x-axeln, som förklarade hälften av variationen. Provpunkternas ordning längs axeln jämfördes sedan åren emellan. I Fig. 3. avbildas ordinationen från år 1997 och ur Tab. 7 framgår provpunkternas projicerade följd för varje år och sammanfattat över fyra år.

Exponeringsgraden var den viktigaste förklarande faktorn i analysen. Projiceringen av alla fyra åren gav en klar ordningsföljd för de mest skyddade och instängda (13, 14, 15, 16, 37, 42, 45, 46, 49, 51, 56, 57, R15, R18, R19) och de mest exponerade och öppna lokalerna (3, 4, 23, 24, 28, 29, 78, R2, R11, R12, R28) medan de "mellanliggande" (resterande 43 provpunkter) var mera utspridda. På basen av detta mönster indelades provpunktsområdena i en inner-, mellan och ytterskärgårdsregion, vilket illustreras i Fig. 4.

Trots att en klar gränsdragning mellan olika skärgårdszoner i vissa fall varit både svår och subjektiv, beskriver ordningsföljden i alla fall tydligt en gradient från inner- mot ytterskärgård. PC-analysen över de deskriptiva parametrarna fungerar också väl som bakgrund och referens för tolkning av de två följande analysresultaten, där yttre påverkande parametrar inkluderas, först separat och sedan tillsammans med de deskriptiva.

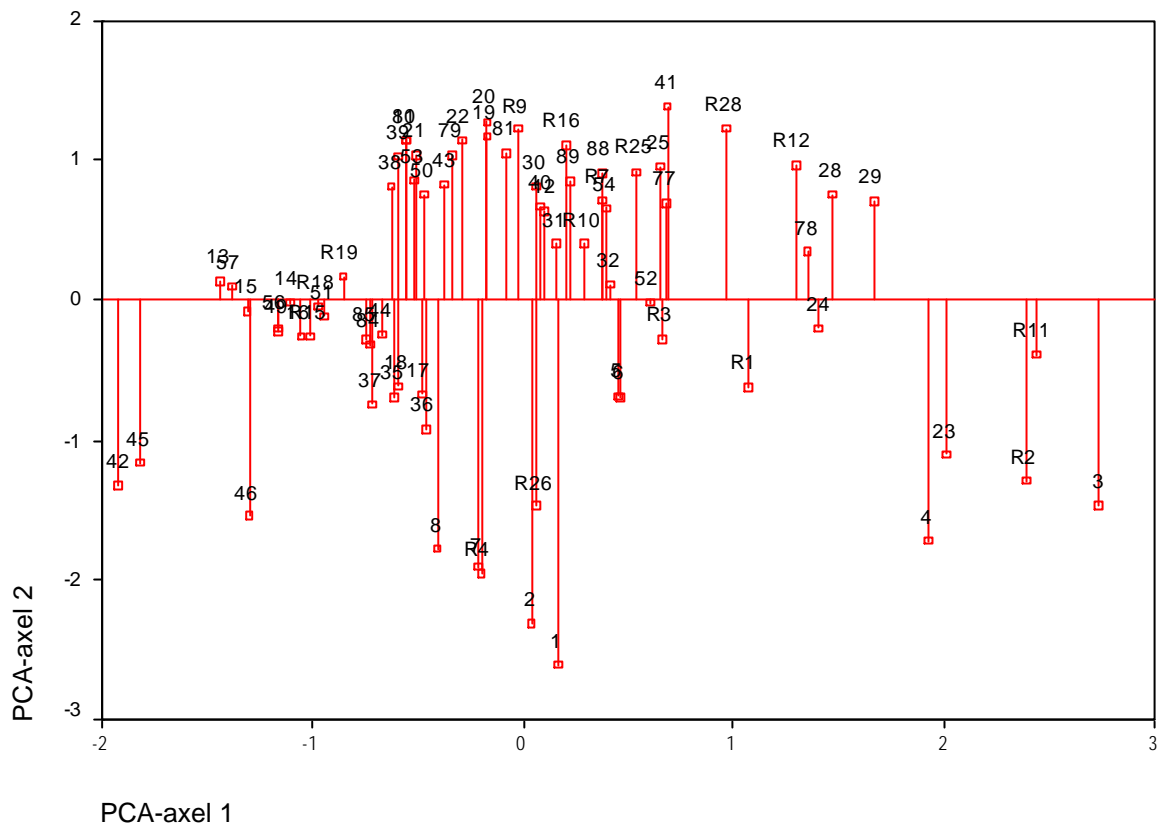
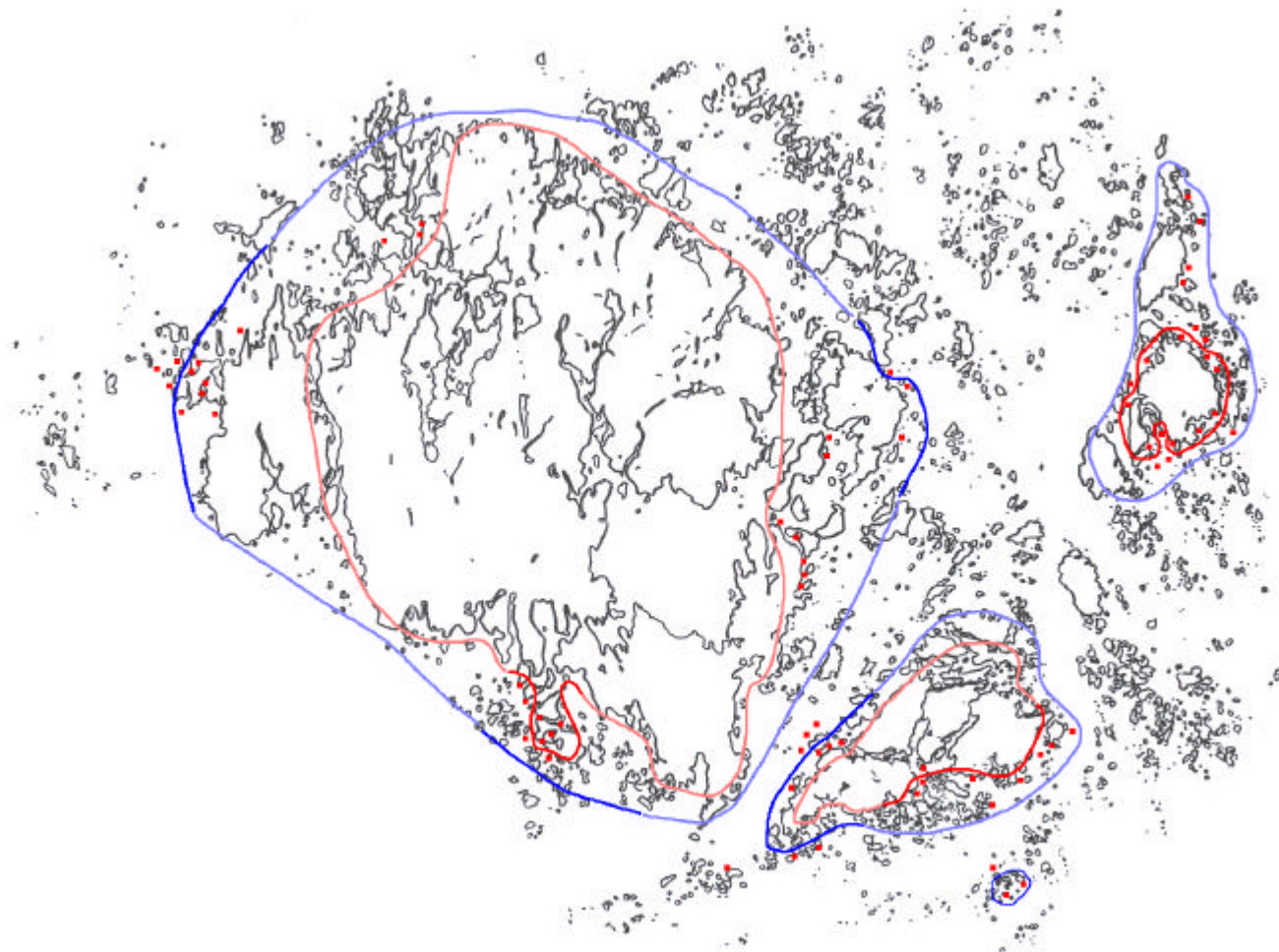


Fig. 3. PCA-ordination över deskriptiva parametrar för provpunkterna år 1997. Linjerna visar projiceringen mot x-axeln. Exponeringsgrad, totaldjup och vattenomsättning ökar medan temperaturen sjunker från vänster mot höger i figuren. Se Tab. 6 för provpunkternas namn och Fig. 2 för deras geografiska placering.

Tab. 7. Projicering av provpunkterna mot x-axeln skilt för varje års PC-analys. Provpunkterna uppifrån neråt går från skyddade och instängda till exponerade och öppna lokaler. Kolumnen längst till höger i tabellen visar i stort den följd som alla fyra åren tillsammans ger. De 15 första och 11 sista punkterna ger en klar ordningsföljd medan mellanliggande provpunkter har en godtycklig ordning, varför dessa (43) rutor lämnats tomma i den sista kolumnen.

