

Bakgrund till undersökningsprogram öring Ålanda ström

Mjörns FVOF har tillsammans med Hushållningssällskapet och Alingsås sportfiskeförening under flera år bedrivit ett arbete för att bevara och stärka Mjörns sjölevande öringstam. Öringstammen är genuin och därmed mycket skyddsvärd. Arbetet är och har varit omfattande och rör flera tillrinnande vattendrag. Bl a har biotopvård genomförts och öringungar från den genuina stammen har kläckts fram och satts ut i flera mindre vattendrag som varit skadade och uppvisat svaga eller mycket svaga öringtätheter. Ålanda ström är det idag största enskilda reproduktionsområdet för Mjörnöringen. Ålanda ström är ca 850 meter lång och förbinder Anten med Ålandasjön, som i sin tur mynnar i Mjörn via en kort strömsträcka. Största delen av Ålanda ström har mycket goda förutsättningar för öringproduktion med avseende på strömförhållanden och bottenmaterial. Under de senaste två årens provfiske har dock öringtätheten varit låg i Ålanda ström efter en mycket positiv utveckling under första hälften av 90-talet. Under 2001 bekostade Mjörns FVOF en större elfiskeundersökning av Ålanda ström. Provfiske genomfördes på tre lokaler som alla visade samma negativa resultat med mycket få öringungar.

Uppgifter finns om extremt höga pH-värden i Antens strandzoner (Hans Nyman 1997; Anten, en sjö hotad av eutrofiering? Länsstyrelsen i Älvsborgs län 1997:8). Dessa extremvärden uppstår enligt Nyman momentant dagtid pga mycket hög primärproduktion tillsammans med förstärkande faktorer. Under natten sjunker pH relativt snabbt. Huvudsakligen är detta ett sommarproblem, oftast i juli, men på fiskodlingen menar man att en tendens finns att problemen på senare år tenderat att börja tidigare under våren. Enligt fiskodlingen har detta lett till fiskdöd i odlingen innan man installerade syradoserare. Fiskodlingen menar att problemen är störst vid nordlig vind, då ytvatten från Anten trycks in mot Ålanda ström och vattenintaget till fiskodlingen.

Även andra faktorer än pHvariationerna skulle dock kunna spela in och påverka överlevnaden av öringungar negativt.

Tänkbara orsaker till utslagningen av fisk är:

- snabba pH-svängningar med periodvis mycket höga pH-värden (aluminiumförgiftning).
- påverkan från algtoxiner (alggifter) i samband med algblomningar i sjön
- påverkan från sågverksområde (tungmetaller, fenoler)
- (höga vattentemperaturer)
- annan okänd påverkan

Hushållningssällskapet har haft det övergripande ansvaret för undersökningen och även utfört provtagning av vattenprover, pH och temperturmätningar, elfisken och överlevnadsförsök på öringungar samt svarat för utvärderingen av de biologiska undersökningarna.

Alcontrols del i undersökningarna har omfattat uppläggnings av det vattenkemiska kontrollprogrammet, vattenanalyser samt svarat för utvärderingen av vattenkemin.

Följande personer har deltagit i undersökningarna:

Erik Westberg och Lars Thorsson Hushållningssällskapet- ansvariga för undersökningen, provtagning av vattenprover, pH- och temperturmätningar, elfisken och överlevnadsförsök på öringungar samt svarat för utvärderingen av de biologiska undersökningarna.

Holger Torstensson, Alcontrol- upplägg vattenkemiskaundersökningar och utvärdering av vattenkemi.

Syfte

Ett undersökningsprogram i Ålanda ström initierades av Hushållningssällskapet tillsammans med Mjörns FVOF. Undersökningsprogrammet har utarbetats i samarbete med ALcontrol. Syftet är att undersöka utvecklingen av öringbeståndet och försöka spåra orsaken till en tillbakagång.

Undersökningsprogram och metodik:

Undersökningsprogrammet har innehållit flera delar:

Fisk:

- Frågeställning: Fungerar öringens reproduktion? Om den gör det, kan då en onormalt hög sommarödlighet vara orsak till de låga öringtätheterna?
Elprovfiske på två lokaler i Ålanda ström 2 ggr/år. Ett elfiske tidigt och ett sent på säsongen. Syftet har varit att få ett grepp om reproduktionsutfall och dödligheten över säsongen.
- Frågeställning: Är uppvandringen av lekfisk tillräcklig?
För att kunna skatta kvantiteten lekfisk är målsättningen att genomföra återkommande inventeringar under lekperioden. Fiskarnas läge i vattendraget, storlek och ev kännetecken noteras. Lekfiskinventering redovisas dock ej i denna rapport.
- Biologisk kontroll med öringungar (ungarna utsätts för vatten från Ålanda ström under kontrollerade former. Vid dödlighet tas vattenprov och fisk kan skickas för analys av dödsorsak). Överlevnadsförsöket har genomförts i samarbete med Antens Laxodling.

Vattenkemi:

- Daglig pH- och temperaturmätning från slutet av maj till och med september i Ålanda ström.
- Vattenprovtagning veckovis i Ålanda ström. Provpunkten har beteckningen U och har koordinaterna 643443-130140. Vatten från Åland Ström har letts till ett kar där öringungar hållits under sommaren för kontroll av överlevnaden. Vattenproverna har tagits från den slang som lett till karet. I karet har också pH och temperaturgivaren varit placerad. Vattnet analyseras med avseende på: tot-P, Tot-N, NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N, pH, alkalinitet, konduktivitet, färg, TOC, aluminium-tot och labilt Al. Provtagningen har genomförts i samarbete med Antens laxodling.

