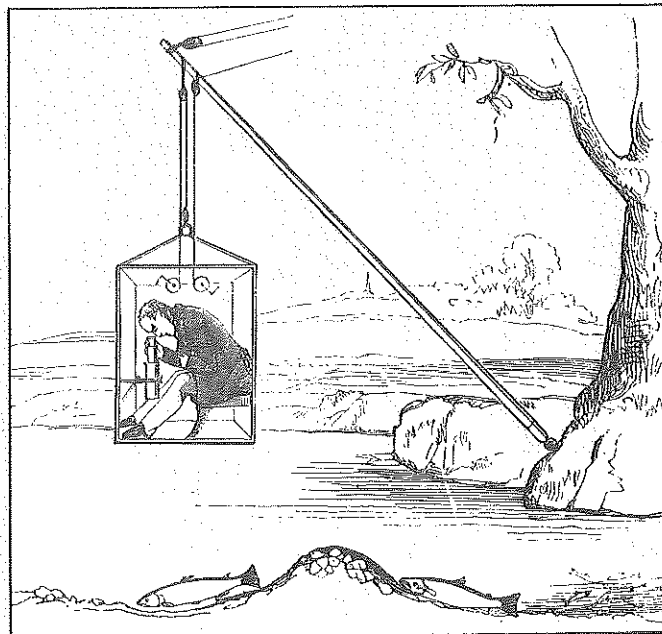


Nr **5** 1986

FISKENÄMNDEN
I VÄSTMANLANDS LÄN
1986 -06- 1 1
Dnr

Information från

SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



OLOF LESSMARK
ERIK DEGERMAN
ARNE JOHLANDER
ERIK SJÖLANDER

Effekter av kalkning på fisk
omedelbart nedströms doserare

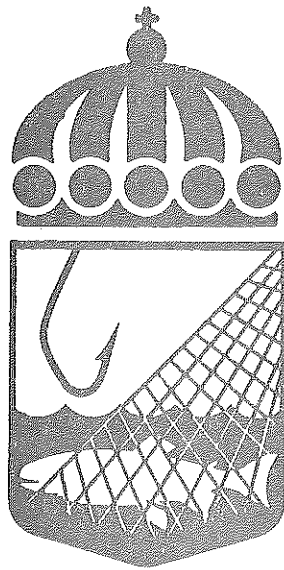
Författare:

Olof Lessmark
Fiskeristyrelsen
Box 2565
403 17 GÖTEBORG

Erik Degerman
Sötvattenslaboratoriet
170 11 DROTTHINGHOLM

Arne Johlander
Fiskeristyrelsens utredn kontor
Järnvägsgatan 9
552 55 JÖNKÖPING

Erik Sjölander
Länsstyrelsen i
Västernorrlands län
Box 1000
871 01 HÄRNÖSAND



FISKERIVERKET

ISSN 0346-7007

EFFEKTER AV KALKNING PÅ FISK OMEDELBART NEDSTRÖMS DOSERARE

Olof Lessmark
Erik Degerman
Arne Johlander
Erik Sjölander

1. INLEDNING	1
2. METODIK	3
2.1 Elfiskeundersökningar	3
2.2 Burförsök	4
3. UNDERSÖKTA LOKALER	6
3.1 Elfiske	6
3.2 Burförsök	7
4. RESULTAT	7
4.1 Elfiske	7
4.1.1 Vattenkemi samt doserarnas funktion	7
4.1.2 Förekomst av fisk och flodkräfta	8
4.1.3 Täthet av öring	11
4.1.4 Jämförelse med tidigare studier på kalkdoserar- lokalerna	12
4.2 Burförsök	12
5. DISKUSSION	17
5.1 Elfiske	17
5.2 Burförsök	18
5.3 Orsaker till dödlighet och låg numerär av fisk ned- ströms doserare	19
5.4 Rekommendationer för placering av doserare	20
6. SAMMANFATTNING	21
7. ERKÄNNANDEN	22
8. LITTERATUR	23
9. ENGLISH SUMMARY: EFFECTS OF LIMING ON FISH IMMEDIATELY DOWNSTREAM OF LIME DOSERS	25
10. BILAGOR	27

1. INLEDNING

Försurning av rinnande vatten har skadat eller helt slagit ut fiskbestånd över stora områden. Vid försurning ökar läckaget från mark till vatten av flera metaller, som aluminium, järn och mangan. Av dessa metaller är det främst aluminium som visat sig ha stor giftverkan, men även järn och mangan kan orsaka fiskdöd (Andersson & Nyberg 1984). Kombinationen lågt pH och höga aluminiumhalter orsakar rubbningar i saltbalansen (Muniz & Leivestad 1980a, b, Rosseland & Skogheim 1984), gälskador (Karlsson-Norrgrén 1985) med fiskdöd som följd (Skogheim et al. 1984).

Kalkning för att förbättra vattenkvaliteten i rinnande vatten bör om möjligt företas i uppströms belägna sjöar, men i flera fall saknas lämpliga sjöar och kalkning måste istället ske med olika typer av kalkdoserare eller på omgivande mark (Statens Naturvårdsverk & Fiskeristyrelsen 1986). Kalkdoserare finns av flera skilda slag, och kan förenklat indelas i torrdoserare med eller utan vätningsdel samt slurrydoserare. Konventionella torrdoserare håller i regel pH över 6 och alkaliniteten kring 0.1 mekv/l med en kalkdos av 3-50 g/m³ (Tideström 1984).

Vid doserarkalkningar sker en snabb pH-höjning på 0.5-1.5 enheter omedelbart nedströms. pH-förändringen medför att flera metaller ändrar förekomstform, bl a aluminium som till en del föreligger som det för fisk toxiska labilt aluminium (ex Al(OH)₂⁺) vid pH 4.4-5.4 och i mindre toxisk form vid högre pH (Baalsrud 1985). Nedströms doseraren kan vattnet vara övermättat på labilt aluminium (op.cit.) och risk föreligger således att fiskdöd kan inträffa.

En hypotes har framförts att övergångsformer av aluminium som föreligger strax efter en pH-höjning, innan ett nytt jämviktsläge kunnat inställa sig, liksom den utflockning av aluminium som sker, skulle öka vattnets giftighet.

En kalkning skulle därför temporärt kunna öka vattnets toxicitet för fisk, liksom en otillräcklig kalkning kan medföra att

pH-höjningen blir för låg och därmed vissa metaller blir mer toxiska.

Norska försök har visat att vid korta (2-6 dygn) exponeringar erhöles ingen dödlighet hos laxsmolt nedströms doserare, såväl torr- som slurrydoserare, trots att ingående vatten hade pH 4.5-5.4 och det vatten där fisken uppehöll sig hade pH 6-7. Däremot erhöles viss dödlighet när för små mängder kalkslurry användes och pH endast höjdes till 5.5-6.05 (Baalsrud 1985).

Känsligheten för lågt pH och aluminium varierar för olika fiskarter. Av laxartade fiskar i Sverige är lax känslig och öring mer tolerant. Yngel och mindre fiskar är mer känsliga än större individer. Då fisken befinner sig i de stadier av livscykeln då den växlar mellan liv i sött och salt vatten är den mer känslig än andra individer av samma storlek, dvs vid övergång från stirr till smolt och vid uppvandring från havet för lek (Rosseland 1986). Fiskens tolerans för surt vatten är också beroende av vattentemperaturen och är lägst vid vattentemperaturer nära noll.

I syfte att långsiktigt övervaka effekterna av försurning och kalkning har elfiskeundersökningar bedrivits i olika svenska vattendrag. Elfiskeundersökningar av fiskbestånden nedströms kalkdoserare har i regel bedrivits på större avstånd (>1 km) varför eventuellt negativa effekter nära doserarpunkten varit svåra att urskilja. I flera fall har fiskbestånden nedströms doserarna vid dessa studier visat ökat individantal och förbättrad rekrytering, men ofta har öring- och laxpopulationerna ej nått den status de hade före försurningen (Nyberg et al. 1986). Orsakerna kan vara att kalkningarna inte varit tillräckliga, dvs att kalkdoserarna ej haft tillräcklig kapacitet, eller att kalkdoserarna drabbats av driftavbrott, samt att toxiskt aluminium uppträtt. Vid studier av bottenfauna nedströms kalkdoserare erhålls i regel fler arter än i det försurade vattnet uppströms (Engblom & Lingdell 1985, Nilsson & Johansson 1985), men faunan har färre arter än i motsvarande välbuffrade vattendrag (Engblom & Lingdell 1985). Vid två av nio undersökta doserare har man dessutom noterat att bottenfaunan efter kalkdoserarens start var

av sämre status än före starten, vilket antogs bero på att driftstörningar förhindrat en försurningskänsligare fauna att byggas upp samtidigt som den försurningståliga faunan decimerats (op.cit.).

För att närmare studera de eventuella effekterna på fisk omedelbart nedströms olika kalkdoserare genomfördes elfisken vid 15 kalkdoserare vid olika tillfällen åren 1983-85. Dessutom genomfördes burförsök med laxfisk våren 1985 nedströms 5 kalkdoserare. Målsättningen med detta arbete har varit: a) att bestämma hur ett surt, aluminiumrikt rinnande vattens toxicitet för laxartad fisk påverkas vid kalkning, b) att testa om vattnets toxicitet för fisk ökar nedströms doserare, c) att kvantifiera övergång av labilt till inlabilt aluminium, d) att bestämma hur vattnets toxicitet förändras med flytsträckan efter kalkning, e) att bestämma hur kalkning påverkar förekomst och täthet av fisk i rinnande vatten samt f) att ta fram underlag för anvisningar om hur långt uppströms doserare bör placeras i de områden man primärt vill skydda med en kalkning. Uppföljningarna kommer att fortsätta men föreliggande arbete utgör en sammanställning av hittills vunna erfarenheter.

