Försurning och kalkning av sjöar och vattendrag i Västerbottens län

Årsrapport för 2006

Innehåll

Försurande ämnen

Låga pH-värden i snön
Trenden mot minskat svavelnedfall är bruten. Under vintern 2006 uppmättes dessutom ovanligt låga pH-värden i snön.
-Sidan 9-

Effekter av försurning

Stora problem med svartmocka i kustvattendrag
Endast två av 29 vattendrag hade pH över 6,0 under vårfloden. Över 60 procent hade skadligt höga aluminiumhalter. I flertalet vattendrag utgör svartmockajordar källan till den dåliga vattenkvalitén.
-Sidan 13-

Effekter av försurning

Nya bedömningsgrunder underskattar försurning
MAGIC heter Naturvårdsverkets nya modellverktyg för att beräkna försurning. En jämförelse med uppmätta värden visar att modellen underskattar sjöförsurningen i länet.
-Sidan 16-

Biologisk återställning i kalkade vatten

Stockbäcken öppnad för havsöring
Efter flera år av planering och arbete är åtgärderna i Stockbäcken slutförda. Fångst av uppvandrande havsöring visade att åtgärderna undanröjt vandringshindren och därmed skapat fri fiskvandring.
-Sidan 35-

Biologisk återställning i kalkade vatten

Nya lekområden för öring
Ett nytt forskningsprojekt syftar till att utarbeta riktlinjer för byggande av lekbottnar för öring. Under 2006 byggdes sex bottnar i kalkade vattendrag.
-Sidan 38-

Försurande ämnen

Grön gubbe för försurning
”Bara naturlig försurning” heter ett av miljömålen. Försurningen utgör fortfarande ett problem i länet. Efter många år av återhämtning bedömer Länsstyrelsen att situationen är så gynnsam att försurningen kan ha nått en acceptabel nivå till 2010.
-Sidan 7-

Effekter av kalkning

Öringen ökar i kalkade vattendrag
Över 3 000 elfisken ligger till grund för en ny utvärdering. Innan kalkningen inleddes återfanns öringungar vid hälften av elfiskelokalerna. Efter 16 års kalkning finns årsungar vid 77 procent av lokalerna och trenden är fortsatt positiv.
-Sidan 27-

Länsstyrelsen Västerbotten

Försurning och kalkning av sjöar och vattendrag i Västerbottens län

Årsrapport 2006

Johan Ahlström

Ansvarig funktion:	Miljöanalys
Text och figurer i huvudrapporten:	Johan Ahlström
Text och figurer i bilagorna:	Johan Ahlström, Stefan Andersson, Halvard Didriksson och Lajla Lindgren
Redigering och layout:	Johan Ahlström
Foton:	Länsstyrelsen, där annat inte anges.
GIS-kartor:	ChriStina Strömberg, Anna Garnelis, Mattias Karlsson och Lajla Lindgren
Tryck:	Länsstyrelsens tryckeri, 2007.
ISSN	1652-3229

Förord

”Försurning och kalkning av sjöar och vattendrag i Västerbottens län” utgör en årlig avrapportering från verksamheten. Rapporten består dels av denna del, som utgör korta referat från året som gått. Huvuddelen av årsrapporten utgörs av detaljerade beskrivningar över varje åtgärdsområde. Dessa finns sorterade i separata bilagor för varje huvudflodområde i länet. Bilagorna finns som pdf-filer på Länsstyrelsens hemsida www.ac.lst .se. Trycka exemplar distribueras i en begränsad upplaga.

Årsrapporten utgör vår viktigaste informationskanal till alla som på något sätt berörs av kalkningsverksamheten. Framför allt gäller detta för alla som inte är direkt inblandade i åtgärdsarbetet kring kalkning och biologisk återställning. Eftersom kalkningen numera, till stor del, är en myndighetsbaserad verksamhet utgör fiskevårdsområdena en särskilt viktig målgrupp.

För 15 år sedan befarade man fortfarande att försurningen skulle ödelägga både skog och vatten inom stora delar av Sverige. Inte ens den mest optimistiske kunde ana den utveckling som skett sedan dess. 1989 revs Berlinmuren, vilket symboliserade kommunismens fall i östeuropa. På kort tid förändrades de ekonomiska förutsättningarna, vilket ledde till en snabb minskning av utsläppen av försurande svavel.

Under 2006 genomförda Länsstyrelsen en utvärdering av samtliga miljömål. Målet som hanterar försurning gav Vi en grön gubbe. Försurningen utgör fortfarande ett problem i länet. Vi valde ändå den positiva bedömningen för att understryka den osannolika utveckling som på mindre än 10 år tagit försurningen från en position som det absolut största miljöhotet i länet.

Fokus inom kalkningsverksamheten är främst inriktad på en anpassning till en lägre försurningsgrad. Västerbotten ligger väl framme i detta arbete och kalkförbrukningen har halverats på mindre än tio år. Likväl kommer nya rapporter som antyder att Vi kalkar i sjöar som inte längre är försurade. Detta baseras på nya bedömningsgrunder som Naturvårdsverket har utarbetat. I årsrapporten redovisar Vi en test som antyder att den använda modellen kraftigt underskattar sjöförsurningen i länets östra del. Modellverktyg utgör ett viktigt stöd i miljöarbetet. Som vanligt bör dock utfallet hanteras med stor försiktighet och definitivt inte likställas med sanningen.

Den biologiska återställningen har en fortsatt hög prioritet. Under 2006 slutfördes flera projekt som har pågått en längre tid. Mest positivt var kanske slutförandet av åtgärdena i Stockbäcken. Redan vid höstens första högvatten fick Vi en bekräftelse på att den nya valvbågen och återledningen till den naturliga bäckfåran har skapat fri passage för lekvandrande havsöring.

Denna del av årsrapporten har framställts av Johan Ahlström. Bilagorna som redovisar varje åtgärdsområde har producerats av Johan Ahlström, Stefan Andersson, Halvard Didriksson samt Lajla Lindgren. Rapporten finansieras med medel från naturvårdsverkets kalkningsprogram.

Johan Ahlström

Innehållsförteckning

Förord

Försurande ämnen

Grön gubbe för försurning 7
Det sura nedfallet minskar inte längre 8
Låga pH-värden i snön 9

Effekter av försurning

Torr sommar och blöt höst 10
Sommartorkan 12
Stora problem med svartmocka i kustmynnande vattendrag 13
Nya bedömningsgrunder för sjöförsurning 16

Kalkning av sjöar och vattendrag

Ekorren som kalkar Sverige 19

Effekter av kalkning

Tuff höst i doseringskalkade vattendrag 22
Oorganiskt aluminium minskade i kalkade vattendrag 24
Hösten bjöd på tuffa förhållanden i kalkade sjöar 25
Förekomst av Baetis i alla kalkade vattendrag 26
Öringen ökar i kalkade vattendrag 27
Att arbeta med elfiske 30
Provfiske av sjöar på Njakafjäll 32

Biologisk återställning i kalkade vatten

Ny femårsplan för biologisk återställning 33
Många vattendrag återställda i Skellefteå 35
Forskningsprojekt skapar nya lekområden för öring 38

Underlag till resultatredovisningen

Effektuppföljning

Uppföljning av vattenkemi, bottenfauna och fiskfauna 40

Resultatredovisning

Resultatredovisning 42

Litteratur

Litteratur 44

Grön gubbe för försurning

Under 2006 presenterade Länsstyrelsen en bedömning av miljötillståndet i länet. Bedömningen baserades på de sexton svenska miljömålen samt länets regionala delmål. "Bara naturlig försurning" var tillsammans med "Ingen övergödning" de enda mål som fick grön gubbe. Detta betyder att målet är möjligt att uppnå fram till 2010.

Sammanfattande bedömning

I rapporten sammanfattas försurningsläget enligt: "Utsläppen av försurande svavel har minskat dramatiskt såväl i Västerbotten som i Sverige och i övriga Europa. Det minskade svavelnedfallet har inneburit att pH i nederbörden ökat påtagligt. Detta har lett till ökade pH-värden i försurade sjöar och vattendrag.

Trots att försurningen minskat kvarstår betydande problem, huvudsakligen i vattendrag i länets östra del.

Naturens förmåga till återhämtning är svårbedömd. Nuvarande trender antyder dock att delmålen som avser försurning av sjöar och vattendrag kan vara uppfyllda till 2010. Däremot torde inte delmålen för utsläpp av svavel och kväve att uppnås i länet".

Målen för utsläpp av svavel och kväve kommer inte att nås

Målen för svavel och kväve innebär att utsläppen i Västerbotten ska reduceras enligt samma procentsats som de nationella målen föreskriver. Detta innebär att utsläppen av svaveldioxid ska minskas med 10 % räknat från 1996 till 2010 och utsläppen av kväveoxider med 30 %. Utsläppen av svaveldioxid har ökat sedan 1996 och utsläppen av kväveoxider har minskat med 11 % från 1996 till 2002. Inget av utsläppsmålen bedöms möjliga att uppnå inom ramen för fattade beslut.

Målen avseende försurning av sjöar och vattendrag kan troligen nås

Det finns tre delmål som beskriver försurningsläget i sjöar och vattendrag. Dessa bygger på att vattenkvalitén ska vara så bra att det naturliga djurlivet kan existera i livskraftiga bestånd.

Målet för laxälvarna är redan uppfyllt. För Sävarån och Åbyälven är kalkningen en förutsättning för att uppfylla målet.

Målet för havsöringens reproduktionsområden är svårbedömt eftersom det saknas en komplett bild över vilka vattendrag som tidgare hyst havsöring. Även om det är svårt att bedöma naturens förmåga till återhämtning så bedöms detta mål, såväl som det mål som avser försurad vattendragssträcka i respektive kommun, som möjligt att uppnå till 2010. Det pågående kalkningsprogrammet är en förutsättning för att målen ska kunna uppnås till 2010.

Det saknas bra bedömningsverktyg för att beräkna naturligt pH i sjöar (läs mer på sidorna 16-18). Därför är det svårt att avgöra om målet avseende sjöförsurning kommer att nås. Målet kan mycket väl vara uppfyllt, men ytterligare provtagning och utvärdering behövs.

Svartmockan utgör alltjämt ett stort problem

Det finns fortfarande många kustnära vattendrag som är kraftigt påverkade av syraläckage från sura jordar (svartmocka). Det miljömål som berör hanteringen av dessa jordar har inte uppfyllts. Problemen är främst kopplade till odlingsmark och det finns idag inget fungerande regelverk för att motverka de negativa effekterna från dikning av odlingsmark.

De bedömningar som görs av försurningssituationen i vattendragen innefattar därmed inte sådana vatten som är försurade främst till följd av påverkan på svartmockajordar (läs mer på sidorna 13-15).

Ytterligare tre län med grön gubbe

Av landets 21 län fick miljömålet "Bara naturlig försurning" röd gubbe i 10 län samt gul gubbe i 7 län. Utöver Västerbotten fick Stockholm, Uppsala och Gotland en grön gubbe. På nationell nivå har bedömningen nyligen ändrats från gul till röd gubbe.

De regionala delmålen

- Senast år 2010 ska trenden mot ökad försurning av skogsmarken vara bruten i områden som försurats av människan.
- År 2010 ska utsläppen av svaveldioxid till luft ha minskat med 10 procent jämfört med 1996-års nivå
- År 2010 ska utsläppen av kväveoxider till luft ha minskat med 30 procent jämfört med 1996-års nivå
- Senast år 2010 ska halter över 30 µg/l av oorganiskt aluminium inte uppträda i vattendrag med lax.
- Senast år 2010 ska halter över 50 µg/l av oorganiskt aluminium uppträda i högst fem procent av sträckan rinnande vatten med förekomst eller tidigare förekomst av havsöring.
- År 2010 ska högst fem procent av antalet sjöar och högst 15 procent av sträckan rinnande vatten inom varje kommun vara drabbade av försurning.
- Senast år 2005 ska särskild hänsyn tas vid markarbeten i sura jordarter (alun och sulfidjordar) i anslutning till sjöar och vattendrag.

Det sura nedfallet minskar inte längre

Som en logisk följd av de reducerade utsläppen av försurande ämnen minskar också nedfallet. Redan under andra halvan av 1970-talet ses en begynnande förbättring. Efter Berlinmurens fall 1989 skedde stora politiska och ekonomiska förändringar i östeuropa som resulterade i snabba förbättringar.

Samma pH som 2000

Nederbördsstationen i Rickleå etablerades 1972 och är därmed den äldsta i länet. 1976 var pH-värdet 4,17, därefter ökade pH i princip kontinuerligt fram till 2001. Efter 2001 har pH pendlat kring 4,75-4,80. 2006 uppgick pH till 4,72, vilket var exakt samma värde som år 2000 (figur 2).

Den suraste nederbörden registrerades under februari med pH 4,31 samt i januari med 4,41.

Nära naturligt pH i fjällen

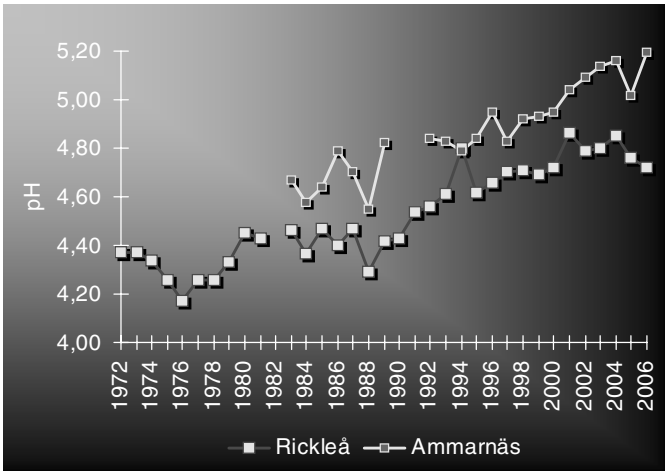
I Ammarnäs är nederbörden betydligt renare. Efter fjolårets dipp till 5,02 uppmättes pH för 2006 till 5,20. Den ickemarina sulfathalten var endast 6,6 µekv/l, vilket bara är marginellt över den naturliga bakgrundsnivån som brukar anges till 5 µekv/l.

Svaveldepositionen har stabiliserats

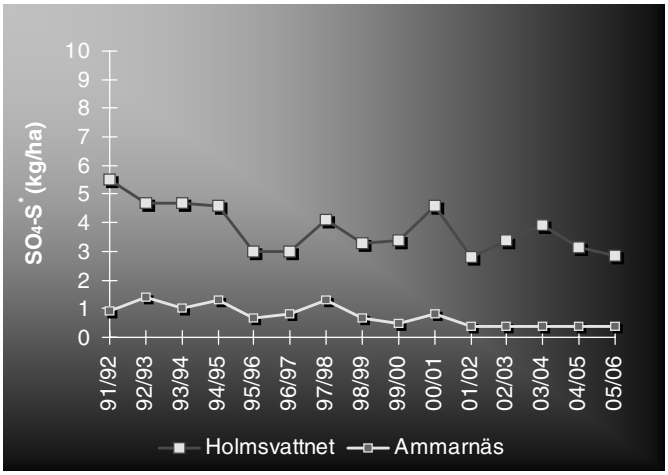
Depositionen av svavel påverkas både av svavelhalten i nederbörden och av nederbördsmängderna. Stationen i Holmsvattnet, söder om Skellefteå, har det högsta nedfallet av svavel i länet. Depositionen av svavel uppgick till 2,8 kg/ha under det hydrologiska året 2005/06 (figur 3).

Under den senaste tioårsperioden har nedfallet varierat mellan 3-4 kg/ha, framför allt beroende på skillnader i nederbördsmängd. I Ammarnäs har depositionen legat konstant på 0,4 kg/ha de senaste fem åren.

Trenden mot minskad försurning av nederbörden har således avstannat. Detta är en logisk följd av att utsläppsminskningarna har planat ut i Europa.



Figur 2. pH i nederbörden från stationerna i Rickleå och Ammarnäs. Data från Lennart Granath och IVL.



Figur 3. Deposition av sulfatsvavel från stationerna i Holmsvattnet och Ammarnäs. Data från IVL.

Fakta: Depositionsmätning

Inom miljöövervakningen mäts såväl våt- som totaldepositionen (våt+torr). Våtdepositionen mäts på öppna fält och totaldepositionen under träd (krondropp). För insamling av regn används trattförsedda flaskor. För insamling av snö används snösäckar på öppet fält och hinkar under träden.

I Västerbotten finns två stationer för insamling av våtdeposition, fem stationer där både våt- och totaldeposition mäts samt en station på Laxfjället som tillkom 2002 för att mäta deposition på hög höjd.

Våtdepositionen används främst för att följa koncentrationerna av föroreningar. Totaldepositionen används främst för att beräkna nedfallsmängder i kg/ha.

Station	Kommun	Typ
Ammarnäs	Sorsele	Våt
Rickleå	Robertsfors	Våt
Ammarnäs	Sorsele	Våt & total
Högbränna	Sorsele	Våt & total
Brattfors	Lycksele	Våt & total
Holmsvattnet	Skellefteå	Våt & total
Bäcksjö	Umeå	Våt & total
Laxfjället	Storuman	Våt & total

Depositionsmätning i Bäcksjö.

Låga pH-värden i snön

I norra Sverige anses vårfloden vara den mest kritiska tidpunkten för uppkomst av försurningsskador i framför allt vattendragen. När stora mängder smältvatten tillförs under en kort period kan pH sjunka avsevärt. Till stor del är detta ett naturligt fenomen. Syran som finns lagrad i snöpacken, till följd av surt nedfall, bidrar till en ytterligare sänkning av pH. Mycket snö med hög syrakoncentration tillsammans med ett snabbt avsmältningsförlopp maximerar försurningseffekten.

Rekordlåga pH-värden

Snöproven som togs i slutet av mars 2006 uppvisade de högsta sulfathalterna sedan 2001.

pH-värdena var oerhört låga. Faktiskt de lägsta som registrerats sedan insamlingen av snö påbörjades. Skogslokalen i Fusbäcken hade pH 4,50, den öppna lokalen i Fusbäcken samt Lillån och Kvarnbäcken (Botsmark) hade pH 4,55. Även de övriga lokalerna i länet uppvisade osedvanligt låga pH-värden.

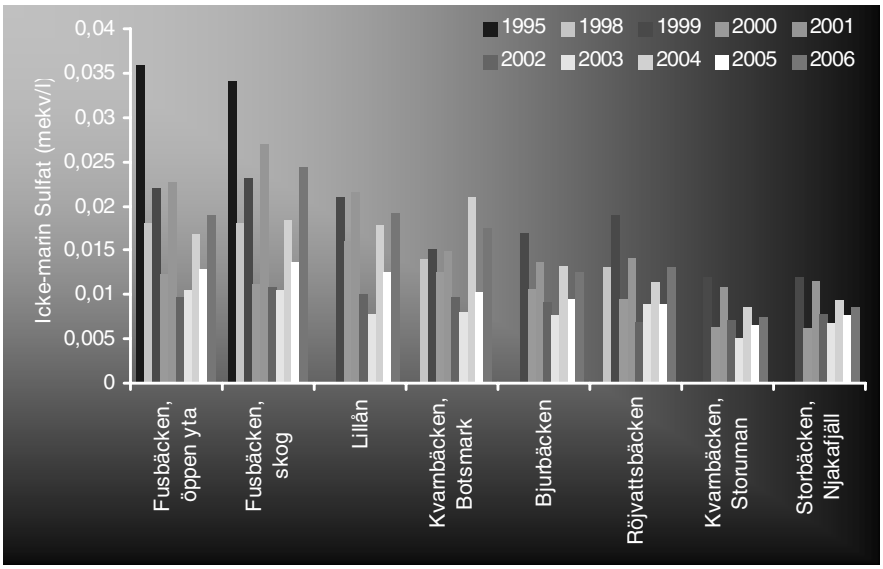
Vid lokalerna i Fusbäcken var pH-värdena till och med lägre än 1995, trots att sulfathalterna var betydligt lägre jämfört med 1995. Förklaringen torde vara att snön innehöll ovanligt låga halter av basiska ämnen.

Lite snö

Snömängden i slutet av mars var under den normala för hela länet. Längs den södra delen av kusten var snömängden, beräknat som vattenvärde, mindre än 50 mm (SMHI 2006). I stora delar av inlandet motsvarade snömängden ett vattenvärde på 50-75 mm. Även i fjällkedjan var snötillgången lägre än normalt, med ett maxvärde på bara 200 mm. Den högsta noteringen för 2005 var 350 mm!

Under första halvan av april fick länets östra del mycket snö. Vidsnöprovtagningslokalen i Fusbäcken (Gräsmyr) ökade snödjupet från 50 cm (27/3) till 85 cm (10/4). Även denna snö hade förhållandevis lågt pH.

Förhållandena inför vårfloden känneteckandes därmed av något mindre snö än normalt, men betydligt lägre pH än de senaste åren.



Figur 4. Sulfathalt i snön för perioden 1995-2006. Proverna insamlas på 8 lokaler i länet (se karta i faktarutan). Lokalerna redovisas från kust till fjäll.

Fakta: Snöundersökningar

Syftet med snöproverna är att erhålla en bild av belastningen inför kommande vårflod. I slutet på mars insamlas snöprover som profiler genom snöpacken. Proverna tas på åtta lokaler som är spridda över länet.

Snöprovtagning.

Torr sommar och blöt höst

Vattenflödet har en avgörande betydelse för vattenkemin i sjöar och vattendrag. Mycket nederbörd och kraftig snösmältning medför höga flöden och hög grundvattennivå. Detta leder till att de buffrande ämnena från marken späds ut och att en större del av vattentransporten sker i ytliga markskikt. Därmed tillförs också mera humusämnen till sjöar och vattendrag. Konsekvensen blir att pH sjunker till följd av lågt innehåll av basiska ämnen och hög koncentartion av organiska syror. Detta är en naturlig företeelse. Den luftburna försurningen medför att pH sjunker ytterligare.

Något högre nederbörd än normalt under året

Sett över året var nederbördsmängden under 2006 över den normala för stora delar av länet. Det största nederbördsöverskottet återfanns i länets sydöstra del. Inom ett område från kusten i Nordmaling, via Bjurholm och upp mot Åsele kom ungefär 30 % mer än normalt. I länets norra delar samt inom fjällområdet var nederbörden nära den normala. Nederbörden var mycket ojämnt fördelad över året, med de största mängderna i slutet av året. I Umeå kom 60 procent av nederbörden under årets fyra sista månader. Därmed blev hösten 2006 den blötaste som SMHI registrerat i Umeå.

Normal vårflod

Första halvan av april präglades av kallt och snöigt väder. Den 19:e april påbörjades en period med varmare väder och dagstemperaturen steg över +5° i Umeå. Stridbäcken i länets sydöstra del svarade direkt med ett ökat flöde den 20 april. Maxflödet nåddes den 29 april.

Dalkarlsån är ett mellanstort vattendrag som är beläget centralt i länets östra del. Även i Dalkarlsån inleddes vårfloden runt 20:e april. Maxflödet på 28,2 m^3/s nåddes 30:e april (figur 6). Maxflödet var högre än 2002-2005, men betydligt lägre än toppnoteringarna från exempelvis 1998 och 1994.

Sammantaget var vårfloden i länets östra del tidsmässigt kort. Därmed blev flödena ganska höga, trots en begränsad snömängd.