Bottenfaunaprover från Ålanda ström samt planktonprover i Anten har också tagits, men ej analyserats.

SAMMANFATTNING

Under år 2002 har undersökningar utförts i Ålanda ström. Detta med anledning av att dödligheten bland öringungar periodvis har varit hög i vattendraget. Undersökningarna har bl.a. omfattat växtnäringsämnen, pH-värde, organiska ämnen, metaller, elfisken och överlevnadsförsök på öringungar.

Halterna av totalkväve har under sommaren 2002 varit höga och halterna av totalfosfor måttligt höga på gränsen till höga. Detta innebär att förutsättning för algbloomning finns i sjön Anten uppströms. Resultatet styrks av Göta Älvs Vattenvårdsförbund (Rapport avseende vattendragskontroll 2001) som har kontinuerliga provtagningar i Sävåns system där Anten och Mjörn ingår.

Av växtnäringsämnena kan höga halter av kvävefraktionerna ammonium och nitrit vara giftiga för vattenorganismer. Både ammoniumkväve och nitritkväve uppmättes i halter som var betydligt lägre än kända giftighetsgränser.

Någonstans mellan pH 8,5–9,0 går aluminium i lösning. När pH-värdet sjunker från denna nivå fälls aluminium ut, vilket kan ge fiskdöd. Under året 2002 varierade månadsmedianvärdet för pH mellan 6,8 och 7,3. Momentanvärdena uppgick till 8,3 som högst i augusti, vilket ligger under gränsen för aluminiumutlösning.

Eftersom sågverksverksamhet har bedrivits vid vattendraget undersöktes halterna av tungmetaller (koppar, krom och arsenik) och fenol. Dessa ämnen, som är giftiga i höga halter, uppmättes i låga eller mycket låga halter. Någon negativ påverkan från sågverket som kan inverka på fiskbeståndet kunde således inte verifieras. Sågverkets utsläpp skedde i Ålandasjöns norra del men ytavrinning från industritomten till Ålandaströms nedre del skulle kunna ha förekommit.

Aluminium uppmättes i mycket låga eller ej detekterbara halter vid samtliga provtagningstillfällen. Aluminiumförgiftning till följd av höga pH-värden kunde därför ej inträffa detta år. Vattnets pH-värde låg dock nära gränsen för att aluminium skulle gå i lösning och det är därför inte osannolikt att detta skulle kunna inträffa något annat år.

Provfiskeundersökningarna visade på en god täthet av årsungar i Ålanda ström. Tätheten av årsungar i september var ca 30% av den i juni, vilket tyder på en normal dödlighet över säsongen hos årsungarna. Tillväxten hos kvarvarande ungar var god över säsongen. Försök med öringungar som i fångenskap utsattes för vatten från Ålanda ström visade att inga tillfällen med massdöd inträdde under säsongen.

Antens fiskodling har tidigare haft stora problem med höga pH-värden och har därför drabbats av fiskdöd. Genom syratillförsel vid höga pH-värden har dessa problem åtgärdats för fiskodlingen. Under 2002 hade dock ej fiskodlingen några problem med höga pH-värden. Eftersom pH-värdena låg nära den gräns då aluminium går i lösning och blir giftig och då fiskodlingen tidigare år haft problem med höga pH-värden bedöms höga pH-värden och snabba förändringar i pH-värden vara en sannolik förklaring till hög dödlighet bland öringungarna i Ålanda ström.

RESULTAT

Biologi

Elprovfisken

Två lokaler i Ålanda ström har provfiskats dels i början av juni (020603) dels igen i september (020912). Syftet med de två provfiskomgångarna har varit två:

1. Genom ett tidigt fiske kan en bra bild av reproduktionsutfallet erhållas. Det ger oss en bild av utfallet av höstens lek och hur den nedgrävda rommen och de nykläckta ungarna klarat vinter och vår.
2. Genom det andra provfisket sent på tillväxtsäsongen får vi en bild av ungarnas överlevnad under sommarsäsongen. Det är under denna period som höga pH-variationer har uppmätts i Anten. Dessutom utsätts ungarna under denna period för andra stressfaktorer som hög vattentemperatur och låga flöden.

Lokal			Antal/fiske omgång			summa	Beräknad täthet Antal/100m ² ±95% k.i.	Medellängd mm
			1	2	3			
Väg till fiskdamm	Juni	0+	206	110	73	389	154,3±17,4	42,4±3,6
		>0+	1	2	1	4		
	September	0+	56	33	19	108	42,7±9,2	77,5±11,06
		>0+	1	0	1	2		
Nedströms bron	Juni	0+	94	81	48	223	179,1±59,7	44,7±3,9
		>0+	0	0	0	0		
	September	0+	70	22	14	106	56,4±4,6	86,4±11,9
		>0+	0	0	0	0		

Tab 1. Elfiskresultat i Ålanda ström 2002

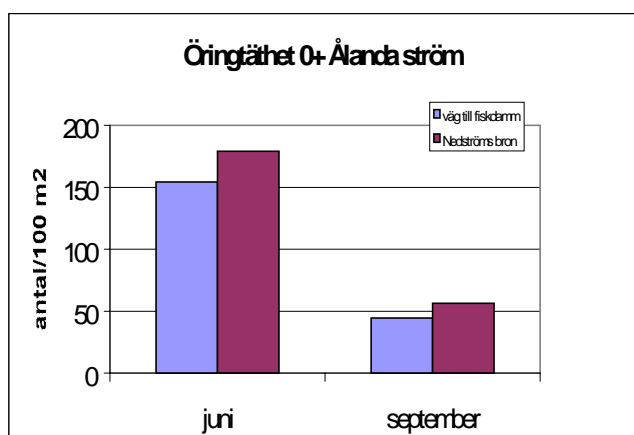


Fig 1. Beståndstäthet öringungar i juni respektiv september 2002

Provfiskeresultatet visar att leken under hösten 2001 resulterade i en god täthet av årsungar på de båda undersökta lokalerna. Detta tyder på att rommen tycks ha klarat sig bra under vintern och att produktionspotentialen fram till yngel är god. Vid kläckning av rom i anläggningen vid kvarnen tidigare år har rommen kläckts mycket tidigt, vilket orsakat farhågor att en liknande situation skulle vara fallet ute i ån. Detta vet vi inte så mycket om, dock kan ju konstateras att i år fungerade allt utmärkt och resulterade i en god täthet av ungar i början av juni. Endast ett fåtal fjolårsungar fångades på den nedre av lokalerna ("väg till