Ar	1996	1997	1998	1999	ALLA
	42	42	42	42	42
	45	45	45	45	45
	57	13	13	13	13
	49	57	46	57	57
	13	15	57	46	46
	46	46	56	15	15
	56	56	14	56	56
	R15	49	8	R15	R15
	15	14	49	49	49
	R18	16	R15	14	14
	R4	R15	15	16	16
	51	R18	37	37	37
	38	51	7	R18	R18
	R19	R19	R18	8	R19
	14	85	36	R6	51
	84	84	51	38	
	7	37	R4	51	
	39	44	35	36	
	85	38	R19	85	
	44	35	53	35	
	R26	18	38	7	
	37	39	85	R19	
	16	11	44	39	
	35	80	R26	18	
	2	53	18	44	
	53	21	2	R26	
	50	17	16	17	
	80	50	39	11	
	36	36	17	21	
	79	8	21	50	
	18	43	84	53	
	21	79	79	R4	
	30	22	50	80	
	43	7	1	22	
	R6	R4	22	79	
	17	20	43	40	
	1	19	80	84	
	22	81	20	43	
	11	R9	19	19	
	20	2	R6	20	
	81	30	30	1	
	19	R26	31	30	
	31	40	11	31	
	R3	12	40	6	
	R16	31	R1	R16	
	6	1	81	81	
	25	R16	R16	2	
	40	89	R10	5	
	5	R10	32	89	
	8	R7	R3	32	
	88	88	54	R10	
	R1	54	25	88	
	89	32	R25	25	
	R10	5	5	R25	
	52	6	77	R3	
	32	R25	6	12	
	77	52	89	77	
	R25	25	88	R1	
	41	R3	52	41	
	54	77	12	54	
	24	41	41	R7	
	12	R28	R12	24	
	R28	R1	28	R28	R28
	28	R12	R28	52	24
	R12	78	R7	R12	R12
	R7	24	78	28	28
	78	28	24	4	78
	4	29	29	29	29
	29	4	23	78	4
	R2	23	4	23	23
	23	R2	R2	R2	R2
	R11	R11	R11	R11	R11
	3	3	3	3	3



20 km

Fig. 4. Indelning av provpunkterna och omkringliggande skärgård på Åland i inner-, mellan och ytterskärgård efter PC-analysen över de deskriptiva parametrarna för alla fyra år. Det blå strecket anger gränsen mellan ytter- och mellanskärgård, medan det röda är gränsen mellan mellan- och innerskärgård. Mörkare färg har använts där gränsen kunnat verifieras med hjälp av faktiska mätdata mellan provpunkter. Den ljusare färgen är en uppskattad gräns. Ögrupper långt vid sidan av gränserna har inte inkluderats i analysen. Se Tab. 6 för provpunkternas namn och Fig. 2 för deras numrering.

2) I den följande analysen indelades provpunkterna med hjälp av de eutrofieringsindikerande parametrarna (siktdjup, klorofyll a, totalfosfor, totalkväve, och syrehalt) enligt den svenska bedömningen av a) tillstånd och b) avvikelse från jämförvärde. Denna analys gjordes för att i motsats till den föregående, nu kunna klassificera provpunkterna på basen av eutrofieringsstatus. Tillståndsbedömningen ger en uppfattning om hur provpunkten skiljer sig från övriga områden i landet (Sverige) eller i Östersjön, medan bedömning på basen av avvikelsevärde beaktar de morfologiska omständigheterna som provpunkten besitter, och beskriver hur mycket tillståndet avviker från ett naturligt tillstånd i samma eller motsvarande område (Anon. 1999). Det finska klassificeringssystemet (Anon. 1988) utnyttjades inte eftersom det inte direkt är avsett för marina miljöer och inte går att anpassa till morfologiskt varierande områden.

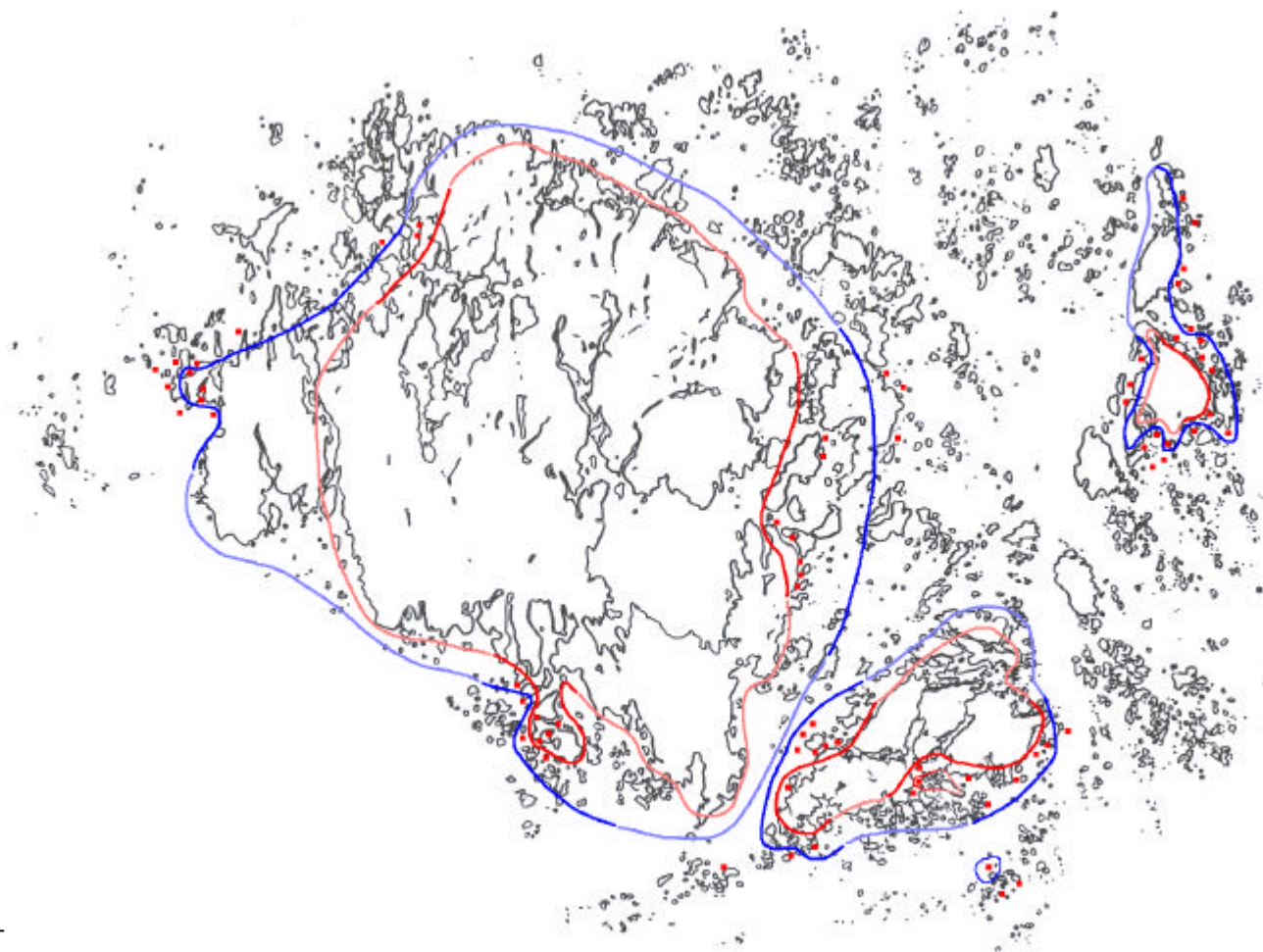
I tillståndsklassificeringen bör det noteras att i brist på mätvärden var de använda näringsproven tagna som sammelvprov (ca 2 ggr siktdjup) medan de använda gränsvärdena i första hand är avsedda för ytvatten taget på 1 m djup. För avvikelseklassificeringen har man för bottenvattnets syrevärden varit tvungen att använda jämförelsevärden från Egentliga Östersjön, eftersom dylika inte bestämts för Bottenhavet. Det är också viktigt att komma ihåg att vissa provpunkter ligger i närheten av en fiskodling, vilket kan påverka bedömningen av större havsområden i orepresentativt hög grad, ifall avståndet till följande mätpunkt är långt.

a) De eutrofieringsindikerande parametrarnas mätvärden jämfördes skilt för varje år med gränsvärdena för klasserna för bedömning av tillstånd (Tab. 1). Då varje parameters mätvärde från samma provpunkt fått en tillståndsklass räknades alla tillståndsklassvärden ihop och dividerades med antalet parametrar (5) för att få en "medelklass" som kan beskriva "totaltillståndet" per år. En så kallad medelklassificering gjordes till sist ännu över alla fyra åren för att få en helhetsbild över tillståndet. Se Tab. 8 för provpunkternas indelning i tillståndsklasser per år och över alla fyra år, och Fig. 5 för provpunkternas geografiska placering i tillståndsklasser.

Kännetecknande för bedömning av tillstånd är att inner- och därefter mellanskärgårdslokaler med höga näringshalter både av antropogent och naturligt ursprung får en dålig tillståndsklass, vilket kan konstateras även i detta fall. De sämst klassificerade lokalerna ligger kring Mariehamn, t.ex. Bergö 13, 14 och Gåsö 15, 16. Dock återfinns inga provpunkter i jämförelsen över alla fyra åren i den sämsta tillståndsklassen 5, som anger mycket hög halt eller dåligt tillstånd. Oroväckande är däremot att ingen ytterskärgårdslokal enligt analysen över fyra år kunnat klassificeras i tillståndsklass 1 (mycket låg halt), utan placeras i klass 2 (låg halt) och till och med i klass 3 (medelhög halt). Den dåliga tillståndsklassificeringen kan för vissa provpunkter, t.ex. Flisö 28, 29 och R12 i västra Föglö bero på en störande svallvågseffekt. Många skärgårdsområden, påverkas av tung fartygstrafik, som påverkar vattnets normala skiktning och medför en periodisk uppvällning av kallt, näringsrikt djupvatten till det belysta ytskiktet (Rönnerberg & Östman 2000).

