



Rapport 2016:6



Länsstyrelsen
Stockholm

Elfiske i Stockholms län 2002–2014

Utvärdering av elfiske i 25 kustmynnande vattendrag

Rapport 2016:6



Länsstyrelsen
Stockholm

Elfiske i Stockholms län 2002–2014

Utvärdering av elfiske i 25 kustmynnande vattendrag

Foto omslag: Nathalie Westas.

Utgivningsår: 2016

ISBN: 978-91-7281-679-4

Rapporten är sammanställd av Berit Sers och Erik Degerman vid Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet på uppdrag av Länsstyrelsen i Stockholm.

För mer information kontakta enheten för miljöanalys och miljöplanering

Länsstyrelsen i Stockholm

Telefon: 010-223 10 00

Länsstyrelsens rapporter finns på
www.lansstyrelsen.se/stockholm/publikationer

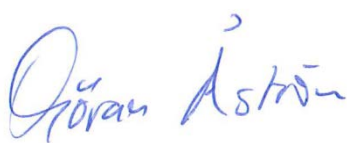
Förord

Länsstyrelsen använder förekomsten av fisk i vattendrag som en indikator på miljötillståndet. Elfiskeundersökningar ingår därför i det regionala miljöövervakningsprogrammet. Fiskar är goda indikatorer på miljöproblem till följd av fysisk påverkan av vattendragen, men fiskfaunan påverkas även av försurning och vattenreglering. Dessutom är fisken i sig av stort intresse för fritidsfisket och som en viktig del av den biologiska mångfalden. Undersökningarna är också viktiga för uppföljningen av miljökvalitetsmålen, arbetet med vattenförvaltning, fiskevård och för handläggning av ärenden enligt Miljöbalken och Plan- och bygglagen

Föreliggande rapport presenterar och utvärderar resultaten från övervakning av fiskfaunan i 25 kustmynnande vattendrag i Stockholms län åren 2002-2014. Den utvärderar även den övervakning som bedrivits med elfiske i länet. Kustvattendrag är viktiga som lek- och uppväxtområden för många fiskar som sedan vandrar ut till kusten för tillväxt. Typiska arter är abborre, gädda och havsöring.

Rapporten har finansierats av Länsstyrelsen i Stockholms län. Utvärderingen är gjord av Berit Sers och Erik Degerman vid Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet. Joakim Pansar vid Länsstyrelsen har tagit fram diverse underlagsdata för utvärderingen. Henrik C Anderson vid Länsstyrelsen har ansvarat för genomförandet av en stor del av de provfisken som ligger till grund för rapporten.

Stockholm den 4 april 2016



Göran Åström
miljödirektör

Innehåll

Förord	5
Sammanfattning.....	9
Bakgrund.....	11
Material och metoder.....	12
Ingående vattendrag.....	12
Elfiske	16
Bedömning av ekologisk status.....	18
Jämförvärden	22
Rekryteringsstatus och <i>trout habitat score</i> (THS)	24
Statistiska analyser	25
Resultat och kommentarer.....	27
Artförekomst	27
Tätheter.....	32
Biologisk mångfald.....	34
Rödlistade och skyddsvärda arter	34
Främmande arter	35
Död ved.....	35
Beskuggning	39
Ekologisk status	40
Tillstånd och trender	40
Öringbestånden	46
Förekomst av öring.....	46
Rekrytering av öring	48
Tillväxt hos öringungar	48
Täthet av öring	50
Variation i täthetsskattningarna	51
Status bedömd utifrån Jämförvärden	52
Status bedömd utifrån Rekryteringsstatus	53
Trender i öringtäthet.....	54
Diskussion	59
Erkännanden	61
Referenser.....	62
Bilaga 1. Ingående 100 lokaler som undersökts återkommande inom föreliggande program.....	64

Sammanfattning

Föreliggande rapport presenterar och utvärderar resultaten från övervakning av fiskfaunan i 25 kustvattendrag i Stockholms län åren 2002-2014.