fiskdamm”) och ingen alls på lokalen ”nedströms bron”. Resultatet var inte så oväntat med tanke på fjolårets mycket skrala resultat, både avseende årsungar och äldre fisk.

Vad gäller provfisket under september så var öringtäteten på båda lokalerna ca 0,5 öringar/m² avseende 0+. Tätheten av 0+ var något högre på lokalen vid landsvägsbron än lokalen nere vid fiskdammen. Tätheten av årsungar var ca 30% av den som uppmättes under juni. Det är rimligt att anta att minskningen till största delen beror på dödlighet under sommaren. Jämförelser med uppgifter från Fiskeriverket avseende havsöring är detta helt normalt. Erik Degerman på Fiskeriverket menar också att fränfallet under säsongen ligger inom det normala och att tätheten av ungar i september måste anses som god.

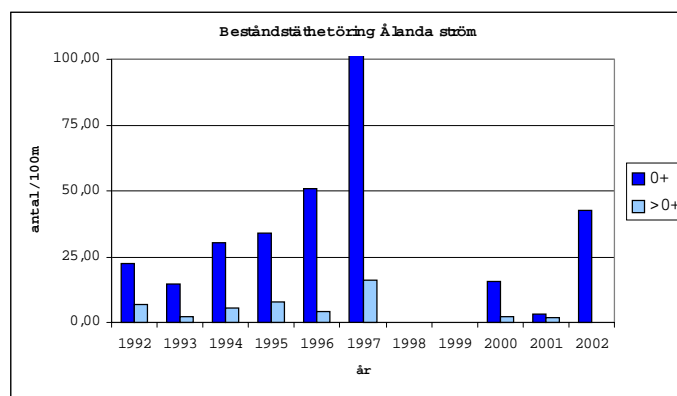


Fig 2. Beståndstäthet öring i Ålanda Ström 1992- 2002. Lokal "väg till fiskdamm"

Vid en jämförelse med tidigare års elfiskeresultat så ligger årets täthet av 0+ väl i nivå med de goda åren under mitten av 90-talet. Det skall påpekas att 1997 genomfördes provfisket under slutet av juli, vilket delvis kan förklara den höga redovisade öringtäteten detta år. Det kanske mest intressanta med 1997 års resultat är dock den goda tätheten av äldre öring vilket visar på en god överlevnad från tidigare år.

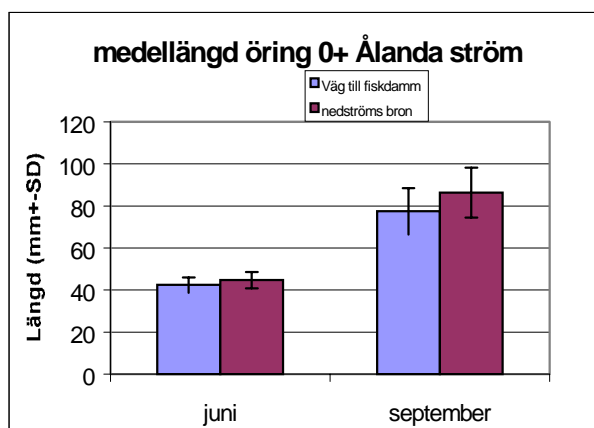


Fig 3. Medellängd öring 0+ i Ålandaström juni respektive september 2002.

Intressant att notera är att såväl täthet som medelstorlek på öringen är något högre på lokalen uppe vid landsvägsbron. En möjlig orsak kan vara att en stor mängd av öringsens föda kommer drivande med strömmen från sjön. De öringar som står längst upp i strömmen har därmed möjlighet att plocka ut godbitarna som därmed blir allt färre ju längre ner man kommer i strömmen.

Överlevnadsförsök med öringungar under sommaren

Med hjälp av Antens Laxodling har ett överlevnadsförsök med öringungar kunnat genomföras under sommaren. Öringungar från fiskodlingen sattes ut i ett kar. Karet försörjdes med vatten från Ålanda ström med hjälp av en pump. Fiskarna matades med fiskfoder. Omsättningstiden i karet var ca 10 minuter. Försöket startades upp den 29/5 och avslutades 30/9. Vid försökets början sattes 100 öringungar ut och vid försökets avslut fanns 55 ungar kvar. Döda öringar har kontinuerligt plockats bort av fiskodlingens personal. Tyvärr inträdde en översvämning i inledningsskedet av försöket och flera ungar "rann över kanten" till karet. Dessa ersattes med ungefärligen samma antal fiskar efteråt, men det absoluta antalet var osäkert vilket gör det omöjligt att ange den absoluta dödligheten under försöksperioden. Det mest intressanta är dock att inget fall av "massdöd" inträffade som skulle kunna hänföras till brister i vattenkvaliteten. Det enda tillfället med en något förhöjd dödlighet var i samband med en period i juli med hög vattentemperatur då ett tiotal fiskar dog under en period av ett par dagar. Vid försökets avslut var de överlevande fiskarna i god kondition.