Tab. 8. Provpunkternas indelning enligt bedömning av tillstånd och bedömning av avvikelse från jämförvärde. Tillståndsklassen (Tillst. kl.) och avvikelseklassen (Avv.kl.) per år anger ett medelvärde över de bedömnings- respektive avvikelseklasser som varje parameter inom varje provpunkt angett. Tillsist anges en medelklass för alla fyra årens bedömnings- och avvikelseklasser. Provpunkterna är ordnade i inner-, mellan och ytterskärgård enligt PC-analysen från år 1996. Gråa rutor anger klassificeringsskillnad mellan bedömningsätten. Mörkare färg markerar sämre klass. Se Tab. 1 för klassgränser.

Provpunkt	Skärgårdstyp	1996	1997	1998	1999	96-99	1996	1997	1998	1999	96-99
		enl. PCA -96	Tillst.kl.	Tillst.kl.	Tillst.kl.	Tillst.kl.	Tillst.kl.	Avv.kl.	Avv.kl.	Avv.kl.	Avv.kl.
Malkobb R15	3 (innersk.)	2.00	3.75	3.00	3.25	3	2.00	3.00	2.75	3.00	3
Skagen R18	3	3.00	2.50	2.75	1.75	3	2.25	2.50	2.75	2.25	2
Emskär R19	3	2.00	2.00	2.50	1.75	2	2.25	2.25	2.25	2.00	2
Bergö 13	3	5.00	4.50	3.75	3.50	4	3.00	3.50	3.50	3.25	3
Bergö 14	3	5.00	4.00	3.50	3.75	4	3.00	3.25	3.25	3.25	3
Gåsö 15	3	5.00	3.75	3.50	3.50	4	3.25	2.75	3.50	3.25	3
Gåsö 16	3	5.00	4.00	4.00	4.00	4	3.25	3.00	3.75	4.00	4
Julholmskläpp 37	3	3.00	3.00	2.75	3.75	3	2.75	3.75	2.50	3.25	3
Torsholmsör 42	3	3.00	3.00	3.25	2.25	3	2.50	2.50	2.75	2.25	3
Torsholm 45	3	3.00	2.25	2.75	2.00	3	2.25	2.25	2.75	2.50	2
Torsholm 46	3	3.00	2.25	2.75	1.75	2	2.50	2.25	2.75	2.25	2
Snäckö 49	3	3.00	2.00	2.00	1.75	2	2.25	2.25	2.25	2.25	2
Snäckö 51	3	2.00	2.25	2.50	1.50	2	2.25	2.25	2.50	2.00	2
Gunnarsholm 56	3	2.25	2.50	2.75	2.25	2	2.25	2.50	2.50	2.25	2
Gunnarsholm 57	3	2.00	2.50	3.00	2.50	3	2.25	2.50	2.50	2.25	2
Lurskatan R1	2 (mellansk.)	1.75	2.00	2.50	2.00	2	2.00	2.00	2.50	2.50	2
Söderfjärden R3	2	1.00	2.00	2.25	2.00	2	2.00	1.75	2.25	2.50	2
Gumholm R4	2	2.25	2.00	2.75	2.50	2	2.00	2.25	2.50	2.50	2
Granöklubben R6	2	3.00	2.50	2.50	2.50	3	2.00	2.25	2.50	2.50	2
Orrskär R7	2	2.25	3.00	2.25	2.50	3	2.00	2.50	2.00	2.25	2
Timrö R10	2	2.25	2.50	2.75	2.75	3	2.00	2.00	2.75	2.50	2
Kräkskär R16	2	2.25	3.25	3.00	2.50	3	2.00	2.75	3.00	2.50	3
Skogsholmsör R25	2	2.00	2.25	2.25	2.00	2	2.25	2.50	2.25	2.25	2
Berghamn R26	2	2.00	1.75	2.00	2.00	2	2.25	1.75	2.50	2.00	2
Mellanö 1	2	2.00	2.75	3.50	2.50	3	2.25	2.50	3.25	2.50	3
Mellanö 2	2	2.00	3.00	4.00	2.75	3	2.25	3.00	3.75	2.50	3
Mellanö 5	2	3.00	2.75	3.00	2.00	3	3.00	2.50	3.00	2.25	3
Mellanö 6	2	2.25	2.25	2.50	2.25	2	2.25	2.25	2.75	2.50	2
Andersö 7	2	3.00	3.75	3.25	3.00	3	2.00	2.75	3.00	3.00	3
Andersö 8	2	3.00	3.00	3.50	3.25	3	2.00	2.75	3.25	2.75	3
Nätö 11	2	3.00	3.25	2.25	2.75	3	2.25	2.75	2.75	2.75	3
Nätö 12	2	2.00	2.75	2.50	2.50	2	2.25	2.75	2.75	2.50	3
Ängö 17	2	3.00	3.00	2.75	2.25	3	1.75	2.25	2.50	2.50	2
Ängö 18	2	3.00	2.50	2.50	2.50	3	2.00	2.50	2.50	2.75	2
Randholm 19	2	2.00	3.25	2.50	2.50	3	1.50	2.25	2.75	2.75	2
Randholm 20	2	2.25	3.50	3.00	2.75	3	1.50	2.50	2.75	2.75	2
Byholm 21	2	3.00	3.00	3.25	2.50	3	2.00	1.75	2.50	2.75	2
Byholm 22	2	3.00	2.75	3.25	2.50	3	2.25	2.75	2.75	3.00	3
Stora Demantskär 24	2	2.00	2.50	2.75	2.75	3	2.50	2.75	2.50	3.00	3
Rödskär 25	2	5.00	3.75	3.50	2.50	4	4.00	3.25	3.00	2.75	3
Flisö 30	2	2.00	3.00	3.50	3.00	3	2.50	3.00	3.50	2.75	3
Flisö 31	2	3.00	3.25	3.50	2.25	3	3.00	2.75	3.25	2.75	3
Flisö 32	2	3.00	3.00	3.50	2.00	3	3.00	2.75	3.25	2.75	3
Julholmskläpp 35	2	3.00	3.00	3.25	3.50	3	2.50	3.75	3.00	3.25	3
Julholmskläpp 36	2	3.00	3.00	3.75	4.25	4	2.75	3.50	3.25	3.50	3
Svidjeholm 38	2	3.00	2.75	3.00	2.50	3	2.75	2.75	2.75	2.75	3
Svidjeholm 39	2	3.00	3.00	3.00	3.00	3	2.75	2.75	2.75	2.75	3
Elgonskär 40	2	2.25	3.25	3.00	2.00	3	2.50	3.00	2.75	2.50	3
Elgonskär 41	2	1.00	3.00	2.75	2.00	2	2.00	3.00	2.50	2.50	3
Torsholmsör 43	2	3.00	2.00	2.75	1.75	2	2.50	2.75	2.75	2.25	3
Torsholm 44	2	3.00	2.50	3.00	1.75	3	2.50	2.50	2.75	2.25	3
Snäckö 50	2	3.00	2.25	2.25	1.75	2	3.00	2.50	2.50	2.50	3
Enklinge 53	2	2.25	2.50	2.75	1.75	2	2.50	2.75	2.75	2.25	3
Enklinge 54	2	2.25	2.50	2.25	2.00	2	2.50	2.50	2.50	2.50	3
Hulviksholm 77	2	2.00	2.00	3.00	1.75	2	2.25	2.50	3.00	2.50	3
Näbbskär 79	2	3.00	3.00	3.00	2.75	3	2.75	2.75	2.75	2.75	3
Morningsör 80	2	2.00	2.50	2.25	2.00	2	2.25	2.75	2.50	2.50	3
Slätskär 81	2	2.00	2.25	2.00	2.00	2	2.50	2.50	2.50	2.25	2
Skutnäs udden 84	2	2.00	2.25	1.75	1.25	2	2.25	2.25	2.00	1.75	2
Skutnäs strömmen	2	2.00	2.50	1.50	1.25	2	2.25	2.25	2.00	1.75	2
Stackskär 88	2	2.25	2.50	3.25	1.50	2	2.75	3.00	3.00	2.25	3
Stackskär 89	2	2.25	2.25	3.00	2.00	2	2.75	3.00	2.75	2.25	3
Vänskär R2	1 (yttersk.)	1.75	1.75	2.00	2.50	2	2.00	2.25	2.25	2.75	2
Björkör R11	1	2.25	2.50	2.25	2.50	2	2.00	3.00	2.50	2.75	3
Flisö R12	1	2.00	3.25	3.00	3.00	3	2.00	2.75	2.75	2.75	3
Östra Fjärdharun	1	3.00	2.50	2.50	2.50	3	3.00	3.00	2.75	2.25	3
Vesterö 3	1	2.00	1.75	2.00	3.00	2	2.00	2.00	2.50	3.25	2
Långö 4	1	1.00	1.75	2.25	2.50	2	2.25	2.25	2.25	2.75	2
Stora Demantskär 23	1	2.00	2.25	2.75	2.75	2	2.50	3.00	2.50	3.25	3
Flisö 28	1	2.00	3.50	3.75	2.75	3	2.75	2.75	3.25	2.75	3
Flisö 29	1	3.00	3.25	3.50	3.00	3	2.75	2.75	3.25	2.75	3
Snäckö 52	1	2.00	2.25	2.75	1.75	2	2.50	2.50	2.50	2.25	2
Hulviksholm 78	1	2.00	2.25	2.50	1.75	2	2.75	2.50	2.50	2.50	3