Torr sommar

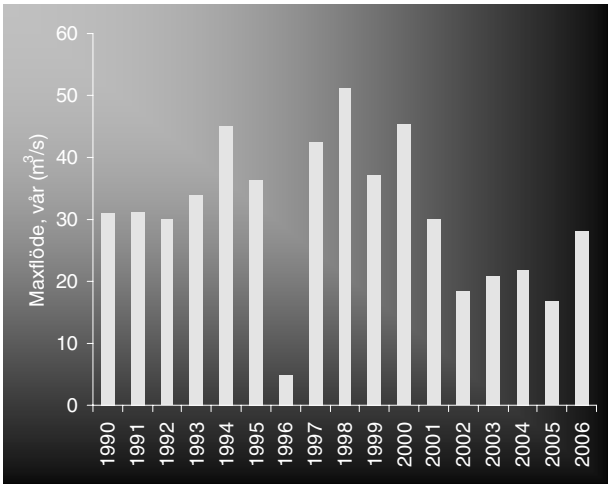
I stora delar av länet var sommaren torr och varm. Detta resulterade i extremt låga flöden. Flödena sjönk kontinuerligt fram till mitten av augusti då ett regnområde medförde en mindre flödesökning. Flödena var dock fortsatt låga fram till början av september.

Höga höstflöden

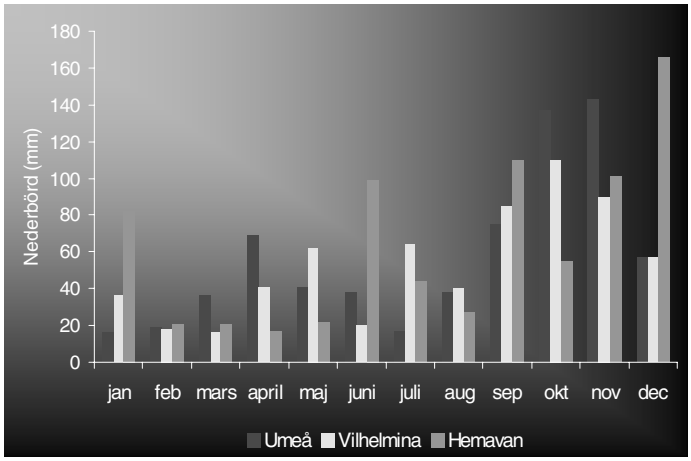
Under de första tio dagarna i september inföll höstens första regnperiod. Detta gav en distinkt flödesökning både i små och större vattendrag. I Stridbäcken steg flödet snabbt till en nivå över högsta vårflödet. Flödena steg alltså snabbt, trots att grundvattennivåerna var mycket under de normala. Detta tyder på ytliga flödesvägar genom marken.

I slutet av september och början av oktober inföll nästa regnperiod som varade under två veckor. Flödena ökade återigen och den 5:e oktober hade Dalkarlsån ett flöde på 24,2 m^3/s, vilket är i paritet med ett normalt vårflöde.

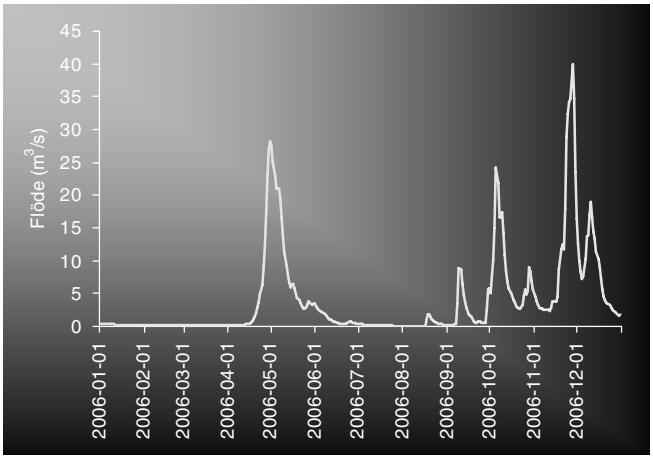
Den 20 oktober inleddes en period med snöväder och ett snötäcke på ca 40 cm utvecklades i länets kustområde. Flödena sjönk därmed fram till omkring 20 november. Därefter inföll en period med mild och fuktig väderlek. Snön tinade bort samtidigt med omfattande regn. Kombinationen av smältvatten och regn medförde extremt höga flöden. I Dalkarlsån noterades 40 m^3/s den 27:e november. Detta var det överlägset högsta höstflödet som noterats i ån sedan mätningarna började 1989. Flödena låg därefter kvar på en hög nivå ända till mitten av december.



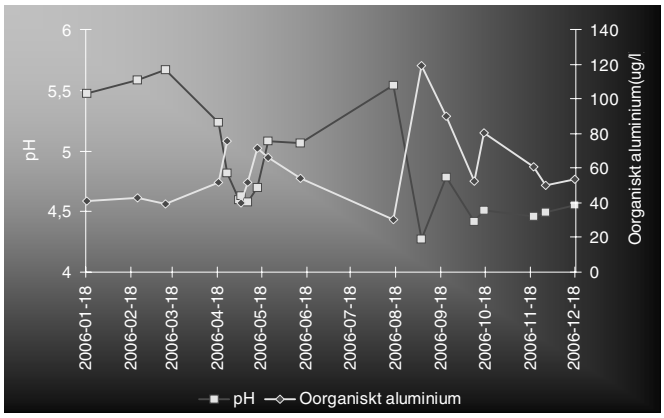
Figur 7. Maxflöde i Dalkarlsån under vårfloderna 1990-2006. Data från SMHI-SVAR.



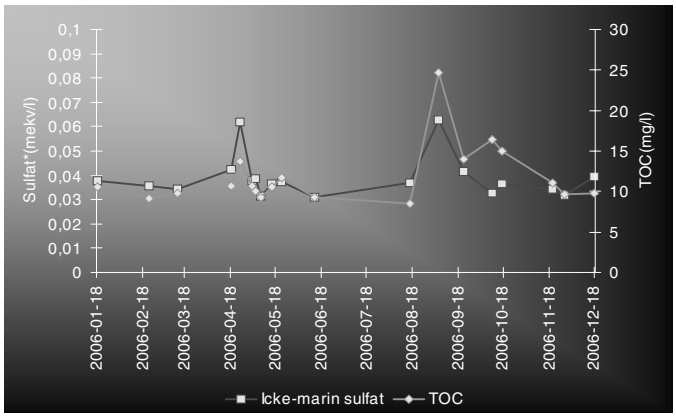
Figur 5. Nederbörd under 2006 i Umeå, Vilhelmina och Hemavan. Data från SMHI.



Figur 6. Vattenflöde i Dalkarlsån under 2006. Data från SMHI-SVAR.



Figur 8. pH och oorganiskt aluminium under 2006 i referensvattendraget Stridbäcken iNordmalings kommun.



Figur 10. Sulfat och TOC (humushalt) under 2006 i referensvattendraget Stridbäcken i Nordmalings kommun.

Hög årsavrinning

De höga höstflödena innebar att årsavrinningen för 2006 blev högre än normalt. För Dalkarlsån uppgick årsavrinningen, beräknad som specifik avrinning (l/(s *km^2)), till 15,8 för 2006. Medelvärdet sedan mätningarna började 1989 är 12,6. Cirka 65 % av årsavrinningen skedde under årets fyra sista månader.

Kraftig surstöt i september

pH-värdet i vattendragen följde flödet. Vårfloden var kort och intensiv och medförde därmed en kort surstöt. I Stridbäcken började pH sjunka runt 20:e april och låg omkring 4,6 under första veckan i maj. pH ökade därefter under sommaren och nådde 5,55 i augusti.

Den första flödesökningen i september medförde ett pH på 4,25, vilket är extremt lågt. Det låga värdet berodde på att både sulfathalten och humsuhalten ökade påtagligt. Höjningen av sulfat beror främst på oxidation av markbunden sulfat i samband med torrperioden under sommaren. Den höga humushalten understryker hypotesen om ytlig avrinning, eftersom humus främst finns i markens ytskikt.

Under senhösten låg pH fortsatt lågt, trots att både sulfat och humus minskade. Förklaringen är utspädning, vilket leder till en allt lägre andel grundvatten. Därmed sjunker halten av buffrande ämnen, som till stor del genereras som vittringsprodukter från marken.

Låga pH under vårfloden

Sedan 1993 finns ett länstäckande underlag som medger jämförelse av lägsta pH under vårfloden. Trenden är att vårfloden blir allt mindre sur. Vårfloden 2006 innebar ett mindre trendbrott. Medelvärdet för lägsta pH var 5,41, vilket var en av de lägsta noteringarna under 2000-talet. Orsaken kan till stor del tillskrivas de osedvanligt låga pH-värdena i snön. Även det intensiva avsmältningsförloppet torde utgöra en viktig faktor.

Samtliga referensvattendrag i länets östra del uppvisade lägre pH-värden på hösten än under vårfloden. I länets västra del var förhållandet det omvända.

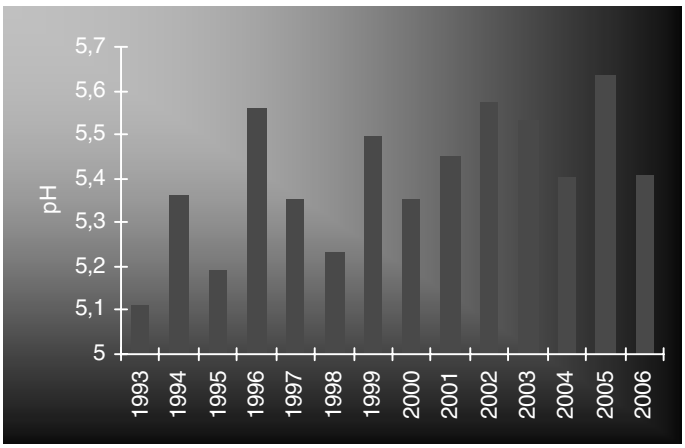
Oorganiskt aluminium

Halten av oorganiskt aluminium har, med undantag för 1999, analyserats i referensvattendragen sedan 1998 (figur 11). Resultaten antyder att halterna minskat. Under vårfloden 2006 uppgick medelvärdet av de högsta halterna till 30 µg/l, vilket var den lägsta noteringen hittills.

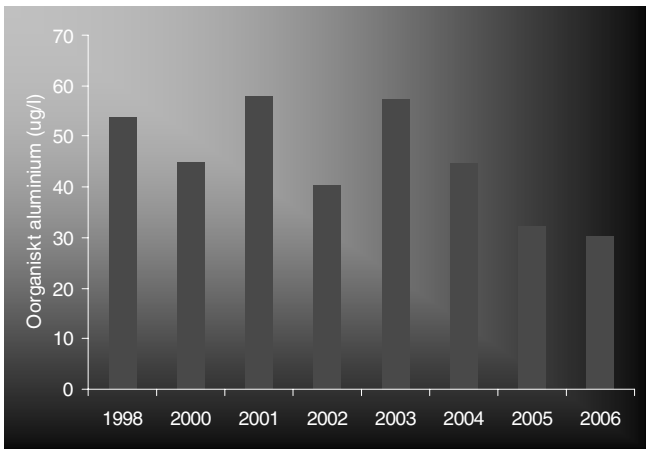
Halten av oorganiskt aluminium uppvisade således inte samma mönster som lägsta pH. Att halterna fortsätter att minska, trots relativt låga pH-värden, kan tolkas som en pågående återhämtning från markförsurning.

I referensvattendragen inom länets östra del analyseras oorganiskt aluminium även under hösten. I Stridbäcken uppmättes årets högsta nivå i samband med den första flödestoppen i september (figur 8). Även i de övriga vattendragen var halten av oorganiskt aluminium högre under höstens högflöden än under vårfloden.

Risken för biologiska skador torde således varit minst lika stor under hösten som under våren.



Figur 9. Medelvärden av lägsta pH i okalkade vattendrag under vårfloderna 1993-2006.



Figur 11. Medelvärden av högsta halt av oorganiskt aluminium i okalkade vattendrag under vårfloderna 1998-2006.

Sommartorkan

Små nederbördsmängder och hög temperatur innebar att flödena sjönk kontinuerligt under sommaren. I slutet av augusti var situationen kritisk för många mindre vattendrag.

Fem lokaler uttorkade

I juli/augusti kom totalt 55 mm nederbörd i Umeå, vilket är ungefär 60 % mindre än normalt. Augusti månad var dessutom den varmaste sedan 1939. I mitten av augusti nådde flödena en bottennotering och i de mindre vattendragen var läget alarmerande. För att dokumentera sitautionen genomfördes en inventering av länets kalkade vattendrag. Totalt besöktes 57 vattenkemiska provtagningslokaler i Bjurholm, Nordmaling, Umeå och Robertsfors. Vattenföringen bedömdes efter tre nivåer;

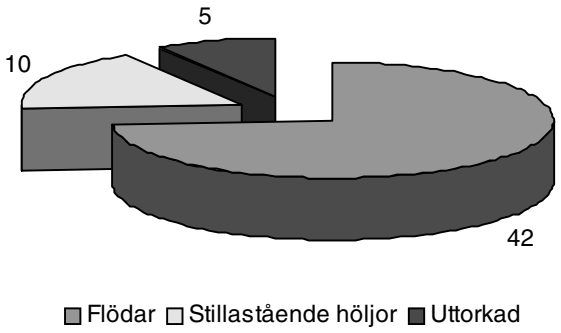
- Flödande vatten
- Stillastående vatten i djuphålor
- Uttorkad

Fem lokaler var helt torra. Detta var Hålvattsbäcken, Malbäcken (Bullmarksvägen), Kläppängesbäcken och Sjöbäcken i Umeå samt Sågbäcken (nedan Holmsjön) i Nordmaling. På ytterligare 10 lokaler fanns enbart stillastående vatten i djuphålor (figur 12).

Oklara effekter på fisk

I mitten av augusti avbröts elfisket på grund av de låga flödena. Efter en flödesökning runt 18:e augusti återupptogs provfisket. Resultaten var varierande. I exempelvis Lill-Bjurvattsbäcken i Bjurholm fångades ingen fisk, trots att det tidigare funnits både öring och stensimpa på lokalen. Lokalerna på Njakafjäll provfiskades strax efter att vattnet åter började flöda. Även på Njakafjäll var resultaten genomgående svagare än normalt.

De svaga resultaten kan bero på att fisken inte hunnit återkomma, men de kan också spegla en hög dödlighet. Först vid nästa års provfisken kan den fulla betydelsen av årets sommartorka bedömas.



Figur 12. Vattenföringen på 57 lokaler inom kalkade målområden under sommartorkan 2006.

Långtjärnsbäcken biflöde till Gravån i Sävaråns vattensystem.

Malbäcken biflöde till Sävarån.

Bjurbäcken, referensvattendrag i Skellefteå. Foto: Bo-Göran Persson.

Stora problem med svartmocka i kustmynnande vattendrag

Kustmynnande vattendrag har en viktig ekologisk funktion som föryngringsområden för havslevande fisk. Även små bäckar nyttjas av exempelvis havsöring och havsvandrande harr. Samtidigt utgör de kustmynnande vattendragen de mest påverkade sötvattensmiljöerna i länet. Under de senaste åren har en kartering av statusen genomförts.

Barnkammare för fisk

Kustmynnande vattendrag nyttjas som reproduktionsområden av en rad havslevande fiskarter. Förutom lax, öring och harr kan nämnas abborre, gädda, lake, id och flodnejonöga. Det finns ingen komplett förteckning över vilka kustmynnande vattendrag som tidigare utgjort föryngringsområden för havsvandrande harr och havsöring. Tveklöst har antalet minskat kraftigt. I Skellefteå kommun finns exempelvis ett flertal bäckar med namnet ”Harrbäcken” som inte längre hyser havsvandrande harr.

Tabell 1. Kustmynnande vattendrag som ingick i studien.

Nr	Namn	Kommun
1	Kinnbäcken	Skellefteå
2	Harrbäcken(Kinnvik)	Skellefteå
3	Tåmälven	Skellefteå
4	Storbäcken(Ostvik)	Skellefteå
5	Lillån(Skellefteå)	Skellefteå
6	Fällbäcken	Skellefteå
7	Harrbäcken(Ursvik)	Skellefteå
8	Storbäcken(Innersvik)	Skellefteå
9	Bäckån	Skellefteå
10	Mångbyån	Skellefteå
11	Lövselån	Skellefteå
12	Sundbäcken	Skellefteå
13	Juviksbäcken	Robertsfors
14	Hertsångerälven	Robertsfors
15	Dalkarlsån	Robertsfors
16	Ratuån	Robertsfors
17	Sandåsån	Robertsfors
18	Täfteån	Umeå
19	Strömsbäcken	Umeå
20	Nättingtjärnbäcken	Umeå
21	Åhedån	Umeå
22	Sörmjöleån	Umeå
23	Norrmjöleån	Umeå
24	Lillbäcken	Umeå
25	Ängerån	Umeå
26	Leduån	Nordmaling
27	Lillån(Nordmaling)	Nordmaling
28	Stridbäcken(ovan dos)	Nordmaling
29	Storsandbäcken	Nordmaling

Omfattande mänsklig påverkan

Västerbottens kustområde är förhållandevis tätbefolkat. Därmed finns också betydande kulturella spår i vattendragen. Historiskt nyttjades vattnet som drivkälla för kvarnar, sågar och annan industriell verksamhet. Därefter inföll flottningsepoken som både innebar att flödena reglerades med dammar och att vattendragen modifierades för att underlätta timmerpassagen. Flottningen ersattes successivt med biltransporter, vilket innebar en utbyggnad av skogsbilvägarna. Därmed tillkom åtskilliga vandringshinder i form av vägtrummor.

Det som särskiljer kustvattendragen är främst påverkan från jordbruk. I länets kustområden finns de finkorniga sedimentera jordarterna som är mest begärliga som odlingsmark. Ett rationellt brukande av dessa jordar förutsätter ofta att grundvattennivån avsänks med diken. Detta påverkar vattenregimen i form av högre högflöden och större risk för uttorkning. Dessutom ökar grumlingen och därmed sedimentering av finmaterial på bottnarna.

Svartmocka

Bland de finkorniga sedimenten utgör havssedimenten ett särskilt problem. Dessa avsattes på havsbottnar inom områden som tidigare var täckta av hav. Under syrefria förhållanden avsattes sedimen innehållande framför allt järnmonosulfid (FeS). Järnmonosulfid är svart och sulfidjordarna längs norrlandskusen kallas därför i vardagligt tal för svartmocka.

När sulfidjord kommer i kontakt med luftens syre oxiderar järnsulfiderna och svavelsyra (H_2SO_4) bildas. De sura förhållandena frigör metaller från jordarnas mineral och ger, förutom lågt pH, förhöjda värden av exempelvis järn, aluminium, kadmium, nickel, zink, koppar och sulfat i det vatten som avrinner från jorden.

Figur 13. Kustmynnande vattendrag som ingick i studien. Siffrorna refererar till namnen i tabell 1.

Oxidation av sulfidjordar sker naturligt i och med att landhöjningen torrlägger sedimenten. Grundvattennivån bestämmer därefter hur långt ner i marken som oxidationen kan ske.

En stor del av länets sulfidjordar nyttjas alltjämt till odlingsmark. Dikning i dessa jordar sänker grundvattennivån och leder till en ökad oxidation som därmed sänker pH och ökar metallhalten i avrinnande vatten.

29 kustmynnande vattendrag undersökta

Under perioden 2003-2006 har en inventering av länets kustmynnande vattendrag pågått (figur 13). Inventeringen innefattar vattendrag från små bäckar till stora åar. Undersökningen omfattar kartering av biotoper och vandringshinder, vattenkemiskprovtagning samt biologiska studier av fisk och bottendjur.

Den vattenkemiska studien genomfördes under vårfloden 2006. I varje vattendrag togs två prover, ett vid uppgående flöde och ett vid maxflöde. Inga kalkade vattendrag ingick i undersökningen.

Låga pH-värden

Endast Tåmälven i Skellefteå och Leduån i Nordmaling hade pH-värden över 6,0. Ytterligare fyra vattendrag hade pH-värden över 5,5. 14 (48 %) av vattendragen hade pH lägre än 5,0 (figur 14).

Generellt hade således flertalet vattendrag låga till mycket låga pH-värden. pH-värden under 5,0 innebär i regel ett torftigt djurliv både avseende fisk och bottenfauna. Abborre och gädda kan vanligen förekomma, däremot är det sällsynt med reproducerande öringbestånd. Stensimpa finns i princip aldrig vid pH-värden under 5,0.

Höga halter av giftigt aluminium

50 µg/l av oorganiskt aluminium anses utgöra en kritisk gräns för känsliga fiskarter som öring, harr och stensimpa. I 17 av 27 vattendrag (63 %) överskreds denna nivå. 13 av vattendragen hade halter över 100 µg/l, vilket är nivåer som kan vara direkt dödliga (figur 15).

Trots att halterna var mycket höga i många vattendrag torde halterna tidvis vara ännu högre i samband med högflöden som infaller på hösten efter en torr sommar.

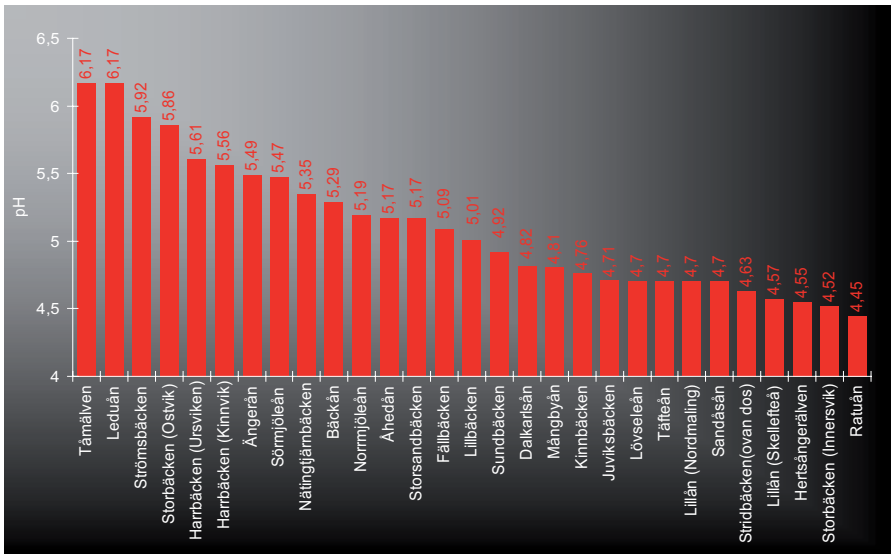
Höga sulfathalter skvallrar om svartmocka

Inom regionen finns två dominerande sulfatkällor. Det luftburna nedfallet utgör den ena och svartmockan utgör det andra. Nedfallet av svavel har minskat kraftigt och kan numera bara generera en sulfathalt i avrinningen på som mest ca 0,10 mekv/l inom regionen.