2. METODIK

2.1 Elfiskeundersökningar

Elfiskeundersökningarna har bedrivits som upprepat kvantitativt fiske i de flesta vattendragen och som ett enstaka kvalitativt fiske i övriga. I det förra fallet har totalpopulationen beräknats enligt Zippin (1956), medan fångsteffektiviteten skattats vid kvalitativt fiske, varefter totalpopulationen beräknats. Elfisket har vanligen skett som öppet fiske, dvs inga avstängningsnät har använts. De kvantitativa beräkningarna har utförts för öring och i vissa fall elritsa. För den senare arten ger metoden endast ett approximativt mått.

Utgående från längdmätning (5 mm klasser) av lax och öring indelades materialet subjektivt i årsungar (0+) och äldre fisk. Tätheten har beräknats som antal individer per 100 m².

De elfiskade stationerna består av områden som subjektivt ansetts lämpliga som reproduktionsområden för laxfisk. Då stationsvalet betingats av doserarens placering har dock i något fall den elfiskade stationen varit av mindre lämplig biotop. För att i någon mån kompensera för detta och möjliggöra jämförelser har de olika lokalerna graderats i lämplighet i en tregradig skala 0-2. Värdet 0 avser en olämplig lokal för reproduktion av laxfisk, dvs avsaknad av grus/sten i lämplig storlek (0.5-5 cm) samt låg/hög vattenhastighet. Värdet 1 avser en intermediär lokal, medan värdet 2 givits lokaler med lämpligt bottensubstrat, vattenhastighet 0.2-1.0 m/s, där vattendraget skuggats av träd eller buskar (Degerman et al. 1985).

Elfiske har skett i vattendrag strax uppströms, omedelbart nedströms samt längre (1-16 km) nedströms befintlig doserare (Bilaga 3).

Föreliggande studie har skett i huvudsak under augusti-september åren 1983-85 och då flera fisken skett på samma lokal har i första hand värden för år 1985 använts, därefter 1984 respektive 1983 i nämnd ordning.

Uppgifter om vattenkemi, kalkdosering, driftavbrott med mera har insamlats från respektive länsstyrelse/kommun. I flera av vattendragen togs även kompletterande vattenprov i samband med elfisket. De undersökta parametrarna varierar som följd mellan de olika vattendragen men omfattar i regel pH, alkalinitet, ledningsförmåga och färgtal. På vattenprov från vissa vatten i elfiskestudien analyserades även totalaluminium och kalcium.

2.2 Burförsök

Försöken har genomförts under tiden april-maj 1985 i fem åar där kontinuerlig kalkning sker med doserare (Tabell 1). Lax (1-2-åriga) utplacerades i nätburar uppströms doserarna, omedelbart nedströms (20-100 m) doserare och på ytterligare en lokal längre nedströms (200-2500 m) (Tabell 2). Försöksfisken togs från odlingar belägna i närheten av försökslokalen utom för Spikån där den togs direkt från vattendraget (Tabell 1), i detta fall

Tabell 1. Doserare vid vilka burförsök genomförts.

Vattendrag	Län	Försöksfisk från	Typ av doserare
Irebäcken (Mieån)	10	Domänv.fiskodl., Mörrum	torrdoserare
Sännan	13	Laholms fiskodl., Lagan	"
Surtan	15	" " "	slurrydoserare
Spikån	13	Högvadsån	torrdoserare
Idbyån	22	Forsmo laxodl., Sollefteå	"

Tabell 2. Vattenkemiska data uppströms och nedströms doserare i de olika vattendragen där burförsök gjorts.

Dag	Uppströms				Nedströms				Längst nedströms			
	pH	alk (mekv/l)	corgAl (µg/l)	totAl (µg/l)	pH	alk (mekv/l)	corgAl (µg/l)	totAl (µg/l)	pH	alk (mekv/l)	corgAl (µg/l)	totAl (µg/l)
Irebäcken												
								20 m nedstr.				250 m nedstr.
1	4.2	0	-	490	4.2	0	-	490	4.8	0	-	480
4	5.0	0	-	-	5.0	0	-	-	5.4	0	-	-
8	5.2	0	-	480	5.2	0	-	470	5.4	0	-	460
12	5.2	0	-	-	5.8	0.01	-	-	5.9	0.03	-	-
16	5.6	0.01	-	500	5.4	0	-	500	5.7	0.02	-	480
Sännan												
1	4.7	0	130	230	6.2	0.12	180	200	6.2	0.12	20	200
5	4.9	0	-	-	5.9	0.06	-	-	6.2	0.10	-	-
9	4.6	0	210	290	5.6	0.02	-	-	5.6	0.02	29	140
16	4.8	0	66	140	5.9	0.06	-	-	6.0	0.07	85	150
19	4.6	0	40	160	5.9	0.06	-	-	5.9	0.06	54	150
Spikån												
								40 m nedstr.				700 m nedstr.
1	4.3	0	180	260	4.5	0	-	-	5.4	0	210	420
5	4.4	0	-	-	5.6	0.06	-	-	5.6	0.06	-	-
9	4.6	0	120	150	5.8	0.04	-	-	6.1	0.11	37	200
12	4.4	0	-	-	5.7	0.03	-	-	6.2	0.12	-	-
15	4.4	0	170	180	5.6	0.04	-	-	6.2	0.12	37	190
Surtan												
								100 m nedstr.				2.5 km nedstr.
2	5.3	0	140	280	5.6	0.014	-	-	5.6	0.017	90	400
3	5.2	0	-	-	5.4	0.008	-	-	5.5	0.008	-	-
5	5.2	0	-	-	5.6	0.010	-	-	5.5	0.007	-	-
10	5.6	0.017	170	290	5.7	0.060	-	-	5.9	0.062	110	240
13	5.6	0.019	-	-	5.9	0.042	-	-	6.0	0.046	-	-
17	5.6	0.07	90	210	5.7	0.025	-	-	5.9	0.024	120	250
Idbyån												
								20 m nedstr.				200 m nedstr.
1	6.1	0.036	-	327	6.6	0.124	-	311	6.7	0.124	-	324
2	6.1	0.054	-	350	6.5	0.116	-	331	6.8	0.100	-	416
3	6.1	0.044	-	329	6.5	0.084	-	336	6.8	0.084	-	453
5	6.2	0.065	-	408	6.5	0.085	-	420	6.9	0.110	-	546
9	6.1	0.052	-	374	6.1	0.048	-	375	6.3	0.056	-	350
13	6.0	0.048	-	368	5.9	0.044	-	374	6.1	0.068	-	388
17	5.8	0.044	-	304	5.9	0.040	-	293	6.1	0.090	-	354
21	6.2	0.056	-	329	6.2	0.052	-	302	6.3	0.056	-	269

utvandrande (2-årig) smolt. På övriga lokaler var fisken ej smoltifierad. I varje bur utsattes 10-16 fiskar. I Irebäcken (Mieån) upprepades försöket två gånger och vid det andra försöket besattes en av burarna med fyra fiskar. Överlevnaden kontrollerades under en efterföljande period på ca 20 dagar, då även död och döende fisk avlägsnades. Under försökens gång analyserades vattnet vid lokalerna uppströms och längst nedströms doserarna med avseende på pH, alkalinitet, totalt och labilt aluminium.

3. UNDERSÖKTA LOKALER

3.1 Elfiske

De 15 undersökta vattendragen med doserare är belägna från Kronobergs län i söder till Västernorrlands län i norr (Tabell 3). Kalkning har skett i uppströms sjöar i Nordmarksälven, Nordån, Nolån, Kårestadsån och Gårdvedaån. Fyra av doserarna var slurry-doserare medan övriga var torrdoserare, i vissa fall med vättingsdel (Tabell 4). Medelvattenföringen varierar mellan 0.025-7.1 m³/s i de kontrollerade vattendragen.

Tabell 3. Doserare vid vilka elfiskestudier bedrivits.

Vattendrag	Vattensystem	Doserarpl.	Koordinater	Kommun	Län
Vänneån	98-Lagan	Vivljunga	627588-135829	Markaryd	7
Krokån	98-Lagan	Vrå	629250-135603	Ljungby	7
Fylleån	100-Fylleån	Ryaberg	-	Halmstad	13
Kårestadsån	86-Mörrumsån	Hagerås	631475-145701	Växjö	7
Svanåsbäcken	86-Mörrumsån	Svanås	632270-143150	Växjö	7
Gårdvedaån	74-Emån	Beskvärn	634706-147535	Vetlanda	6
Brodalsbäck	108-Göta älv	-	641063-128359	Partille	14
Sandaredsån	106-Rolfsån	Backabo	640445-132152	Borås	15
Nolån	106-Rolfsån	Mårtensbacka	641345-131504	Borås	15
Nordån	106-Rolfsån	Provbanan	641112-131712	Borås	15
Surtan	105-Viskan	Rya	638915-130560	Marks	15
Nykyrkebäck	67-Vättern	Skinnaretorp	644650-140540	Habo	16
Skämningsforsån	67-Vättern	Skogsvägen	644495-140325	Habo	16
Nordmarksälv	138-Gullsp.ä.	Hyttälv,krv.	664645-139860	Hagfors	17
Idbyån	35-Idbyån	Bryngån	702605-165550	Ö-vik	22

Tabell 4. Startdatum och vattenföringsdata för de kalkdoserare där elfiskestudier bedrivits.

Vattendrag	Doserare, företag	Startdatum	Vattenföring (medel, min-max) (m ³ /s)	
Vänneån	Torrdos., Boliden	1984-04	2.7	(0.3-20.5)
Krokån	" "	1983-06	1.7	(0.2-13)
Fylleån	" "	1982-08	7.1	(0.7-33)
Kårestadsån	" "	1983-07	0.7	(0.1-2)
Svanåsbäck	" "	1984-01	0.3	(0.1-1)
Gårdvedaån	" Movab	1984-05	0.34	
Brodalsbäck	" Nordmiljö	1983-05	0,025	(0.001-0.750)
Sandaredsån	Slurry, Enerchem	1985-05	0.3	(0.04-0.65)
Nolån	" "	1985-06	0.7	(0.25-1.83)
Nordån	" "	1985-06	0.9	(0.19-2.06)
Surtan	" "	1984-08	?	
Nykyrkebäck	Torrdos., Nordmiljö	1984-05		
Skämningsforsån	" "	1984-05		
Nordmarksälv	" Boliden	1981-05	0.84	
Idbyån	" Boliden	1984-03	2.1	(max. 11.4)

3.2 Burförsök

De undersökta 5 lokalerna är belägna från Blekinge län i söder till Västernorrlands län i norr (Tabell 1). Fyra av doserarna var torrdoserare och en slurrydoserare (Surtan).