Undersökningarna har bedrivits med elfiske på 2-6 lokaler i respektive vattendrag. Sju vattendrag har undersökts årligen och övriga med olika intervall under perioden. Syftet med undersökningarna är dels att övervaka bestånden av havsöring, men även övriga arter och därmed ge underlag för bedömning av biologisk mångfald och ekologisk status.

Vattendragen är relativt små eftersom flertalet, 20 stycken, har ett avrinningsområde under 100 km². Det motsvarar en vattendragsbredd av 3,5 m. Det största vattendraget, Skeboån i Norrtälje kommun, har ett avrinningsområde på 483 km². Avrinningsområdena domineras i genomsnitt av skog (70,8 %), med måttlig andel jordbruksmark (15,3 %) och relativt stor andel tätort (7,2 %).

Totalt 20 fiskarter fångades, cirka 44 % av Sveriges fiskfauna i sötvatten. Vanligaste art var gädda som fångats i 92 % av vattendragen, därefter öring (88 %), abborre (80 %) och mört (68 %). Stora och sjörika vattendrag hade fler arter. Arter som mört, benlöja, björkna och gers var vanliga i sjörika vattendrag, medan småspigg och storspigg förekom i små vattendrag utan sjöar. Ovanligaste arterna var braxen, gös, karp, ruda och vimma som vardera bara fångades i ett vattendrag.

Det totala antalet arter som fångats under perioden i vattendragen avtog logaritmiskt över tid. Det skulle i genomsnitt krävas 13 års undersökningar för att teoretiskt fånga ytterligare en art i vattendragen. Med andra ord har undersökningarna genomförts så att en god bild av fångstbara arter erhållits. Ett antal arter går dock inte att fånga med elfiske sommartid, till exempel id.

Tre av sex rödlistade fiskarter i sötvatten fångades, nämligen lake, vimma och ål. Den senare minskade signifikant i förekomst under perioden. Främmande arter var mycket ovanliga och utgjordes av regnbåge som fångades vid 0,5 % av elfisketillfällena, vilket är betydligt under genomsnittet för motsvarande vattendrag på övriga ostkusten.

Biologisk mångfald är inte bara arter utan även miljöns habitat. Som ett mått på habitatens kvalitet undersöktes mängden död ved i vattendragen samt hur de beskuggades av omgivande skog och buskar. I jämförelse med motsvarande vattendrag på ostkusten var mängden död ved och beskuggningen hög vilket bidrar till en god miljö.

Den ekologiska statusen, ett mått på miljöns tillstånd, var hög eller åtminstone god i nio av vattendragen utgående från fiskdata. Statusen förbättrades dessutom svagt över tid. Ett antal vattendrag hade dock otillfredsställande (åtta vatten) eller dålig status (två vatten). Statusen var

svår att skatta på grund av variationer i skattningen nära sjöar och lokaler inom 1 km från en sjö kanske bör undantas vid bedömningar med hjälp av fiskfaunan. I alla fall om öringbestånden på platsen är svaga.

Förekomsten av öring i undersökta vattendrag hade inte förändrats under perioden. På lokaler med goda habitat, mycket död ved och med lägre andel sjöar i avrinningsområdet var förekomsten av öring högre. "Trout habitat score" (THS, ett mått på hur bra lokalens habitat är för öring) beräknades i en skala 0-12 där högre värden innebär bättre habitat. Både förekomst och täthet av öring följde THS. På lokaler med höga värden på THS (9 eller högre) undersöktes varför vissa lokaler ändå saknade öring. Den gemensamma faktorn var stor längd sjö i vattendraget nedströms på väg till havet. Det kan innebära att havsöring har svårt att vandra ned- och uppströms genom sjöar, troligen på grund av risken att råka ut för rovfisk som gädda, gös och stora abborrar. Resultatet innebär att man kan styra restaureringsåtgärder för öring till vattensystem med bra förutsättningar för arten.

Tillväxten hos öringungar skilde starkt mellan vattendrag och var korrelerad till vattendragets näringsstatus. Storleken på årsungar kan därmed indirekt vara ett mått på näringsrikedomen.