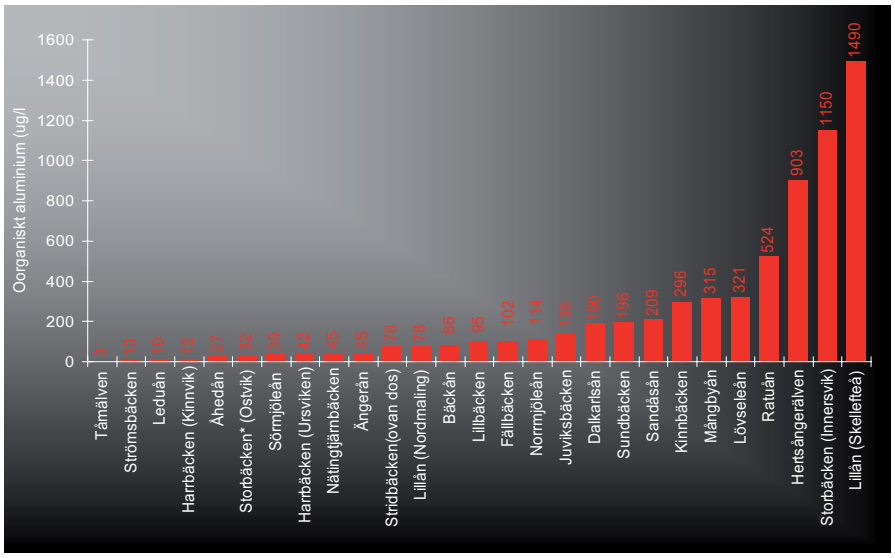
Vattendrag som omges av odlingsmark är en dålig kombination om marken innehåller svartmocka.

Endast sju av de provtagna vattendragen hade halter under 0,10 mekv/l (figur 16). Dessa torde därmed inte vara påverkade av svartmocka. Detta är dock inte helt säkert. Utflödet av sulfat varierar nämligen kraftigt från svartmockajordar, vilket till stor del styrs av grundvattennivå innan högflödesperioden.

I Byskebäcken (referensvattendrag i Skellefteå) har sulfathalten under vårflod varierat mellan 0,09 och 0,48 mekv/l



Figur 14. Lägsta pH i de kustvattendrag som undersöktes under våren 2006.



Figur 15. Högsta halt av oorganiskt aluminium i kustvattendragen.

Harr och öring. Två arter som har havslevande populationer och nyttjar kustmynnande vattendrag till reproduktion.

under perioden 1998 till 2006 (figur 17). Därmed går det således inte att utesluta att påverkan från svartmockajordar tidvis uppträder även i vattendrag med sulfathalter lägre än 0,10 mekv/l under våren 2006.

Svartmocka den viktigaste orsaken till dålig vattenkvalitet

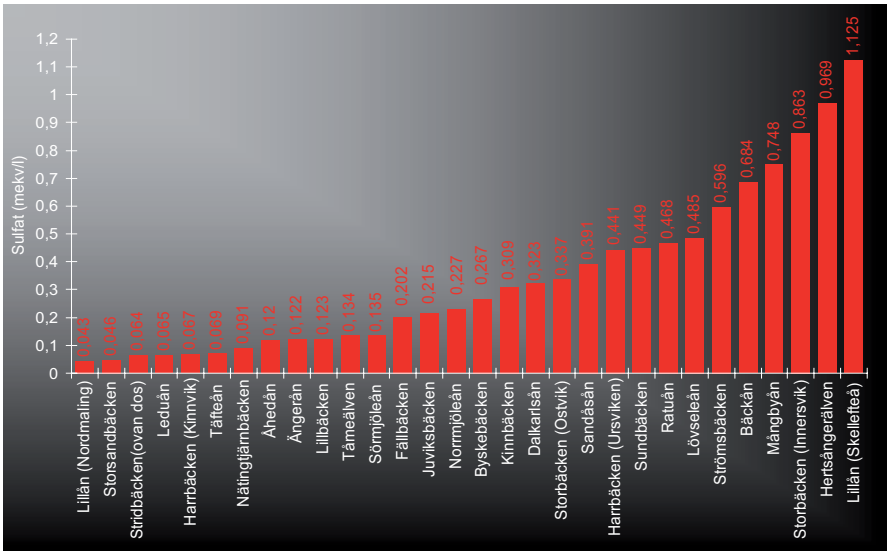
Flertalet av länets kustmynnande vattendrag har en vattenkvalitet som begränsar möjligheterna att hysa livskraftiga fiskbestånd och att utgöra reproduktionsområden för havsvandrande fisk. I flertalet av vattendragen utgör förekomst av svartmocka den viktigaste källan till dålig vattenkvalitet. Några av vattendragen har dålig vattenkvalitet till följd av luftburen försurning. Detta gäller exempelvis för Stridbäcken och Lillån i Nordmalings kommun.

Det är omöjligt att exakt avgöra i vilken utstäckning mänskliga aktiviteter påverkar utflödet av surt vatten från svartmockajordarna. Många vattendrag med extremt dålig vattenkvalitet har hög andel uppodlad mark inom avrinningsområdet. Exempelvis har Lillån i Skellefteå den högsta andelen uppodlad mark (26 %) och även den sämsta vattenkvalitén. Detta antyder att aktiviteter kopplade till odling spelar en viktig roll. Det är dock inte säkert att vattenkvalitén skulle vara bra även om markerna var opåverkade.

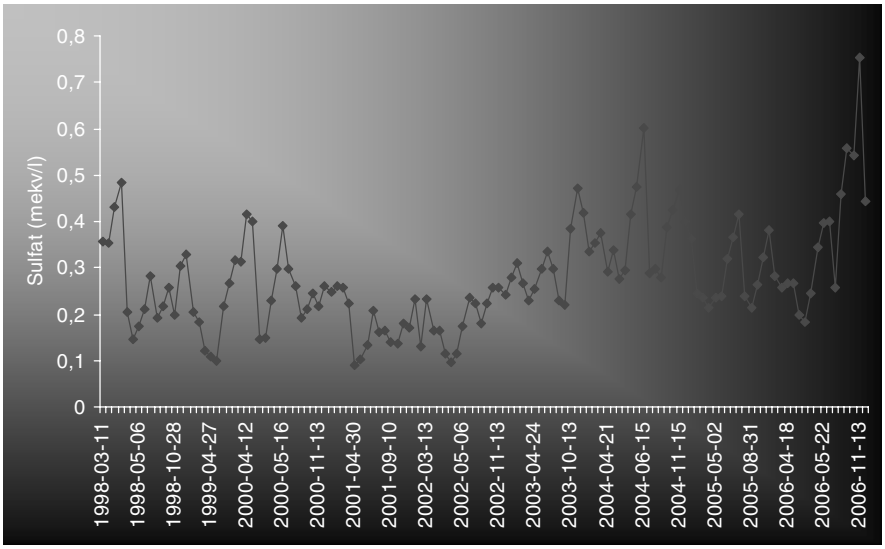
Det effektivaste sättet att förhindra påverkan från svartmocka är att skapa en hög och stabil grundvattennivå. Därmed förhindras vidare oxidation och syran blir kvar i marken. Naturligtvis är detta svårt att kombinera med ett pågående jordbruk.

Kalkning är en temporär åtgärd som används för att motverka luftburen försurning till dess att utsläppen av försurande svavel minskat till en nivå som naturen tål. Flera kustmynnande vattendrag ingår också i länets kalkningsprogram.

Teoretiskt kan också vattendrag som försurats till följd av svartmocka kalkas. Detta blir då en permanent åtgärd om kalkningen inte kombineras med ett åtgärdsprogram som syftar till att hejda oxidationen i marken. Länsstyrelsens policy är att inte bevilja statsbidrag till kalkning av vattendrag som i huvudsak är sura till följd av svartmocka.



Figur 16. Högsta sulfathalt i kustvattendragen.



Figur 17. Sulfathaltens variation i referensvattendraget Byskebäcken.

Nya bedömningsgrunder för sjöförsurning

Att beräkna förindustriella nivåer på pH och alkalinitet är av central betydelse för att avgöra graden av försurningspåverkan och därmed även behovet av kalkning. Under de senaste åren har det pågått en revidering av bedömningsgrunderna för försurning och under 2006 blev ett nytt bedömningsverktyg tillgängligt.

Naturliga nivåer är aldrig kända

Försurningen i landet etablerades långt innan den vattenkemiska miljöövervakningen påbörjades. I vatten som försurats via luftburet nedfall är därför den ”sanna” nivån på naturligt (förindustriellt) pH, i princip, alltid okänd. Den kunskap som finns angående naturliga pH-nivåer bygger på enstaka mätdata samt på uppgifter om biologiska förändringar som sammankopplas med försurningspåverkan.

För att kompensera bristen av äldre data har genom åren ett antal matematiska modeller konstruerats som, med större eller mindre precision, antas kunna skatta naturliga nivåer på pH och/eller buffringsförmåga (alkalinitet/ANC).

Tidigare bedömningsgrunder

Naturvårdsverket ansvarar för att tillhandahålla verktyg för att kunna bedöma olika former av miljöpåverkan. Dessa verktyg benämns bedömningsgrunder (se faktaruta).

MAGIC

De nya bedömningsgrunderna baseras på ett modellverktyg som döpts till MAGIC. MAGIC betyder *Model of Acidification of Groundwater in Catchments* och presenterades ursprungligen 1985. Jämfört med modellerna i tidigare bedömningsgrunder är MAGIC oerhört komplicerad. Modellen kräver stora mängder indata avseende mark, ytvatten och deposition. MAGIC-modellen är så komplicerad att den för närvarande endast används av IVL i Göteborg.

MAGIC-bibliotek

Behovet av indata samt det komplicerade handhavandet innebär att MAGIC inte kan användas som ett verktyg inom miljövårdsarbetet. För att hantera detta har ett MAGIC-bibliotek skapats. I biblioteket har samtliga sjöar som modellerats med MAGIC samlats. För närvarande innehåller biblioteket 408 sjöar. Basen utgörs av 130 referenssjöar från hela Sverige. Dessutom ingår närmare 200 sjöar från Värmland, Halland och Västra Götaland, vilket beror på att dessa län har beställt separata utvärderingar från IVL. Därutöver ingår 83 norska sjöar.

De nya bedömningsgrunderna bygger på att den sjö som ska bedömas matchas mot MAGIC-biblioteket. Via ett internetbaserat verktyg väljs den sjö i biblioteket som är mest lik den sjö som ska bedömas. Förändringen i pH och ANC hämtas från den matchade sjön i MAGIC-biblioteket. För att bedöma en sjö via MAGIC-biblioteket krävs data på pH, sulfat, klorid, kalcium, magnesium och DOC/TOC (löst organiskt kol).

MAGIC beräknar ANC (buffringsförmågan) både bakåt och framåt i tiden. Genom att anta att mängden organiskt kol inte förändrats samt genom att ange en fast nivå för koldioxidtrycket beräknas pH utifrån ANC. Modellen genererar ett värde för varje år. Via det internetbaserade verktyget presenteras värden för 1860 (förindustriellt), 1990, 2000, 2010, 2020 samt 2030. ANC redovisas som en faktisk nivå, medan pH presenteras som en förändring i förhållande till 1860. Dessutom presenteras antagen deposition för svavel och kväve, beräknade halter av sulfat och kalcium i vattnet samt basmättnadsgraden i marken.

Fakta: Bedömningsgrunder för försurning

Första versionen kom 1989. Modellen beräknade naturlig alkalinitet (Alk_0) enligt följande formel:

$$Alk_0 = (0{,}93*Ca) + (0{,}93*Mg) - (0{,}19*Cl) - (0{,}30*SO_4) - 0{,}05$$

Ca, Mg, Cl samt SO4 avser uppmätta värden i mekv/l för kalcium(Ca), magnesium(Mg), klorid(Cl) samt sulfat(SO_4).

Andra versionen kom 1999. Modellen beräknade naturlig alkalinitet enligt:

$$Alk_0 = alkalinitet + ((1-F) * (SO_4^* - SO_{4\,0}^*))$$

Alkalinitet avser uppmätt alkalinitet i mekv/l, F är ett mått på markens jonbyteskapacitet, SO_4^* är den uppmätta halten av icke-marint sulfat och $SO_{4\,0}^*$ är den beräknade naturliga sulfathalten. F är en siffra mellan 0 och ett. I bedömningsgrunderna från 1999 beräknades F enligt:

$$F = 0{,}8 * (\arctan(4{,}3 * (alkalinitet+0{,}2)))$$

En mera vedertagen version för att beräkna F härrör från Brakke m.fl (1990):

$$F = \sin((\pi/2) * (BC^*/0{,}4))$$

I den versionen brukar även nitrat(NO_3) beaktas vid beräkningen av naturlig alkalinitet enligt:

$$Alk_0 = alkalinitet + ((1-F)*(SO_4^* - SO_{4\,0}^*)) + NO_3$$

Kustsjöar från 1996

Matchningen via MAGIC-biblioteket tillåter att äldre data testas. Under hösten 1996 genomfördes en undersökning av närmare 70 okalkade sjöar inom Nordmaling, Umeå, Robertsfors och Skellefteå. Undersökningen är den största som genomförts inom denna region. Kustregionen är sannolikt det enda området inom länet där en mera betydande sjöförsurning har förekommit. Området är också mycket heterogent avseende jordarter och innehåller allt från extremt försurningskänsliga till tämligen välbuffrade marker. Dessutom berörs regionen av svartmockajordar vilka bidrar med ett geologiskt tillskott av sulfat. Därmed lämpar sig undersökningen från 1996 väl för att testa de nya bedömningsgrunderna.

23 procent av kustsjöarna bedömdes som försurade

Referenssjöarna inom regionen visar att kulmen på försurningen nåddes omkring 1988-1990. De värden som MAGIC genererar för 1990 överensstämmer således tidsmässigt väl med den värsta försurningssituationen.

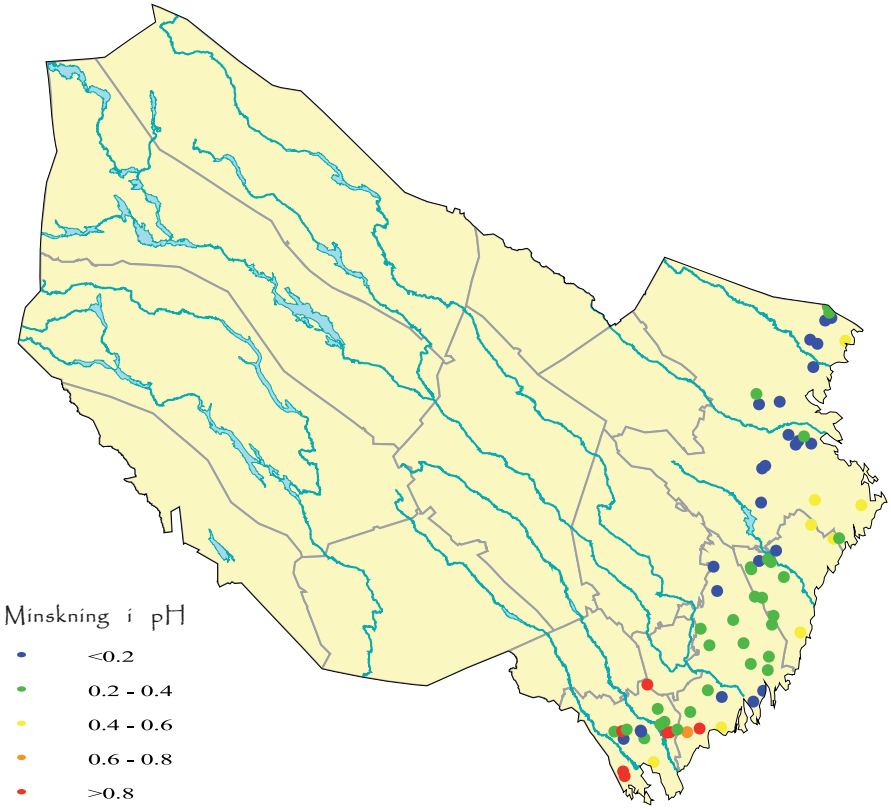
Sju sjöar uppvisade mycket stor påverkan, vilket innebär att pH minskat med mer än 0,8 enheter från naturlig nivå till 1990 (tabell 2). En sjö hade stor påverkan och åtta sjöar måttlig påverkan. 54 sjöar hade en minskning i pH på mindre än 0,4 enheter och bedömdes som opåverkade. De mest påverkade sjöarna återfanns inom den södra delen av området (tabell 3 & figur 18).

Modellen kan således även bedöma den framtida situationen. År 2010 uppvisar fortfarande Häggnässjön, Svarttjärnen och Fjälabotjärnen en stor påverkan med en pH-minskning på 0,6-0,8 enheter. Ytterligare fyra sjöar bedömdes fortfarande som måttligt påverkade.

Sammantaget bedömdes nästan 23 procent av sjöarna i regionen som försurade 1990. 10 % av sjöarna kommer fortfarande att vara försurade år 2010. Det bör dock understrykas att undersökningen inte omfattade kalkade sjöar. Flertalet kalkade sjöar torde bedömas som försurade, åtminstonde 1990. Utan kalkning skulle således andelen försurade sjöar i regionen vara högre än de angivna siffrorna.

Tabell 2. Antal (andel) sjöar inom respektive påverkansklass.

pH-minskning	Påverkan	Antal sjöar
< 0,2	Ingen	24(34%)
0,2-0,4	Ingen	30(43%)
0,4-0,6	Måttlig	8(11%)
0,6-0,8	Stor	1(1%)
> 0,8	Mycket stor	7(10%)



Figur 18. Försurningspåverkan i länets kustsjöar. Minskning i pH från 1860 till 1990 enligt MAGIC. Kartan baseras på 70 sjöar som provtogs under hösten 1996.

Hur trovärdig är MAGIC?

Det är omöjligt att bedöma trovärdigheten för de modelldata som MAGIC genererar för förindustriell tid. Det finns helt enkelt inga uppmätta kemidata med tillräcklig trovärdighet som kan tjäna som facit. Uppgifter om tidigare förekomster av djur- och växtarter kan inte heller med tillräcklig noggrannhet översättas till ANC eller pH-värden. Detta gäller även för de studier som baseras på artförekomster i sjösediment.

Tabell 3. Sjöar med störst minskning av pH från 1860 till 1990.

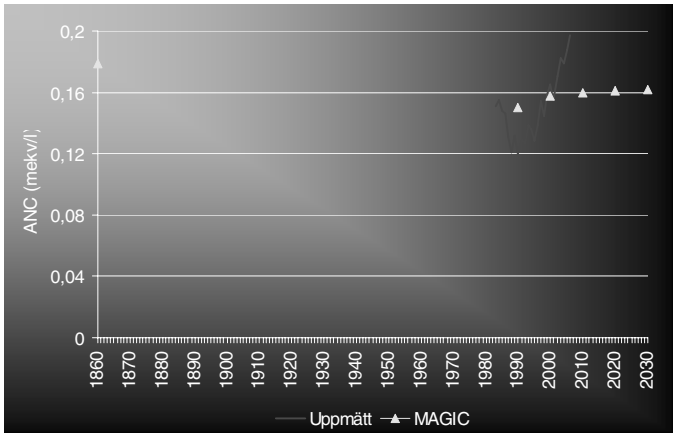
Sjö	Kommun	pH-minskning
Häggnässjön	Umeå	1,4
Svartsjön	Nordmaling	1,1
Vinsjön	Nordmaling	1,1
Fjälabotjärnen	Nordmaling	1,0
Nördsjön	Nordmaling	1,0
Svarttjärnen	Nordmaling	1,0
Lillåsjön	Nordmaling	0,9
Sölpsjön	Umeå	0,6

Trovärdigheten hos MAGIC kan däremot värderas via de data som modellen genererar för den period då uppmätta data finns tillgängliga. När MAGIC körs matas modellen med tillgängliga indata. Därefter görs en kalibrering mot uppmätt vattenkemi. Om det bara finns kemidata från en provtagning, så används naturligtvis dessa för kalibreringen. För landets referenssjöar finns tidsserier sedan 1983. För dessa har 1997-års data utvalts för kalibreringen. Detta innebär att det finns uppmätta data från både före och efter kalibreringsåret. Dessa kan användas för att kontrollera de data som modellen genererat.

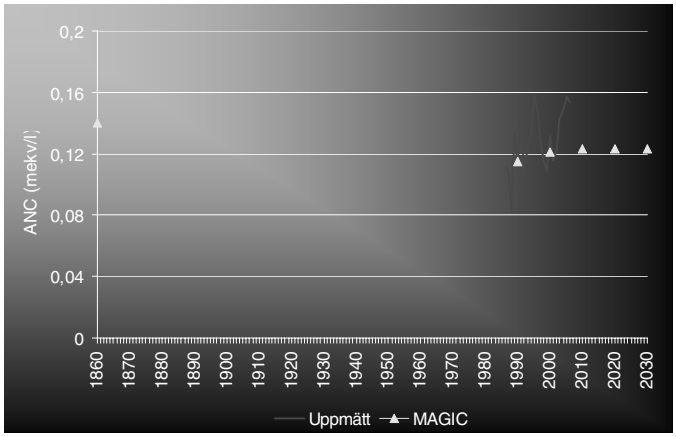
MAGIC underskattar försurning i referenssjöar

Täftesträsket är en referenssjö i Umeå kommun som ingår i MAGIC-biblioteket. Provtagningen startade 1983. ANC var från början runt 0,15 mekv/l, men sjönk ned mot 0,12 mekv/l när försurningen kulminerade 1988-1990. Därefter har ANC stigit kontinuerligt och är nu nästan 0,20 mekv/l.

Den modellberäknade utvecklingen av ANC som MAGIC levererar impone-



Figur 19. Uppmätt ANC samt modellberäknad ANC enligt MAGIC för Täftesträsket, referenssjö i Umeå.



Figur 20. Uppmätt ANC samt modellberäknad ANC enligt MAGIC för Bjännsjön, referenssjö i Robertsfors.

rade inte. I princip är överensstämmelsen bara god i slutet på 1990-talet, dvs i anslutning till kalibreringsåret. MAGIC förmådde inte att återskapa den kraftiga nedgången runt 1990 och inte heller den kraftiga uppgången som skett sedan 2000 (figur 19).

MAGIC beräknar förindustriellt (1860) ANC till 0,179 mekv/l och ANC 1990 till 0,15 mekv/l. Detta innebär en försurningseffekt på ca 0,029 mekv/l. I verkligheten har ANC sjunkit ner till 0,12 mekv/l och är numera uppe på nästan 0,20 mekv/l. Detta motsvarar en försurningseffekt på 0,08 mekv/l, således mer än dubbelt så mycket som MAGIC anger. Dessutom kan mycket väl ANC komma att stiga ytterligare då det fortfarande kvarstår runt 0,05 mekv/l sulfat i sjövattnet.

Bjännsjön i Robertsfors ingår också i MAGIC-biblioteket. För Bjännsjön anger MAGIC förindustriellt ANC till 0,14 mekv/l och ANC 1990 till 0,115 mekv/l (figur 20). Detta motsvarar en försurningseffekt på 0,025 mekv/l. I verkligheten har ANC sjunkit till 0,085 mekv/l och är numera uppe på 0,155 mekv/l. Detta motsvarar en försurningseffekt på 0,07 mekv/l. Även avseende Bjännsjön underskattade således MAGIC försurningseffekten påtagligt. För både Täftesträsket och Bjännsjön är dessutom uppmätt ANC numera högre än den nivå som anges som förindustriell av MAGIC.