4. RESULTAT

4.1 Elfiske

4.1.1 Vattenkemi samt doserarnas funktion

Omedelbart nedströms kalkdoserarna har enligt tillgängliga data pH underskridit 6 under varierande långa tidsperioder vid sju av de femton kalkdoserarna (Bilaga 1). Speciellt under uppstart och intrimning av doserarna har problem förelegat med att hålla en acceptabel pH-nivå. Ingen doseraranläggning fungerar utan driftstörningar och rapporter om driftavbrott föreligger från samtliga som det varit möjligt att få uppgifter om. Exempelvis har sedan sommaren 1983 fem driftstopp förekommit i doseraren vid Krokån, med en sammanlagd driftstopptid om 27 dagar (Stig Gustavsson, Ljungby vattenverk, muntl.medd.). I många fall var doserarna avstängda sommartid. Vid elfisketillfället i Brodalsbäcken hade det regnat kraftigt i två dygn och eftersom doseraren var avstängd passerade det sura vattnet (pH 4.0) förbi med endast den pH-förhöjning som sedimenterad kalk nedströms gav (pH 4.8). Aluminiumhalten var samtidigt 0.6 mg/l. Denna doserare har i övrigt visat sig driftsäker och de störningar och stopp som förekommit (ca två tillfällen per år) har berott på felhantering av kalken eller att kalk ej kunnat transporterats till doseraren då vägarna ej varit farbara (Carlstrand 1985). Information från Surtan (Henriksson 1985) visar att doseraren i Surtan "oftast varit ur funktion och vid ett par tillfällen doserat mycket stora kalkmängder". Detta har resulterat i stora onaturliga variationer i pH (Bilaga 1). Doseraren i Idbyån har haft kortvariga stopp vid minst två tillfällen. Doseraren i Irebäcken fungerade ej under burförsöken (avsnitt 4.2). Doseraren i Kårestadsån har varit sönder vid tre tillfällen (pga trasig flödesvakt respektive pump) under sammanlagt 27 dagar. Doseraren i Svanåsbäcken har varit avstängd långa perioder då man ansett att för stora mängder kalk ligger i bäckfåran. Doseraren i Vänneån hade driftavbrott under vecka 22 år 1985 pga pumphaveri.

Kalk kunde observeras på bottarna framför allt nedströms torr-doserarna. Exempelvis i måttliga mängder i Gårdvedaån, Kårestadsån och i form av mindre kalkbankar i Krokån. Den sistnämnda är relativt lugnflytande vid doserarplatsen.

4.1.2 Förekomst av fisk och flodkräfta

Totalt påträffades tio arter av fisk samt flodkräfta i de femton vattendragen (Tabell 5). Uppströms respektive nedströms doseraren hade endast Gårdvedaån fler än tre arter. I denna å har pH under 6 ej registrerats vid doserarplatsen (Bilaga 1), och ån har kalkats i uppströms sjöar.

Tabell 5. Förekomst av fisk och flodkräfta på lokalen uppströms, omedelbart nedströms samt längre nedströms kalkdoseraren i respektive vattendrag vid elfiskestudien.
A=Abborre, B=Bäcknejonöga, BS=Bergsimpa, E=Elritsa, F=Flodkräfta, G=Gädda, L=Lake, M=Mört, S=Stensimpa, Å=Ål, Ö=Öring.
-=Inga arter påträffade, *=Ingen lokal av denna typ undersökt.

Vattendrag	Uppstr.	Omed.nedstr.	Längre nedstr.	Totalt
Vänneån	-	-	Ö	1
Krokån	-	Ö	E,G,Ö	3
Fylleån	-	-	Ö	1
Kårestadsån	F,G,L	F,L	-	3
Svanåsbäcken	L,M	-	L,M,Ö	3
Gårdvedaån	A,G,L,M,Ö	A,G,L,M,Ö	-	5
Brodalsbäcken	-	-	Ö	1
Sandaredsån	E,Ö	M,Ö	E,M,Ö	3
Nolån	E,Ö	E,Ö	E,G,M,Ö	4
Nordån	Ö	Ö	Ö,E	2
Surtan	E,Ö	E,Ö	A,E,G,A,Ö	5
Nykyrkebäcken	Ö	Ö	BS,Ö	2
Skämningsforsån	Ö	G,Ö	B,BS,L,Ö	5
Nordmarksälven	*	E,F	E,F,G	5
Idbyån	L,S	L,S,Ö	F,G,L,S,Ö	5
Medeltal	1.5	1.5	2.5 arter	3.2

I medeltal förekom 1.5 arter fisk inklusive flodkräfta såväl uppströms som på lokalerna omedelbart nedströms doseraren, medan lokalerna längre nedströms i medeltal hade 2.5 arter. Skillnaden i artantal i det sistnämnda fallet var signifikant vid parvis jämförelse med lokalerna upp- respektive omedelbart nedströms doseraren (teckentest, $p < 0.05$).

Öring: Samtliga vattendrag utom Gårdvedaån och Kårestadsån hade öring på lokalerna längre nedströms. I Gårdvedaån hade dock öring tidigare (1984) fångats på lokalen längre nedströms och öring finns alltså i närheten av den kontrollerade sträckan. Lokalerna uppströms doseraren hade öring i sju fall av fjorton (50%) och omedelbart nedströms doseraren i nio fall av femton (60%) (Tabell 5). På lokalerna i Vänneån, Fylleån samt Brodalsbäcken var öring den enda påträffade arten. I dessa tre saknades arten såväl uppströms som omedelbart nedströms doseraren, men påträffades längre nedströms (2, 16 respektive 1.2 km nedströms). I samtliga av dessa tre vattendrag hade pH under 5 registrerats vid doserarplatsen inom en tvåårsperiod före elfiskestudien. I Brodalsbäcken föreligger dessutom ett definitivt vandringshinder för öring nedströms doseraren och även Fylleån har ett definitivt hinder nedströms doseraren (vid Marbäck).

I Krokån fångades ingen öring uppströms men förekom omedelbart nedströms doseraren. Det rörde sig dock endast om en individ (152 mm) i en biotop som bedömdes som mindre lämplig som reproduktionsområde för öring (Bilaga 2).

Idbyån hade ingen öring omedelbart uppströms doseraren. En lokal som var direkt olämplig för öring (kanal med jämn sandbotten, Bilaga 2). Omedelbart nedströms doseraren (0-20 m) saknades ståndplatser för 0+ öring, medan lokalen därefter (20-100 m) hade en lämplig miljö och öring av skilda åldersgrupper förekom.

I övriga vattendrag förekom öring såväl upp- som omedelbart nedströms kalkdoseraren.

Av lokaler som hade öring, saknades årsungar (0+, i regel under 90 mm) i Nykyrkebäcken på lokalen upp- respektive nedströms doseraren, samt omedelbart nedströms doseraren i Krokån, Nordån och Surtan. I Krokån var, som nämnts, lokalen mindre lämplig som reproduktionsområde medan de båda senare var intermediära reproduktionslokaler (Bilaga 2). I Nordån hade doseraren ännu ej varit igång under höst-vinter-vår, medan doseraren i Surtan haft upprepade driftstopp (Henriksson 1985).

Flodkräfta: Flodkräfta påträffades i Kårestadån dels i den okalkade västra fåran (uppströms kalkbrunnarna) dels i fåran med kalkdoserare. I den senare grenen påträffades dock endast juvenila (2 st ca 30 mm) exemplar, medan den okalkade grenen hade enbart adulta individer (2 st, 75 respektive 101 mm). Tätheten av kräfta är svår att kvantifiera med elfiske men skattades approximativt till ca 1/100 m² i den kalkade fåran och 6/100 m² i den okalkade.

I Nordmarksälven fångades flodkräfta alldeles nedströms doseraren (2 st, 60 respektive 85 mm) samt på lokalen längre nedströms (3 st, 91-99 mm). Inga juveniler observerades.

I Idbyån fångades ingen kräfta nedströms doseraren trots att flodkräfta tidigare förekommit på lokalen. Efter doserarens tillkomst har kräfta ej fångats eller observerats vid något tillfälle. Vid elfiske fångades flodkräfta på lokalen längre nedströms i Idbyån. Under åren 1984 och 1985 har ån provfiskats med kräftburar 1-2 km nedströms doseraren (Johan Spens muntl. medd.). Medelfångsten har varit 3 kräftor/bur. Dessa kräftor har varit 70-120 mm, medan kräftor kortare än 70 mm ej kvarstannar i burarna. Spens anser att rekryteringen av flodkräfta var god.

I Surtan har juvenila signalkräftor observerats vid elfiske år 1984 något nedströms de undersökta lokalerna.

Mört: Mört påträffades omedelbart nedströms doserarna i Sandaredsån och Gårdvedaån. I det senare fallet fanns arten även uppströms. Mört påträffades både uppströms och nedströms doseraren i Svanåsbäcken. I Svanåsbäcken fångades ej mört kortare än 17 cm (Tabell 6). Omedelbart uppströms ligger en mindre damm varifrån mörten kan ha kommit. Den fångade mörten i Sandaredsån

Tabell 6. Längdintervall samt inom parentes antal fångade mörtar i de undersökta vattendragen vid elfiskestudien.

Vattendrag	Uppstr.	Omed.nedstr.	Längre nedstr.
Svanåsbäcken	17-19 cm (3)	-	20.9 cm (1)
Gårdvedaån	7-12 cm (14)	10-16 cm (5)	-
Sandaredsån	-	13.8 cm (1)	15.0 cm (1)

stod mitt i kalkslurryströmmen ca 2 m nedströms doserarens utsläppspunkt. Mörten var i dålig kondition och hade starkt reducerad (anfrätt) och svartnad stjärtfena.

Elritsa: Elritsa fångades uppströms eller omedelbart nedströms doseraren i fyra vattendrag - Sandaredsån, Nolån, Surtan och Nordmarksälven. I Krokån fångades elritsa endast på lokalen längre nedströms.