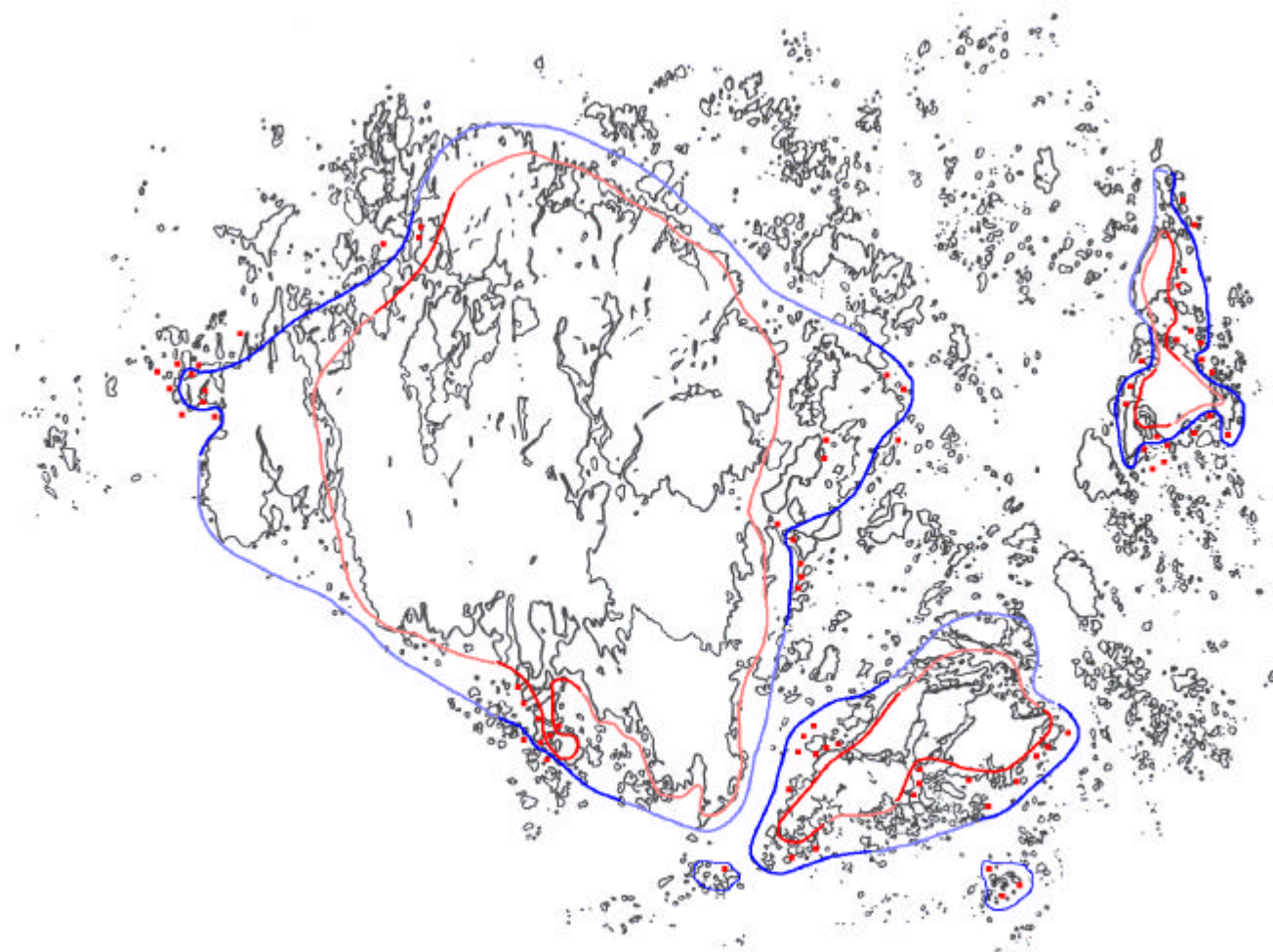
20 km

Fig. 5. Indelning av provpunkterna och omkringliggande skärgård efter Naturvårdsverkets bedömning av tillstånd (Anon. 1999) över åren 1996-1999. Det blå strecket anger gränsen mellan tillståndsklass 2 och 3 och det röda mellan 3 och 4 (Tab. 1). Ingen provpunkt placerade sig i klass 1, som anger mycket låg halt eller utmärkt tillstånd, eller i klass 5, som anger mycket hög halt eller dåligt tillstånd. Mörkare färg har använts där gränsen kunnat verifieras med hjälp av faktiska mätdata mellan provpunkter. Den ljusare färgen är en uppskattad gräns. Ögrupper långt vid sidan av gränserna har inte inkluderats i analysen. Se Tab. 6 för provpunkternas namn.

b) Till skillnad från tillståndsklassificeringen är syftet med avvikelseklassificeringen att se hur höga eutrofieringshalter ett område besitter i förhållande till områdets andra egenskaper. För att bedöma avvikelse från jämförvärde, uträknades ett avvikelsevärde för varje mätvärde (enligt Anon. 1999). Dessa avvikelsevärden jämfördes med avvikelseklasserna (Tab. 5), varefter provpunkterna klassificerades, igen skilt för varje år. Också här uträknades en så kallad medelklass per år och en för alla fyra åren. Se Tab. 8 för provpunkternas indelning i avvikelseklasser per år och Fig. 6 för en sammanfattad karta över provpunkternas placering under alla fyra år.

Avvikelsebedömningen kan, jämfört med tillståndsklassificeringen, ”klassificera upp” innerskärgårdsområden med naturligt högre eutrofieringsgrad, eftersom den beaktar instängdhet och exponering. Öppnare hav skall däremot enligt avvikelseklassificeringen ha betydligt lägre näringsvärden eftersom den naturliga vattencirkulationen är riklig. Tillståndsklassificeringen jämförs med avvikelseklassificeringen i Tab. 8, där provpunkterna är ordnade uppifrån neråt från inner- till ytterskärgård (enligt PC-analysen från år 1996). I tabellen är klassificeringsskillnaden utmärkt i två nyanser av grått, där den mörkare anger sämre klass. Ur tabellen kan man avläsa att avvikelseklassificeringen ger en bättre klass för mer instängda områden, medan den mot förmodan ger en sämre klass för exponerade provpunkter. I Fig. 6 illustreras provpunkternas geografiska placering enligt avvikelseklassificeringen.

Ålands skärgård har lidit av lokal eutrofiering redan sedan 1960-talet, medan man på 1980-talet sett de första tecknena på övergödning också i ytterskärgården (Bonsdorff et al. 1997b). Samtidigt har man verifierat en minskande mängd fosfor med ökande avstånd från land (Östman & Blomqvist 1997). För tillfället har dock rapporterats att fosforhalterna stigit i utskärsvatten (Rönnerberg 2001). Med hänvisning till avvikelseklassningen verkar det alltså som om innerskärgårdsområdena bibehållit sin eutrofieringsnivå, medan ytterskärgården ytterligare försämrats.



20 km

Fig. 6. Indelning av provpunkterna och omkringliggande skärgård efter Naturvårdsverkets bedömning av avvikelse från jämförvärde (Anon. 1999). Det blå strecket anger gränsen mellan avvikelseklass 2 och 3 och det röda mellan 3 och 4. Ingen provpunkt placerade sig alltså i klass 1, som anger ingen avvikelse eller utmärkt tillstånd, eller i klass 5, som anger mycket hög halt eller dåligt tillstånd. Mörkare färg har använts där gränsen kunnat verifieras med hjälp av faktiska mätdata mellan provpunkter. Den ljusare färgen är en uppskattad gräns. Ögrupper långt vid sidan av gränserna har inte inkluderats i analysen. Se Tab. 6 för provpunkternas namn.

3) Som sista resultathelhet gjordes ännu en skild multivariat analys (PCA) där alla parametrarna inkluderades skilt för varje år. Resultatet ger en helhetsbild över hur lokalerna skiljer sig från varandra och kan jämföras med de två andra resultatdelarna där de morfologiska och eutrofieringsindikerande egenskaperna analyserats skilt.

Ordinationsmatrix över varje år ritades upp med de två första PCA-axlarna (eigenvalue $\sim 0,35$ (x-axeln) och $\sim 0,20$ (y-axeln)). För att i denna analys, med många varierande parametrar och en sammanlagd förklaringskraft på $\sim 55\%$ hos de två första axlarna (jmf. den första multivariata analysen) få med en så stor del av variationen som möjligt analyserades ordinationerna tvådimensionellt utan projicering mot en axel. Ordinationerna bildade tre rätt tydligt urskiljbara grupper, som i stort sätt för varje år innehöll samma provpunkter. En jämförelse mellan föregående analys om bedömning av tillstånd och avvikelse ger vid handen att grupperna i ordinationen från vänster till höger ordnade sig från lägre mot högre eutrofieringsgrad men från starkare mot svagare exponering. Grupp 1 motsvarar klass 2, grupp 2 klass 3 och grupp 3 klass 4 i det svenska bedömningssystemet. Den uppkomna gradienten kan förklaras med att de största näringshalterna oftast förekommer i skyddade, landnära områden. Ordinationen från analysen över år 1997 och 1999 har avbildats i Fig. 7a) och b) och grupperingen av provpunkterna generaliseras i Tab. 9 .