Svartmockasjöar bedömdes fel

Bedömningen av sjöar som påverkas av svartmocka utgör en annan viktig test på modellens trovärdighet. Svartmocka förekommer i finkorniga sedimentjordar. Dessa jordar präglas av en hög buffringsförmåg och påverkas minimalt av luftburet svavelnedfall. Däremot kan avrinningen från jordarna tidvis vara mycket sur till följd av ytlig oxidation av sulfider som finns naturligt i marken.

Datasetet från 1997 innehåller 8 sjöar med sulfathalter över 0,2 mekv/l. Dessa sjöar har ett betydande påslag av sulfat från svartmocka. Samtliga svartmockasjöar matchades i MAGIC-biblioteket mot sjöar i Mälardalen. Sjöarna i Mälardalen har också höga sulfathalter, men till skillnad mot svartmockasjöarna härrör merparten från sulfatnedfall. Sjöarna har naturligt relativt låga sulfathalter och halterna minskar också i takt med det minskade nedfallet. Enligt MAGIC har dessa sjöar försurats påtagligt, särskilt avseende minskning i ANC. Via matchning bedöms således även svartmockasjöarna i länet som påtagligt försurade. Avseende minskning i ANC bedöms dessa sjöar som de mest försurade i hela datasetet. Eftersom sjöarna hade relativt höga pH-värden får inte minskningen i ANC så stort genomslag på pH. Flera av sjöarna återfanns dock inom gruppen med måttlig påverkan, dvs en minskning i pH på 0,4-0,6 enheter.

MAGIC är en komplicerad model. Likväl visar dessa tester att modellen inte hyser någon magisk förmåga att beräkna försurning. En enkel analys visade att modellutfallet till 90 % styrdes av uppmätt sulfathalt i ett tämligen rätlinjigt samband med minskning i ANC från 1860 till 1990 (figur 21).

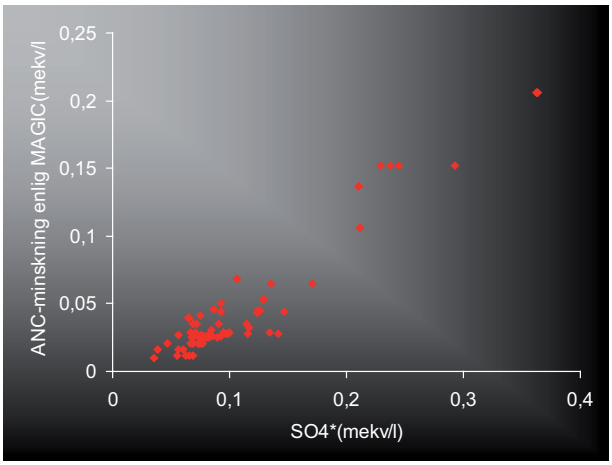
ANC och alkalinitet

ANC och alkalinitet är mått på vattnets förmåga att neutralisera syror. Detta kallas för buffringsförmåga. Alkaliniteten analyseras genom att mäta hur mycket syra som behöver tillsättas för att pH ska sjunka till 5,4. Vid pH-värden från 5,4 och uppåt är det i princip bara vätekarbonat (HCO_3) som buffrar. Därför likställs vanligen alkalinitet med mängden vätekarbonat.

ANC innefattar buffring från både vätekarbonat och organiska syror. Organiska syror är till stor del svaga syror. Vid låga pH-värden fungerar dessa som en buffert vid tillsats av starka syror (exempelvis svavelsyra från sur nederbörd).

I vatten som saknar humus är alkalinitet och ANC lika stora. I princip ökar skillnaden mellan ANC och alkalinitet med ökad humushalt (brunfärgning).

I förhållande till försurning är förändringen av alkalinitet och ANC lika stora. Om ANC ökar med 0,05 mekv/l till följd av minskad försurning så ökar även alkaliniteten med 0,05 mekv/l.



Figur 21. Samband mellan uppmätt sulfathalt och modellberäknad minskning av ANC enligt MAGIC. Sjöar med sulfathalt över 0,20 mekv/l är påverkade av svartmocka.

Ekorren som kalkar Sverige

En smattrande helikopter som flyger in över trädtopparna med en kalkbytta utgör den klassiska mediabilden av den svenska kalkningsverksamheten.

Kalkning med helikopter startade i liten skala redan under försöksperiodens första år. Försöksperioden pågick från 1977 till 1982 och erfarenheterna från denna låg sedermera till grund för den storskaliga kalkningsverksamheten i landet.

Förmodligen utfördes den första kalkningen med helikopter 1977 i Dalarna.

Laman – den första

I Västerbotten genomfördes den första kalkningen med helikopter 1982. Kalkningen utgjorde ett försöksprojekt som syftade till att undersöka huruvida olivin kunde användas som kalkningsmedel. Totalt spreds 555 ton olivin över våtmarker och bäckzoner inom Gravåns avrinningsområde i Umeå kommun.

Spridningen genomfördes av Cassel Aero. Cassel hade sedan tidigare erfarenhet av skogsgödsling och steget över till kalkning var därmed naturligt. Utrustningen för kalkspridning fick specialtillverkas, men helikoptern hämtades från verksamheten med skogsgödsling. Helikoptern var fransktillverkad och bar modellnamnet Sud SA 315B LAMA, populärt kallad Lama. Laman kunde lyfta ca 1100 kg och var den modell som Cassel kom att använda för kalkning fram till 1992.

Hughes 500 – den minsta

Hughes 500 är en amerikansk helikopter som sannolikt är den minsta som använts till kalkning i länet. Den användes av Flygtjänst AB vid de första kalkningen på Njakafjäll som påbörjades 1989. Helikoptern har en motor på drygt 400 hk och väger ungefär 500 kg. Lyftkapacitet är tämligen begränsad och vid kalkningarna på Njakafjäll lyfte helikoptern ca 500 kg.

En tidig bild på en Hughes 500 från Laroy flyg.

Första helikopterkalkningen i Västerbotten. Laman i samband med lastning av olivin.

Första helikopterkalkningen i Västerbotten. Cassel Aero sprider olivin med en helikopter av typen Lama.

Den första våtmarkskalkningen i Nordmaling. Laman sprider kalkstensmjöl på våtmarker i Rundbäcken.

Super Puman testar kalkningsutrustning. Foto: Ola Sterner.

Super Puma sprider kalk i Jämtland. Foto: Ola Sterner.

Super Puman – den största

Super Puman gör verkligen skäl för namnet. Det är det absolut största och kraftfullaste helikopter som någonsin spridit kalk i Sverige. AirLift Helicopter AB utvecklade spridningsutrustning för helikoptern och använde denna under det sista året (2003-2004) som storskalig kalkning genomfördes i Jämtland. Den Super Puma som användes var inlånad från det norska moderbolaget.

Den kompletta beteckningen är Aérospatiale AS 332 C och tillverkningen sker i Frankrike. Helikoptern väger över 4 ton och har två motorer som vardera utvecklar 1 800 hk. Helikoptern kan lyfta hela 4 ton, den kalkningsbehållare som AirLift utvecklade rymde ungefär 3,3 ton.

Super Puman är kanske mest känd som räddningshelikopter och används bland annat av svenska försvaret för ytbärgningsinsatser.

Bell 205 – ryktbar från Vietnamn

I början av 1990-talet gjorde Skyline Helikopter AB debut på kalkningsscenen i länet. Därmed dök även den kanske mest (ö)kända av alla helikoptrar upp. Skyline använde nämligen en Bell 205. Bell 205 är en snarlik storebror till Bell 204 som är den helikoptermodell som personifierar Vietnamnkriget under sitt militära smeknamn ”Huey”. I kalkningssammanhang är Bell 205 ett riktigt monster. Helikoptern väger ca 2,4 ton och lyfter 1,8 ton. Även Heliflyg använde Bell 204/205, bland annat vid kalkningar i Bjurholm.

Bell 206 Long Ranger har också förekommit i samband med kalkspridning i länet. Long Rangern utvecklades i början på 1970-talet. De tidiga versionerna var förhållandevis motorsvaga. Inte heller de senare versionerna imponerade avseende lyftkapacitet, vilket förmodligen var orsaken till att de endast förekom sporadiskt som kalkningshelikopter.

Ekorren

Sterner Aero AB som sedermera bytte namn till Heliflyg AB var tidigt en stor kalkspridare i länet. Det första uppdraget avsåg Gunnarbäcken i Storuman som kalkades 1986. Redan vid denna kalkning dök den första Ekorren upp i form av den ursprungliga versionen med beteckningen AS 350 B.

Under 2000-talet har helikopterkalkningen kommit att domineras av Ekorren. Idag finns bara två företag som sprider kalk i landet; AirLift Helicopter AB och Laroy Flyg AB, vilka uteslutande använder Ekorren för kalkspridning. Även Cassel Aero använde Ekorren från 1992 och fram till och med att 2004, då de slutade med kalkspridning.

Den version av Ekorren som för närvarande används till kalkning har modellnamnet Eurocopter AS 350 B3 Ecureuil. Det svenska namnet är en direkt översättning från franskan där ecureuil betyder just ekorre. Helikoptern tillverkas

Bell 204 från Sterner Aero. Foto: Ola Sterner.

Bell 205 från Skyline Helicopter kalkar Vångsjön i Nordmaling under vintern 1991.

i Marseille i Frankrike. Den första versionen av AS 350 var klar 1974. Därefter har flera nya versioner tagits fram. B3-an är en version med starkare motor.

Som de flesta helikoptermodeller finns även Ecureuil i en militär version. Den militära version heter Fennec och finns både som harmlös spaningshelikopter och som attackhelikopter bestyckad med robotar och raketer.

Lyfter 1,4 ton

B3-versionen har en motor som utvecklar 860 hk. Helikoptern väger ungefär 1 200 kg och har en marschfart på 235 km/h. Den maximala lyftkapaciteten uppgår till 1 400 kg. Helikoptern kan även nyttjas för persontrafik och har i originalutförande plats för fem passagerare.

Stora kostnader

Som bränsle används flygfotogen (jetbränsle). Bränsleförbrukningen uppgår till 145-155 l/h, vilket betyder att tankning måste ske ungefär var tredje timme. Flygfotogen kostar 6-6,60 kr/l, vilket innebär en bränslekostnad på ungefär 1 000 kr/h.

Bränslekostnaden är dock bara en del av driftkostnaden. Helikoptern ska inspekteras och servas med jämna mellanrum. I regel sker en daglig översyn som piloten gör själv. Efter 100 flygtimmar sker en större översyn/service av en tekniker. Varje 500 flygtimma görs en mer omfattande service vilket kräver att helikoptern står i hangar.

Helikopterns vitala delar ska också bytas enligt fastställda intervall. Exempelvis ska motorn bytas efter 3 500 flygtimmar och stjärtrotorn efter 4 000 flygtimmar.

En helikopter kostar en ansenlig summa pengar. Nyligen fanns en nästan ny Ekorre till salu för 1 750 000 Euro (ca 16 miljoner kronor).

Olyckor

Helikopterflygning förknippas av många med stora olycksrisker. Denna inställning torde dock vara tämligen överdriven till följd av att olyckorna ofta uppmärksammas i media. Under helikopterkalkningens 30 år har en olycka med dödlig utgång inträffat. Olyckan inträffade 1997 vid kalkning i Härjedalen. Rotorbladen på en Bell 205 lossnade och träffade en tekniker som just lämnat ett skjul ca 100 meter från helikoptern. Orsaken till olyckan var ett tekniskt fel på rotormasten.

Under senare år har två haverier skett där Ekorrar har totalkraschat i samband med kalkning. I januari 2001 kraschade en Ekorre från Air Lift Helicopter i samband med kalkning i Västernorrlands län. Helikoptern tippade sedan den slagit i marken och fattade därefter eld. Under våren 2006 kraschade en helikopter från Laroy flyg i samband med kalkning i södra Sverige. Vid båda tillfällena orsakades krascherna av motorstopp och piloterna klarade sig utan allvarliga skador.

Bell 206 Long Ranger sprider kalk i Sävarån i början på 1990-talet.

Första versionen av Ekorren sprider kalk i Gunnarbäcken (Storuman) 1986. Detta var den första reguljära helikopterkalkningen i länet. Sterner Aero var entreprenör.

En modern Ekorre, en B3:a, lastar kalk. Helikoptern tillhör Air Lift Helicopter med säte i Hudiksvall. Foto: Ola Sterner.

Tuff höst i doseringskalkade vattendrag

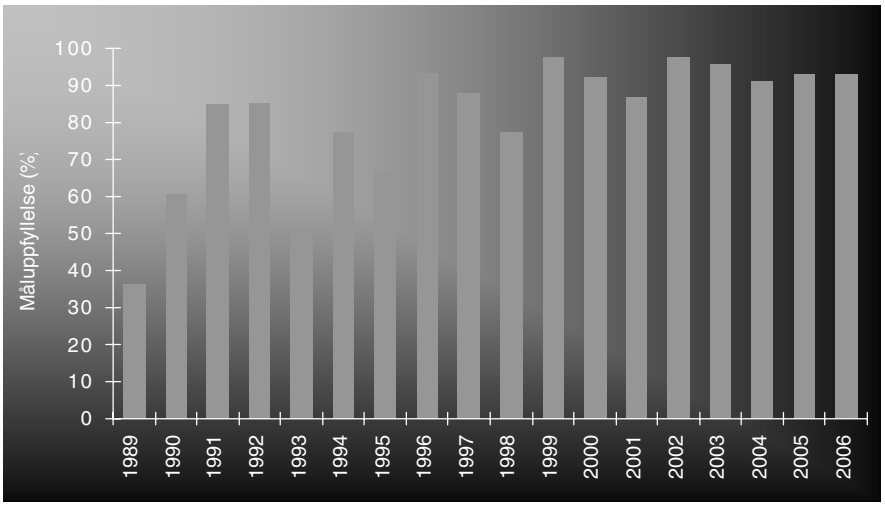
Av länets 107 målområden i vattendrag har tre pH-målet 6,3, 71 pH-målet 6,0 och 33 pH-målet 5,6. Valet av pH-mål baseras på förekommande eller tidigare förekommande djurarter. I flertalet målområden finns en målpunkt där vattenkemin provtas. I större målområden finns upp till fyra målpunkter.

Bra resultat under vårfloden

Vårfloden 2006 gav ett resultat i paritet med de senaste åren. På 12 av 168 målpunkter registrerades vid ett eller flera tillfällen ett pH-värde lägre än målet. Detta gav en måluppfyllelse på 93 %, vilket var likvärdigt med noteringen för 2005 (figur 22). Underskridandena var i huvudsak marginella. Endast i Nordåsbäcken sjönk pH till en nivå som låg mer än 0,3 enhet under det uppsatta målet.

Kraftiga höstflöden skapade problem

Hösten 2006 var exceptionellt blöt med flera kraftiga flödestoppar. Dessutom var sulfat- och humushalter tidvis höga,



Figur 22. Andel målpunkter i kalkade vattendrag med uppfylld vattenkemisk målsättning under vårfloderna 1989-2006. 2004 utökades antalet målområden och därmed ökade antalet målpunkter från 90 till 168.

Tabell 4. Målpunkter i vattendrag där pH-målet underskreds under 2006.

Vattendrag	Målpunkt	Kommun	Kalkmetod	pH-mål	Lägsta pH 2006(v=vår/h=höst)	Avvikelse
Ottjärnbäcken	Ottjärn	Nordmaling	Doserare	6,0	5,10h	0,90
Degerbäcken	Mynningen	Umeå	Doserare/våtmark	6,0	5,30h	0,70
Nordåsbäcken	Haramyran	Umeå	Våtmark	5,6	5,00v/h	0,60
Åbyälven	Avan	Skellefteå	Doserare	6,3	5,75h	0,55
Vinan	Gamla riksvägen	Nordmaling	Doserare	6,0	5,55h	0,45
Tvärån (Åby älv)	Bukälen	Skellefteå	Doserare	6,0	5,60h	0,40
Tavelån	Innertavle	Umeå	Doserare	6,0	5,65h	0,35
Åbyälven	Källbomark	Skellefteå	Doserare	6,3	5,95h	0,35
Fällforsån	Fällforsån	Umeå	Doserare	6,0	5,70v	0,30
Stamsjöån	Väg 931	Åsele	Doserare	6,0	5,70h	0,30
Aspan	E4:an	Nordmaling	Doserare	6,0	5,75h	0,25
Sävarån	E4:an	Umeå	Dos/våtmark/källsjö	6,3	6,02	0,25
Fällforsån	Ersmark	Umeå	Doserare	6,0	5,80v	0,20
Degerbäcken	Hallingsbrånet	Umeå	Doserare/våtmark	6,0	5,85h	0,15
Korvbäcken	Utlopp Lidsjön	Skellefteå	Källsjö	6,0	5,85h	0,15
Tvåråbäcken	Abborrfors	Nordmaling	Våtmark	6,0	5,85v	0,15
Armsjöbäcken	Skalleråsen	Bjurholm	Källsjö	6,0	5,90h	0,10
Klappmyrbäcken	Gottland	Umeå	Våtmark	5,6	5,50h	0,10
Pålböleån	Sävar	Umeå	Doserare	6,0	5,90h	0,10
Smörbäcken	Mariagården	Umeå	Källsjö	6,0	5,90v	0,10
Stridbäcken	E4:an	Nordmaling	Doserare	6,0	5,90h	0,10
Stridbäcken	Storstridbäcksmyran	Nordmaling	Doserare	6,0	5,90h	0,10
Torsbäcken	Bjurtjärnens utlopp	Nordmaling	Våtmark/källsjö	6,0	5,90v	0,10
Malbäcken	Fallabrånet	Umeå	Våtmark	6,0	5,95v	0,05
Smörbäcken	Brännland	Umeå	Doserare/källsjö	6,0	5,95v	0,05

vilket medförde hög syrabelastning. Under hösten 2006 sjönk pH under målsättningsnivån på 20 målpunkter (tabell 4). På nio målpunkter noterades underskridanden med mer än 0,3 pH-enheter, vilket får anses som mycket.

Resultaten för hösten 2006 var inte bra. Vattendragen som kalkas via våtmarker och sjöar uppvisade godkända resultat, däremot var resultaten för de doseringskalkade vattendragen oacceptabelt svaga.

Svaga resultat i doseringskalkade vattendrag

Det finns 22 kalkdoserare i länet som följs upp via vattenprovtagning på 35 målpunkter. Sett över hela 2006 var måluppfyllelsen endast 51 procent på dessa målpunkter. Svagast var resultatet i Umeå där målet endast uppfylldes på två av tio målpunkter.

Trots uppgraderad teknik och serviceavtal utgör doserarna fortfarande ett betydande problem. I regel är det olika former av handhavandeproblem som ligger bakom de svaga resultaten. Vanligast är felaktigt inställd kalkdos. De s.k avbördningskurvorna har härvidlag en central roll. Avbörningskurvan översätter uppmätt vattennivå till vattenföring och styr därmed mängden utmatad kalk. En felaktig avbördningskurva leder till att fel kalkmängd utdoseras. Ett viktigt steg i det fortsatta förbättringsarbetet blir därför att justera felaktiga avbördningskurvor.

Tekniska fel som leder till missad måluppfyllese är numera sällsynta. Driftslarm och effektiv felavhälpning innebär att driftstörningarna sällan leder till låga pH-värden.

pH-styrning av kalkdoserare

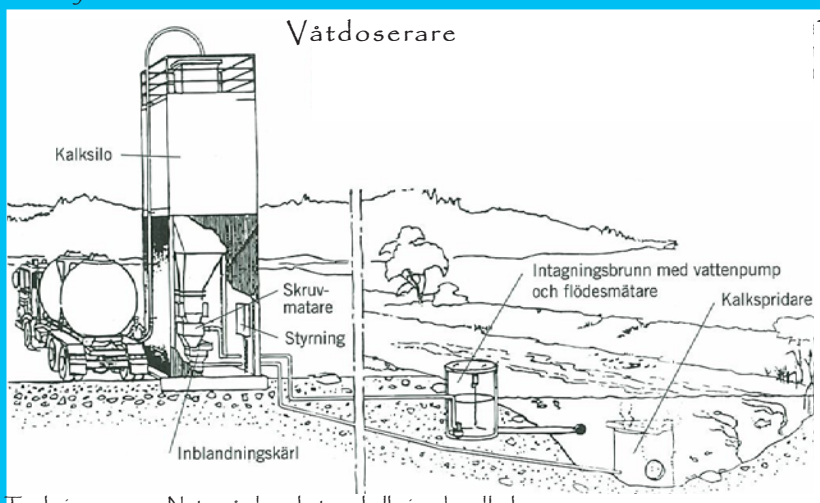
På doseraren i Stridbäcken har ett system som möjliggör styrning via pH installerats. Vid den nedersta målpunkten har ett mindre hus byggts. Detta innehåller en pH-mätare samt utrustning för radioöverföring av data till doseraren. Systemet är ännu på teststadiet. Fullt fungerande ska mätningen av pH kunna användas för att automatiskt sänka eller höja utdoseringen av kalk.

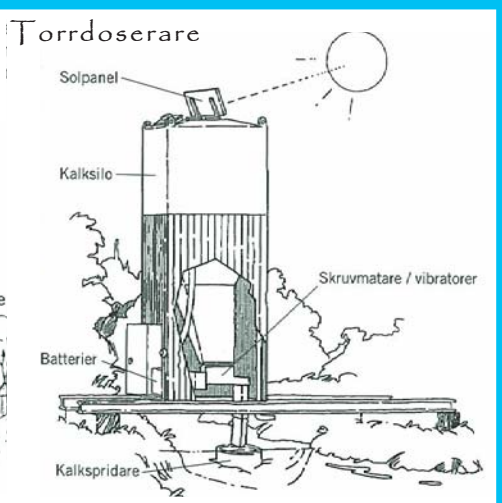
Utrustning för kontinuerlig mätning av pH i Stridbäcken. Övre bilden visar stugan som hyser utrustningen och nedre bilden pH-mätaren. Foto: Jorun Storeng.

Fakta: Så fungerar en kalkdoserare

En kalkdoserare består av en silo där kalken lagras. Silon rymmer vanligen 30-100 ton. Kalken levereras i lösvikt med bulkbil, vilket innebär att påfyllningen sker med tryckluft. I botten på silon sitter ett antal transportskruvar. När skruvarna snurrar sker utmatning av kalk ur silon. Hastigheten på skruvarna avgör mängden utdoserad kalk. I anslutning till kalkdoseraren finns en utrustning som kontinuerligt mäter vattennivån. Vattennivån omräknas till vattenföring via ett datorprogram. Vattenföringen bestämmer därefter hastigheten på skruvarna, dvs hur mycket kalk som matas ut.

Torrdoserare innebär att kalken matas ut direkt i vattendraget. Våtdoserare innebär att kalken först blandas med vattnet i ett omblandningskärl. Våtdoserare förutsätter att vattnet pumpas från vattendraget, vilket kräver elström. Våtdoserare används därför på platser där anslutning till elnätet är möjligt. Torrdoseraren drivs av batterier som laddas via solceller.





Teckning ur: Naturvårdsverkets kalkningshandbok

Oorganiskt aluminium minskade i kalkade vattendrag

Den vattenkemiska målsättningen med kalkning är att avgifta vattnet avseende pH och oorganiskt aluminium. I målområden med pH-mål 5,6 och 6,0 innebär detta att oorganiskt aluminium inte ska överskrida 50 µg/l. Inom målområden med pH-mål 6,3 ska halten inte överskrida 30 µg/l.