I Nordmarksälven var tätheten av elritsa hög omedelbart nedströms doseraren - ca 2500/100 m², medan tätheten var 136 längre nedströms. I Surtan var tätheten uppströms ca 8/100 m², nedströms ca 5 och längre nedströms ca 16. I Nolån skattades populationen av elritsa till 1.4 omedelbart nedströms doseraren medan tätheten uppströms var ca 100/100 m². Det senare värdet avser dock fiske genomfört år 1983. Samma år var tätheten av elritsa på lokalen omedelbart nedströms doseraren, men alltså innan denna etablerats, 53/100 m². I Sandaredsån fångades endast en elritsa uppströms och ingen nedströms doseraren (Tabell 5).

4.1.3 Täthet av öring

På de stationer där öring fångats varierade tätheten från 0.5 till 209/100 m². I medeltal för samtliga undersökta lokaler var tätheten 11.3 uppströms doseraren, 7.3 omedelbart nedströms och 27.4/100 m² längre nedströms (Tabell 7).

Tätheten av öring var signifikant högre på lokaler längre nedströms vid parvis jämförelse med lokaler omedelbart nedströms doseraren respektive uppströms doseraren (teckentest, p < 0.05). Vid slurrydoseraren i Surtan hade lokalen omedelbart nedströms betydligt lägre täthet än uppströms respektive längre nedströms. Denna skillnad förelåg dock redan vid undersökningar före igångsättning av doseraren. För övriga lokaler var skillnaderna mindre.

Tabell 7. Den beräknade tätheten av öring per 100 m² på respektive lokal vid elfiskestudien.
 *=Ingen lokal av denna typ undersökt.

Vattendrag	Uppstr.	Omed.nedstr.	Längre nedstr.
Vänneån	0	0	8.8
Krokån	0	0.5	9.5
Fylleån	0	0	2.1
Kårestadsån	0	0	0
Svanåsbäcken	0	0	31.2
Gårdvedaån	1.3	22.2	0
Brodalsbäcken	0	0	20.0
Sandaredsån	6.7	2.7	2.5
Nolån	58.0	2.1	9.4
Nordån	3.9	1.2	22.0
Surtan	38.9	5.3	19.6
Nykyrkebäcken	1.5	4.7	209
Skämningsforsån	48.1	67.2	68.8
Nordmarksälven	*	0	4.7
Idbyån	0	ca 4.0	4.0
Medelvärde	11.3	7.3	27.4
Median	0.65	1.2	9.4

4.1.4 Jämförelse med tidigare studier på kalkdoserarlokalerna

Tidigare elfiskeundersökningar finns från doserarplatsen vid Gårdvedaån, Surtan och Nolån. Den sistnämnda har dock inte haft doseraren i drift längre än sedan våren 1985 (Tabell 4). Vattensystemet kalkades dock i uppströms sjöar och med utläggning av kalkkross i bäcken samt kalkning av omgivande mark augusti 1979-juni 1980.

I Gårdvedaån erhölls många årsungar av öring omedelbart nedströms doseraren år 1985 och även totaltätheterna har förbättrats sedan 1984 (Tabell 8). Från Surtan har rapporterats att doseraren fungerat "knackigt" och inga årsungar påträffades år 1985 men däremot föregående år.

4.2 Burförsök

Irebäcken: I Irebäcken var samtliga fiskar på såväl lokalerna uppströms som nedströms doseraren döda inom två dagar efter

Tabell 8. Beräknat antal öringungar per 100 m² samt antal årsungar (0+) vid elfiskelokalerna omedelbart nedströms kalkdoseraren i de vattendrag där elfiske skett mer än ett år på lokalerna. Övriga fångade arter anges enligt beteckningar i Tabell 5.

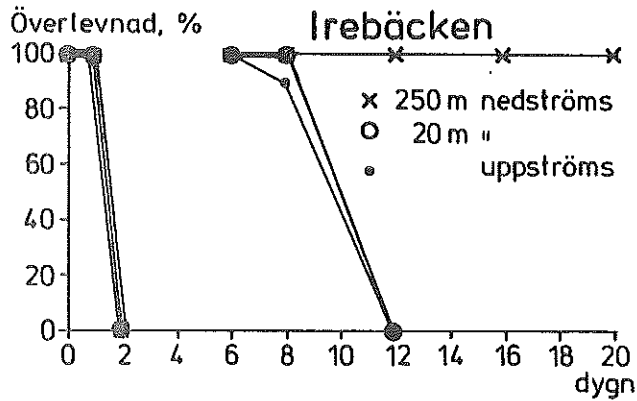
Vattendrag-Elfiskedatum

NOLÅN	79.07.16	81.07.06	83.07.19	85.08.22
totalantal	72.6	9.6	52.2	2.1 per 100 m ²
årsungar	13.3	2.2	13.3	0.7
övriga arter	E,M	E	E,G	E
GARDAVEDAÅN			84.08.01	85.08.13
totalantal			6.0	22.2 per 100 m ²
årsungar			4.1	16.2
övriga arter			G,M	A,G,L,M
SURTAN			84.08.21	85.08.15
totalantal			19.1	5.3 per 100 m ²
årsungar			10.0	0
övriga arter			E	E

utsättning (Figur 1). pH var 4.2 uppströms och 4.2 respektive 4.8 på lokalerna nedströms doseraren pga tekniska problem med doseraren och ingen eller otillräcklig kalkutmatning. Totalaluminiumhalterna var ca 500 µg/l (Tabell 2). Vattentemperaturen var 4°C.

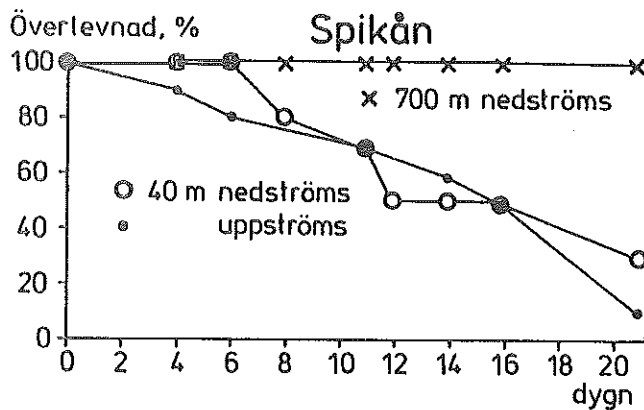
Försöket upprepades och ny fisk utsattes den 21 april. Under den efterföljande försöksperioden steg pH till 5.0-5.6 uppströms doseraren och var 5.0-5.9 på lokalerna nedströms (Tabell 2). Aluminiumhalterna var oförändrade. På lokalen uppströms och 20 m nedströms doseraren var samtliga fiskar döda efter sex dagar medan samtliga fiskar överlevde på lokalen 250 m nedströms doseraren (Figur 1).

Sännan: I Sännan överlevde samtliga fiskar under hela försöksperioden på samtliga lokaler. pH var 4.6-4.9 uppströms och 5.6-6.2 på lokalerna nedströms doseraren (Tabell 2), totalaluminiumhalterna var 140-290 respektive 140-200 µg/l. Under den första delen av försöksperioden minskade halterna av labilt aluminium från 130 och 210 µg/l till 20 respektive 29 µg/l efter kalkning. Under senare delen av försöket var halterna relativt låga och ungefär samma före som efter kalkning.



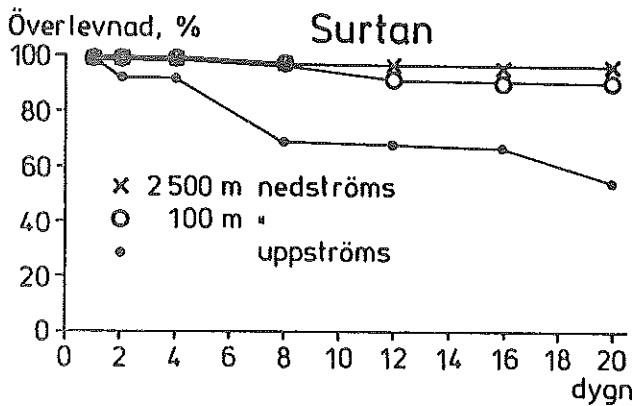
Figur 1.

Burförsök med laxungar i Irebäcken våren 1985. Överlevnad uppströms, omedelbart nedströms och längre nedströms kalkdoseraren.



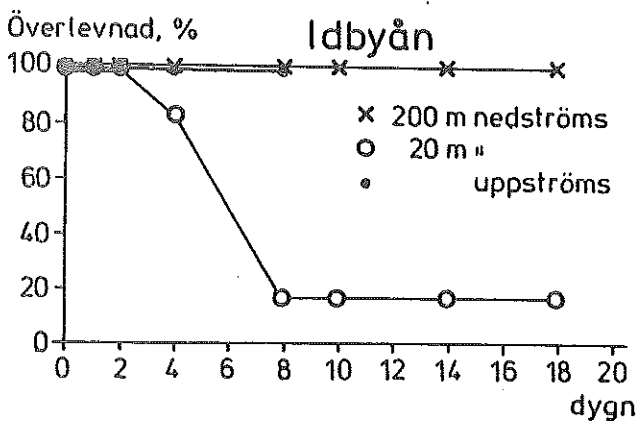
Figur 2.

Burförsök med laxungar i Spikån våren 1985. Överlevnad uppströms, omedelbart nedströms och längre nedströms kalkdoseraren.



Figur 3.

Burförsök med laxungar i Surtan våren 1985. Överlevnad uppströms, omedelbart nedströms och längre nedströms kalkdoseraren.



Figur 4.

Burförsök med laxungar i Idbyån våren 1985. Överlevnad uppströms, omedelbart nedströms och längre nedströms kalkdoseraren.