Att Mariehamn (provpunkterna 13-16) utmärker sig som ett högbelastat område är väldokumenterat (ex. Östman & Blomqvist 1997), men att sydöstra- östra Föglö (provpunkterna 35-37, R15) ligger i samma klass har endast befarats tidigare. En möjlig orsak är en tillströmning av bakgrundsbelastat näringsrikt vatten som transporteras från Finska viken. På grund av Coriolis-kraften, som förorsakas av jordrotationen, strömmar vattnet motsols i Östersjön, vilket betyder att näringsrikt vatten från egentliga Östersjön flödar in i Finska viken längs den södra kusten och ut längs den norra mot Ålands östra del och upp längs Bottenviken för att återvända på västra sidan om Åland (HELCOM 1993).

De mest exponerade provpunkterna (3, 4, R1, R2) återfinns på Eckerös västra sida. Dessa är också de minst näringsbelastade, vilket antagligen beror på det intilliggande Ålands hav, med en naturlig kontinuerlig vattencirkulation och ett stort djup på ställvis upp till 200 m. För provpunkternas geografiska fördelning se Fig. 8, där PCA-analysens resultat över alla fyra år finns illustrerat.

Trots att både de deskriptiva och eutrofieringsindikerande parametrarna understödde gradienten i ordinationen, var mönstret starkast styrt av parametererna totalfosfor och -kväve vilka fick växande värden längs x-axeln. Också klorofyll a understödde starkt gradienten, medan bottenvattnets syrehalt och siktdjup fluktuerade mera vertikalt i ordinationen.

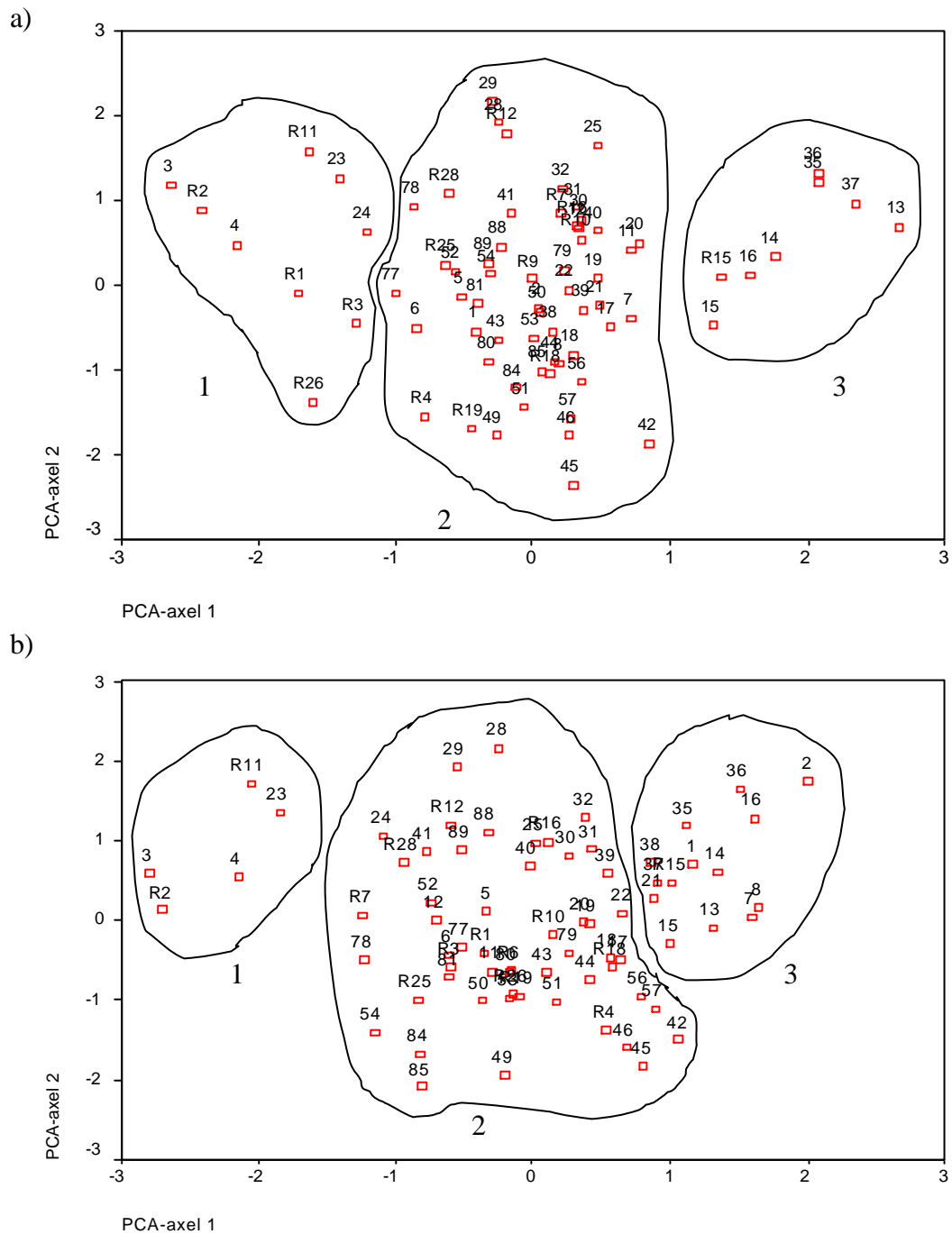
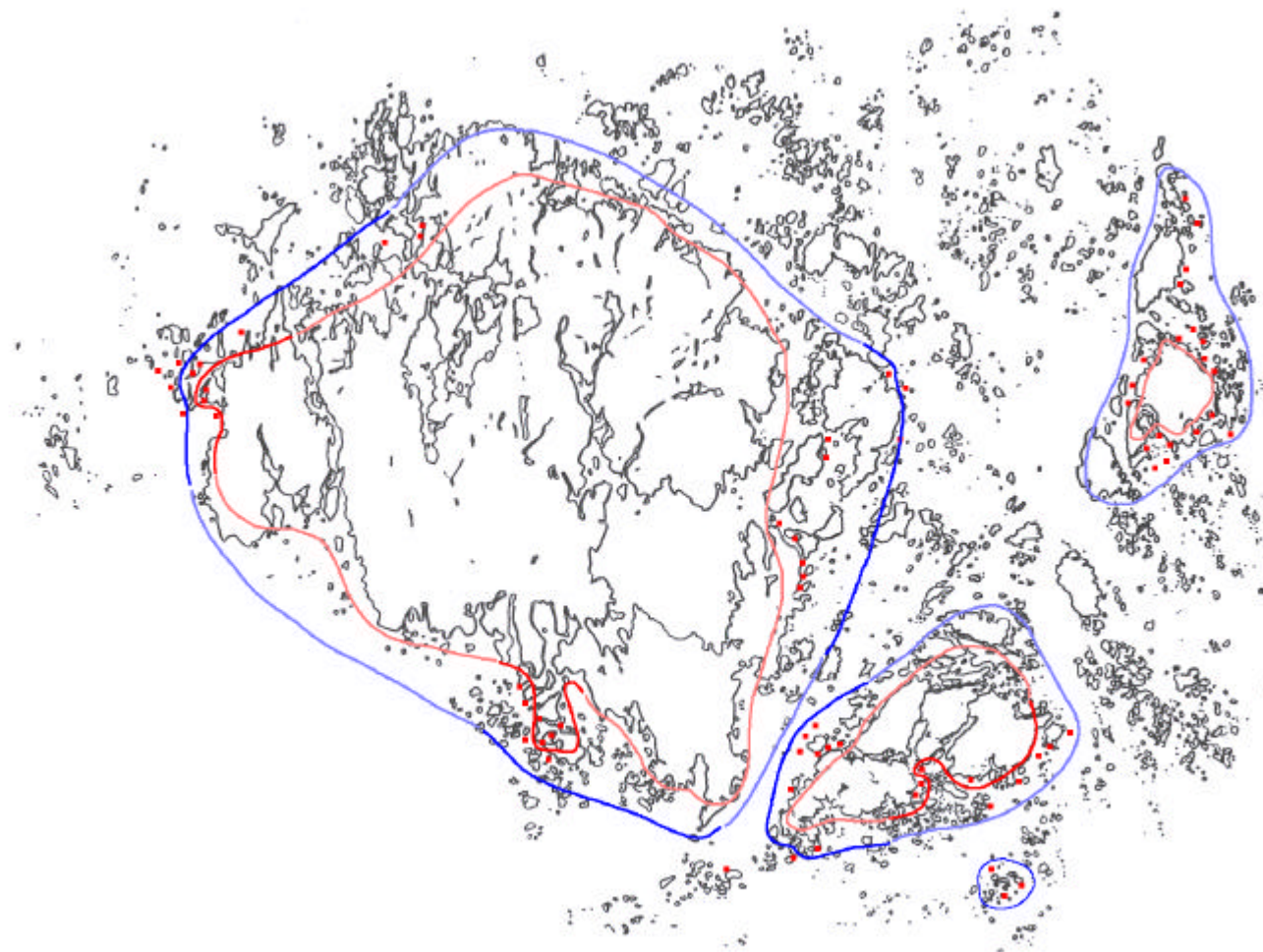


Fig. 7. PCA-ordination över alla parametrar för provpunkterna under två år, a) år 1997, b) år 1999. Exponeringsgraden stiger medan eutrofieringen sjunker mot höger. Grupperna (1-3) uttrycker gradienten. Provpunkterna som har de högsta eutrofieringsvärdena ligger i Mariehamnsområdet (13-16) och på östra Föglö (R15, 35-37), medan de minst påverkade och exponerade återfinns på västra sidan av Eckerö (3, 4 och R2). Se Tab. 6 och Fig. 2 för stationernas namn respektive geografiska position.