Försöket bekräftar elfiskeresultatet. Det tycks inte ha uppstått någon situation under sommaren som har kunnat orsaka massdöd hos öringen. Däremot har det varit perioder med hög vattentemperatur, runt 23-24,5 grader som i sig kan vara mycket ansträngande för öringarna.



Figur 4. Provtagningsplats för vattenprover i Ålanda Ström 2002. © Lantmäteriverket Gävle 2002. Medgivande M2002/1329.

Analyser

Analyser har utförts enligt Tabell 2

Tabell 2. Variabler och analysmetoder gällande Ålanda ström 2002

Parameter	Analysmetod
pH	SS028122-3
Alkalinitet (mekv/l)	SSISO9963-2
Konduktivitet (mS/m)	SS-EN27888
TOC (mg/l)	SS-EN1484
Ammoniumkväve (mg/l)	SKALAR-92
Nitratkväve (mg/l)	SKALAR-92
Nitritkväve (mg/l)	SKALAR-92
Tot-N (µg/l)	SKALAR-92

Tabell 2. Fortsättning

Parameter	Analysmetod
Färg (mg/l)	SS-ENISO7887
Totalfosfor (µg/l)	SKALAR-92
Fenol (mg/l)	SKALAR-95
Arsenik (µg/l)	EPA 6020
Krom (µg/l)	EPA 6020
Koppar (µg/l)	Stand met 3120
Aluminium (µg/l)	Stand met 3120
Aluminium oorg (µg/l)	ALL-NAJ

RESULTAT VATTENKEMI

Sågverkspåverkan

I anslutning till Ålanda ström har det tidigare funnits ett sågverk. För att kontrollera påverkan från flis, bark och spån analyserades fenol, som har en giftighetsgräns på ca 0,15 mg/l för fisk. Även tungmetallerna koppar, arsenik och krom undersöktes. Dessa metaller används till impregnering av virke.

Ingen påverkan från sågverksområdet

Fenol kunde ej detekteras (<0,001 mg/l) vid något provtagningstillfälle. Halterna av tungmetallerna var generellt låga till mycket låga och halterna av organiska ämnen (TOC) var låga. Någon negativ påverkan från sågverksområdet kunde således ej verifieras.

Näringsämnen

Risk för algblooming

I Ålanda Ström, som avspeglar vattenkvaliteten i sjön Anten, var medelhalterna av växtnärsämnet kväve (0,78 mg/l) höga och halterna av fosfor (0,022 mg/l) måttligt höga nära gränsen till höga. Högsta uppmätta fosforhalter uppmättes i maj (0,029 mg/l) och juni (0,027 mg/l). Förekommande halter av fosfor innebär risk för algblooming under sommaren. Risk för algblooming bedöms föreligga vid fosforhalter över 0,020 mg/l.

Ingen risk för blomning av giftproducerande alger 2002

Under 2002 låg kvävefosfor-kvoten över 30 vid samtliga provtagningstillfällen, vilket innebär låg risk för blomning av toxinbildande (giftbildande) blågrönalger. Överskott av nitratkväve samtliga sommarmånader indikerar också att ingen blomning av blågrönalger skett.

Låga halter av nitrit och ammonium

Halterna av kvävefraktionerna ammonium och nitrit var låga till mycket låga vid samtliga mätillfällen. Båda dessa ämnen kan vara giftiga för vattenorganismer vid höga halter.

Aluminium och pH-värden

Låga aluminiumhalter

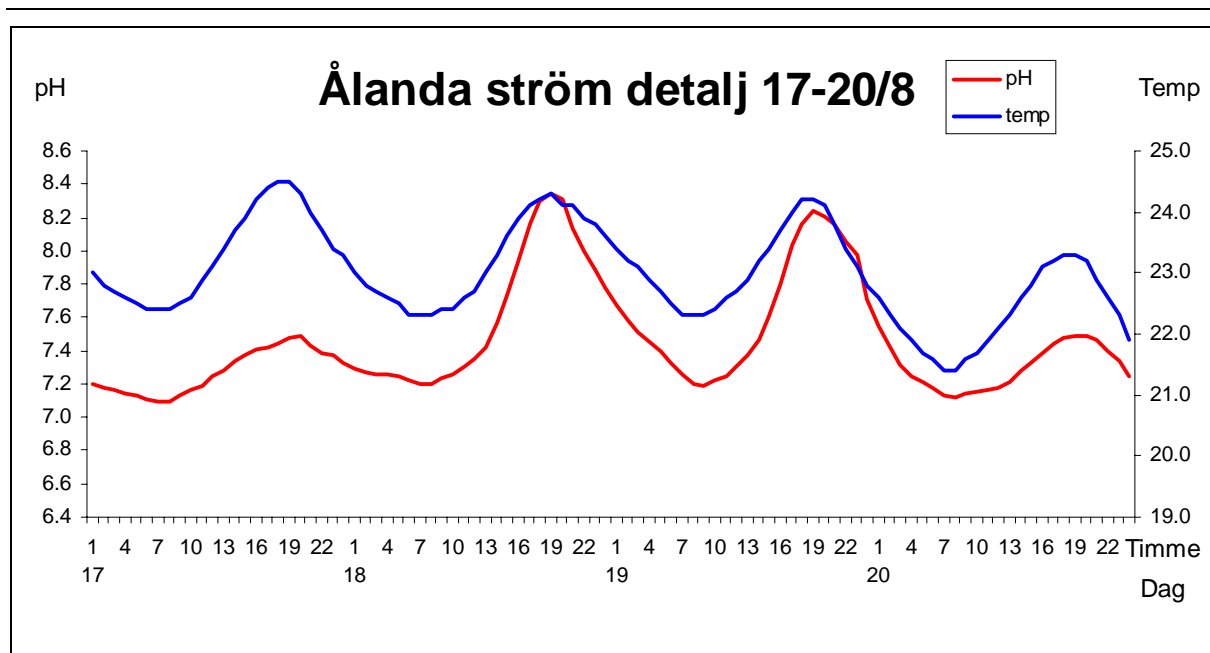
Aluminium, som kan gå i lösning vid höga pH-värden (8,5 och högre), förekom i mycket låga eller ej detekterbara halter. Oorganiskt aluminium, som är den potentiellt giftiga fraktionen av aluminium, kunde ej detekteras vid något tillfälle.