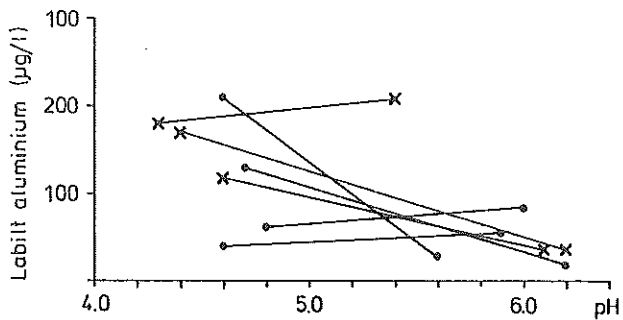
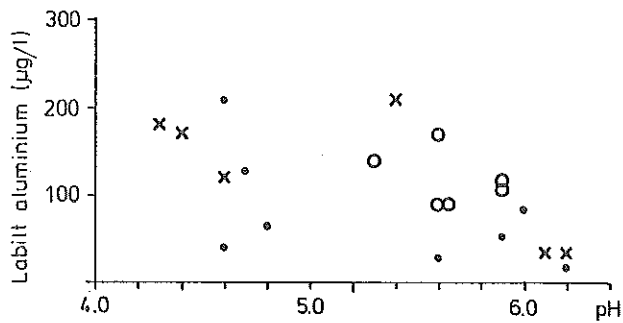
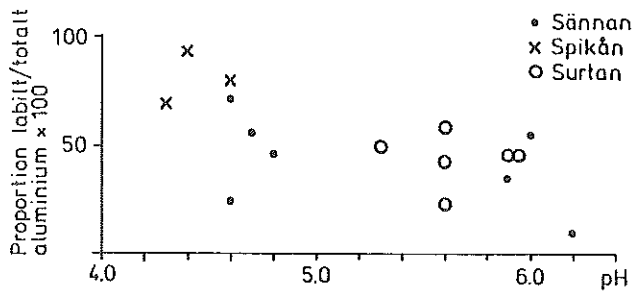
Spikån: I Spikån överlevde på lokalen längst nedströms doseraren samtliga fiskar under hela perioden medan endast 10% överlevde uppströms doseraren och 30% 40 m nedströms (Figur 2). pH var 4.3-4.6 uppströms doseraren, 4.5-5.8 40 m nedströms och 5.4-6.2 700 m nedströms (Tabell 2). Efter kalkning och pH-höjning från ca 4.5 till 6.2 minskade halterna av labilt aluminium från 120-170 µg/l till 37 µg/l (Tabell 2). Totalaluminiumhalterna uppgick under hela perioden till 150-420 µg/l.

Surtan: I Surtan överlevde 92 respektive 94% av laxarna 100 och 2500 m nedströms doseraren och 54% uppströms (Figur 3). pH var 5.2-5.6 före och efter kalkdosering 5.4-6.0 (Tabell 2). Totalaluminiumhalten uppgick till 210-400 µg/l uppströms och 90-120 µg/l efter dosering.

Idbyån: I Idbyån försvann fisken av okänd anledning ur buren uppströms doseraren vid mitten av försöksperioden. Samtliga fiskar uppströms och längst nedströms doseraren överlevde under hela försöket. Strax nedströms doseraren dog 83% av fisken under 2-8 dagar efter försökets början (Figur 4). Någon gång mellan 6-8 dagar efter försökets början upphörde doseringen och man stängde anläggningen för sommaren. Efter det doseringen upphört inträffade ingen ytterligare dödlighet. pH var 5.8-6.2 uppströms och 5.9-6.9 nedströms doseraren. Totalaluminiumhalterna var uppströms 304-408 och nedströms doseraren 293-546 µg/l. Andelen labilt aluminiums andel av totala halten aluminium minskade med ökande pH i de undersökta vattnen (Figur 5a). Halterna av labilt aluminium var ej korrelerat till pH när detta var lägre än ca 6. Över detta pH var halterna lägre och aldrig högre än 37 µg/l (Figur 5b). Halterna av labilt aluminium minskade vid en pH-höjning från under 5 till över 6 (Figur 5c).

I två av vattendragen (Irebäcken och Spikån) var vattnet starkt toxiskt både före och strax efter kalktillsats och dödligheten var ungefär densamma före och strax nedströms doserarna.

I tre av åarna (Irebäcken, Spikån, Surtan) ökade kalkning signifikant överlevnaden hos fisk på lokalerna längst nedströms doserarna medan ingen effekt erhöles vid två av lokalerna (Sännan och Idbyån) (Tabell 9).



Figur 5.

a. Andel labilt aluminium av totalmängden aluminium i Sännan, Spikån och Surtan, där burförsök utfördes.

b. Halten av labilt aluminium vid olika pH i de undersökta vattendragen.

c. Halten av labilt aluminium samt pH före och efter kalkning i de undersökta vattendragen. Linjer sammanbinder värden före resp efter kalkning.

Tabell 9. Sammanfattning av burförsök med laxungar uppströms och nedströms kalkdoserare. Tecknen anger effekt på lokalen jämfört med referenslokalen uppströms doserare. +=Positiv effekt, 0=Ingen effekt

Vattendrag	Omed.nedstr.	Längre nedstr.
Irebäcken	0	+
Spikån	0	+
Surtan	+	+
Sännan	0	0
Idbyån	0	0

5. DISKUSSION

5.1 Elfiske

Försiktighet måste iakttagas vid jämförelse av fiskfauna från olika vattendrag och vattendragsavsnitt pga svårigheten att skatta själva den fysiska biotopens inverkan. I vattendrag med låg alkalinitet tenderar dock inverkan av den fysiska biotopen på lokaler som subjektivt bedömts som lämpliga (1-2) för öring vara underordnad vattenkemin vad avser täthet av öringungar (Degerman et al. 1985). Den subjektiva klassificeringen av lokalerna ur reproduktionssynpunkt för öring antyder att endast i ett fåtal vattendrag har det varit skillnader mellan lokalerna uppströms respektive omedelbart nedströms doseraren. I analysen har heller inget försök gjorts att jämföra de olika vattendragen sinsemellan utan endast jämförelser mellan de enskilda lokalerna. Generellt kan dock sägas att lokalerna längre nedströms erbjud en bättre fysisk biotop för öringreproduktion (medelvärde som biotop 1.4, jämfört med uppströms 0.64 respektive omedelbart nedströms 0.93, Bilaga 2). Några signifikant genomgående skillnader (teckentest) förelåg dock ej.

Generellt befanns fiskfaunan vara likartad såväl uppströms som omedelbart nedströms doserarna, dvs de 25-200 metrarna nedströms hade inte fler arter, bättre rekrytering av öringungar eller täthet av öring. Således talar studien för att doserarna inte inverkat negativt men i flera fall ännu ej heller lyckats förbättra livsvillkoren omedelbart nedströms. För de slurrydoserare som undersökts var tätheterna av öring lägre omedelbart nedströms. Det bör dock observeras att doserarna i Sandaredsån, Nolån och Nordån endast varit igång under sommaren före elfiskestudien och därför ej hunnit påverka reproduktionen av öring positivt. Det är känt från elfiskestudier i andra kalkade vattendrag att tätheten av laxfiskungar förbättras successivt under flera år efter en lyckad kalkningsinsats (Nyberg et al. 1986).

De höga tätheterna av elritsa vid doseraren i Nordmarksälven, förekomst av mört nedströms doseraren i Sandaredsån, den förhöj-

da tätheten av öring nedströms doseraren i Gårdvedaån samt i Skämmingsforsån visar att doserarna kan ha en positiv effekt omedelbart nedströms. För försurningskänsliga arter skapar de refugier.

5.2 Burförsök

Trots att pH i okalkat vatten var ca 0.5 enheter lägre i Sännan än Surtan överlevde fisken uppströms doserarna bättre på den förra lokalen. Orsaken kan inte vara olikheter i tolerans mot surt vatten då fiskarna kom från samma kull. Halterna av totalaluminium var ungefär samma och halten av labilt aluminium var högre i Sännan än Surtan under den period som den huvudsakliga dödligheten inträffade i Surtan. Färgtalet i Surtan har varit 70-180 mg Pt/l uppströms doseraren (Bilaga 1), medan färgtalet i Sännan var 70-120 mg Pt/l vid undersökningar år 1983 (Degerman et al. 1985). Mängden humus tycks således ej heller ha skilt. Humus kan vid låg vattentemperatur medföra att fisk upptar mer aluminium (Björklund et al. 1985). Ledningsförmågan var vid undersökningarna ovan doseraren mellan 5-7 mS/m i båda vattendragen. Mätningar av kalcium+magnesium föreligger endast från Surtan där halterna varit 5.0-12.0 mg/l uppströms doseraren (Henriksson 1985). Närvaro av kalcium motverkar stress av lågt pH (Brown 1981) och höga aluminiumhalter (Rosseland et al. 1984) på fisk. Huruvida detta kan förklara skillnader i mortalitet är dock osäkert.

Den ökade dödligheten i Idbyån efter kalkning kan inte ha berott på förändringar av pH eller aluminiumhalter, men uppstod samtidigt som fisk försvann ur buren uppströms doseraren. Orsaken kan med andra ord vara att okända personer hanterat burarna. Inte i något fall kan vattnets toxicitet bedömas ha ökat efter kalkning och generellt minskade dess toxicitet med flytsträckan, pH ökade och halterna av inlabilt aluminium minskade.

Upplösning av kalk, pH-höjning och utfällning av inlabilt aluminium sker successivt nedströms doserare vilket gör att toxiciteten inte försvinner omedelbart efter kalkning. Man bör därför vid kalkning av rinnande vatten eftersträva att kalka så långt

uppströms de områden man primärt vill skydda att vattnet har en tillräcklig flytsträcka där dess toxicitet avklingar. Den erforderliga flytstäckan varierade i de olika vattendragen. I Spikån förelåg ingen dödlighet på lokaler belägna 700 m nedströms doseraren medan 70% av fisken dog 40 m nedströms. En mindre sjö mellan lokalerna fungerar här som ett buffringsmagasin och förlänger vattnets uppehållstid. I Irebäcken registrerades ingen dödlighet 250 m nedströms doseraren medan samtliga fiskar snabbt dog 20 m nedströms. I Surtan reducerades dödligheten från 46% före doseraren till 8 respektive 6% 100 och 2500 m nedströms. Av dessa data kan slutsatsen dras att vid korta exponeringar är 40 m en otillräcklig flytsträcka och 100 m tillräcklig för att laxungar skall kunna överleva nedströms kalkdoserare om inkommande vatten till doseraren har lågt pH och hög halt aluminium.