Tätheten av öring, det vill säga mängden per ytenhet, var i paritet med förväntade värden vid jämförelse med liknande vattendrag på ostkusten och runt hela Östersjön. Vid jämförelsen tas hänsyn till varje lokals bredd, habitatstatus och klimatiska förhållanden. Tio (nio beroende på analysmetod) av vattendragen hade goda/höga tätheter, sju (åtta) hade låga, tre mycket låga och fem extremt låga tätheter.

Sammanfattningsvis är övervakningsprogrammet väl designat för att följa öringbestånden och övrig fiskfauna i de sju vattendrag som undersöks årligen. För övervakning av ekologisk status kan det krävas att vattendragens habitat karteras, så kallad biotopkartering, för att få ett mer representativt urval av lokaler som följs med längre intervall.

Bakgrund

Stockholms län har en lång kuststräcka med en skärgård med tusentals öar och skär. Från Arholma till Landsort är kusten 150 km fågelvägen och betydligt längre om alla vikar och uddar räknas in. Länet omfattar hela 26 kommuner med en befolkning på cirka 2,2 miljoner på en yta av 6519 km². Detta innebär att det är Sveriges folktätaste region med 330 innevånare per km². En hög befolkningstäthet innebär både en påfrestning på miljön och ett stort behov av de ekosystemtjänster som en frisk miljö genererar i form av till exempel dricksvatten, rekreationsmöjligheter och fiske.

Länsstyrelsen i Stockholms län har sedan år 2002 bedrivit miljöövervakning av ett antal kustvattendrag för att dels studera hur miljöpåverkan är i olika delar av länet, dels se hur väl dessa vatten fungerar som producenter av fisk. Kustvattendrag är nämligen viktiga som lek- och uppväxtområden för många fiskar som sedan vandrar ut till kusten för tillväxt. Typiska arter är abborre, gädda och havsöring.

Svensk miljöövervakning är fördelad på nationell och regional, den senare utgör länets egen övervakning som det program för övervakning av fisk och miljö i kustvattendrag vi presenterar här. Miljöövervakningen kan även delas in i kontrollerande (opåverkade referenser) och operativ (övervakning av påverkan inklusive kalkningseffektuppföljning). Som kommer att framgå vidare av rapporten är tyvärr få av vattendragen i länet att betrakta som opåverkade referenser. Loån i Norrtälje kommun ingår dock i den nationella kontrollerande miljöövervakningen.

Föreliggande rapport syftar till att utvärdera övervakningen av kustvattendrag med elfiske i länet, men även att studera de resultat som framkommit. Programmet har totalt sett omfattat 25 vattendrag, men årlig övervakning har bara skett i ett fåtal (sju). Fisk används som indikator för miljötillståndet och har visat sig väl lämpad för att följa fysisk påverkan, men även förurning och vattenreglering. Dessutom är fisken i sig av stort intresse för fritidsfisket och som en viktig del av den biologiska mångfalden.

Föreliggande utvärdering avser att försöka svara på följande frågor:

- Vilka resultat ser vi när det gäller artförekomst, biologisk mångfald och ekologisk status?
- Vilka övergripande faktorer ligger bakom resultaten?
- Hur är statusen på öringbestånden i vattendragen?
- Hur ska man anpassa det befintliga övervakningsprogrammet i kustvattendrag för att öka säkerheten i övervakningen?

Resultaten diskuteras på tre nivåer, samlat för alla vattendrag, för enskilda vattendrag och ibland för enskilda lokaler.

Material och metoder

Ingående vattendrag

Programmet för övervakning av kustvattendrag med elfiske har förändrats något genom åren sedan starten 2002. Vi har här valt att inbegripa alla de vattendrag som någon gång varit del av programmet. De utgör vatten från Norrtälje till Södertälje (Tabell 1, Figur 1). Närmare analyser sker sedan av de vattendrag som övervakas mer intensivt. Övriga undersökningar med elfiske i länet berörs inte direkt, undantaget tidigare undersökningar (före 2002) på samma lokaler i de utvalda vattendragen.