Tab. 9. Placeringen av provpunkter i grupp 1 och 3 i ordinationerna under skilda år (1996-1999). Många provpunkter återfinns för varje år i samma grupp, medan vissa punkter förekommer endast vissa år. Grupp 2 har inte illustrerats eftersom den utgörs av de resterande provpunkterna. Se Tab. 6 för provpunkternas namn och Fig. 2. för deras geografiska placering.

Grupp/ År	1996	1997	1998	1999
1	3	3	3	3
1	4	4	4	4
1	23	23	23	23
1	R2	R2	R2	R2
1	R11	R11	R11	R11
1	12	24		
1	29	R1		
1	78	R3		
1	R7			
3			1	1
3			2	2
3			7	7
3			8	8
3	13	13	13	13
3	14	14	14	14
3	15	15	15	15
3	16	16	16	16
3		35	35	35
3		36	36	36
3		37		37
3		R15		R15
3	25			21
3				38



20 km

Fig. 8. Sammanfattad indelning av provpunkterna och omkringliggande skärgård på Åland efter PC-analysen över alla parametrar för alla fyra år. Det blå strecket anger gränsen mellan grupp 1 och 2 i ordinationerna, medan det röda är gräns mellan grupp 2 och 3 (Tab. 9). Om provpunkten förekommit i grupp 1 eller 3 under 2 eller flere år har den placerats i respektive grupp. Mörkare färg har använts där gränsen kunnat verifieras med hjälp av faktiska mätdata mellan provpunkter. Den ljusare färgen är en uppskattad gräns. Ögrupper långt vid sidan av gränserna har inte inkluderats i analysen. Se Tab. 6 för provpunkternas namn och Fig. 2 för deras numrering.

6.1 Resultatsammandrag

För att få en bättre bild av eutrofieringsgradientens gränsvärden för de olika åländska typområdena har en tabell (Tab. 10) över den sista resultatanalysen (3) infogats. På basen av de gränsvärden som grupp 1 och 3 i tabellen anger gjordes en indelning i 3 olika typområden med eutrofieringsklasser över den undersökta delen av Ålands skärgård.

Tab. 10. De stationer som grupperade sig i grupp 1 och 3 under minst två år i PC-analysen över alla parametrar har inkluderats i tabellen. För stationerna finns mätvärden för de två mest styrande parametrarna, totalfosfor (totP) och totalkväve (totN) inskrivna. I sista kolumnen anges också det totala intervallet som fosfor- och kvävevärdet inom gruppen varierade mellan.

Grupp	Station	1996		1997		1998		1999		Totalt intervall	
		totP, µg/l	totN, µg/l	totP, µg/l	totN, µg/l	totP, µg/l	totN, µg/l	totP, µg/l	totN, µg/l		
1											
	3	11	250	19	300	13	280	14	350		
	4	14	250	21	270	14	360	12	300		
	23	15	290	21	340	17	320				
	R2	11	240	20	280	11	260	11	310		
	R11	15	280	20	310	16	430	15	290		
		11-15	240-290	19-21	270-340	11-17	260-360	11-14	290-350	totP	11-21
										totN	240-360
3											
	1					17	320	17	300		
	2					20	440	16	330		
	7					15	340	18	360		
	8					17	360	18	340		
	13	36	380	37	470	19	550	27	390		
	14	35	400	33	410	20	550	28	370		
	15	43	380	29	370	18	380	23	390		
	16	54	410	33	380	30	370	27	410		
	35			35	350	23	340	28	320		
	36			33	340	25	360	31	380		
	37			31	360			24	350		
	R15			34	350			19	310		
		35-54	380-410	29-37	340-470	15-30	320-550	16-31	300-410	totP	15-54
										totN	300-550

Variationen inom grupp ett låg på 11-21 µg/l fosfor och 240-360 µg/l kväve och inom grupp 3 på 15-54 µg/l fosfor och 300-550 µg/l kväve. En mellankategori (grupp 2) bildades av de högsta värdena från grupp 1 och de lägsta värdena från grupp 3. Värdena i klass 1 och 3 ordnades i stigande följd och gränsen mellan klass 1 och 2 gick vid 70-percentilen av grupp 1 medan gränsen mellan klass 2 och 3 gick vid 30-percentilen av klass 3. På detta sätt uppnåddes intervallen för klass 1, 11-17 µg/l fosfor, 240-310 µg/l kväve, klass 2 17-20 µg/l fosfor, 310-350 µg/l kväve och klass 3, 20-54 µg/l fosfor, 350-550 µg/l kväve. För att få mera spridning och tillåta fluktuationer (som kan tolkas på basen av andra parametrar) justerades skalan för grupp 2, till 16-22 µg/l fosfor, 300-370 µg/l kväve så att den i viss mån överlappade grupp 1 och 3. I Tab. 11 förevisas den slutliga skalan samt en jämförelse till finsk klassificering och svensk bedömning av tillstånd (Anon. 1988 och 1999).

Tab. 11. En riktgivande skala för förekommande halter inom de typområden som tagits fram i resultatanalys 3 (Fig. 8) och en jämförelse till gränsvärden som presenteras i finsk klassificering (Anon 1988, Tab. 1) och svensk bedömning (Anon. 1999, Tab. 1). I den finska klassificeringen saknas värden för kväve, men för den svenska klassificeringen har både fosfor- och kvävevärden beaktats vid bedömningen. Stationerna i grupp 1 tillhörde alla vattenomsättningsklass (v.o.kl.) 1 och stationerna inom grupp 3 vattenomsättningsklass 3.

grupp	v.o.kl.	totalfosfor µg/l	totalkväve µg/l	finsk tillståndskl. gränsvärden, totP, µg/l	svensk tillståndskl. gränsvärden, totP; totN, µg/l
1	I	11-17	240-310	~god 13-20	~mycket låg/låg halt <15-19; <252-308
2	I-II	16-22	300-370	~god/nöjaktig 13-40	~medelhög halt 19-24; 308-364
3	II	20-54	370-550	~nöjaktig 20-40	~hög/mycket hög halt >31; >448

Jämförelsen med de finska och svenska tillståndsklasserna ger ett tidigare konstaterat resultat: utskärsstationerna (grupp 1, Fig. 8) får en god klass, mellanskärgårdsstationerna en medelklass (grupp 2) och de innersta punkterna en dålig klass (grupp 3). Inga stationer placerar sig i den bästa eller sämsta kategorin. Här bör observeras att kvävevärden saknas i den finska tillståndsklassificeringen. Då man jämför fosfor- och kvävevärdena med den svenska avvikelsebedömningen blir indelningen i sort sätt den samma. Det verkar alltså som om avvikelsebedömningen inte klarar av att "klassificera upp" de sämst ställda innerskärgårdsområdena trots att deras långsamma vattencirkulation och låga exponeringsgrad har beaktats. Det bör dock noteras att alla ytterskärgårds- eller innerskärgårdsstationer inte har inkluderats, utan endast de som grupperade sig avvikande i resultatanalys 3. Man kan alltså konstatera att stationerna utanför Eckerö (tillhörande grupp 1) uppvisar ett gott tillstånd medan stationerna kring Mariehamn och sydöstra Föglö (tillhörande grupp 3) uppvisar ett dåligt tillstånd.

7 Diskussion

7.1 Klassificering av miljötillstånd - eutrofieringsklasser

Oberoende av mänsklig aktivitet har innerskärgårdsområden alltid i fråga om näringsstatus skiljt sig från ytterskärgården. I innerskärgården förekommer mera naturlig avrinning från land och vattencirkulationen är långsammare. När sedan ännu mänsklig aktivitet bidrar till tung belastning, står det klart att innerskärgårdsområdena vid en bedömning gjord på basen av endast eutrofieringsindikerande parametrar placerar sig i en dålig klass. En dylik klassificering berättar helt riktigt om hur mycket näring som förekommer i området, men hurudant tillståndet är i förhållande till utskärsområden är svårt att utläsa eftersom man inte tagit i betraktande den naturligt förekommande högre näringsnivån. För utskärsområden gäller det motsatta: Dessa klassificeras ofta i en god klass eftersom näringsnivån jämfört med innerskärgården är låg, även om den kanske är orepresentativt hög för ett område med snabb vattencirkulation. Det är alltså av yttersta vikt vid tillståndsbedömning av kustområden att man beaktar den morfologiska karaktären, som i detta fall beskriver hur snabbt vattenutbytet sker, hos olika skärgårdstyper.

I den första av de tre resultathelheterna analyseras provpunkterna statistiskt enligt morfologisk karaktär för att i de andra analyserna ha bakgrundskunskap om för tolkningen av miljötillstånd. Analysen görs med de deskriptiva parametrarna temperatur, exponeringsgrad och vattenomsättning. Resultatet är väntat: Provtagningspunkterna med lägsta temperatur, högsta exponeringsgrad och största vattenomsättningen grupperas i en ytterskärgårdsgrupp, medan provpunkter med omvända egenskaper bildar innerskärgårdszonen.