5.3 Orsaker till dödlighet och låg numerär av fisk nedströms doserare

Längre nedströms (>200 m) kalkdoserare var fiskfaunan vid elfiskestudien av bättre status än omedelbart nedströms. Möjliga orsaker till detta har diskuterats ovan vad gäller burförsöken, men även andra orsaker kan bidra. Generellt torde antalet fiskarter naturligt öka nedströms i vattendrag av den undersökta typen. I materialet föreligger dock en markant skillnad redan efter några hundratals meter-några kilometer. Nedan följer en kort genomgång av de orsaker vi ansett viktigast för att förklara den svaga fiskfaunan omedelbart nedströms kalkdoserare:

- Aluminium uppträder i toxisk form under omblandningssträckan nedströms när inkommande vatten är surt och aluminiumrikt. Fenomenet torde uppträda vid alla doserare.
- Tillfälliga driftstopp gör att fisk utsätts för vatten med lågt pH.
- Avstängning av doserarna sommartid kan vid regn medföra att dålig vattenkvalitet erhålls i små vattendrag utan sjöar uppströms.

- Bottenfaunan omedelbart nedströms kan vara utarmad samtidigt som den av försurning är svag uppströms i den okalkade åfåran. Då laxfisk till stor del lever av driftfauna kan detta medföra att födotillgången blir låg omedelbart nedströms doserarna.
- Vid uppstart kan höga pH (>8) uppkomma och eventuellt lösa upp aluminium som sedimenterat. Vid en enstaka sjökalkning med kalkmesa (där sjö-pH blev >9.0) har detta troligen lett till lägre täthet av öringungar i utloppsvattendraget (Nyberg et al. 1986).
- Grumlingar i samband med uppstart kan eventuellt innebära stress för fisk, men inget i denna studie tyder på att grumlingar skulle vara av betydelse. Engblom & Lingdell (1985) anser inverkan av sådana grumlingar på bottenfaunan som ringa.
- Trots att vattenkvaliteten kan förbättras av en doserare medför vandringshinder nedströms att sträckor där fisk slagits ut ej kan återbesättas naturligt. Exempelvis lär elritsa tidigare ha förekommit vid doseraren i Brodalsbäcken.

De "kalkbankar" som i vissa vattendrag temporärt bildas torde ej inverka påtagligt negativt. Bottenfauna har observerats på kalkbankarna (Engblom & Lingdell 1985) och kalk i lekbäddar har visat sig kunna ha positiv effekt på rom och gulsäcksyngel av regnbåge (Gunn & Keller 1980) och harr (Berghlund & Persson 1986).

5.4 Rekommendationer för placering av doserare

Elfiskeundersökningarna har visat att 25-200 m nedströms doserarna hade inte livsvillkoren för fisk förbättrats medan burförsöken visat på en avsevärd förbättring efter 100 m. Burförsöken har skett under en relativt kort period medan resultaten från elfiskeundersökningarna avspeglar förhållandena över ett längre tidsperspektiv. Resultaten från de olika typerna av undersökningar överensstämmer dock väl vad avser erforderlig flytsträcka för att erhålla en tolerabel vattenkvalitet. Flytsträckan är dock inte den avgörande faktorn utan vattnets flyttid, vilken

utgör ett bättre mått. För rekommendationer var doserare bör placeras är dock flytsträckan ett användbart mått för praktiskt bruk. Undersökningen visar att doserare bör placeras minst 200 m uppströms de områden man primärt vill åtgärda och gärna längre för att få en stabil och godtagbar vattenkvalitet. En sjö eller annat vattenmagasin mellan doserare och åtgärdsområde verkar buffrande och utjämnande på vattenkvaliten, såväl för utfällning av metaller och minskning av halterna av labilt aluminium som vid driftavbrott. Doseraren bör även placeras så att upprepade tillsyn är möjlig.

6. SAMMANFATTNING

För att studera effekter av kalkning på fisk nedströms kalkdoserare genomfördes elfiske i femton olika vattendrag vid minst ett tillfälle åren 1983-85. Våren 1985 genomfördes dessutom burförsök med laxungar i fem vattendrag. Båda studierna bedrevs såväl uppströms som omedelbart nedströms samt längre nedströms doserarna. Studierna kompletterades med analys av vattenkemi samt insamling av uppgifter om tidigare vattenkemi och driftdata för doserarna.

Samtliga doserare varom uppgifter erhöles hade haft driftavbrott och vid ett av burförsöken dog samtliga fiskar vid samtliga stationer som en följd av detta. Flera doserare var avstängda sommartid och i samband med kraftiga regn i ett av dessa vattendrag uppmättes pH till 4.8 och totalaluminiumhalt 0.6 mg/l i vattendraget omedelbart nedströms doseraren.

Antalet fiskarter (inkl flodkräfta) och tätheten av öringungar var signifikant lägre upp- och omedelbart (0-200 m) nedströms doseraren jämfört med stationernas längre (1-16 km) nedströms. Inga generella skillnader förelåg mellan stationer upp- och omedelbart nedströms doserarna. Två av fjorton vattendrag hade fler arter nedströms och tre av sju stationer med öring hade högre tätheter omedelbart nedströms. Flera av doserarna har endast varit igång en kort tid, varför fiskbestånden eventuellt successivt kan förbättras.

Av de fem vattendragen med burförsök erhöles i ett fall förbättrad överlevnad omedelbart nedströms jämfört med uppströms doseraren. På samma sätt erhöles positiv effekt på tre av fem stationer längre nedströms. Inte i något fall bedöms vattnets toxicitet, mätt som halten labilt aluminium och pH, ha ökat nedströms doseraren.

Driftproblem och dålig inblandning av det kalkade vattnet torde således vara orsaker till dödlighet och låg täthet av fisk omedelbart nedströms vissa doserare. Eventuellt kan även minskad förekomst av driftfauna bidra, medan effekter av grumling och sedimenterad kalk på botten troligen var försumbara. Resultaten ger vid handen att kalkdosereare bör placeras minst 200 m uppströms det område i vattendraget som man primärt önskar åtgärda. Avstängning vid perioder med sur tillrinning (även sommartid) inverkar negativt. Fiskevårdsåtgärder (återinplantering, eliminering av vandringshinder) är dessutom i flera fall nödvändiga för att återskapa tidigare förhållanden i vattendraget.

7. ERKÄNNANDEN

Vi vill rikta ett varmt och stort tack till följande personer, som bidragit till arbetets genomförande genom utsättning och tillsyn av fisk, vattenprovtagning samt sammanställning och beredvillig rapportering av bakgrundsdata:

Lars Bengtsson, Håkan Carlstrand, Gösta Edman, Stig Gustavsson, Maria Hanson, Lennart Henriksson, Bernt Ibertysson, Leif Karlsson, Sture Larsson-Jones, Lars Möller, Peter Norell, Jan Olofsson, Ulf Pierrou, Viktor Pålsson, Vincent Rolandsson, Johan Spens, Erland Stake, Anders Svahnberg.

8. LITTERATUR

- Andersson, P. & P. Nyberg. 1984. Experiments with brown trout (Salmo trutta L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 61:34-37.
- Baalsrud, K. 1985. Kalkning av surt vann. Kalkningsprojektet. Slutrapport 1985. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim. 145 p.
- Berglund, I. & B.-G. Persson. 1986. Reproduktionsstrategiens betydelse för överlevnaden hos olika harrstammar i försurade och kalkade vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. (Under tryckning.)
- Björklund, I., C. Haux, C. Hogstrand, M. Unger, & T. Öhrn. 1985. Bioaccumulation i organ och förändringar av jonbalans i blodplasma hos öring vid påverkan av aluminium vid olika pH, humushalt och vattentemperatur. Naturvårdsverket SNV Rapport 3046. 40 p.
- Brown, D.J.A. 1981. The effects of various cations on the survival of brown trout, Salmo trutta at low pHs. J.Fish.Biol. 18:31-40.
- Carlstrand, H. 1985. Kalkningsprojekt Brodalsbäcken. Rapport från Sportfiskarna i Göteborgs och Bohus län till Fiskeristyrelsen 1985-12-05. 26 p.
- Degerman, E., J.-E. Fogelgren, B. Tengelin & E. Thörnelöf. 1985. Förekomst och täthet av havsöring, lax och ål i försurade mindre vattendrag på svenska västkusten. (English summary: Occurrence of brown trout, Atlantic salmon and eel in small acidified watercourses on the west coast of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 84 p.
- Engblom, E. & P.-E. Lingdell. 1985. Hur påverkar kalkdoserare bottenfaunan? Naturvårdsverket SNV PM 1994. 81 p.
- Gunn, J.M. & W. Keller. 1980. Enhancement of the survival of rainbow trout (Salmo gairdneri) eggs and fry in an acid lake through incubation in limestone. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 37:1522-1530.
- Henriksson, L. 1985. Fysikalisk-kemiska data från Surtan, (105) Viskan. 9 p. Göteborgs Univ. Zool.inst. (Stencil.)
- Karlsson-Norrgren, L. 1985. Cadmium and aluminium in fish: Body distribution and morphological effects. Thesis, Dept. Pathol.Fac.Veter.Med., Univ.Agric.Sci., Uppsala. 33 p.
- Muniz, I.P. & H. Leivestad. 1980a. Toxic effects of aluminium on the brown trout, Salmo trutta L.. p. 320-321. In Ecological impact of acid precipitation. Proc.Int.Conf., Sandefjord, Norway 1980. Eds.: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF project, Oslo-As.