Under 2006 analyserades oorganiskt aluminium på 98 målpunkter i kalkade vattendrag.

Provtagningen skedde vid två tillfällen under vårfloden; vid kraftigt uppgående flöden samt vid maxflöde.

Samtliga vattendrag klarade målet

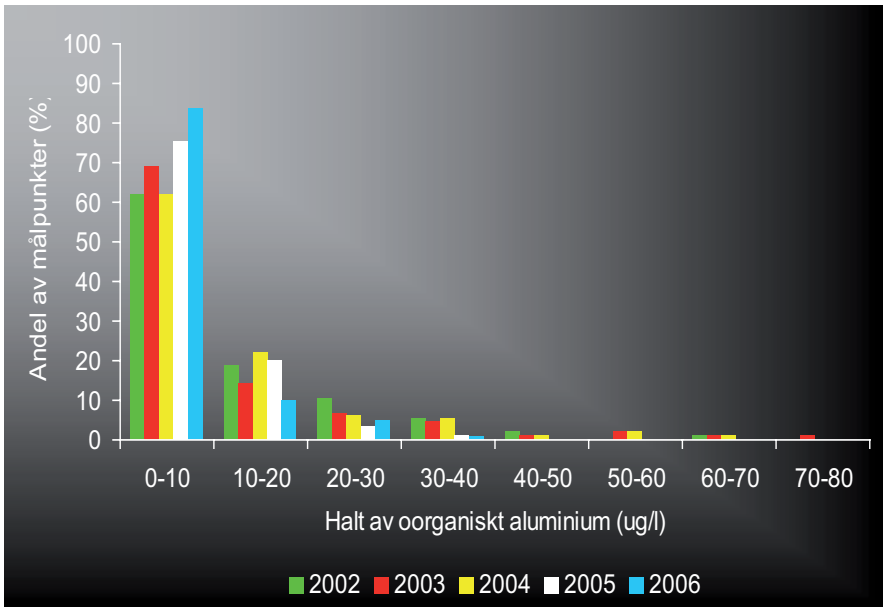
Målet överskreds inte på någon målpunkt (figur 23). Halterna var genomgående låga. Högsta värdet uppvisade Degerbäcken i Umeå med 30,7 µg/l. Övriga värden över 20 µg/l uppmättes i Fällforsån/Tavelån samt Aspan/Vinan.

Oorganiskt aluminium har analyserats på kalkade målpunkter sedan 2002. Halterna har minskat påtagligt de två senaste åren. Varken 2005 eller 2006 registrerades halter över 40 µg/l. 2002 hade en målpunkt över 50 µg/l. 2003 och 2004 registrerades över 50 µg/l på vardera fyra målpunkter. De högsta värdena som registrerats är 71 ,9 µg/l i Stridbäcken (2003), 69,3 µg/l i Degerbäcken (2002), 68,3 µg/l i Malbäcken-Sävarån (2003) samt 62,6 µg/ i Aspan (2004).

Höga halter i okalkade vattendrag

Provtagning på okalkade provpunkter uppströms kalkdoserare visade på halter mellan 50-100 µg/l. De låga värdena i de kalkade vattendragen visar att kalkningarna effektivt förmår att sänka halterna till oskadliga nivåer.

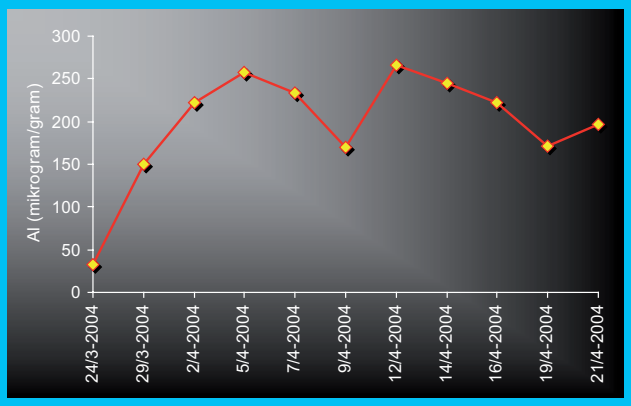
Övervakningen i okalkade referensvattendrag visar att halterna under vårflödena 2005 och 2006 var lägre än tidigare år (figur 11, sid 11). Den viktigaste förklaringen till att halterna i de kalkade vattendragen var lägre under 2005-2006 än 2002-2004 torde således vara en generell minskning av halterna.

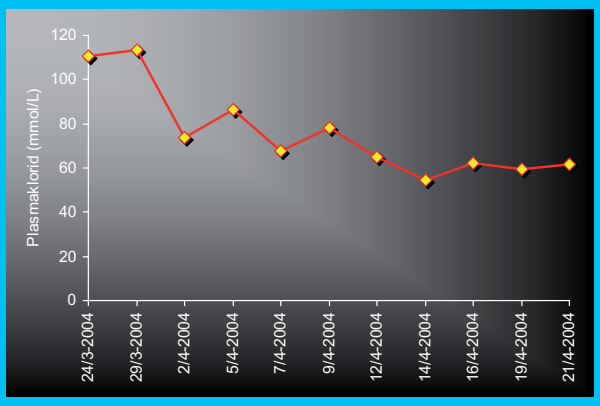


Figur 23. Fördelning av oorganiskt aluminium i kalkade vattendrag under vårfloderna 2002-2006.

Fakta: Oorganiskt aluminium

Aluminium är det tredje vanligaste grundämnet i jordskorpan. I vatten förekommer aluminium normalt bundet till organiskt material. Dessa komplex anses vara ofarliga för djurlivet. När marken försuras mobiliseras aluminium i "fria former" från mark till vatten. Dessa laddade aluminiumjoner är mycket giftiga. Framför allt kan de fästa på fiskgälar. Därmed försämras gälens funktion. Fisken påverkas genom förändrad saltbalans i blodet och försämrad syreupptagning. Höga halter eller lång exponering kan leda till att fisken dör. Lax tillhör de känsligaste fiskarterna. I laxförande vatten är gränsvärdet för oorganiskt aluminium 30 µg/l. Öring är mindre känslig och gränsvärdet är satt till 50 µg/l. Halten av oorganiskt aluminium är beroende av pH, när pH höjs så sjunker halten. pH-målen i kalkade vatten är satta på en nivå där halten av oorganiskt aluminium förväntas ligga under gränsvärdena.





Data från en studie på öring från vårfloden 2004. Aluminiumhalten på gälarna (vänstra figuren) ökade kraftigt. Detta resulterade i förlust av salter från blodet (högra figuren). En stor del av öringen avled under studien. Halten av oorganiskt aluminium i vattnet var runt 70 µg/l.

Hösten bjöd på tuffa förhållanden i kalkade sjöar

Det finns numera 136 målsjöar i länet. Den vattenkemiska statusen kontrolleras via ett prov på vintern och ett på våren. Eftersom sjöarna omkalkas under sommar/höst är normalt våren den mest kritiska tidpunkten. Under 2006 inföll förmodligen den mest kritsika tidpunkten vid året slut. Detta kommer i sådana fall att avspeglas på de prover som tas under vintern 2007.

Hög måluppfyllelse

Under 2006 uppgick den vattenkemiska målsättningen till 98,5 % i länets kalkade sjöar. Målet uppfylldes inte för en sjö på vintern och en på våren (tabell 5). Vallsträsket och Svarttjärnen i Skellefteå kommun var de sjöar som inte uppfyllde målet.

Kalkningen av Vallsträsket är en av få som fortfarande drivs av en förening. Kalkningen är egentligen bara avsedd för en del av Vallsträsket; Sladan. Uppföljningen görs dock mitt på sjön och i sjöns utlopp. Fullskalig kalkning av hela Vallsträsket kan bli aktuell. Relativt stor inverkan från svartmockajordar komplicerar dock bilden.

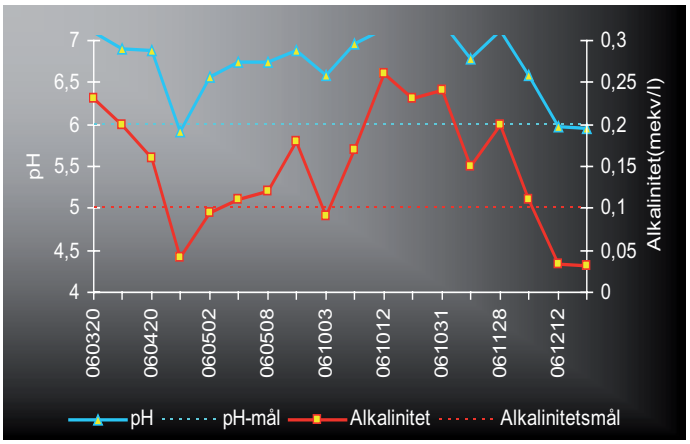
Svarttjärnen har en teroretisk omsättningstid på bara 0,3 år och bör således inte direktkalkas. Kalkningen av Svarttjärnen bidrar också till kalkningseffekten i den nedströms belägna Holmsvattnet. Därmed är det inte självklart att avsluta kalkningen, trots de klena resultaten.

Snabb vattenomsättning under hösten

Hösten 2006 präglades av oerhört höga flöden. Avrinnigen under perioden september-december motsvarade i princip en normal årsavrinning.

Effekten i sjöar med snabb teoretisk vattenomsättning kan exemplifieras med Hartsjön i Robertsfors. Hartsjön har en teoretisk omsättningstid på 0,25 år, vilket betyder att sjöns vattenvolym i genomsnitt omsätts var tredje månad. Den teoretiska omsättningstiden beräknas utifrån den normala avrinningen för regionen. I detta fall 10 l/s för varje kvadratkilometer.

Under 2006 uppgick avrinningen till 16 l/s, dvs 60 % mer än normalt. Den faktiska omsättningstiden under 2006 var därmed 0,15 år för Hartsjön. Hartsjön kalkades den 25:e augusti. Det myckna regnandet under slutet av september innebar att sjöns vattenvolym hade omsatts en gång den 11:oktober, dvs på 47 dagar. Därefter tog det 42 dagar innan vattnet var omsatt en andra gång, vilket skedde 22:a november. Nu var flödena extremt höga och det toga bara sex dagar innan vattenvolymen var omsatt en tredje gång efter kalkning. Därefter tog det 17 dagar innan sjön även omsatts en fjärde gång.



Figur 24. pH och alkalinitet under 2006 i Smörbäcken, nedströms Smörsjön.

Hartsjön provtogs den 27:e september 2006, dvs en månad efter kalkning. Detta var innan högflödesperioden inträdde och alkaliniteten uppmättes till 0,30 mekv/l. När sjön provtogs den 21:a februari 2007 var alkaliniteten 0,03 mekv/l vid ytan och 0,05 mekv/l vid botten. Kalkningseffekten var därmed borta ur sjön. Den något högre alkaliniteten vid botten antydde en viss återupplösning av sedimenterad kalk. I och med att sjön var islagd sker ingen omblandning av vattnet och den kalk som löses ur sedimenten blir kvar i ett skikt närmast botten.

Exemplet med Hartsjön visar tydligt varför sjöar med snabb vattenomsättning inte bör direktkalkas. Trots att sjön överkalkas är det omöjligt att upprätthålla en bra vattenkvalitet. En rimlig tumregel är att sjövolymen som mest bör omsättas två gånger mellan varje kalkning, dvs en omsättningstid på 0,5 år.

Snabb skiktning i samband med isläggningen

Den regninga hösten tydliggjorde även ett annat dilemma med sjökalkning. När isen lägger upphör omblandningen av sjövolymen. Därmed kan sjövattnet skiktas till följd av temperaturskillnader mellan vattnet i sjön och tillrinnande vatten. I Smörbäcken, nedströms Smörsjön, finns en provpunkt som provtas frekvent. I samband med isläggningen på sjön sjönk alkaliniteten från 0,20 mekv/l till 0,04 mekv/l (figur 24). Provtagning av sjön visade att alkaliniteten var 0,05 mekv/l i ytvattnet, liksom i inloppet och utloppet. På två meter var alkaliniteten 0,14 mekv/l och vid botten 0,36 mekv/l. Resultaten indikerade att tillrinnande vatten transporterades i ett ytligt skikt genom sjön utan att påverkas av kalken i sjön. Konsekvensen blir att sjöns grundområden och nedströms belägna vattendrag påverkas av surt vatten.

Fenomenet iaktogs även i Korvbäcken och Sågbäcken (Nordmaling). Det gemensamma för dessa vattendrag, och Smörbäcken, är att ytterligare sjöar kalkas uppströms i systemet. Detta kunde således inte förhindra att skiktningen utvecklades och att surstötar även nådde nedströms belägna vattendrag.

Surstötar nedströms kalkade sjöar har främst uppmärksammats under våren när smältvatten tillförs islagda sjöar. Resultaten från hösten 2006 visade att ytliga skikt med surt vatten även kan utvecklas på hösten.

Tabell 5. Kalkade målsjöar som inte uppnådde den vattenkemiska målsättningen under 2006.

Sjö	Kommun	Kalkmetod	Tidpunkt	pH-mål	Lägsta pH 2006	Avvikelse
Svarttjärnen	Skellefteå	Sjö	Vår	6,0	5,90	0,10
Vallsträsket	Skellefteå	Sjö	Höst	6,0	5,95	0,05

Förekomst av *Baetis* i alla kalkade vattendrag

Bottenfauna är ett samlingsbegrepp för djur som lever i eller på bottnen i sjöar och vattendrag. En del arter lever hela sitt liv i vatten. Dessa är vanligen inte insekter utan exempelvis gråsuggor, snäckor och iglar. Andra arter lever en del av sitt liv i vatten och en del på land. Dessa är vanligen insekter; exempelvis dagsländor, nattsländor och bäcksländor. Bottenfaunaarterna är olika känsliga för surt vatten och fungerar därför utmärkt som biologiska indikatorer på lyckad kalkning.

Måluppfyllelse i två steg

Måluppfyllelsen för bottenfaunan är uppdelad i två steg. Första steget avser förekomst av vinterlevande larver av det dagsländesläkte som tidigare hette *Baetis*. *Baetis*-arterna är allmänt förekommande och snabba kolonisatörer. De är relativt känsliga för surt vatten och ger en snabb indikation på en positiv kalkningseffekt.

Måluppfyllelsens andra steg avser förekomst av vinterlevande larver med surhetsindex 4. Dessa är de mest surhetskänsliga arterna. När de har koloniserat efter kalkning indikerar detta att optimala förhållanden avseende pH har uppnåtts.

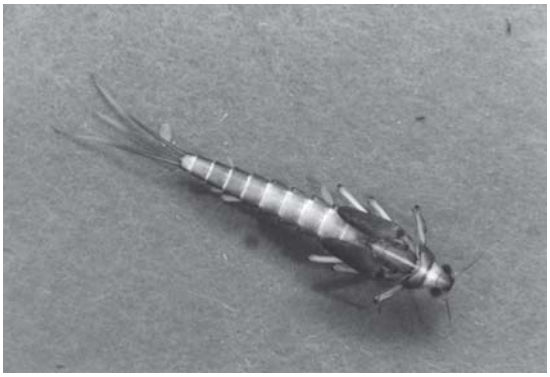
Baetis återfanns på samtliga lokaler

Under våren 2006 undersöktes bottenfaunan på 88 kalkade lokaler. Vid samtliga lokaler återfanns *Baetis* (figur 25). Detta är första gången som samtliga vattendrag hyser *Baetis*. Sett till de båda *Baetis*-arterna saknades *Baetis rhodani* på åtta lokaler och *Nigrobaetis niger* på fem lokaler.

Index 4-arter återfanns på 86 % av lokalerna

Vid 76 lokaler återfanns index 4-arter. Målet uppfylldes därmed till 86 %, vilket innebar en viss minskning jämfört med 2004 och 2005 (figur 26) & tabell 6). Fortfarande är resultaten betydligt bättre än för åren innan 2004. Slutsatsen att resultaten stabiliserats på en hög nivå kvarstår fortfarande.

Provtagningen 2006 gav 13 index 4-arter. Bäcksländan *Capnopsis schilleri* var vanligast och återfanns på 45 lokaler. Därefter följde dagsländan *Centroptilum luteolum* på 32, nattsländan *Philopotamus montanus* på 21 samt dagsländan *Alainites muticus* på 17 lokaler.

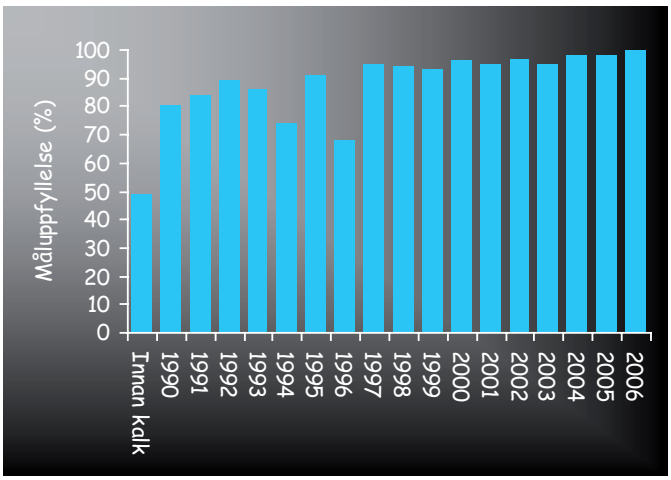


Dagsländan Baetis rhodani är en viktig indikator på lyckad kalkning.

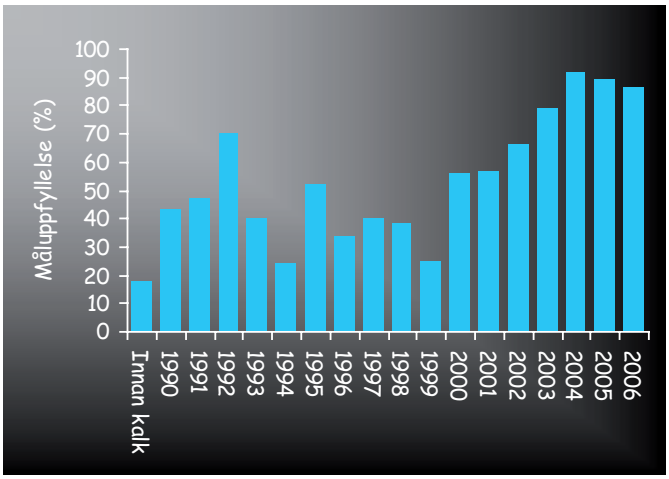
Flest index 4-taxa återfanns i Karlsbäcken och Kälkvattsbäcken med vardera sex taxa. Karlsbäcken var också artrikast med 59 taxa, därefter följde Mossavattsbäcken och Norsån med totalt 54 taxa.

Tabell 6. Vattendrag som saknade bottenfauna med index 4 vid provtagningen 2006.

Vattendrag	Lokal	Kommun	Kalkmetod
Fäbodbäcken	Mynningen	Nordmaling	Våtmark
Kvarnån	Risliden	Norsjö	Källsjö
Kyrkbäcken	Sågmarksheden	Skellefteå	Våtmark
Oxbäcken	Väg 876	Skellefteå	Doserare
Rensjöbäcken	Mynningen	Skellefteå	Doserare
Sågbäcken	Mynningen	Skellefteå	Våtmark
Tvärån	Höghedsforsen	Skellefteå	Doserare
Malbäcken	Fallabrånet	Umeå	Våtmark
Tavelån	Stranden	Umeå	Doserare
Svartsjöbäcken	Nedan Svartsjön	Vilhelmina	Våtmark
Kullmyrbäcken	Ovan väg	Åsele	Våtmark
Mettjärnbäcken	Nedan vägen	Åsele	Våtmark



Figur 25. Måluppfyllelse steg 1. Andel lokaler i kalkade vattendrag med förekomst av vinterlevande larver av tidigare släktet Baetis.



Figur 26. Måluppfyllelse steg 2. Andel lokaler i kalkade vattendrag med förekomst av vinterlevande larver med surhetsindex 4.

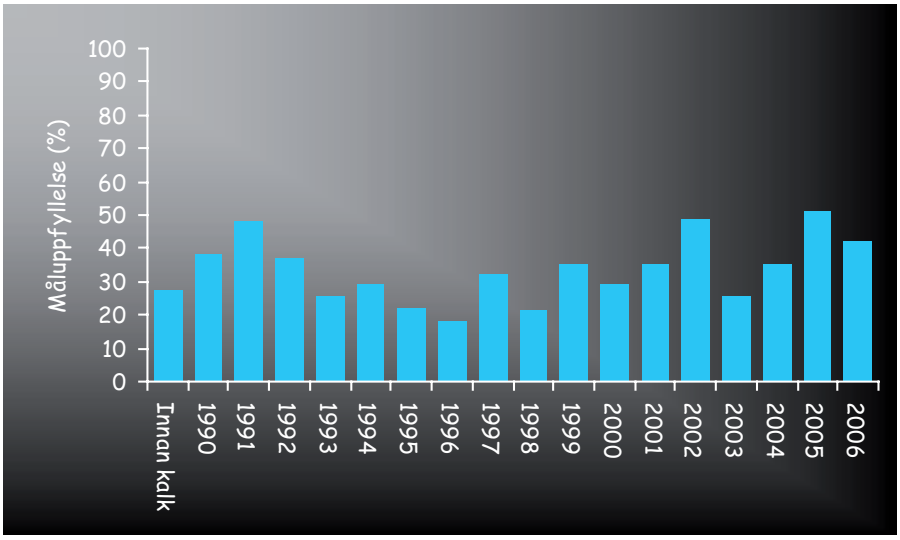
Öringen ökar i kalkade vattendrag

Att återetablera livskraftiga bestånd av öring och lax utgör det absolut viktigaste motivet för länets kalkningsprogram. Ny utvärdering visar att öringbeståndet fortfarande ökar i kalkade vattendrag.

Under 2006 elfiskades 227 lokaler i kalkade vattendrag. Vid 195 lokaler återfanns öring, varav 151 hyste årsungar och 195 äldre individer. Öring saknades på 32 lokaler.

Lägre måluppfyllelse än 2005

Gränsen för måluppfyllelse är satt till mer än 5 årsungar/100 m^2. 96 lokaler uppfyllde detta kriterium, vilket gav en måluppfyllelse på 42,3 % (figur 27). Jämfört med fjolårets notering på 51,2 % var detta en tillbakagång.



Figur 27. Andel lokaler i kalkade vattendrag med uppfylld målsättning avseende täthet av öringårsungar.

Naturliga mellanårsvariationer påverkar resultaten

Utvärderingar som baseras på kalenderår är inte idealiska för att belysa eventuella trender avseende kalkningens effekter på öring. Problemet med att använda kalenderår är att trender orsakade av kalkningen kan vara svåra att särskilja från de mellanårsvariationer som genereras av att de naturliga förutsättningarna skiljer mellan åren.

De naturliga förutsättningarna kan delas in i två grupper. Dels sådana faktorer som innebär att det faktiskt finns färre årsungar och dels sådana faktorer som påverkar elfisket.

Mer än 3 000 genomförda elfisken ligger till grund för utvärderingen av öringens respons på kalkning.