Förhöjt pH-värde i augusti

Vattnets pH-värde (median) varierade mellan 6,8 och 7,3 på månadsbasis (Hushållningssällskapets mätningar). För enskilda dagar uppmättes ett högsta värde på 8,34 den 18 augusti (Figur 4). Under denna period av augusti skedde svängningar i pH-värde med en enhet från 7,3 till 8,3 på dygnsbasis, vilket tyder på inverkan från algblooming. Vid algblooming tar alger upp större mängder koldioxid (kolsyra) och vätekarbonat, samtidigt som hydroxidjoner avges (vid upptag av vätekarbonat), vilket ger en pH-höjande effekt.

Tidigare problem med fiskdöd vid fiskodlingen

Fiskodlingen som finns i området har tidigare år haft stora problem med höga pH-värden (8,5-9,5). Fiskdöd har inträffat i fiskodlingen. Man har därför genom syratillförsel neutraliserat vattnet och därmed förhindrat fiskdöd. Att neutralisering har förebyggt fiskdöd tyder på att toxin (gift) från alger inte har varit orsaken till fiskdöden.



Figur 4. Variation av pH-värde och temperatur den 17-20 augusti 2002.

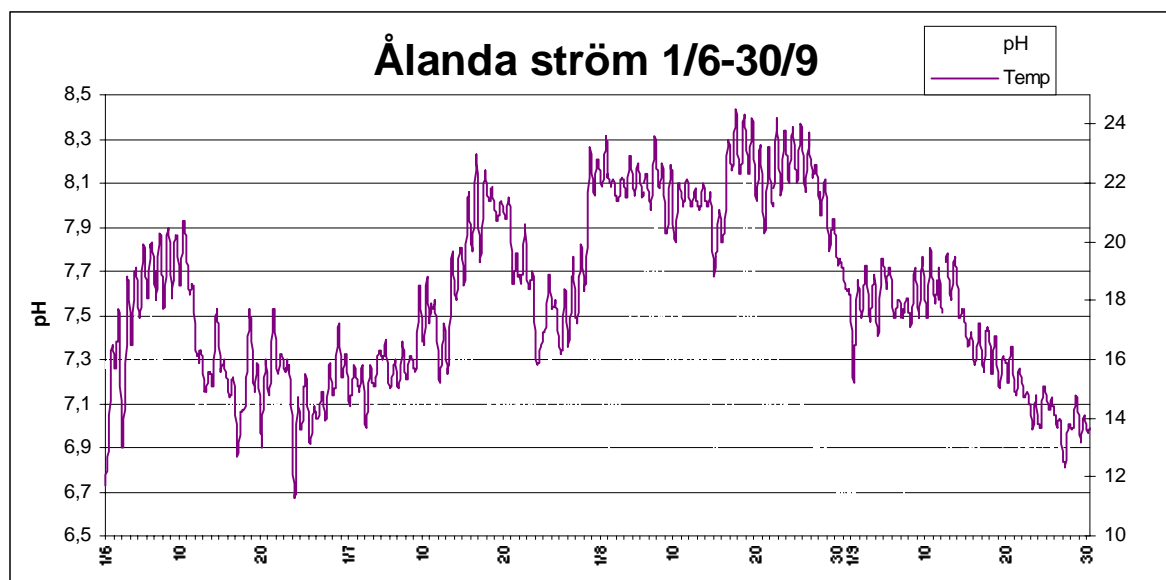


Fig 5. Variation av pH-värde och temperatur under perioden 1 juni-30 september 2002.

Höga pH-värden och snabba svängningar negativt för fisken

När pH-värdet överstiger 8,5-9 går aluminium i lösning. När pH-värdet sedan sjunker faller aluminium ut. Utfällningar kan ske på fiskarnas gälar och därmed ge en gifteffekt.

När pH-värdet stiger upp mot 9,5 blir vattnet frätande, vilket också kan skada fisken. Även snabba svängningar av pH-värdet kan i sig vara negativa för fiskens hälsa.

Under året 2002 hade fiskodlingen inga problem med höga pH-värden. Öringungar som exponerades för vattnet under 2002 drabbades ej av onormal dödlighet. Elfiske i Ålanda Ström under hösten 2002 visade på god tillgång på öringungar 2002.

Hög temperatur kan stressa fisken

Temperaturmätningarna under sommaren 2002 visade på periodvis höga vattentemperaturer. Som högst uppmättes en temperatur på 24,5°C i augusti (Figur 4). Vid så hög vattentemperatur utsätts fisken för ökad stress, vilket gör dem extra känsliga. Man kan utgå från att hög temperatur ofta sammanfaller med algblomning och höga pH-värden.

Slutsatser/Diskussion

Utgående från de mätningar som utförts under 2002 bedöms det som mest sannolikt att det är höga pH-värden med stora pH-svängningar i kombination med hög temperatur som varit orsaken till den utslagning av öringungar i Ålanda Ström.