- Muniz, I.P. & H. Leivestad. 1980b. Acidification - effects on freshwater fish. p. 84-92. In Ecological impact of acid precipitation. Proc.Int.Conf., Sandefjord, Norway 1980. Eds.: D. Drabløs & A. Tollan. SNSF project, Oslo-As.
- Nilsson, A.N. & A. Johansson. 1985. En jämförelse av bottenfaunan i några kalkade och okalkade vattendrag; med tonvikt på kalkningsmetodik. (English summary: A comparative study of the study of the benthos of limed and non-limed streams; effects of different liming methods.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (11). 56 p.
- Nyberg, P., M. Appelberg & E. Degerman. 1986. Effects of liming on fish and crayfish in Sweden. Water, Air and Soil Pollution. (In press.) (Under tryckning.)
- Rosseland, B.O. 1986. Ecological effects of acidification on tertiary consumers: Fish. Population responses. Water, Air and Soil Pollution. (In press.) (Under tryckning.)
- Rosseland, B.O. & O.K. Skogheim. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one- and two-year-old fish. Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 61:186-194.
- Rosseland, B.O., O.K. Skogheim, H. Abrahamsen & D. Matzow. 1984. Survival and reduction of physiological stress of Atlantic salmon (Salmo salar L.) smolts in an acid river through slurry liming. Kalkningsprosjektet Rapp. 17:84. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim. 24 p.
- Skogheim, O.K., B.O. Rosseland & I.H. Sevaldrup. 1984. Deaths of spawners of Atlantic salmon (Salmo salar L.) in River Oga, SW Norway, caused by acidified aluminium-rich water. Rep.Inst.Freshw.Res., Drottningholm 61:195-202.
- Statens Naturvårdsverk & Fiskeristyrelsen. 1986. Allmänna råd för kalkning. Allmänna råd. Naturvårdsverket. (Under tryckning.)
- Tideström, H. 1984. Kalkning av rinnande vatten. Utvärdering av kalkdoseringsanläggningar. Naturvårdsverket SNV PM 1873. 132 p.
- Zipin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. Biometrics 12:163-169.

9. ENGLISH SUMMARY: EFFECTS OF LIMING ON FISH IMMEDIATELY DOWN-
STREAM OF LIME DOSERS

In order to evaluate the effects of liming on fish downstream of lime dosers electrofishing was carried out in fifteen different streams on at least one occasion during 1983-85. In the spring 1985 cages with salmon (Salmo salar) parr were placed upstream and at two stations downstream of lime dosers in five streams. Along with these studies the water chemistry was sampled and information on the operation of the dosers was gathered.

All dosers were to some extent affected by operation failures and at one of the cage experiments all the fish died due to a malfunctioning doser. Several of the dosers are generally shut down during summer and in August 1985 a pH of 4.8 and a total aluminium level of 0.6 mg/l were measured downstream of one doser during a period with heavy rains.

The number of fish species, including crayfish (Astacus astacus), and the abundance of brown trout (Salmo trutta) were significantly lower at stations above or immediately (0-200m) downstream the dosers as compared to stations further (1-16 km) downstream. No apparent difference in the number of species or abundance of brown trout seemed to exist between the station upstream and immediately downstream of the dosers. Two out of fourteen streams had more species downstream and three out of seven with brown trout both up- and downstream had higher abundances immediately downstream. However, since some of the dosers have only been in operation for one season the fish fauna might improve with time.

Out of five streams, where cage experiments were conducted, improved survival of salmon parr immediately downstream of the doser was observed in one stream. At the stations further downstream an improvement was noticed in three streams. The toxicity of the water, measured as the amount of labile aluminium and the pH, was generally lowered downstream the dosers.

Operational failures and slow mixing of the limed portion of the water are thought to be the main reasons for mortality and impoverished fish fauna immediately downstream some of the dosers. It is suggested that lack of drift fauna from the acidified stretches upstream the dosers might contribute. Turbidity and sedimentation of undissolved lime are thought to be of minor importance.

It is recommended that lime dosers be placed at least 200 m upstream the part of the stream that primarily is to be limed. Closing down of the dosers during summer might harm the fauna in periods with heavy rains. In several of the streams the liming operations should be accompanied by fishery management procedures like restocking of extinct species and elimination of migration obstacles.

10. BILAGOR

Bilaga 1. Vattenkemi

Vattenkemidata har insamlats från flera olika instanser:

LS = Länsstyrelse
MHK = Miljö- och hälsoskyddskontoret
T = Tideström 1984
N&J = Nilsson och Johansson 1985
E&L = Engblom och Lingdell 1985
KO = Kommun
SV = Harald Svedrup
C = Carlstrand 1985
S = Skanska
H = Henriksson 1985

Provtagningsplatser är omedelbart upp- respektive nedströms kalkdoserarna.

* - markerar att vattenprovet är från tiden före kalkdoseraren startat

Vattendrag - Provtagningsplats	Datum	pH	alk	Färg	Lech.förmåga	Aluminium	Kalcium	Provtagnare	Vattendrag - Provtagningsplats	Datum	pH	alk	Färg	Lech.förmåga	Aluminium	Kalcium	Provtagnare
Brodalsbäcken	831001	4.3	0			2.4	2.4	C	Fyllen	820908	5.2	0	110	5.6	0.142	2.0	SV
	Uppströms	5.3	0			4.9		"	Uppströms (1 km)	"	5.3	0	100	6.0	0.152	2.0	"
	Nedströms 100 m	5.6	0			5.5		"	Uppströms	821004	6.4	0.04	100	5.4	0.110	2.0	"
	" 500 "	4.1	0			2.8		"	Nedströms (1 km)	"	-	0.38	125	9.4	0.160	9.3	"
	Uppströms	4.7	0			4.0		"	Uppströms	821101	6.0	0.02	110	6.0	0.120	2.5	"
	Nedströms 100 m	5.4	0			5.7		"	Nedströms (1 km)	"	-	0.25	110	8.6	0.168		"
	" 500 "	4.1	0			2.9		"	Uppströms	821206	5.1	0	80	6.2	0.163	2.8	"
	Uppströms	5.3	0			5.8		"	Nedströms (1 km)	"	6.5	0.06	80	6.9	0.190		"
	Nedströms 100 m	5.7	0			5.5		"	Uppströms	1983	4.7-6.3	0-0.08	50-150	5.8-9.1	0.051-0.268	1.8-4.0	"
	" 500 "	4.2	0			2.4		"	Nedströms (1 km)	"	6.1-7.1	0.04-0.22	"	6.3-10.2	0.097-0.32	3.0-8.5	"
Uppströms	4.5	0			3.2		"	Uppströms	840411	5.3	<0.01					T	
Nedströms 100 m	5.4	0			4.4		"	Nedströms	"	6.3-6.5	0.08					"	
" 500 "	4.7	0			3.6		"	Uppströms (1.5 km)	850128	5.8	0.02			0.213		N & J	
Uppströms	5.8	0.06			6.3		"	Nedströms	"	6.5	0.14			0.196		"	
Nedströms 100 m	5.6	0.01			4.8		"	Uppströms (1.5 km)	850511	6.0	0.086			0.150		"	
" 500 "	6.0	-			5.6		"	Nedströms	"	6.4	0.07			0.150		"	
Nedströms (2 km)	6.3	0.08		25	9.9	0.17	5.6	"	Uppströms	850821	5.4	0.02	250	5.2			"
"	840522	6.3	0.08					"	Nedströms	"	6.3	0.05	250	6.0			"
"	841003	6.4	-					"									
"	841221	6.0	-					"									
"	850409	4.6	-					"									
Uppströms	850823	4.0	0	150	6.6	0.60	1.1	"	Krokan	831000-840500	4.0-6.5	0.02					T
doserare	"	4.8	0					"		831221	5.5	-					NO
Nedströms	"	4.0	0	150		1.00	9.0	"		"	6.0	0.14					"
(2 km)	"	6.8	0.31	100	9.5			"		840229	6.1	-					"
Riflöde	"	7.4	0.33	50	9.7			"		"	6.5	0.18					"
"	"	7.4	0.33	50	9.7			"		840411	4.7	-					"
"	"	7.4	0.33	50	9.7			"		"	6.4	0.14					"
Nolån Nedströms doserare	* 840900	6.9	-			0.05		IS									"
"	* 841100	5.9	-			0.09		IS									"
"	* 850200	6.3	-			0-0.03		IS									"
"	* 850429	5.5	-					MEK	Nordån 25 m nedströms doserare	* 840900	6.9	0.29			0.03		IS
"	* 850503	5.3	-					IS	* 841100	5.8	0.03			0.07			IS
"	* 850510	6.4	-					MEK	* 850200	6.3	0.09			0.23			IS
"	* 850619	6.5	-					MEK	* 850429	5.8	-						MEK
"	850724	6.8	0.23					MEK	* 850500	5.6	0.01			0.01			IS
"	850822	6.5	0.22					MEK	* 850510	6.0	-						MEK
"	850926	5.9	0.19					MEK	850619	5.9	-						MEK
"	850724	6.8	0.42					MEK	850724	6.3	0.26						MEK
"	850822	6.0	0.12					MEK	850822	6.1-6.3	0.15-0.19		100	14.9	0.150	6.2	MEK
"	850926	6.7	0.48					MEK	850926	5.2	0.05						MEK
Sandaredsån Nedströms doserare	* 840907	6.9	0.33			0.08	1.0	IS		* 1982	6.2-6.9	0.04-	28-72	3.2-6.0	0.2-0.4		NO
"	* 841100	5.9	0.05	94		0.275	5.8	IS	Idbyån	851510	6.2	0.055			0.180		N & J
"	* 850207	6.4	0.18			0.02		IS	Uppströms doserare		7.0	0.350			0.245		"
"	* 850429	6.0	-					MEK	Nedströms doserare		6.3	0.030			0.180		N & J
"	* 850503	6.0	0.02					IS	Uppströms doserare	850530	6.9	0.085			0.250		"
"	* 850510	6.4	-					MEK	Nedströms doserare		6.9	0.085					"
"	850522	6.8	-					"	Uppströms doserare	850819	6.9	0.28	125	10.3			"
"	850619	6.6	-					"	Nedströms doserare	"	6.5	0.18	300	9.6			"
"	850724	6.8	0.32					"	Uppströms doserare	850819	6.0	0.07	50	7.1			"
"	850822	6.0	0.20					"	Nedströms doserare	"	6.3	0.11	125	7.3			"
"	850926	6.3	0.52					"	Nedströms (km)	"	6.3	0.13	50	7.2			5.7