Bottenfrysning vintern 1996

I figur 28 framstår 1996 som ett år med särskilt svaga resultat. Orsaken är välkänd. Under vintern 1996 bottenfrös många vattendrag, med följd att öringens rekrytering minskade påtagligt. Bottenfrysningen slog även hårt mot den äldre öringen.

Höga sommarflöden försvårar elfisket

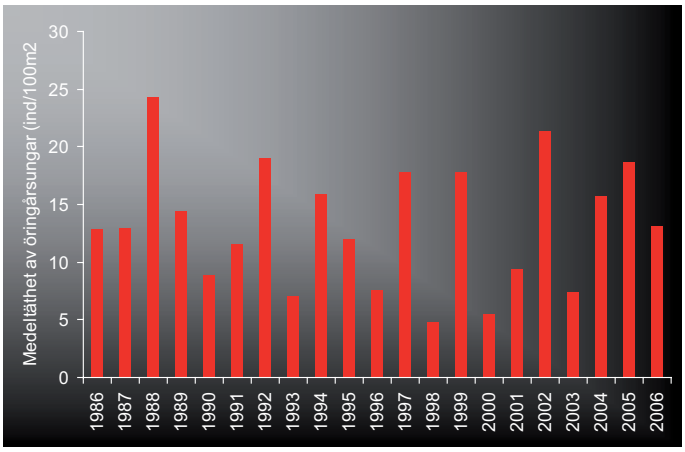
Räknat som medeltäthet av årsungar framstår 1998 och 2000 som ännu svagare år än 1996. Orsaken till detta är en annan. Dessa år präglades av höga sommarflöden (figur 30). Höga flöden innebär att fångsteffektiviteten minskar, framför allt för årsungar. Det innebär också att vattendragens bredd ökar, vilket leder till att antal fiskar per ytenhet minskar.

Teorin kan testas genom att studera tätheten för äldre öring efterföljande år. Den äldre öringen utgörs övervägande av tvåsomriga individer. Resultaten för 1999 och 2001 visar inte påtagligt låga tätheter av äldre öring (figur 29). Detta understryker att det inte var svag rekrytering som låg till grund för de låga tätheterna av årsungar 1998 och 2000.

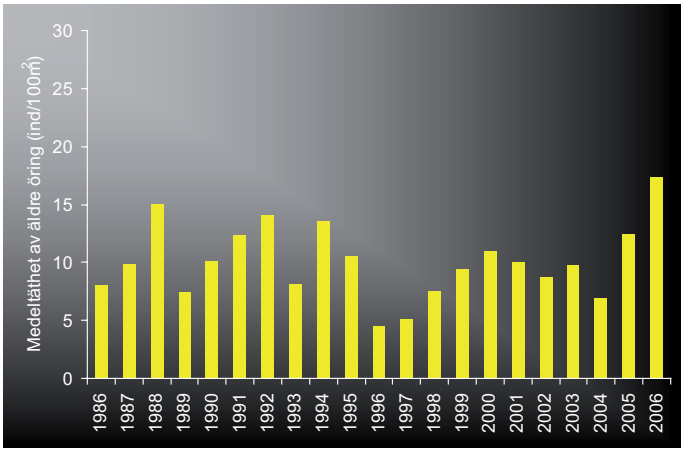
Den låga siffran för 1993 kan förklaras med samma resonemang. Flödena under sommaren var höga, vilket försvårade elfisket. Tätheten av äldre öring var hög efterföljande år, vilket understryker att de låga tätheterna inte berodde på svag rekrytering.

Låga vinterflöden medför svag rekrytering

2003 framstår också som ett svagt år avseende öringårsungar. En titt på flödena under vintern 2003 ger en indikation på att detta förorsakats av svag vinteröverlevnad för rommen (figur 31). Teorin understryks av att tätheterna av äldre öring var ovanligt låga under 2004, vilket antyder en svag rekrytering för 2003.



Figur 28. Medeltäthet av öringårsungar i kalkade vattendrag1986-2006.



Figur 29. Medeltäthet av äldre öring i kalkade vattendrag1986-2006.

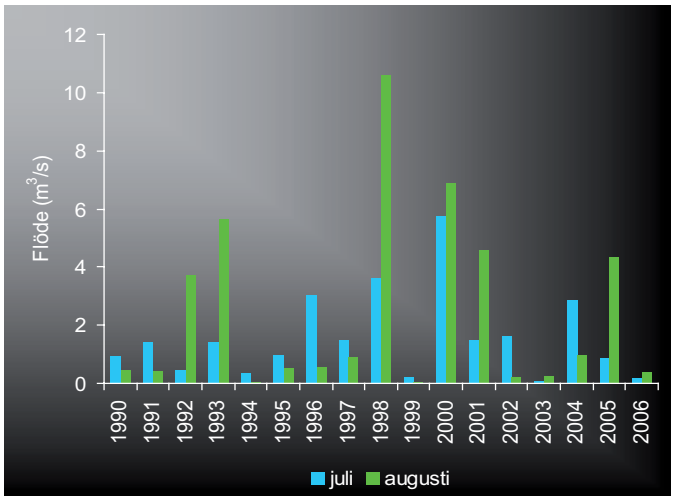
För att erhålla en rättvis bild av öringbeståndens utveckling efter kalkning måste resultaten utvärderas så att betydelsen av de naturliga mellanårsvariationerna minimeras. Detta kan enkelt göras genom att resultaten sorteras på år efter kalkning.

Länets första vattendragskalkning startade 1985, därefter tillkom nya vattendrag fram till och med 1993. Detta innebär att det idag finns ett stort material för att belysa utvecklingen upptill 16 år efter kalkning.

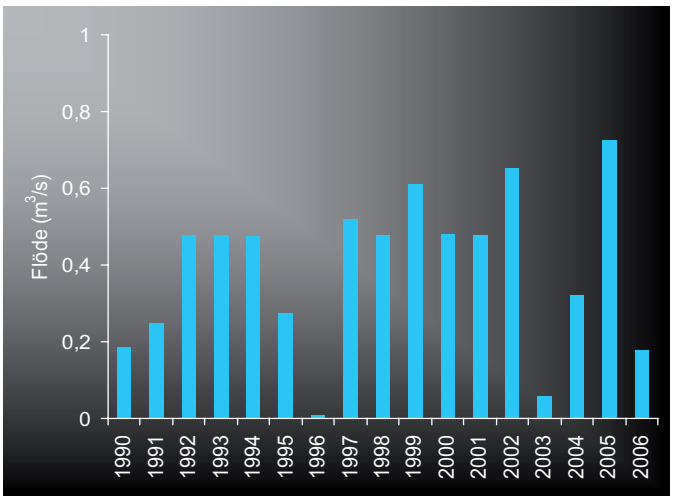
Andelen lokaler med årsungar ökar efter kalkning

Resultaten visar att andelen lokaler med årsungar i princip har ökat kontinuerligt sedan kalkningen startade (figur 32). Innan kalkning hyste hälften av lokalerna årsungar. Efter 16 års kalkning fanns årsungar på 77 %. Resultaten antyder att ökningen fortfarande pågår.

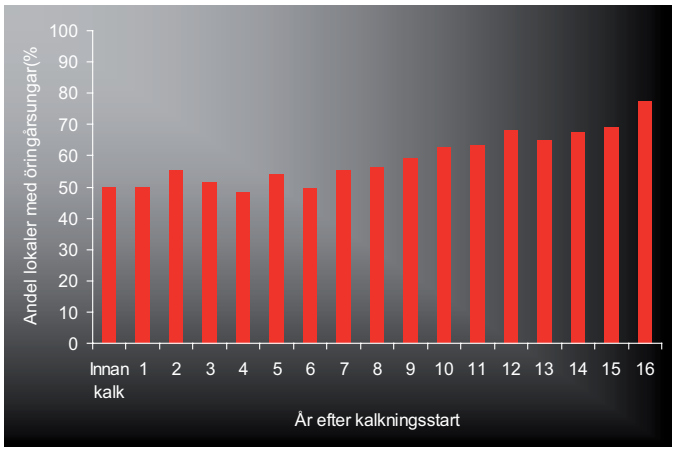
Andelen lokaler med måluppfyllelse, dvs mer än fem öringårsungar per 100 m² bottenyta, ökar också. Innan kalkning uppfyllde 27 % av lokalern detta kriterium. Efter sexton års kalkning hade måluppfyllelsen fördubblats (figur 33).



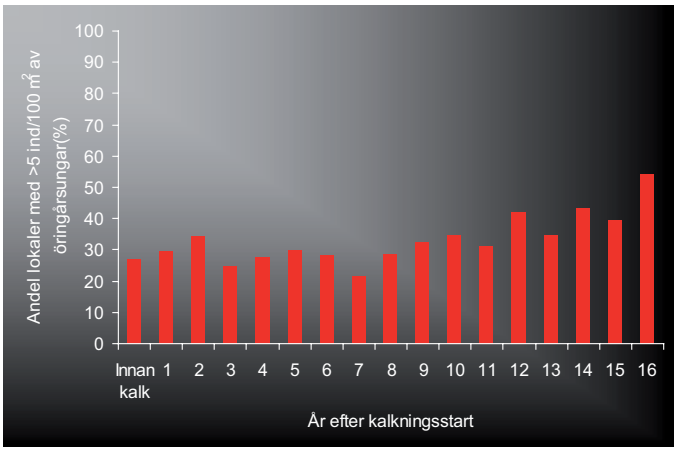
Figur 30. Medelflöde för juli och augusti 1990-2006 i Dalkarlsån. Data från SMHI-SVAR:



Figur 31. Lägsta vattenflöde under vintrarna 1990-2006 i Dalkarlsån. Data från SMHI-SVAR:



Figur 32. Andel lokaler med förekomst av öringårsungar innan kalkning samt år 1-16 efter kalkningsstart.



Figur 33. Andel lokaler med uppfylld målsättning avseende täthet av öringårsungar innan kalkning samt år 1-16 efter kalkningsstart.

Förekomsten av äldre öring uppvisar också en positiv trend. Innan kalkning återfanns äldre öring vid 77 % av lokalerna. Efter sexton års kalkning fångades äldre öring på 91 % (figur 34).

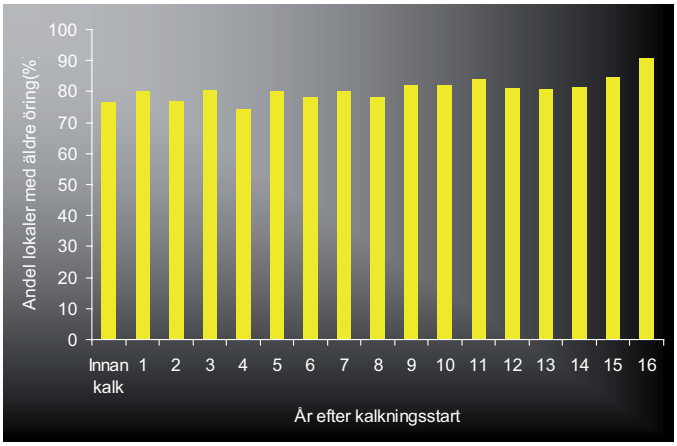
Resultaten visar att kalkningen har haft en gynnsam effekt på öringbestånden. I enskilda vattendrag kan återhämtningen gå fort. I andra vattendrag tar det längre tid. Orsakerna kan vara flera. En viktig förklaring är att många kalkningar fungerade dåligt under de första åren och att det därmed tog ett antal år innan vattenkemin var optimal för öring.

Många öringbestånd var också mycket svaga när kalkningen påbörjades. Det kan därmed ta ett par generationer innan den positiva kalkningseffekten slår igenom på allvar.

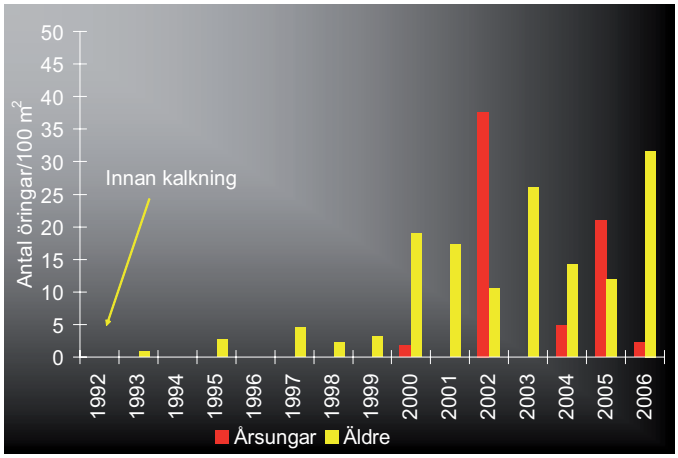
Stridbäcken

Stridbäcken i Nordmaling är ett exempel på hur ett svagt öringbestånd kan utvecklas efter kalkning. Kalkningen startade hösten 1992 då en doserare installerades. Fram till 1999 fångades bara enstaka äldre öringungar på lokalen (figur 35). Åtta år efter kalkningsstart fångades den första årsungen och 10 år efter kalkningsstart uppfylldes målet med minst fem årsungar/100 m² för första gången.

Utvecklingen i Stridbäcken kan ha en rad förklaringar. Fram till och med 1997 fungerade doseraren dåligt och flera kraftiga surstötar uppträdde under våren. Öringbeståndet var dessutom, i det närmaste, utrotat innan kalkning. I och med att lokalen är isolerad för uppvandrande öring innebar detta att uppbyggnaden av beståndet skedde på en bas av ett fåtal individer.



Figur 34. Andel lokaler med förekomst av äldre öring innan kalkning samt år 1-16 efter kalkningsstart.



Figur 35. Täthet av öring i Stridbäcken, lokal "ovan E4:an".

Kalkdoseraren i Stridbäcken hade från början enkel teknik och saknade bland annat flödesberoende reglering av kalkutmatningen.

Att arbeta med elfiske

Under årens lopp har mer än 3 000 elfisken genomförts inom kalkeffektuppföljningen. Resultaten utgör ett ovärderligt underlag för att bedöma kalkningens effekter. Bakom varje elfiske ligger ett betydande arbetet.

Tung utrustning

Elfiskeutrustningen består av elverk, transformator, kabel, elfiskestav samt ett par håvar. Dessutom behövs hinkar, våg och mätskena.

Utrustningen är tung och även om de tyngsta delarna bärs på ryggen krävs det god fysik för att bära utrustningen från bilen till bäcken.

Fiska med el

Vid elfiske alstras ett elektrisk fält mellan en utlagd katod (jordfläta av mässing/järn) och en handburen anod (elfiskestaven). Via det elektriska fältet dras fisken mot staven och bedövas. Fisken kan därefter enkelt fångas i en håv. Elfiskelokalen är vanligen 50 meter lång och elfiskaren går mot vattenströmmen från lokalens nedre gräns till den övre.

Lokalen utfiskas tre gånger, utan att fisken sätts tillbaka mellan gångerna. Relationen mellan antalet fångade fiskar/omgång används därefter i en matematisk formel som beräknar den totala mängden fisk på lokalen (alltså även den man inte lyckats fånga).

All fisk mäts och vägs

Efter varje utfiskning bedövas fisken med ett bedövningsmedel (2-fenoxietanol) för att kunna mätas och vägas. Efter att fisken vaknat upp förflyttas den till en sump där den förvaras tills att samtliga utfiskningar är genomförda. Därefter släpps fisken tillbaka i vattendraget.

I genomsnitt hinner två personer fiska två lokaler på en dag.

Bara i vetenskapligt syfte

Elfiske är en mycket effektiv fångstmetod oavsett om det gäller små yngel eller 10-kilos laxar. Elfiske får därför bara användas i vetenskapligt syfte. Tillstånd krävs från Länsstyrelsen.

En elfiskare på väg till jobbet. På ryggen bärs det bensindrivna elverket. Håv och elfiskestav bärs i handen.

Elverket till vänster är monterat på en s.k brandkårsram. Transformatorn till höger sitter på en ryggsäck. I ryggsäcken bärs även kabeln.

Halvard elfiskar. Vid elfisket förs staven mot håven. Det elektriska fältet gör att fisken dras mot staven. Linda bär kabeln och hinken med fisk. Hon har även en mindre håv som främst används för att plocka upp mindre fisk som fastnar mellan stenar.

Fångsten från första utfiskningen. Hinken innehåller nästan 200 fiskar. 6 öringar, 71 laxar, 5 harrar, 16 elritsor samt 85 stensimpor.

Linda håvar upp några fiskar och placerar de i den röda hinken med bedövningsmedel.

Den bedövade fisken mäts och vägs. I detta fall är det en tvåsomrig laxunge på 98 mm som väger 8 gram.

Efter vägning och mätning förvaras fisken i en sump i väntan på att alla tre utfiskningar ska vara klara.

En sump full med fisk.

När alla tre utfiskningar är genomförda får fisken återvända till vattendraget.

Provfiske av sjöar på Njakafjäll

Under 2003 inleddes en kartläggning av fiskbestånden i länets kalkade målsjöar. Målsättningen är att samtliga målsjöar som är mindre än 50 ha (93 st) ska provfiskas inom en femårsperiod. Under 2006 hade turen kommit till sjöarna på Njakafjäll.

Provfiskena utförs enligt en standardiserad metod där nät av typen ”Norden” som innehåller 12 olika maskstorlekar används.

Försurningskänsligt lågfjällsområde

Njakafjäll är ett lågfjällsområde strax öster om Saxnäs. Berggrunden inom området består av kvartsit och sparagmit, vilket är två former av sandsten. Sandsten innehåller en hög andel kvarts. Kvarts är ett mycket svårvittrat mineral som gör marken extremt känslig för försurning.

Misstankar om försurning av sjöarna väcktes i samband med stödutsättning av öring. Utsättningarna gav dåligt resultat och även död fisk observerades. En kontroll av pH-värdena visade på värden under 5,0 i en del sjöar. Kalkningarna startade hösten 1989 i huvudsak i form av våtmarkskalkning. Både sjöar och bäckar utgör målområden för kalkningen.

Tretton sjöar provfiskade

Det finns totalt 17 målsjöar på Njakafjäll. Av dessa fiskades 13 under sommaren 2006. Resterande fyra sjöar ska provfiskas under 2007.

Öring återfanns i tolv sjöar, elritsa i åtta sjöar och röding i två sjöar (tabell 7 & figur 36). I Långtjärnen fångades ingen fisk. Vak observerades dock på sjön, vilket torde vara ett bevis på att sjön inte är fisktom. I tabell 7 redovisas erhållna arter samt antal fångade individer för varje sjö.

Nätprovfiskare Mattias blickar ut över en sjö på Njakafjäll. Drömmer månne om stor fångst eller om Wernblom.

Svårt bedöma status

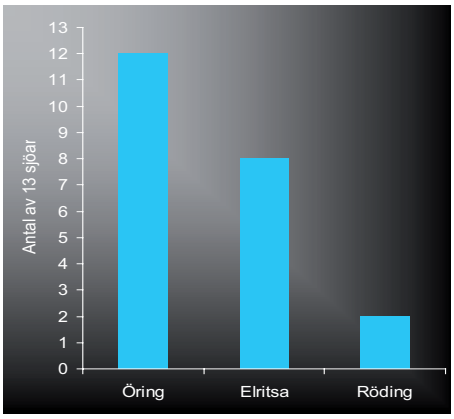
Det är inte alldeles enkelt att bedöma statusen för öringbestånden på Njakafjäll. Dels pågår utsättning av öring i ett antal sjöar. Dessutom är det svårt att bedöma rekryteringsframgången eftersom det inte är känt om bestånden är sjölekande eller leker i bäckar i anslutning till sjöarna.

Avseende öring erhölls störst fångs per nät i Oxtjärnen med 9,5 öringar/nät. Oxtjärnen är endast 1,5 ha och således extremt liten. Näst högsta öringfångst hade Gärdestjärnen med 6 öringar/nät. I Gärdestjärnen har dock öring utplanterats under de senaste åren. Detta gäller även för Södra Stenhuvudtjärnen med en fångst på 4,2 öringar/nät. Den största öringen som fångades mätte 50 cm och togs i Jillestjärnen.

Rödingbeståndet i Svartsjön var talrikt med 5,4 rödingar/nät. Den största rödingen mätte 35 cm. Medelvikten imponerade dock inte med 75 gram. Medelvikten hade dessutom minskat påtagligt sedan provfisket 1998 då den beräknades till 128 gram.

Tabell 7. Resultat från de kalkade målsjöar som provfiskades under 2006.

Sjö	Kommun	Öring	Elritsa	Röding	Totalt	Fångst/nät	Antal nät
Flatatjärnen	Vilhelmina	17	102		119	19,8	6
Gärdestjärnen	Vilhelmina	36	83		119	19,8	6
Jillestjärnen	Vilhelmina	15			15	2,5	6
Lillgrubbsjön	Vilhelmina	6	27		33	8,25	4
Lofttjärnen	Vilhelmina	1			1	0,25	4
Långtjärnen	Vilhelmina				0	0	4
Norra Stenhuvudtjärn	Vilhelmina	10			10	2,5	4
Norra Stentjärnen	Vilhelmina	17	37	1	55	13,8	4
Oxtjärnen	Vilhelmina	19	63		82	41	2
Snaratjärnen	Vilhelmina	8	95		103	12,9	8
Svartsjön	Vilhelmina	25	123	86	234	14,6	16
Södra Stenhuvudtjärn	Vilhelmina	17			17	4,2	4
Södra Stentjärnen	Vilhelmina	2	85		87	21,8	4



Figur 36. Erhållna fiskarter vid nätprovfiske 2006.

Ny femårsplan för Biologisk återställning

På uppdrag av Naturvårdsverket har Länsstyrelsen utarbetat en ny plan för biologisk återställning i kalkade vatten. I planen redovisas erfarenheter av genomförda åtgärder samt en sammanställning över planerade åtgärder under perioden 2007-2010.

89 objekt har åtgärdats

Länsstyrelsen har ansvarat för bidraget till biologisk återställning i kalkade vatten sedan budgetåret 1992/93.

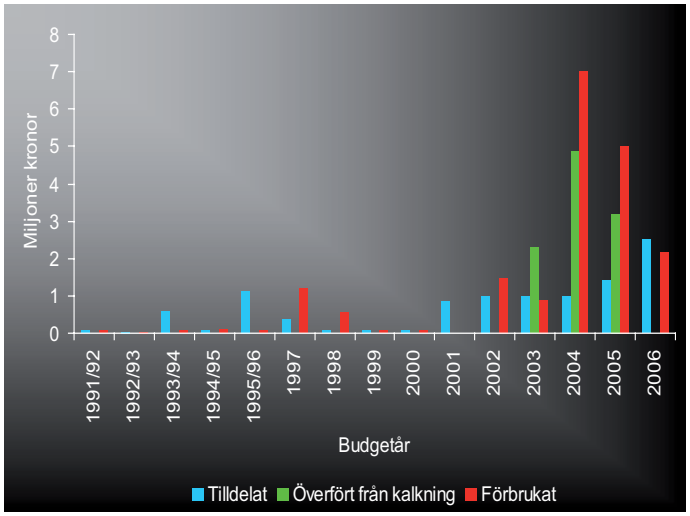
Sammantaget har bidrag beviljats till 89 projekt. 50 projekt avser åtgärd av vandringshindrande vägtrummor och 15 projekt åtgärd av dammar. Dessutom har medel beviljats till fiskvägar, biotopvård och utsättning av fisk och flodkräfta.