I den andra analysen görs först en bedömning av tillstånd endast på basen av eutrofieringsindikerande parametrar och slutresultatet är det ovanbeskrivna: Innerskärgårdszonen är nästan identisk med tillståndsklass 4 (hög halt/försvårat tillstånd) enligt det svenska klassificeringssystemet. När sedan den morfologiska karaktären beaktas hos provpunkterna kan man se att en del inner- eller mellanskärgårdsområden får en bättre, medan ytterskärgårdsområden får en sämre klassificering.

Den tredje analysen inkluderar alla parametrarna, både deskriptiva och eutrofieringsindikerande, i en statistisk analys. Utgångspunkten är i stort sätt den samma som i den senare manuella jämförelsen, varför analysen kan användas för att testa och verifiera dessa jämförelser. Denna sista analys klassificerar områden relativt sett i de sämsta klasserna. Eftersom totalfosfor (och därefter totalkväve) är den mest styrande variabeln av alla i analysen inkluderade parametrar, kan det utläsas att näringshalterna är relativt höga (i förhållande till respektive områdets omgivningsbetingelser) även i ytterskärgården.

De eutrofieringsindikerande parametrarna fungerar tillfredsställande som mått på miljötillståndet och kunde därmed användas som en grund för vattenkvalitetsnormerna. Speciellt halterna av totalfosfor och -kväve bildar tydliga gradienter och grupperar logiskt områden i olika miljötillståndsklasser. Också klorofyll a-värdena stöder samma mönster. Bottenvattnets syrehalt borde, för en starkare förklaringskraft, knytas till bottenfaunans förekomst och sammansättning. Siktdjupet skall helst inte ensamt användas som eutrofieringsavspegelare, utan snarare som understödande faktor i kombination med andra parametrar.

7.2 Svårigheter och brister i tillståndsklassificering

Tillståndsklassen är sällan exakt den samma mellan åren, vilket också gäller för avvikelseklassen. Den här mellanårsvariationen orsakas av årliga variationer både i halter av närsalter och hos olika biologiska komponenter i ett vattensystem. Även om variationerna oftast inte är större än kring en klassenhet, kan en sådan skillnad avsevärt påverka områdets klassindelning, då den baseras på medelvärden över flera år speciellt om endast en korttidsserie finns att tillgå. Som tidigare nämnts kan den här ”medelklassificeringen” också ge upphov till att provpunkterna centreras till de mellersta klasserna (2 och 3) och att ett område måste ha ett ytterst bra eller dåligt tillstånd för att i medeltal uppnå utmärkt (1) respektive mycket dålig (5) klass. Den uppgjorda analysen över tillståndsklasserna är dock i högsta grad riktgivande, om också det bästa slutresultatet skulle fås med data från en långtidsserie och ett helhetligare bedömningssystem.

För en noggrann klassificering av hela den åländska skärgården borde provpunkterna vara betydligt flera till antalet än nu varit möjligt att inkludera. Mätresultat från Åland finns från en diger mängd provtagningar men dessa är för heterogena för en direkt jämförelse sinsemellan. För att kunna jämföra skilda provtagningar borde proven vara tagna med samma metodik, på samma djupintervall, under samma årstid och dessutom inkludera samma parametrar. Helst skall också provtagningen ha pågått under flera år för att man skall kunna eliminera de naturliga årliga variationerna. De bästa vattenkvalitetsresultaten för Åland skulle nås med ett för ändamålet uppgjort provtagningsprogram.

Förutom ovanbeskrivna homogena provtagningsammansättning borde ett vattenkvalitetsprogram inbegripa även ekologiska parametrar, vilket också EU:s vattendirektiv förespråkar. Vattenparametrar ger ofta endast en ögonblicksbild, medan t.ex. bottenfauna och -flora beskriver tillståndet på längre sikt och kan insinuera om långtidsförändringar. Många arter kan också fungera som goda bioindikatorer. För att ytterligare komplettera bedömningen skulle det vara önskvärt att ha information om bakgrundsbelastning och avrinning och utsläpp direkt från land i form av direkta mätvärden för respektive avrinningsområde.

8 Konklusion

Att fastställa normvärden för bestämda parametrar i olika skärgårdsområden är svårt och kanske också i viss mån riskfyllt, speciellt om man inte har ett tillräckligt stort dataunderlag att tillgå. Ett skärgårdsområdes miljötillstånd är beroende av många faktorer vilka det är svårt att hitta säkra gränser för eller beroendemönster emellan. Många parametrar borde teoretiskt sett korrelera med varandra, men vid mätning kan värdena ändå uppvisa betydande variation. En del av fluktuationen kan eventuellt förklaras med biotiska faktorer som borde inkluderas i monitoringprogram.

Begränsning av mänsklig aktivitet på basen av att mäta effekterna i naturen, vilket kvalitetsnormerna enligt den nuvarande lagstiftningen är avsedda för, är eventuellt inte det fördelaktigaste sättet vare sig ur miljö- eller näringspolitisk synvinkel. Då en aktivitet tar sig uttryck i förändrade parametervärden i vattenmassan, är oftast en begränsning en försenad åtgärd. Det är lättare att förebygga miljöskador genom att begränsa kvoterna av utsläpp än att endast mäta deras effekter i efterhand. Dock skall även fastslagna utsläppsmängders effekt följas med. Reglering av utsläpp, istället för effekter, är med andra ord ett säkrare och lättare styrt sätt att minska miljöpåverkan.

Inom ramen för detta uppdrag har man inte kunnat ta fram eller utarbeta vattenkvalitetsnormer. Som ett svar på lagstiftningen om bestämda vattenkvalitetsnormer föreslås däremot att Åland följer Europeiska unionens förslag till att uppdelade skärgården i typområden med definierade opåverkade referensområden - om sådana går att finna. Med både kemiska och ekologiska mätningar från ett tillräckligt stort antal opåverkade referensområden, kan man slå fast gränsvärden för normalförhållanden. På Åland verkar det som om man på de flesta undersökta områden inte längre kan utgå från ett gott eller opåverkat tillstånd. Man måste alltså vid definitionen av referensområdena och bestämningen av gränsvärdena ta ställning till om man vill försöka hålla det tillståndet som nu föreligger och i bästa fall försöka förbättra det, eller om man vill försöka eftersträva ett så gott och opåverkat tillstånd som är rimligt ur ekonomisk synvinkel. Det bästa sättet att fastslå referensområden med bestämda parametervärden är att inrätta ett för ändamålet skräddarsytt provtagningsprogram.

Med hänsyn till morfologisk karaktär och vattenombyte verkar de mest påverkade områdena ur eutrofieringssynvinkel förekomma kring Mariehamn och sydöstra Föglö. Även utskärsområdena kring Kumlinge uppvisar ett sämre tillstånd än vad det geografiska läget kunde tillåta. Väster om Eckerö verkar däremot förhållandena vara goda.

9 Åtgärdsförslag

Fas 1) Som följande steg i vattenkvalitetsarbetet föreslås att en ammanställning och utvärdering över allt tillgängligt material görs. Under den begränsade tid som hittills stått till förfogande för utredningen har endast data som gått att få i elektronisk form, dvs. vattenkvalitetsdata från Miljökontrollprogrammet för fiskodling från åren 1996-1999, utnyttjats. Som följande borde även resten av befintliga vattenkvalitetsdata behandlas. Framför allt borde resultaten av landskapsstyrelsens ytmässiga kartering och intensivpunkterna sammanställas. Också äldre fiskodlingsresultat borde inkluderas i sammanställningen såsom även resultat från enskilda undersökningar utförda av bland annat Husö biologiska station. Längre tidsserier kan ge värdefull information om långtidsförändringar i olika delar av skärgården. Efter genomgång av de vattenkemiska data borde också material från de biologiska undersökningarna, framför allt bottenfauna, undervattensvegetation och växtplankton, sammanställas och utvärderas för att få en så heltäckande bild som möjligt av miljötillståndet i den åländska skärgården.

Fas 2a) Då alla data som finns tillgängliga är sammanställda och utvärderade är det ändamålsenligt att göra upp ett övergripande provtagningsprogram på basen av utvärderingsresultaten. Programmet kunde basera sig på de pågående övervakningsprogrammen, såsom landskapsstyrelsens intensivpunkter, punkter som inkluderats i den ytmässiga karteringen samt Miljökontrollprogrammet för fiskodling. Provtagningen borde dock kompletteras med nya provpunkter i områden som inte finns inkluderade i de nuvarande undersökningarna, till exempel innerskärgårdsområdena är för nuvarande dåligt representerade. Det är viktigt att alla skärgårdstyper finns med i kontrollen för att kunna bedöma vattnens tillstånd i olika typer av områden samt att kunna fastställa kvalitetsnormer för varierande förhållanden.