Vattendrag - Provtagningsplats		Datum	pH	alk	Färg	Lehn.förmåga	Aluminium	Kalcium	Provtagare	Vattendrag - Provtagningsplats	Datum	pH	alk	Färg	Lehn.förmåga	Aluminium	Kalcium + Magnesium	
Norrmarcheshöjen	Nedströms	830518	6.3	0.05	11.0	2.7		2.6	F & L	Öppströms	841030	6.47	0.12	90			8.8	
	" (1.5 km)	830518	6.0	0.03	150	2.5		2.2	"	Nedströms	"	6.51	0.13	90			10.4	
	Nedströms	* 810420	5.5	0.00	100	2.1			LS	Öppströms	841221	6.38	0.14	150			8.8	
	" (8 km)	* 810420	5.9	0.02	90	2.8			"	Nedströms	"	6.51	0.16	150			10.4	
	Nedströms	810524	6.4	0.11	100	3.3			"	Öppströms	850200	6.62	0.10	>150	3.9		10.4	
	"	810524	6.3	0.07	150	2.7			"	Nedströms	"	6.84	0.14	>150	5.6		11.6	
	Öppströms	810721	5.6	0.01	125	2.2			"	Öppströms	850424	6.12	0.08	>150	7.1		10.0	
	Nedströms	"	6.2	0.03	125	2.9			"	Nedströms	"	6.32	0.11	>150	7.4		10.0	
	"	810905	6.9	0.12	140	3.3			"	Öppströms	850917	6.85	0.14	60	7.2		8.0	
	"	810929	7.1	0.17	100	4.0			"	Nedströms	"	6.94	0.14	60	7.5		9.3	
	Öppströms	811025	5.5	0.01	125	2.4			"									
	Nedströms	"	5.7	0.03	100	2.6			"	Skämsåmsforsån	* 760200	7.2	0.20	70	4.9			
	"	811206	6.0	0.03	70	2.3			"	"	* 770300	6.5	0.07	100	8.7			
	"	820106	6.4	0.06	60	2.7			"	"	* 790300	6.5	0.07	125	5.0			
	Öppströms	820311	5.7	0.01	60	2.6			"	"	* 790300	6.5	0.08	150	5.6			
	Nedströms	"	5.9	0.02	60	2.8			"	"	* 800300	6.9	0.13	60	5.7			
	"	820407	5.5	0	70	2.7			"	"	* 820300	5.8	>0.01					
	"	820513	5.7	0.02	70	2.2			"	"	* 821200	6.5	0.04	100	4.9			
	"	820606	6.8	0.12	70	3.2			"	"	* 830700	6.9	0.21	130	5.2			
	"	820721	6.3						"	"	840427	5.8	0.03	100	5.0			
Nykyrkeboiken	Nedströms (1 km)	* 770300	5.1	0.01	80	10.9			NO	Öppströms	840508	6.4	0.084	125	5.0		2.6	
	"	* 780300	5.5	0.01	125	6.9			"	Nedströms	840508	7.1	0.20	125	6.1		5.4	
	"	* 790300	5.9	0.02	125	7.3			"	Nedströms (3.5 km)	840508	7.0	0.14	100	6.2		4.0	
	"	* 800300	6.3	0.08	70	7.8			"	Öppströms	840930	5.0	0	300	5.1		3.4	
	"	* 820300	4.4	0					"	Nedströms	"	5.4	0	300	5.1		3.6	
	"	* 830700	6.2	0.05	120	5.9			"	Nedströms (3.5 km)	"	5.6	0.025	300	6.1		4.4	
	"	* 831100	6.6	0.12	85	6.2			"	Öppströms	841060	5.1	<0.01	140	5		NO	
	"	840209	5.3	0	60	10.3			LS	"	"	6.2	0.09	120	5		LS	
	"	840427	4.6	<0.01	100	9.0			MEK	Nedströms (1 km)	850403	6.5	0.09	175	6.8		6.3	
	"	840411	4.6	0	100	8.9			LS	"	* 751018	5.4						
	Vid ösarene	* 840507	5.0	0	125	8.9		4.8	LS	Surtan Öppströms	"	6.1						
	Nedströms ösarene	840508	7.0	0.16	150	9.8		9.0	E & L	Nedströms (2 km)	"	5.0	0	95	5.7			
	" (2 km)	"	6.7	0.088	125	10.2		6.8	"	Öppströms	"	5.0	0	95	5.7			
	Öppströms ösarene	840930	4.7	0	250	8.7		5.4	"	Nedströms (2 km)	"	5.8	0.028	78	6.5			
	Nedströms	"	4.8	0	250	8.9		5.4	"	" (9 km)	* 830522	6.3	0.068					
	" (2 km)	"	5.3	0	200	9.2		6.6	"	Öppströms	"	6.4	0.079					
	Öppströms ösarene	840600	6.2						NO	Nedströms	"	6.5	0.184					
	Nedströms (1 km)	"	7.5						"	Öppströms	* 841022	5.1	0	180	6.5			
	Öppströms ösarene	841018	4.3	0	200	8.0			S	Nedströms (2 km)	"	5.8	0.032	180	7.4			
	" (1 km)	"	6.2	0.07	140	9.0			S	" (9 km)	"	6.7	0.133	200	6.5			
Öppströms ösarene	841100	4.7						NO	Öppströms	850427	5.6	0.019						
Nedströms (1 km)	"	6.9						"	Nedströms (2 km)	"	6.0	0.046						
"	850226	6.6	0.1	85	8.0		4.9	LS	Öppströms	850523	6.8	0.154	70	7.1				
"	850403	7.6	0.38	125	11.3		17.0	"	Nedströms (2 km)	"	8.3	0.768	70	11.6				
Öppströms	850410	4.7						"	" (9 km)	"	7.3	0.253	40	11.6				
Nedströms (1 km)	850923	5.0	0					NO	Öppströms	851016	6.0	0.043						
Nedströms (1 km)	"	6.3	0.12					"	Nedströms (2 km)	"	5.8	0.021	116	6.6				
								"	" (9 km)	"	6.5	0.076						
								"										
								"	Värmeån	850820	5.8	0.05	250	5.5		0.27	4.8	
								"	Öppströms	850820	6.5	0.22	300	7.0				
								"	Nedströms ösarene	"	7.1	0.26	300	7.2				
								"	Nedströms (2 km)	"								

Bilaga 2. Biotopklassificering och avfiskad areal på elfiskestationerna.

* = Uppströms lokal saknas.

Vattendrag	Uppströms	Omed.nedstr.	Längre nedstr.
Vänneån	0 40 m ²	0 100 m ²	1 340 m ²
Krokån	0 95 m ²	1 270 m ²	1 355 m ²
Fylleån	0 45 m ²	0 65 m ²	2 325 m ²
Kårestadsån	1 131 m ²	2 112 m ²	1 224 m ²
Svanåsbäcken	1 32 m ²	1 48 m ²	2 61 m ²
Gårdvedaån	1 130 m ²	1 360 m ²	1 140 m ²
Brodalsbäcken	0 20 m ²	1 24 m ²	1 130 m ²
Sandaredsån	1 90 m ²	1 242 m ²	1 240 m ²
Nelån	1 75 m ²	1 141	1 220
Nordån	1 128 m ²	1 162 m ²	1 300 m ²
Surtan	1 115 m ²	1 220 m ²	1 195 m ²
Nykyrkebäcken	1 130 m ²	1 85 m ²	2 85 m ²
Skänningsforsån	1 135 m ²	1 115 m ²	2 100 m ²
Nordmarksälven	*	1 63 m ²	1 325 m ²
Idbyån	0 200 m ²	1 600	2 735 m ²
Medelvärde för biotopklassifi- cering:	0.64	0.93	1.4

Bilaga 3. Stationer, undersökta med elfiske, angivna med koordinater (RAK) och i förhållande till doserarpunkten. I förekommande fall anges lokalens namn.

* = Ingen station uppströms undersökt.

Vattendrag	Uppströms	Omed.nedstr.	Längre nedstr.
Vänneån	30-0 m Vivljunga 627589-135828	0-50 m Vivljunga 627588-135829	2 km Landsvägsbron 134900-135700
Krokån	1 km Vägbron 629400-135405	150-195 m Landsvägsbron 629240-135603	5 km Tingsaberga 628340-135195
Fylleån	30-0 m Ryaberg 629705-133903	0-200 m Ryaberg 629705-133903	16 km nedstr. Tolarp
Kårestadsån	Parallellt Västra fåran 631476-145696	-5-28 m Östra fåran 631475-145698	5 km Oxhagen 631097-145439
Svanåsbäcken	16-0 m Svanås 632271-143150	0-40 m Svanås 632270-143151	2 km 632170-143177
Gårdavedaån	60-30 m Beskvarn 634705-147535	35-80 m Beskvarn 634706-147535	5 km Höghultström 634715-147905
Brodalsbäcken	28-8 m Ovan vägen 641064-128360	0-25 m Doseraren 641063-128359	1.2 km Tultered 640985-128260
Sandaredsån	45-15 m Backabo 640450-132150	0-48 m Backabo 640445-132152	1 km Rydet, gångbron 640205-132065
Nolån	47-7 m Mårtensbacka 641347-131505	0-40 m Mårtensbacka 641345-131504	3 km Töllsjö 641180-131110
Nordån	32-0 m Volvos provbana 641113-131712	0-27 m Volvos provbana 641112-131712	4 km Torstad 641070-131445
Surtan	350 m Stenbron 638935-130700	10-50 m Doseraren 638915-130560	2 km Skoghem 638775-130560
Nykyrkebäcken	76-10 m Skinnaretorp 644650-140545	5-61 m Skinnaretorp 644650-140540	1.5 km Nykyrke 644680-140700
Skänningsforsån	58-10 m Doseraren 644505-140325	10-65 m Doseraren 644495-140330	4 km Stensfors 644340-140600
Nordmarksälven	*	50-81 m Hyttälven 664675-139795	8 km Stjälphyttan 664000-139960
Idbyån	50-0 m 702600-165555	0-100 m 702600-165550	1 km 702450-165475