Verksamheten har accelererat kraftigt sedan 2003. Detta har möjliggjorts genom att använda medel som frigjorts från kalkningen. Till och med 2006 hade 18,7 miljoner kronor förbrukats till biologisk återställning (figur 37). Fiskvägen förbi Krokbäcksfallet i Sävarån kostade nästan 1,5 miljoner kronor och är därmed den enskilda åtgärd som erhållit mest pengar.

Broar utgör bästa lösning på fellagda vägtrummor

Valvbågar av betong och galvaniserat stål har använts frekvent. Valvbågen ger i regel en fullgod åtgärd av det vandringshinder som vägtrumman utgjort. Att återskapa en landremsa i valvbågen är dock närmast omöjligt. Erosion vid och under fundameneten utgör ett betydande problem. Framför allt gäller detta i lägen med hög vattenhastighetoch/eller där valvbågen inte följer bäckens naturliga lutning/sträckning.

Broar är den enda lösningen där obrutna strandzoner bibehålls genom vägpassagen. Broar med brospann av limträ och enkla fundament av betongbalkar eller timrade stenkistor ger också en rimlig kostnadsbild i jämförelse med valvbågar.



Figur 37. Medelstilldelning, överförda medel från kalkning samt förbrukade medel inom ramen för biologisk återställning.

Fiskvägen i Sävarån byggdes redan 1997 och är fortfarande den enskilda åtgärd som erhållit mest pengar från bidraget till biologisk återställning.

Genomförda åtgärder från 1991 till och med 2006.

Huvudåtgärdstyp	Antal	Delåtgärdstyp	Antal
Vägtrummor	50	Valvbåge	29
		Bro	8
		Tröskling	7
		Omdragning av väg	2
		Djuplagd heltrumma	2
		Extratrumma	1
		Invändig stege	1
		Rensning	1
Dammar	15		
Fiskväg	2	Ny fiskväg	1
		Modifiering av fiskväg	1
Biotopvård	8	Utläggning av lekgrus	2
		Flottledsrestaurering	5
		Rensning av bråte	1
Utsättningar	7	Fisk	5
		Flodkräfta	1
		Kläckeri	1
Övrigt	7		

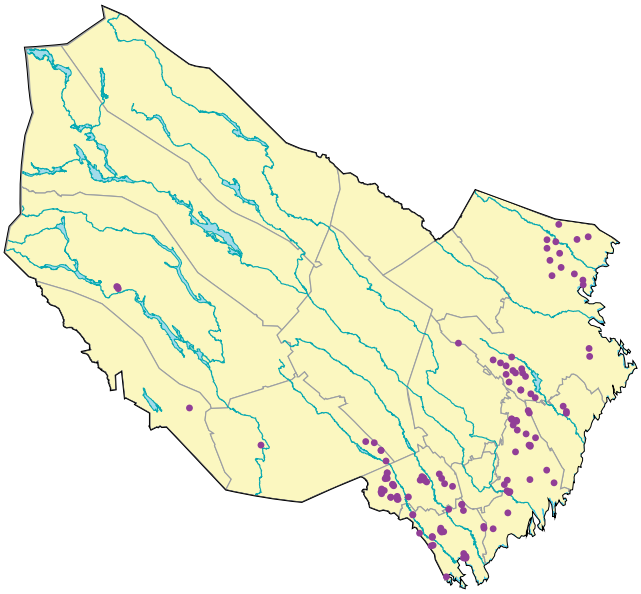
Djuplagda heltrummor eller tröskling nedströms heltrummor ger sällan bra resultat. Djuplagda heltrummor bör endast nyttjas vid lugnflytande vägpassager. Trösklarna har ofta kort livslängd och kan dessutom utgöra vandringshinder vid låga flöden.

Länsstyrelsens slutsats är att broar är det bästa alternativet vid utbyte av vägtrummor. Broar är visserligen ett något dyrare alternativ jämfört med valvbågar. Detta uppvägs dock av de biologiska, estetiska och hållbarhetsmässiga fördelar som uppnås.

Överfallströsklar kan skapa problem vid lågvatten

De flesta dammar som ersatts med överfallströsklar har gett ett gott resultat vad gäller fiskvandring. Problem kan framför allt uppträda vid lågflöden. Trösklar med en otät konstruktion kan innebära att allt vatten tidvis rinner genom tröskeln som därmed utgör vandringsstopp. Samma effekt kan erhållas om tröskeln inte har en markerad strömfåra dit vattnet koncentreras vid låga flöden. Ett par trösklar som byggts inom ramen för biologisk återställning har justerats, ytterligare ett par återstår att justera.

Planen för 2007-2010 innehåller 122 åtgärder som bedöms vara motiverade för bidrag (figur 38). Åtgärderna berör framför allt vägtrummor och andra typer av vandringshinder. Den totala kostnaden beräknas till drygt 20 miljoner kronor. De enskilt dyraste åtgärdena avser utbyte av tre vägtrummor på det allmänna vägnätet. Dessa kostnadsberäknas till vardera 1,5 miljoner kronor.



Figur 38. Planerade åtgärder under 2007-2010.

Bro av limträ som vilar på fundament av timrade stenkistor.

Bro av limträ som vilar på fundament av prefrabricerade betongbalkar.

Figur 34. Valvbåge av plåt. Fundamenten var ursprungligen överfyllda med sten. Erosion har delvis frilagt det vänstra fundamentet.

Överfallströskel som anlgts som ersättning för träsättar. Tröskelns ovansida justeras för att underlätta fiskvandring vid lågflöde.

Många vattendrag återställda i Skellefteå

Tidigare år har tyngdpunkten i biologisk återställning legat i Umeå och Nordmaling. Under 2006 genomfördes huvuddelen av åtgärderna i Skellefteå kommun.

Flottledsrestaurering i Åbyälven

2002 påbörjades flottledsrestaurering av Åbyälven, från Blåfors till havet. Arbetet bedrevs under 2002 och 2004, men låg nere under 2003 och 2005 på grund av höga flöden. Under 2006 slutfördes arbetet med restaurering av totalt 1 300 meter. Arbetet leddes av Skellefteå kommun i samarbete med Åbyälvens nedre FVO. Åtgärdena under 2006 kostade drygt 100 000 kronor och finansierades helt av bidraget för biologisk återställning.

Gigantisk valvbåge i Malbäcken

Malbäcken är ett stort biflöde till Åbyälven. Nära mynningen, i Jakobsfors, passeras bäcken av en allmän väg. Dubbeltrummorna av betong utgjorde vandringshinder av måttlig karaktär. Under 2006 ersattes trummorna av en gigantisk valvbåge av galvaniserat stål. Vägverket ombesörjde åtgärden som kostade drygt två miljoner kronor, varav bidraget till biologisk återställning bekostade hälften.

Tre vägtrummor utbytta i Rickleåns källflöden

Hundsjöbäcken, Mjötjärnbäcken och Holktjärnbäcken är mindre källflöden till Rickleån. I Hundsjöbäcken och Mjötjärnbäcken fanns mynningsnära heltrummor av betong som utgjorde vandringshinder. I Mjötjärnbäcken ombesörjde Holmen skog byte till en valvbåge av galvaniserad stål. I Hundsjöbäcken lades en valvbåge av betong. Bytet ombesörjdes av Skellefteå kommun med god hjälp från fiskevårdsområdet.

Flottledsåterställning i Åbyälven. Foto: Kjell Norén.

I Holktjärnbäcken bytte Sveaskog en dubbeltrumma av stål mot en valvbåge av galvaniserat stål.

I ytterligare ett antal vattendrag i Skellefteå genomfördes mindre omfattande åtgärder i form av utrivningar och trösklingar.

Åtgärdspaket genomförda i Blåbergsjöbäcken och Karlsbäcken

Blåbergsjöbäcken utgör biflöde till Lögdeälven i Bjurholms kommun. Under 2006 genomfördes ett åtgärdspaket som omfattade utbyte av två vägtrummor, utrivning av en raserad bro samt åtgärd av en flottningsdamm i utloppet av Blåbergssjön. Bidragskostnaden för åtgärdena uppgick till 754 000 kronor.

Karlsbäcken är likaledes ett biflöde till Lögdeälven inom Bjurholms kommun. Den viktigaste åtgärden var att öppna dammen i Karlstjärnens utlopp. Dammen utgjorde vandringsstopp. Genom att ersätta dammen med en överfallströskel fördubblades längden tillgängligt strömvatten för havsöring. I Karlsbäcken genomfördes även tröskling nedströms två vägtrummor. Dessutom utfördes biotopvård på ett par flottningspåverkade sträckor i anslutning till trummorna. Åtgärdena i Karlsbäcken kostade 237 000 kronor.

Dubbla vägtrummor av betong i Malbäckens mynning. Trummorna utgjorde vandringshinder av måttlig karaktär.

Under 2006 ersattes trummorna i Malbäcken med en valvbåge av galvaniserat stål med en diameter på 6,5 meter.

Träbro i Vinan

Vinan är ett biflöde till Aspan som mynnar i havet i den södra delen av Nordmalings kommun. Vinan passeras av en skogsbilväg ungefär mittemellan Vinsjön och mynningen. Bron över bäcken utgjorde inget vandringshinder men var för klen för att klara kalktransportena till doseraren. Under vintern 2006 bytts den gamla bron mot en bro med brospann i limträ och fundament av timrade stenkistor. Bron kostade 256 000 kronor.

Ny vägsträckning ordnade fiskvandring i Sågbäcken

Sågbäcken är ett biflöde till Lögdeälven i Nordmalings kommun. Cirka 6 km från mynningen fanns en vägtrumma som utgjorde ett svårt vandringshinder. Kraftig lutning och en hög vägbank innebar att det var svårt att skapa en optimal

Ny bro i Vinan. Brospann av limträ och fundament av timrade stenkistor.

Läggning av valvbåge i Hundsjöbäcken

2006 byttes trumman i Hundsjöbäcken mot en valvbåge av betong. Bild 1. Heltrumman av betong innan åtgärd. Bild 2. Syllarna är utlagda och bäckbottnen utformas mellan syllarna. Bild 3-4. Sektionerna lyfts med grävmaskin och ställs på plats på syllarna. Bild 5. Slutligt resultat. Foto bild 1-4, Rolf Karlsson.

Vägtrumma i Sågbäcken som avlägsnades genom att en ny vägsträckning anlades som inte korsade bäcken.

Vägbanken har grävts bort och Sågbäcken har återställts.

lösning med valvbåge och att en bro skulle bli mycket kostsam. Lösningen blev en helt ny vägsträckning på ca 3 km. Under 2006 var den nya vägen klar och den gamla trumman avlägsnades. Totalkostnaden slutade på 1,5 miljoner kronor, varav bidraget till biologisk återställning stod för 850 000 kronor.

Stockbäcken öppnad för fiskvandring

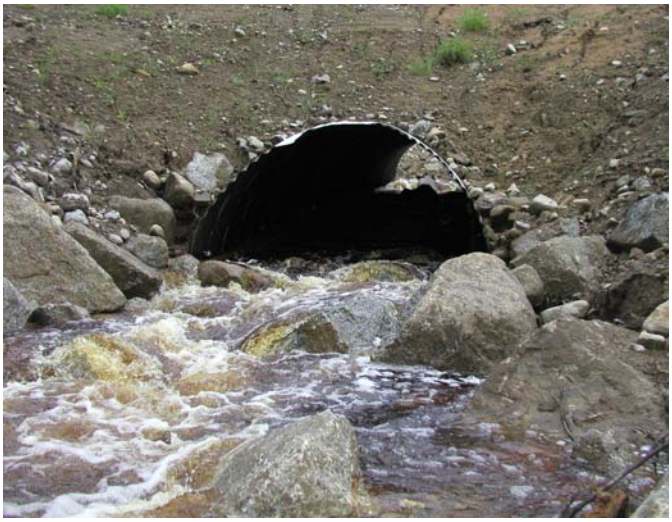
Stockbäcken är ett biflöde till Lögdeälven inom Nordmalings kommun. Drygt en kilometer från mynningen passeras bäcken av landsvägen till Norrfors. Vägtrumman utgjorde ett svårt vandringshinder. Strax ovanför trumman passerade bäcken över en berghäll som utgjorde definitivt vandringsstopp. Passagen över hällen skapades vid en omledning av bäcken som gjordes för att erhålla fallhöjd till en kvarn och en spånhyvel.

Arbetet med att åteföra Stockbäcken till ursprungsfåran har pågått ett par år. Under 2006 gjordes de sista justeringarna och fåran öppnades för uppvandring. Under sommaren 2006 bytes också vägtrumman mot en valvbåge. I samband med höstens första högflöde genomfördes ett översiktsfiske med bärbart elfiskeaggregat. Strax uppströms den åtgärdade sträckan fångades en uppvandrande havsöring. Fångsten bekräftade att åtgärdena har lyckats att skapa fri fiskvandring upp i Stockbäcken och därmed tillgängliggjort reproduktionsområden som varit avstängda i mer än 100 år.

Utbytet av vägtrumman kostade 1,5 miljoner kronor, varav biologisk återställning betalade 650 000 kronor. Återledningen till ursprungsfåran har hittills kostat 165 000 kronor. Mats Andersson vid Hushållningssällskapet har varit konsult för bådaåtgärderna.

Fångst av havsöring i Stockbäcken som visade att de genomförda åtgärdena har skapat fri fiskvandring.

Anläggning av valvbåge i Stockbäcken. Läget för valvbågen är något förskjutet i förhållande till befintlig trumma.



Ny valvbåge av galvaniserad plåt på plats i Stockbäcken.

Forskningsprojekt skapar nya lekområden för öring

Brist på lekbottnar av god kvalitet anses utgöra ett stort problem för öring att återetablera livskraftiga bestånd. Under 2006 påbörjades ett forskningsprojekt med syfte att utveckla metoder för konstruktion av lekbottnar.

Flottning och skogsbruk

Rensning av forssträckor i samband med flottningen innebar att många naturliga lekplatser för öring och lax förstördes. Strömhastigheten på lekområdena blev för hög och lekgruset spolades iväg till lugnområden där det sedermera överlagrades av finmaterial. Det moderna skogsbruket med dikningar och körskador har ytterligare försämrat situationen med ett ökat utflöde av humus och finmaterial.

Försurning

Försurningen har skapat ytterligare problem. När larven ska lämna ägget behövs ett enzym för att bryta ned skalet. Detta enzym inaktiveras av låga pH-värden och kläckningen misslyckas.

När fiskynglet börjar att andas med gälar blir det känsligt för aluminium. Aluminium fäster på gälarna och försämrar syreupptagning och saltreglering.

Påverkan från försurning kan leda till att rekryteringen försämras eller helt uteblir. Den kan också innebära att yngelstorleken minskar och att konditionen försämras, vilket på sikt ger en sämre överlevnad.

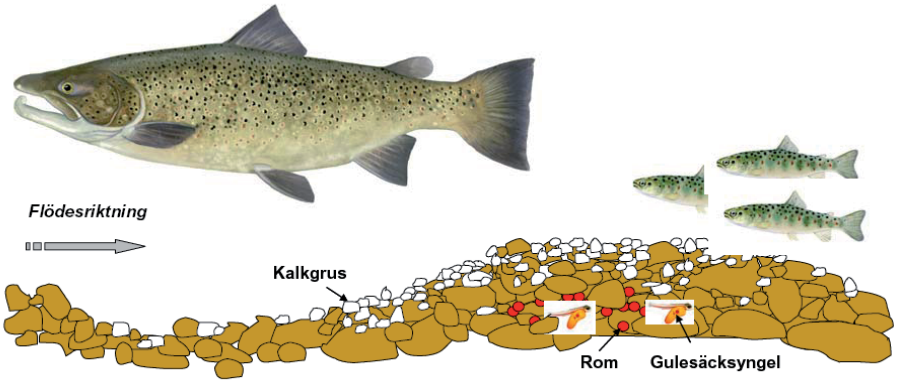
Öring och lax ställer höga krav på leksubstrat

Tillgången på lekbottnar utgör ofta begränsande faktor för populationer av öring och lax. Öring och lax leker på hösten och därefter finns rom och yngel nere i leksubstratet till efterföljande försommar. Detta ställer stora krav på leksubstratets kvalitet.

Leksubstratets syfte är att förhindra att rommen spolas bort samt att skydda den från att bli uppäten. Samtidigt ska substratet tillåta hög vattengenomströmning för att säkerställa syresättning och borttransport av metaboliter. Den lekande fisken måste även kunna gräva i substratet och substratet ska tillåta uppkrypning av ynglen.

Grusstorlek

Vid byggande av lekbottnar måste ett antal faktorer beaktas. Storleken på substratet är av cental betydelse. Om gruset är för finkornigt kommer det att spolas bort. Om gruset är för grovt kan inte mindre fisk leka. En lekfisk på 30 cm kan hantera grus upp mot ca 30 mm. En havsöring på 70 cm kan hantera grus upp mot 60 mm. Grovt grus ökar även åtkomsten för predation. Stensimpa intar härvidlag en särställning eftersom den ofta lever på samma biotoper som öring. Försök har visat att rompredationen ökar kraftigt om grusstorleken ökar från 30 till 60 mm.



Figur 39. Principskiss av en lekbotten med inblandning av kalkgrus. Ur Palm & Östergren 2006.

Placering

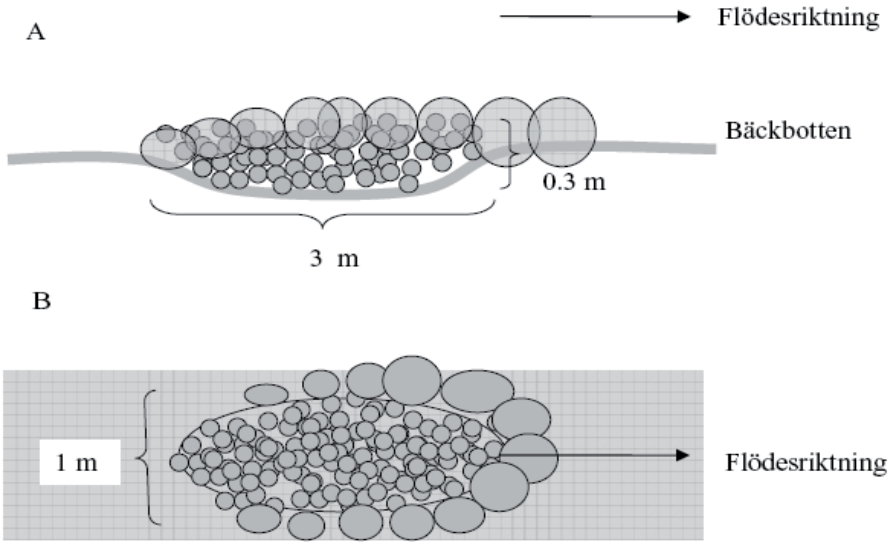
Lekbottnens placering syftar till att säkerställa vattengenomströmning, att minska risken för sedimentation av finmaterial, erosion av lekgruset samt torrläggning under vintern (figur 40).

För strömstationär öring med storlek upp till 30 cm bör vattendjupet vara 15-25 cm, vattenhastigheten 20-45 cm/s och grusstorleken 1-2,5 cm. För vandrande öringbestånd med lekfisk upp till 80 cm bör vattendjupet vara 60-100 cm, hastigheten 60-100 cm/s och grusstorleken 4-6 cm.

Kalkinblandning

Genom att blanda kalkgrus med naturgrus kan vattenkvalitén förbättras i lekbottnen (figur 39). I Norge har metoden använts frekvent med goda resultat. Ofta har s.k *skjellsan* (skalgrus) blandats med befintligt grus på kända lekområden.

I Sverige har utläggning av kalkgrus aldrig förekommit i större skala.



Figur 40. Schematisk bild över en konstruerad lekbotten i (A) genomskärning och i (B) fågelperspektiv. Ur Palm & Östergren 2006.

Forskningsprojekt

Under 2006 påbörjades ett forskningsprojekt med syfte att genera underlag för att utarbeta rekommendationer för konstruktion av lekobottnar med inblandning av kalkgrus.

Projektet finansieras av Naturvårdsverket och leds av Daniel Palm på Vattenbruksinstitutionen vid SLU i Umeå.

I Västerbottens län ska lekbottnar byggas i 20 kalkade vattendrag. I ena hälften byggs bottnar av enbart grus och i den andra hälften av en blandning av grus och kalkgrus. Bottnarna kommer att byggas under 2006 och 2007.

Uppföljningen kommer att innefatta:

- Visuell kontroll av hållbarhet
- Populationsövervakning med elfiske
- Vattenkemi i lekbottnen
- Studie av äggöverlevnad med inkubation av ägg på hösten.

Arbetet under 2006 innefattade konstruktion av sex lekbottnar. Dessa byggdes i Gravån, Gärssjöbäcken, Malbäcken och Pålböleån inom Sävaråns vattensystem samt i Degerbäcken och Ilbäcken i Hörnåns vattensystem. I Malbäcken, Pålböleån och Ilbäcken användes en blandning av grus och kalkgrus. I de övriga användes enbart grus.

Lekbotten som behandlats med skjellsand i ett annat sammanhang

Gruset hade en kornstorlek på 8-32 mm och kalkgruset 10-25 mm. Kalkgruset kom från Orsa och blandades med naturgruset i förhållande 1:1.

Gruset levererades så nära de avsedda lokalerna som möjligt. Därefter skedde transport med fyrhjuling ut till vattendraget. Arbetet på lokalen skedde med handredskap. Platsen för lekbottnen modifierades för att lekbottnen skulle få erfoderligt djup och strömhastighet.

I Pålböleån omfattade lekbottnen 60 m^2, i Gravån 35 m^2 och i de övriga 15 m^2. Totalt användes 53 m^3 grusmaterial.

Transport av grus från upplag till vattendraget gjordes med hjälp av fyrhjuling. Foto: Daniel Palm.

Utformningen av lekbottnen gjordes med handredskap. Foto: Daniel Palm.

Konstruerad lekbotten i Ilbäcken bestående av naturgrus och kalkgrus. Foto: Daniel Palm.

En detaljstudie av lekbottnen i Ilbäcken. Foto: Daniel Palm.

Uppföljning av vattenkemi, bottenfauna och fiskfauna

Effektuppföljningen i vattendragen omfattar vattenkemi, bottenfauna och fiskfauna. Dessutom genomförs i begränsad omfattning också uppföljning av flodpärlmussla och flodkräfta. Uppföljningen i sjöarna omfattar enbart vattenkemi. I sjöarna bedrivs också nätfiskeundersökningar, men dessa avses tillsvidare enbart utgöra engångsinsatser.

Vattenkemi i vattendrag

Den vattenkemiska uppföljningen bygger på ett system med målpunkter och styrpunkter. Målpunkterna är belägna i målområdena och indelas i tre nivåer beroende på provtagningsfrekvens (tabell 9).

Nivå 1 används i vattendrag som kalkas med doserare. Antal prov är riktvärden och i princip ska ett prov/vecka tas under doserarens driftsperiod. Vid högflöden tas ytterligare ett prov/vecka. Dessutom tas extraprov i samband med inställning eller justering av kalkdoseringen samt vid eventuella driftstörningar.

Nivå 2 avser normalt målpunkter i målområdets nedre del där arealdosen ofta är lägst. Dessa provpunkter motsvarar i regel de gamla målpunkterna och är i huvudsak belägna vid vägar som plogas under vintern. Prov tas vid minst sex tillfällen under våren och i samband med eventuella högflöden under sommaren och hösten.