Det avgörande vid valet av punkter är att känna till så mycket som möjligt om det område där punkterna finns. Punkterna borde befinna sig i olika exponeringszoner (skärgårdszoner) och belastningen och avrinningen i området borde vara känd. Aktuella belastningsdata (utsläppsanalyser) gällande både avrinning (markanvändning) samt lokalbelastning (avloppsvatten från glesbygden, eventuell punktbelastning, etc.) borde tas fram för olika avrinningsområden för att bättre kunna bedöma de lokala källornas effekter på vattenkvaliteten och framtida vattenkvalitetsnormer och -krav. Vattenströmmarnas effekter borde tas i betraktande vid val av provtagningspunkter. Eftersom strömningsdata saknas så gott som helt och hållet från de åländska vattenområdena borde direkta strömmätningar utföras i olika delar av skärgården och även i det öppna havet. Direkta mätningar kunde kompletteras av strömningsmodeller. Uträkning av exponering, vattenomsättning,

bakgrundsbelastning, avrinning och strömning kommer att vara tidskrävande men mycket väsentligt för att komma ett steg vidare i vattennormarbetet. På basen av dessa uppgifter får man en exaktare indelning av Ålands skärgård i olika typområden (och vid behov också referensområden) än i denna rapport kan presenteras.

Parametrar som på basen av föreliggande sammanställning kan rekommenderas för det framtida provtagningsprogrammet är totalfosfor och totalkväve. Siktdjup och klorofyll a fungerar relativt väl som kompletterande information. Förutom dessa föreslås att ekologiska parametrar, så som bottenfauna och –flora och växt- (och djur)plankton, ingår som obligatorisk del i provtagningen i den utsträckning som resultaten av datasammanställningen och kustvattendirektivets monitoringkrav föranleder. Kombinerat med ekologiska data ger också syrehalten i bottenvattnet en god bild om de bentiska förhållandena. Dessutom skall givetvis också temperatur och salthalt mätas. Grumlighetsvärden kunde också ge kompletterande information. Också sedimentanalyser ger värdefull information.

Det är av yttersta vikt att provtagningen sker under samma tidpunkt för alla provpunkter och under alla år. Senare delen av juli-augusti är en representativ tid för att infånga eutrofieringseffekter, eftersom sommarstagnationen är som kraftigast då. Denna tidsperiod föreslås som den primära tidpunkten för vattenkvalitetsprovtagning (närsalter, klorofyll a, siktdjup, syrehalt). För att få en bild av den andra stagnationsperioden som infaller under senvintern-våren då närsaltshalterna är som högst och stabilast föreslås en kompletterande provtagning under februari-mars. Tidpunkten för den biologiska provtagningen bör också hållas konstant mellan åren.

Både sammelprovtagning, som beskriver tillståndet i den belysta delen (produktiva zonen) av vattenpelaren och som utnyttjats i Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna samt ytprovtagning vid 1 m djup utgör båda beaktansvärda provtagningsätt med tanke på ett framtida monitoringprogram. Sammelprov har fördelen av att vara jämförbara med de hittills gjorda provtagningarna inom Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna och ger fortsättning på en redan relativt lång tidsserie på vattenkvalitetsdata från ett stort vattenområde. Ytprov (1 m) ingår ofta i provtagningar av varierande syfte såväl i öppet hav som i kustområden och resultat från dessa kunde jämföras med ett större antal undersökningar utanför Åland. Beroende på hur många och vilka av tidigare provtagna punkter som inkluderas i det nya provtagningsprogrammet kan provtagningsätt väljas så att proven blir så jämförbara som möjligt.

Fas 2b) Fortsatt modelleringsarbete kunde utgöra ett värdefullt komplement till sammanställning av vattenkvalitetsdata och biologiska data och eventuellt även minska på behovet av nya provtagningspunkter i kontrollprogrammen. Ifall tillräckligt detaljerade och tillförlitliga data på belastning, strömförhållanden och andra bakgrundsparametrar kan fås fram, kunde modellerna även användas vid bedömning av vattenkvalitetsnormer för olika utsläppskällor. Fortsättning på modellering rekommenderas vid sidan av datasammanställning.

Fas 3) Efter att provtagningen kommit igång och man har resultat till förfogande borde de här föreslagna gränsvärdena (Tab. 10 och 11) och typområdena (Tab. 7 och 8, Fig. 4 och 8) utvärderas och vid behov revideras samt kompletteras med nya parametrar.

Det är av ytterst vikt att det åländska vattenkvalitetsnormarbetet koordineras med det pågående arbetet gällande utarbetande av referensvärden för olika typområden i kustzonen enligt EU:s kustvattendirektiv. Fortsatt och i mån av möjlighet utökat samarbete med både finska och svenska vattenexperter, myndigheter och arbetsgrupper rekommenderas för att skapa och utnyttja synergieffekter av pågående vattendirektivarbete.

9.1 Tidplan och kostnadskalkyl

Om åtgärdsförslaget i föregående kapitel ämnas följas uppskattas här tidsanvändningen och arbetskostnaderna för de olika faserna enligt följande:

- * Fas 1, 10-12 månader beroende på hur mycket data som måste skrivas ner i elektronisk form eller omskrivas
- * Fas 2a, 12 månader (6 månader för belastningsanalysen och 6 månader för utarbetande av provtagningsprogram)
- * Fas 2b), 6-12 månader, beroende på hur omfattande områden som modelleras och hur detaljerade modeller som skall byggas.
- * Fas 3, 6 månader

Genomförandet av hela åtgärdsförslaget kräver minst 30 arbetsmånader. Lönekostnaderna per arbetsmånad är ca 2500 € (A21 utan ålderstillägg, inklusive sociala kostnader). Tilläggskostnader förorsakade av nya provtagningspunkter och provtagningsparametrar är i dagsläget omöjliga att uppskatta eftersom programmets omfattning är beroende av resultaten i fas 1. Kostnader för strömmingsmätningar och –modelleringar har inte heller inkluderats i arbetskalkylen. Förslagsvis kunde dessa utföras i samarbete med t.ex. Havsforskningsinstitutet inom ramen för Skärgårdshavsprojektet.

Litteratur

- Anon. 1988. Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 20. Valtion painatuskeskus. Helsingfors, 48 sid.
- Anon. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. Naturvårdsverket, rapport 4914. Almqvist & Wiksell Tryckeri. Uppsala, 134 sid.
- Anon. 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapens officiella tidning L 327.
- Berglund, J. 1998. Kartering av makrofyter och drivande alger på grunda mjukbottnar I Ålands skärgård. Forskningsrapport från Husö biologiska station, nr. 97. 18 sid.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E. M., Mattila, J. & Norkko A. 1997a. Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the Archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44, sid. 63-72.
- Bonsdorff, E., Blomqvist, E. M., Mattila, J. & Norkko A. 1997b. Long-term changes and coastal eutrophication. Examples from the Åland Islands and the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Oceanologica Acta* 20: x-x.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 210, sid. 223-253.
- Finlands miljöcentral, opubl. Pintavesien luontaisten tyyppien määrittely Suomessa. Rannikkotyöryhmän tiivistelmä 23.5.2002.
- HELCOM 2001. Fourth periodic assessment of the state of the environment of the Baltic marine area 1994-1998. *Baltic Sea Environ. Proc.* I tryck.
- HELCOM 1993. The Baltic Sea joints comprehensive environmental action programme. – *Baltic Sea Environm. Proc.* 48: 1-33.
- Jenerette, G. D., Lee, J., Waller, D. W. & Carlson, E. R. 2002. Multivariate Analysis of the Ecoregion Delineation for Aquatic Systems. *Environmental Management Vol. 29, No. 1* sid. 67-75.

- Jumppanen, K. och Mattila, J. 1994. Saaristome ren tilan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu 82. Åbo, 1994.
- Legendre, P & Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. Second English Edition. Developments in Environmental Modeling 20. Elsevier Scientific B.V. Amsterdam, 853 sid.
- Leppäkoski E. & Bonsdorff E. 1989. Ecosystem variability and gradients. Examples from the Baltic Sea as a background for hazard assessment. – I: Landner, L. 1989 (ed.): Chemicals in the aquatic environment: advanced hazard assessment. Springer Ser. Environ. Manage, sid. 6-58.
- Lindahl, A. H, Persson, G. & Olsson, H. 1993. Eutrofiering av svenska kustområden samt omgivande hav: tillstånd, utveckling, orsak och verkan. Naturvårdsverket rapport no 4151 85 sid.
- Mattila, J. 2000. Eutrofiering av skärgården. –I: Numers, M. (red.): Skärgårdsmiljöer – nuläge, problem och möjligheter. Kirjapaino Grafia Oy. Åbo, sid. 15-23.
- Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, sid. 199-219.
- Nummelin, C. (red.) 2000. Vattenmiljön kring Åland – miljötillståndsrapport 1999. Husö biologiska station och Ålands landskapsstyrelse. Mariehamns tryckeri. Mariehamn, 28 sid.
- Rönnerberg, O. & Östman, M. 2000. Effekter av fartygssvall i skärgårdar. –I: Numers, M. (red.): Skärgårdsmiljöer – nuläge, problem och möjligheter. Kirjapaino Grafia Oy. Åbo, sid. 111-121.
- Rönnerberg, C. 2001. Effects and Consequences of Eutrophication in the Baltic Sea. Specific Patterns in Different Regions. Licentiate thesis. Åbo Akademis tryckeri. Åbo, 132 sid.
- Wetzel, R. G. Limnology. Lake and River Ecosystems. Third edition. Academic Press, 1006 sid.
- Östman M. & Blomqvist E. M. 1997. Tillståndet i åländska skärgårdsvatten – en översikt av situationen under 1980- och 1990-talet, långtidsvariationer samt förslag till kvalitetsparametrar för den åländska vattenlagen. Forskningsrapporter från Husö biologiska station. No 95, 46 sid.