Den grunda dammen (Kvarnsjön) som ligger mellan sjön Anten och Ålanda Ström ger goda möjligheter till ökad vattentemperatur vid solinstrålning. Detta kan vara en faktor som förstärker utslagningen av fisk vid höga pH-värden.

Förutom algblomningar kan även högre vattenväxter bidra till pH-svängningarna om tätheten av vattenväxter är stor i den vattenvolym som utflöde sker ifrån.

Grundorsaken till pH-svängningarna och algblomningarna är att halterna av fosfor är förhöjda. Åtgärder för att minska fosforbelastningen till sjön är därför angelägna för att förbättra förhållandena för fisken i sjön. Det bedöms främst vara angeläget att minska belastningen från jordbruk och enskilda avlopp. Denna typen av åtgärder tar många år att genomföra och man får därför räkna med att problem med höga pH-värden kan kvarstå en längre period även om åtgärder sätts in.

REFERENSER

Alabaster & Lloyd 1975. Water quality criteria for freshwaterfish. FOA.

Göta älvs vattenvårdsförbund. Rapport avseende vattendragskontroll 2000.

Göta älvs vattenvårdsförbund. Rapport avseende vattendragskontroll 2001

Göteborgs Universitet 1999. Syrgasbrist i Åsjön.

KM Lab 2000. Skrivelse angående tillämpning av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder rapport 4913.

Länsstyrelsen Västra Götaland. Mjörn- en limnologisk studie 2000.

Miljöforskargruppen 1997. Test i modellekosystem av avloppsvatten från Björkborns industriområde.

Naturvårdsverket 1999. Rapport 4913. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag.

Nikunen, E. et al 1990. Ministry of
Environment Research. Report 91. ISBN
951-47-3539-0.

Statens Naturvårdsverk Publikationer.
1969. Bedömningsgrunder för
svenska ytvatten, 1969:1.

Bilaga 1. Metoder och förklaring av olika variablers innebörd - vattenkemi

Olika variabelers innebörd

Från och med undersökningsåret 1999 tillämpas Naturvårdsverkets nya bedömningsgrunder för miljökvalitet (Rapport 4913 - Sjöar och vattendrag). Efterföljande klassgränser har hämtats från rapporten. Vissa tillägg och avvikelser från Naturvårdsverkets bedömningsgrunder har gjorts (skrivelse angående bedömningsgrunder, KM Lab 2000-02-14). Skillnaderna kommenteras i efterföljande text.

Vattentemperatur

Temperatur (°C) mäts alltid i fält. Den påverkar bl.a. den biologiska omsättningshastigheten och syrets löslighet i vatten. Eftersom densitetsskillnaden per grad ökar med ökad temperatur, kan ett språngskikt bildas i sjöar under sommaren. Detta innebär att vattenmassan skiktas i två vattenvolymer. Förekomst av temperatursprångskikt försvårar ämnesutbytet mellan yt- och bottenvatten, vilket medför att syrebrist kan uppstå i bottenvattnet där syreförbrukande processer dominerar.

Under vintern medför isläggningen att syresättningen av vattnet i stort sett upphör. Under senvintern kan därför också syrebrist uppstå i bottenvattnet.

pH-värde

Vattnets surhetsgrad anges som pH-värde. Skalan (pH) är logaritmisk, vilket innebär att pH 6 är 10 gånger surare och pH 5 är 100 gånger surare än pH 7. Normala pH-värden i sjöar och vattendrag är oftast 6-8. Regnvatten har ett pH på 4,0 - 4,5.

Låga värden uppmäts som regel i sjöar och vattendrag i samband med snösmältning. Höga pH-värden kan under sommaren uppträda vid kraftig alg tillväxt, vilket är en konsekvens av fotosyntesen.

Vid pH-värden under ca 5,5 uppstår biologiska störningar, t.ex. nedsatt fortplantningsförmåga hos vissa fiskarter, utslagning av känsliga bottenfaunaarter m.m. Vid värden under ca 5,0 sker drastiska förändringar och utarmning av organismsamhällen. Låga pH-värden ökar dessutom många metallers löslighet och därmed giftighet i vatten.

Enligt Naturvårdsverket rapport 4913 kan vatten med avseende på pH-värdet indelas i fem kategorier:

>6,8	Nära neutralt
6,5-6,8	Svagt surt
6,2-6,5	Måttligt surt
5,6-6,2	Surt
≤ 5,6	Mycket surt

ALcontrol (f.d. KM Lab) har gjort följande tillägg:

8-9	Högt pH-värde
>9	Mycket högt pH-värde.

Alkalinitet

Alkalinitet (mekv/l) är ett mått på vattnets innehåll av syraneutraliserande ämnen, vilka främst utgörs av karbonat- och vätekarbonat. Alkaliniteten ger information om vattnets buffrande kapacitet, d.v.s. förmågan att motstå försurning. Enligt Naturvårdsverket rapport 4913 kan vatten med avseende på alkalinitet (mekv/l) indelas i fem kategorier:

>0,2	Mycket god buffertkap.
0,1-0,2	God buffertkapacitet
0,05-0,10	Svag buffertkapacitet
0,02-0,05	Mycket svag buffertkap.
<0,02	Ingen el obet. buffertkap.

Färgtal

Färgtal mäts genom att vattnets färg jämförs med en brungul färgskala. Färgtalet är främst ett mått på vattnets innehåll av humus och järn.