Nivå 3 utgörs av målpunkter som ligger i biflöden eller högt upp i huvudvattnen. Dessa provpunkter är ofta svåråtkomliga och kräver en betydande insats vid provtagning under framför allt vårfloden. Minst två prov tas under våren och ytterligare prov tas i samband med höglöden under sommar och höst.

Målsättningen med provtagningen är att det lägsta pH-värdet under året ska registreras. Detta innebär en förtätad provtagning under vårfloden och i samband med eventuella högflöden under sommar och höst.

Styrpunkterna är i regel belägna i kalkade biflöden. Dessa provtas enligt samma strategi som målpunkter med nivå 3. Styrpunkter som är belägna ovan doserarna provtas dock enligt samma frekvens som målpunkter med nivå 1.

Tabell 9. Provtagningstyper och provtagningsfrekvens för vattenkemisk uppföljning i kalkade vattendrag och sjöar.

Typ	vinter	vår	höst
Vattendrag			
Målpunkt, nivå 1	1	10	10
Målpunkt, nivå 2	1	6	4
Målpunkt, nivå 3	0	2	2
Styrpunkt, nivå 1	1	10	10
Styrpunkt, nivå 2	0	2	2
Sjöar			
Målpunkt	1	1	(1)
Styrpunkt	1	0-1	0

Vattenkemi i sjöar

Sjöar som utgör målområden provtas på vintern och efter vårcirkulationen. Vid behov tas även ett prov på hösten. Detta innebär att de episoder med låga pH-värden som kan uppträda strax innan islossningen inte registreras. Dessa episoder ”isepisoder” berör bara en mindre del av vattenmassan och de biologiska effekterna är begränsade. Episoder är omöjliga att undvika i sjöar som direktkalkas. Därmed kan inte heller provresultaten användas som underlag för kalkningsplaneringen.

Kalkade sjöar som inte är målsjöar provtas vid ett tillfälle under vintern. Strategiskt viktiga åtgärdssjöar provtas även efter vårcirkulationen.

Vinterproverna tas mitt på sjön med Ruttner-hämtare. Provtagningen efter vårcirkulationen och på hösten sker antingen mitt på sjön, med Ruttner-hämtare, eller i utloppet.

Provtagningsorganisation

Provtagningen ombesörjs av berörda kommuner, Länsstyrelsen eller närboende personer. Proven skickas via bussgods eller lämnas direkt till laboratoriet i Umeå. Proven når laboratoriet senast på förmiddagen dagen efter provtagning.

Vattenkemiska analyser

Proven analyseras med avseende på pH, alkalinitet, konduktivitet, färgtal, kalcium och magnesium. Analyserna utförs av ALcontrol som har ett 10-årigt avtal. Provsvaren redovisas på ALcontrols hemsida inom 24 timmar efter att proven anlänt till laboratoriet.

På målpunkterna i vattendrag som provtas enligt nivå 1 eller 2 analyseras även oorganiskt aluminium vid två tillfällen under vårfloden. Dessa analyser utförs vid institutet för tillämpad miljöforskning (ITMm) vid Stockholms Universitet.

Bottenfauna i vattendrag

Inom varje åtgärdsområde provtas bottenfaunan på en till fyra lokaler. Antalet lokaler beror på åtgärdsområdets storlek och antal målområden. Samtliga lokaler provtas årligen.

Bottenfaunaproverna insamlas med metod M42 som innebär 30 sparkprover på en sträcka av 50 meter. Provtagningslokalerna är i huvudsak av forsande karaktär. Den modifierade artsöksvarianten av M42 tillämpas, vilket innebär att prover tas på samtliga biotoptyper inom lokalen.

Proverna insamlas direkt efter det att vårfloden avklingat för att ge en bild av bottenfaunasamhället efter vårflodens kritiska inverkan. Stora djur utsorteras i fält och övriga på laboratorium med hjälp av stereolupp. Djuren bestäms, om möjligt, till art.

Vattenprovtagning med Ruttner-hämtare.

Provtagning och utsortering ombesörjs av Länsstyrelsen. Artbestämningen har under de senaste åren utförts av Pelagia AB eller Hushållningssällskapet

Fiskfauna i vattendrag

Inom varje åtgärdsområde finns en till elva lokaler. Antalet lokaler beror på åtgärdsområdets storlek och antal målområden. Samtliga lokaler provfiskas årligen.

Det primära syftet med elfisket är att skatta tätheten av öring- och laxungar. Lokalerna är därför utlagda på områden som bedömts vara gynnsamma för öringens och laxens reproduktion och som uppväxtområden för yngel.

Lokalerna är vanligen 50 meter långa och omfattar, med enstaka undantag, hela vattendragsbredden. Kvantitativa elfisken (3 utfiskningar) tillämpas genomgående.

Huvuddelen av elfiskena utförs i Länsstyrelsens regi. I Åsele, Dorotea samt inom norra delen av Skellefteå kommun ombesörjs fisket av respektive kommun.

Samtliga fiskar artbestäms, vägs och mäts. Därefter släpps de tillbaka till vattendraget. Genom längdfrekvensdiagram åldersbestäms öring och lax till årsungar eller äldre fisk. Därefter beräknas populationsstorleken.

Fiskfauna i sjöar

Sedan 2003 pågår ett program med nätprovfiske. Målsättningen är att samtliga målsjöar, med en yta mindre än 50 ha, ska provfiskas under en femårsperiod. Syftet är att kontrollera artsammansättning och biologisk måluppfyllelse. Programmet är en engångsinsats och för närvarande finns inga intentioner om ett återkommande uppföljningsprogram.

Nätprovfisket utförs enligt den standardiserade metoden med nät av typen Norden med 12 maskstorlekar. Provfisket genomförs i Länsstyrelsens regi, utom i Skellefteå där kommunen är utförare.

Flodpärlmussla

Flodpärlmussla finns i Tallån, Sävarån, Blåbergsjöbäcken, Blåtjärnbäcken och Åbyälven. Vart femte år inventeras populationerna med den metod som beskrivs i Naturvårdsverkets Miljöövervakningshandbok. Undersökningarna ombesörjs av Länsstyrelsens personal.

Okalkade referensvattendrag

I länet finns 16 okalkade referensvattendrag. Vattenprovtagningen omfattar månatliga prov samt förtätad provtagning under vårfloden och vid övriga högflöden. Totalt tas 20 till 24 prov/år. Vattenproverna analyseras avseende pH, alkalinitet/aciditet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat, nitrat, ammonium, fosfat-fosfor, total-fosfor, kisel samt total-aluminium och oorganiskt aluminium. Samtliga analyser utom oorganiskt aluminium analyseras av institutionen för miljöanalys vid SLU i Uppsala. Oorganiskt aluminium analyseras av ITMm.

I samtliga vattendrag provtas bottenfaunan på en lokal under våren med metod M42. På de nationella vattendragen tas även SIS-prover på hösten. Fiskfaunan undersöks årligen vid en till tre lokaler.

Vid sju referensvattendrag insamlas snöprover i slutet av mars, strax före det att snösmältningen inleds. Snöproverna insamlas som en profil genom hela snöpacken med ett specialkonstruerat glasfiberrör. På varje lokal tas 5 delprover som analyseras separat. Snöproverna analyseras vid SLU avseende pH, alkalinitet/aciditet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, sulfat, nitrat och ammonium.

Okalkade referenssjöar

I länet finns 12 okalkades referenssjöar, varav 8 regionala och 4 nationella. Vattenprover tas fyra gånger/år. Proverna tas vinter, vår, sommar samt höst och analyseras avseende samma parametrar som referensvattendragen. På samtliga nationella och vid fyra av de regionala sjöarna analyseras även klorofyll.

Växtplankton provtas under augusti i samtliga nationella och i fyra av de regionala sjöarna.

Bottenfaunan i strandzonen provtas vår och höst. Metoden är genomgående M42, utom på hösten då de nationella sjöarna provtas med standardiserad sparkmetod (SIS).

Bottenfaunan i profundalen provtas i oktober, men endast i de nationella sjöarna.

Fiskfaunan undersöks vart tredje år med standardiserat nätprovfiske.

Bottenfaunaprovtagning med M42.

Elfiske

Nätprovfiske

Resultatredovisning

Huvudflodområden

Varje huvudflodområde redovisas i separata bilagor. På en karta redovisas försurningsstatus samt kalkade åtgärdsområden och okalkade referensområden. För varje huvudflodområde följer därefter en kortfattat redovisning av geologi, naturvärden, påverkan, försurning och kalkning.

Åtgärdsområden

Åtgärdsområdena presenteras i bokstavsordning under respektive huvudflodområde. Presentationen inleds med en karta över åtgärdsområdet med målområden, kalkade objekt, provlokaler samt genomförda och planerade åtgärder för biologisk återställning. De nummer som redovisas på kartan refererar till nummer i tabeller och figurer. Vattenkemilokalernas nummer sammanfaller även med de som används som ID-nummer till ALcontrol.

Under kartan finns en kortfattad beskrivning av åtgärdsområdet. Beskrivningen innefattar försurningsstatus innan kalkning, fysisk karaktär, motiv för kalkning samt kalkningshistorik.

I tabeller redovisas bakgrundsdata, kalkningsdata samt effektuppföljning.

Areal på åtgärdsområde samt längd/areal på målområden har uppmätts från digitala kartor. Medeldjup och maxdjup i sjöarna har hämtats från djuplodningar eller uppgifter från huvudmännen. Bakgrunds-pH avser lägsta uppmätta pH innan kalkning. Uppgifter om fiskarter har i första hand hämtats från provfisken och i andra hand från huvudmän/kommuner.

Arealdoser redovisas för varje målområde fördelat på sjö-, våtmarks- och doserarkalkning. Arealdosen beräknas utifrån arealen på avrinningsområdet till respektive målområde. Kalkmängden avser all kalk som spridits inom avrinningsområdet under året.

I kalkningshistoriken redovisas den kalkmängd som spridits inom hela åtgärdsområdet sedan kalkningen påbörjades.

I kalkningsplaneringen redovisas spridda kalkmängder för de senaste fem åren samt planerad kalkmängd för nästkommande år. Kalkmängden redovisas för varje åtgärdssjö, varje doserare samt som en summapost för våtmarkskalkning. Kalkningsmetoderna är helikopter (FLYG), båt (BÅT), doserare (DOS) eller skoter/bandfordon (FORD). Kalkmedlen är kalkmjöl (KM) eller granuler (GR).

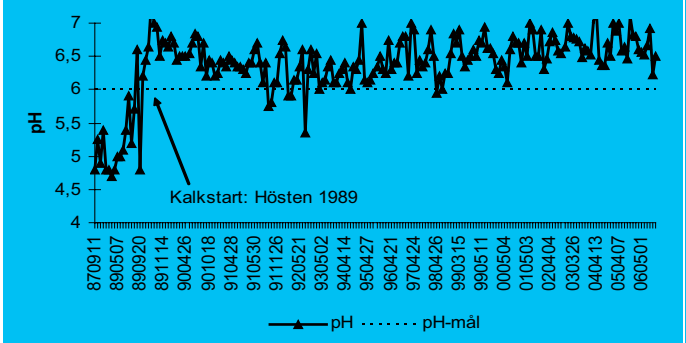
I tabellen för effektuppföljning redovisas aktuella provlokaler samt provtagningsfrekvens. Antal HQ och LQ avser antal vattenprover/år vid högflöde respektive lågflöde.

Vattenkemifigurer

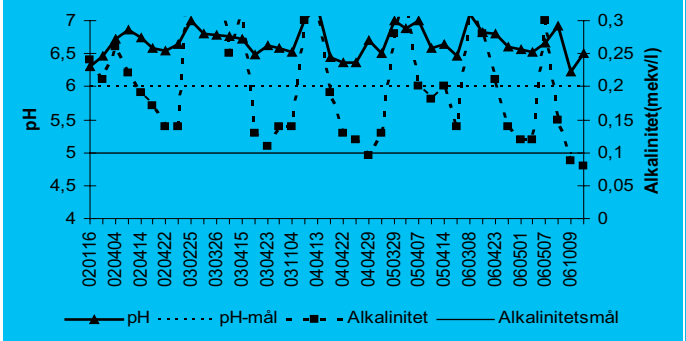
Diagram över pH-historik redovisas för samtliga målpunkter som provtas enligt nivå 1 och nivå 2 samt för alla styrpunkter som provtas enligt nivå 1 (uppströms doserare). pH-historik redovisas också för samtliga målsjöar i åtgärdsområden som bara avser sjökalkning. I anslutning till pH-historiken redovisas den högsta halten av oorganiskt aluminium som uppmätts efter kalkning samt inom parantes vilket år som värdet registrerats.

Diagram över pH och alkalinitet för den senaste femårsperioden redovisas för samtliga målpunkter samt för styrpunkter uppströms doserarna. Vid diagrammet redovisas högsta värdet av oorganiskt aluminium som uppmätts under året samt vilket datum värdet registrerats.

Vattenkemifigurer

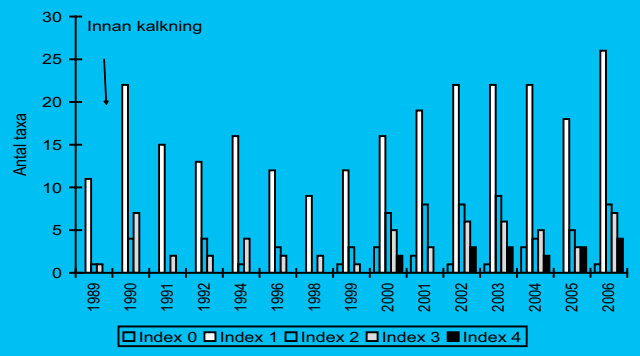


pH-historik: Tidpunkt för kalkningsstart samt pH-mål markeras i diagrammet.

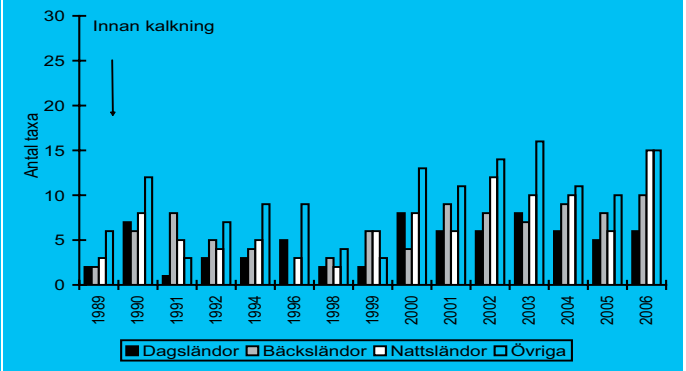


pH och alkalinitet för de senaste fem åren: pH-mål och alkalinitetsmål markeras i diagrammet.

Bottenfaunafigurer



Surhetsindex: Index 1-4 avser tolerans mot surt vatten. Index 4 är de mest surhetskänsliga arterna.



Antal taxa av dag-, bäck- och nattsländor samt övriga taxa: Dagsländorna hyser flest surhetskänsliga taxa.

pH-målet avser den nivå på pH som inte ska underskridas. Alkalinitetsmålet är ett mål för överkalkning. Alkaliniteten bör inte ligga över målet i samband med högflöden. Däremot är det i regel oundvikligt att alkaliniteten är hög under perioder med låga flöden eller direkt efter kalkning.

Bottenfaunafigurer

Bottenfaunan redovisas dels som antalet taxa i respektive surhetsindex (tabell 10) och dels som antal taxa tillhörande dag-, bäck- respektive nattsländor.

Indextillhörigheten för respektive taxa följer Degerman m.fl. (1994). Vi har dock valt att ändra klassificeringen för några taxa beroende på att de toleranser som anges av Degerman m.fl. uppenbarligen inte är relevant inom den region där våra undersökningar är genomförda (tabell 11). Om vi vid tre eller fler tillfällen har erhållit ett visst taxa vid ett lägre pH än det som angivits i Degerman m.fl. har taxat klassats i en lägre indexklass. Detta gäller för bäcksländan *Brachyptera risi*, sävsländan *Sialis fuliginosa,* samt nattsländorna *Apatania sp*. och *Rhyacophila fasciata*.

Dagsländorna *Baetis rhodani* och *Nigrobaetis niger* har däremot klassats upp från 2 till 3. Detta beror på att vi aldrig funnit dessa vid pH-värden under 4,90.

Tabell 10. Surhetsindex för bottenfauna.

Surhetsindex	pH-tolerans
0	okänd tolerans
1	tål pH < 4,5
2	tål inte pH < 4,5
3	tål inte pH < 4,9
4	tål inte pH < 5,5

Elfiskefigurer

Provfiskeresultaten redovisas som tätheter av öring fördelat på årsungar (0+) och äldre (>0+). För lokaler i laxförande vattendrag redovisas även tätheter av lax i separata diagram.

Nätfiskefigurer

Provfiskeresultaten redovisas som längdfrekvensdiagram över den intressantaste arten ur försurning/kalkningssynpunkt. Detta innebär att den känsligaste arten redovisas; i fallande skala mört, öring, röding, abborre. I tabeller redovisas dessutom samtliga erhållna arter med individantal.

Måluppfyllelse

Måluppfyllelsen redovisas för de fem senaste åren. För sjöarna avser måluppfyllelsen enbart vattenkemi, medan det för vattendragen avser vattenkemi, bottenfauna steg 1 och steg 2 samt öringföryngring.

Avseende vattenkemin får pH inte vid något tillfälle sjunka under målsättnings-pH på någon mållokal.

Tabell 11. Bottenfaunataxa för vilka en annan indextillhörighet har tillämpats än den som redovisas av Degerman m.fl. (1994).

Taxa	Tidigare index	Nytt index
Brachyptera risi	2	1
Sialis fuliginosa	3	2
Apatania sp.	3	2
Rhyacophila fasciata	3	2
Nigrobaetis niger	2	3
Baetis rhodani	2	3

För bottenfauna steg 1ska vinterlevande *Baetis* finnas på samtliga lokaler. I praktiken innebär detta någon eller några av arterna *Alainites muticus*, *Nigrobaetis niger* eller *Baetis rhodani*. För bottenfauna steg 2 ska samtliga lokaler hysa minst ett vinterlevande taxa med surhetsindex 4.

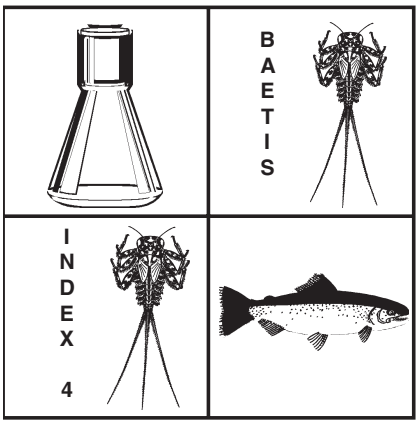
För fiskfaunan ska samtliga lokaler ha en täthet av öring på minst fem årsungar/100 m^2.

Uppfylld målsättning redovisas med en ifylld symbol (figur 41). Där symbolen saknas har målsättningen inte kunnat uppfyllas. Om underlagsdata saknas anges detta med "data saknas".

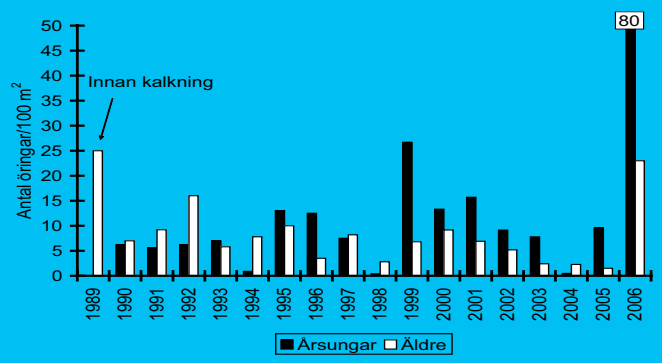
Biologisk återställning

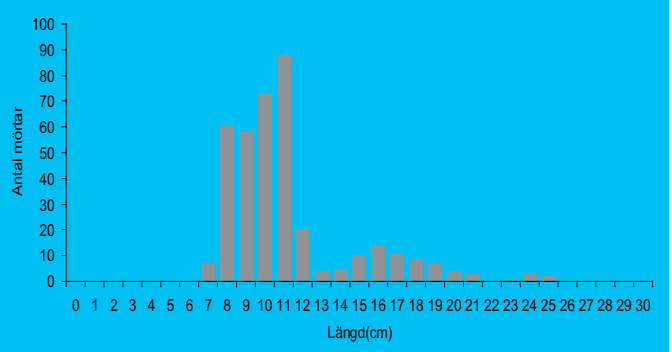
Planerade och genomförda åtgärder redovisas kortfattat i tabellform samt mera utförligt under respektive rubrik. ID i tabellen refererar till kartan över åtgärdsområdet.

Figur 41. Uppfylld målsättning redovisas med en ifylld symbol. Där målsättningen inte uppfyllts saknas symbol. Om underlagsdata saknas anges detta med "data saknas".



Fiskfigurer





Elfiske: Antal öringar/100 m^2 fördelat på årsungar och äldre. Tätheter över 50 markeras med siffra över respektive stapel.

Nätfiske: Längdfördelning för den mest surhetskänsliga arten, avsaknad av små individer indikerar försurningspåverkan.

Läs mer!

Om regionala miljömål

Länsstyrelsen i Västerbottens län. 2007. Miljötillståndet i Västerbottens län och uppföljning av de regionala miljömålen. Länsstyrelsen i Västerbottens län. Meddelande nr 15, 2006.

Om vädret under 2006

SMHI . 2007. Väder och Vatten. Nr 13. Väderåret 2006.

Om kustmynnande vattendrag i Västerbottens län

Sundqvist, M. 2007. Kustmynnande vattendrag i Västerbottens län - uppdatering av kunskapsläge och statusbedömning. Länsstyrelsen i Västerbottens län. Ännu ej tryckt.

Om bedömningsgrunder för sjöförsurning

Brakke, D.F., Henriksen, A. & S.A. Norton, 1990. A variable F-factor to explain changes i base cation concentrations as a function of strong acid deposition. Verh. Internat. Verein.Limnol. 24: 146-149.

Fölster, J. 2006. Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag. Preliminärt förslag för cirkulation. SLU - institutionen för miljöanalys. 2006.

Om helikoptrar

Nordic rotors. Hemsida på internet. Adress www.nordicrotors.com.

Om kalkning av sjöar och vattendrag

Naturvårdsverket. 2002. Kalkning av sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, Handbok 2002:1.

Om plan för biologisk återställning

Norberg, M. & J. Ahlström, 2007. Biologisk återställning i kalkade vatten i Västerbottens län. Plan för 2007-2010. Länsstyrelsen i Västerbottens län, 2007.

Om byggande av lekbottnar

Palm, D. & J. Östergren, 2006. Inblandning av kalkgrus i lekbottnar för öring. Metoder, effekter och utvärdering. SLU, Vattenbruksinstitutionen, rapport 51, 2006.

Om bottendjur i kalkade vatten

Degerman, E., Fernholm, B. & P.-E. Lingdell, 1994. Bottenfauna och fisk i sjöar och vattendrag. utbredning i Sverige. Naturvårdsverket, rapport 4345.