Enligt Naturvårdsverket rapport 4913 kan en klassindelning med avseende på färgtal göras enligt:

<10	Ej el obet. färgat vatten
10-25	Svagt färgat vatten
25-60	Måttligt färgat vatten
60-100	Betydligt färgat vatten
>100	Starkt färgat vatten

Konduktivitet

Konduktivitet - ledningsförmåga, (mS/m 25 °C) är ett mått på den totala halten lösta salter i vattnet. De ämnen som vanligen bidrar mest till konduktiviteten i sötvatten är kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat och vätekarbonat. Konduktiviteten ger information om mark- och berggrundsförhållanden i tillrinningsområdet. Den kan i en del fall också användas som indikation på utsläpp i sjöar och vattendrag.

TOC

TOC (totalt organiskt kol) ger information om halten av organiska ämnen. Nedbrytningen av det organiska materialet förbrukar syre. TOC-halten ger därför även information om risken för låga syrgashalter.

Enligt Naturvårdsverket rapport 4913 kan en klassindelning med avseende på TOC (mg/l) göras enligt:

< 4	Mycket låg halt
4-8	Låg halt
8-12	Måttligt hög halt
12-16	Hög halt
> 16	Mycket hög halt

Kväve

Totalkväve (mg/l) anger det totala kväveinnehållet i ett vatten, vilket dels kan föreligga organiskt bundet och dels som lösta salter. De senare utgörs av nitrat, nitrit och ammonium.

Kväve är ett viktigt näringsämne för levande organismer. Tillförsel av kväve, anses utgöra den främsta orsaken till övergödningen av våra kustvatten.

Kväve tillförs sjöar och vattendrag genom nedfall av luftföroreningar, genom läckage från jord- och skogsbruksmarker samt genom utsläpp av avloppsvatten.

Enligt Naturvårdsverket rapport 4913 kan sjöar (maj-oktober) med avseende på totalkvävehalt indelas enligt följande (mg/l):

≤ 0,3	Låga halter
0,3-0,625	Måttligt höga halter
0,625-1,25	Höga halter
1,25-5,0	Mycket höga halter
>5,0	Extremt höga halter

Denna klassindelning använder vi också som grund för klassning av rinnande vatten samt för sjöar under andra månader än maj-oktober (avvikelse från bedömningsgrunder).

Nitratkväve, NO₃-N (mg/l) är en viktig närsaltkomponent som direkt kan tas upp av växtplankton och högre växter. Nitrat är lättlösligt i marken och tillförs sjöar och vattendrag genom s.k. markläckage.

Ammoniumkväve (NH₄-N) är den oorganiska fraktion av kväve som bildas vid nedbrytning av organiska kväveföreningar. Ammonium omvandlas via nitrit (NO₂-N) till nitrat (NO₃-N) med hjälp av syre. Denna process tar ganska lång tid och förbrukar stora mängder syre. Oxidation av 1 kg ammoniumkväve förbrukar 4,6 kg syre.

Många fiskarter och andra vattenlevande organismer är känsliga för höga halter av ammonium beroende på att gifteffekter kan förekomma. Giftigheten beror av pH-värdet (vattnets surhet), temperaturen och koncentrationen av ammonium. En del ammonium övergår till ammoniak som är giftigt.

Ju högre pH-värde och temperatur desto större andel ammoniak i förhållande till ammonium (Alabaster 1975).

Enligt Naturvårdsverket (1969:1) är gränsvärdet för laxartad fisk (t.ex. öring och lax) 0,2 mg/l och för fisk i allmänhet (t.ex. abborre, gädda och gös) 1,5 mg/l. Det finns dock en del tåliga arter inom gruppen vitfiskar som klarar mycket höga halter.

Dessa gränser har tillämpats för medelhalter av värden uppmätta även under övriga delar av året. Tillståndsbedömningen i rinnande vatten har gjorts enligt samma normer.

Bedömningsgrunder för ammoniumkväve saknas. Följande indelning har därför föreslagits av ALControl (mg/l) utgående från SNV 1969:1, Bedömningsgrunder för svenska ytvatten (effekter på fisk):

≤ 0,05	Mycket låg halt
0,05-0,20	Låg halt
0,20-0,50	Måttligt hög halt
0,50-1,50	Hög halt
> 1,50	Mycket hög halt

För nitritkväve saknas bedömningsgrunder. Nitritkväve kan vara giftigt beroende på att ämnet hämmar bildningen av röda blodkroppar.

Vid en exponeringsstudie (MFG 1997) konstaterades effekter på mjälte och röda blodkroppar hos regnbåge vid nitrithalter på 0,050 – 0,100 mg/l.

Fosfor

Totalfosfor, tot-P (mg/l) anger den totala mängden fosfor som finns i vattnet. Fosfor föreligger i vatten antingen organiskt bundet eller som fosfat.

Fosfor är i allmänhet det tillväxtbegränsande näringsämnet i sötvatten, och alltför stor tillförsel kan medföra att vattendrag växer igen och att syrebrist uppstår.

Enligt Naturvårdsverket rapport 4913 kan sjöar (maj-oktober) med avseende på totalfosforhalt indelas enligt (mg/l):

≤ 0,0125	Låga halter
0,0125-0,025	Måttligt höga halter
0,025-0,050	Höga halter
0,050-0,10	Mycket höga halter
>0,10	Extremt höga halter

Denna klassindelning använder vi också som grund för klassning av rinnande vatten samt för sjöar under andra månader än maj-oktober (avvikelse från bedömningsgrunder).

Kväve/fosfor-kvot

Kvoten mellan halterna av kväve och fosfor (N/P-kvoten) beskriver den relativa betydelsen av dessa ämnen och visar potentialen för massutveckling av blågrönalger.

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4913) kan tillståndet med avseende på kväve/fosfor-kvot (juni-september) i sjöar bedömas enligt följande:

≥30	Kväveöverskott
15-30	Kväve-fosforbalans
10-15	Måttligt kväveunderskott
5-10	Stort kväveunderskott
<5	Extremt kväveunderskott

Dessa gränser har tillämpats för medelhalter av värden uppmätta även under övriga delar av året.

Vid kväveöverskott (N/P-kvot > 30) är risken för blomning av blågrönalger liten, men risken ökar med ökande kväveunderskott (N/P-kvot < 30).

Fenol

Fenoler är en grupp av organiska ämnen (mer än 50 st) som bl.a. ingår naturligt i vissa humusämnen men som också ingår i vissa kemikalier. I ytvatten kan den naturliga halten variera mellan 0-10 µg/l och i grundvatten mellan 0-5 µg/l.

Utgående från giftighetstest på olika vattenorganismer har man kommit fram till att fisk är känsligast, med påvisbara effekter vid fenolhalter på 0,15 mg/l (Nikunen 1990). Utsläppsvattnet från sågverket har under de senaste två åren haft maxhalter på 1,6 mg/l (timmerbassäng, vinter) och 0,16 mg/l (timmerbevattning, sommar).

Allmänt om metaller

I gruppen tungmetaller förekommer huvuddelen av de metaller som kan vara skadliga för levande organismer. Det är främst bly, krom, kadmium, koppar, arsenik, zink, nickel och kvicksilver som är aktuella i detta sammanhang. En del tungmetaller, t.ex. järn, zink, krom och koppar är nödvändiga och ingår i enzymer, proteiner, vitaminer och andra livsviktiga byggstenar, men tillförseln till organismen får inte bli för stor.

Tungmetaller finns naturligt i miljön i förhållandevis låga halter. Dock kan halterna vara höga i sulfidhaltiga berg- och jordarter. Till skillnad från flertalet andra naturligt förekommande ämnen tycks vissa tungmetaller - främst bly, kadmium och kvicksilver - inte ha någon

funktion i levande organismer. I stället orsakar dessa metaller redan i små mängder skador då de tillförs djur och växter.

Tungmetallernas giftverkan beror till stor del på att de binds hårt till organiska ämnen/strukturer i levande celler, vilket dels försvårar utsöndring (ger ackumulering/koncentration) och dels bidrar till att olika cellfunktioner störs (gifteffekt).

Tungmetallerna är oförstörbara, vilket innebär att de inte bryts ner. De är således exempel på stabila ämnen, som blir miljögifter om de dyker upp i alltför stora mängder i fel sammanhang.

I ytvatten gäller följande bakgrundshalter av metaller:

koppar 0,1-3 µg/l

krom 0,1-1 µg/l

Arsenik är en annan metall som ibland kan förekomma naturligt i vissa berggrundsområden. Ämnet har också använts till impregnering av trä. I ytvatten ligger bakgrundshalter i allmänhet mellan 0,1-0,5 µg/l. I grundvatten kan dock betydligt högre halter förekomma.

Aluminium

Aluminium är en metall som förekommer i höga halter i de flesta jord- och bergarter. Vid låga pH-värden löses metallen ut och går i vattenlösning. Höga halter (mg-nivå) av löst aluminium är giftigt för vattenorganismer. När pH-värdet stiger till 5 - 5,5 faller aluminium ut. När denna process sker bildas aluminiumfällningar på fiskars och bottenjurs gälar, vilket kan ha en direkt dödande effekt. När aluminium väl har fallit ut minskar giftigheten kraftigt. När pH-värdet stiger till 8-9 kan aluminium åter gå i lösning, varvid giftigheten ökar igen. Om pH-värdet sedan sjunker faller åter aluminium ut och kan då också bilda skadliga beläggningar på vattenorganismernas gälar.

Enligt Naturvårdsverket (Rapport 4913) kan metallhalter i ytvatten indelas enligt följande (µg/l):

	Mycket låga halter	Låga halter	Måttligt höga	Höga halter	Mycket höga halter
Arsenik	≤ 0,4	0,4-5	5-15	15-75	> 75
Koppar	≤ 0,5	0,5-3	3-9	9-45	> 45
Krom	≤ 0,3	0,3-5	5-15	15-75	> 75

Bedömningsgrunder saknas för aluminium

**Bilaga 2. Analysresultat från Ålanda Ström 2002 -
månadssamlingsprover baserade på sammanslagna
veckostickprover**

Datum	pH	Alkalinitet	Kond.	Färg	TOC	Fenol	Nitrat-N	Nitrit-N	Ammonium-N	Tot-N	Tot-P
		mekv/l	mS/m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Maj	7.5	0.33	10.3	35	7.0	<0.001	0.43	0.004	0.035	1.20	0.029
Juni	7.5	0.31	9.7	30	5.6	<0.001	0.38	0.010	0.026	0.81	0.027
Juli	7.5	0.32	10.2	25	5.9	<0.001	0.38	0.011	0.027	0.67	0.021
Augusti	7.4	0.33	10.1	35	6.5	<0.001	0.29	0.024	0.033	0.63	0.017
September	7.4	0.34	10.0	35	5.9	<0.001	0.32	0.007	0.019	0.60	0.015
Medel	7.5	0.33	10.1	32	6.2	<0.001	0.36	0.011	0.028	0.78	0.022

Datum	N/P-kvot	Aluminium totalt	Aluminium oorganisk	Arsenik	Koppar	krom
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Maj	41	0.03	<0.01	0.4	0.8	0.6
Juni	30	0.03	<0.01	0.3	0.5	0.2
Juli	32	0.02	<0.01	0.3	0.4	0.2
Augusti	37	0.02	<0.01	0.3	0.4	0.2
September	40	0.03	<0.01	0.3	1.0	0.3
Medel	36	0.03	<0.01	0.3	0.6	0.3