De flesta vattendragen är små med Erstaviksbäcken, Tullviksbäcken och Vinåkersbäcken som exempel på vattendrag var avrinningsområde understiger 1000 hektar (10 km²). Störst är Skeboån som mynnar i Hallstavik i Norrtälje kommun. Skeboån är faktiskt den ena av tre vattendrag som bevärdigats med ett eget huvudflodområdesnummer av SMHI. Det andra är Broströmmen i samma kommun och Follbrinkströmmen i Tyresö, samtliga över 200 km². Som jämförelse kan nämnas att Sveriges sjätte största ö, Värmdö, har en areal på 181 km².

Tabell 1. Ingående 25 kustvattendrag i denna utvärdering. Follbrinkströmmen utgör Tyresås ursprungliga utlopp i havet.

Vattendrag	Kommun	Huvud-flodområde	Areal (km ²)
Lavaröån	Norrtälje	56057	30,2
Gråskaån	Norrtälje	56057	66,3
Tullviksbäcken	Norrtälje	57058	8,0
Skeboån	Norrtälje	57000	483,0
Norsjöbäcken	Norrtälje	57058	39,8
Broströmmen	Norrtälje	58000	226,7
Penningbyån	Norrtälje	59060	102,4
Bergshamraån	Norrtälje	59060	86,0
Enviksbäcken	Norrtälje	59060	16,9
Loån	Österåker	59060	89,4
Ullnaån	Upplands Väsby	60061	23,7
Erstaviksbäcken	Nacka	61062	6,8
Follbrinksströmmen	Tyresö	62000	251,4
Åvaån	Tyresö	62063	15,0
Vinåkersbäcken	Haninge	62063	9,0
Bränningeån	Södertälje	62063	59,2
Husbyån	Haninge	62063	51,5
Kagghamraån	Botkyrka	62063	97,9
Vitsån	Haninge	62063	57,8
Moraån	Södertälje	62063	92,3
Fitunaån	Nynäshamn	62063	74,0
Ånäsbacken	Haninge	62063	12,0
Skillebyån	Södertälje	62063	32,9
Muskån/Hammerstaån	Nynäshamn	62063	101,1
Kvarnbäcken	Nynäshamn	62063	21,4



Figur 1. Karta över ingående vattendrag och dess avrinningsområden. Undersökning-arna med elfiske bedrivs på fasta lokaler som undersöks en gång per år, eller mer sällan. Bergshamraån, Loån, Åvaån, Kagghamraån, Vitsån, Moraån och Muskån har undersökts årligen 2002-2014 (Tabell 2). Ingående lokaler förtecknas och beskrivs i Bilaga 1.

Tabell 2. Antalet fasta elfiskelokaler (och antalet genomförda elfiskeundersökningar sammanlagt) och antal lokaler som undersökts olika år perioden 2002-2014.

Vattendrag	Antal lokaler	Antal fisken	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Lavarån	4	11		4			4		2						
Gråskaån	4	7		4			2								
Tullviksbäcken	4	13		4			3		4						
Skeboån	6	30	3			3			2	3	3	3	3	3	3
Norsjöbäcken	4	7			3			3							
Broströmmen	4	9	4			4									
Penningbyån	4	9	4			4									
Bergshamraån	1	52	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4
Enviksbäcken	4	9			4			4							
Loån	8	49	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3
Ullnaån	4	9		4			4								
Erstaviksbäcken	6	14		4			4								
Follbrinksströmmen	2	5			2			2							
Åvaån	9	61	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4
Vinäkersbäcken	4	9			4			4							
Bränningeån	4	8	4			4									
Husbyån	4	31		4			4		4	3	3	3	3	3	3
Kagghamraån	20	133	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Vitsån	7	50	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	2	2
Moraån	5	49	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3
Fitunaån	5	31	4			4			4	3	3	3	2	2	2
Änäsbacken	5	9			4			3							
Skillebyån	5	21	4			3			3	3	3				
Muskån/Hammerstaån	6	52	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4
Kvarnbäcken	6	10			4			4							

Markanvändningen i de olika vattendragens avrinningsområde dominerades av skogsmark, i medeltal 71 % av ytan (min 45, max 89). Jordbruksmark utgjorde allt ifrån 3 till 34 % (medel 15 %) och andelen sjö och andra ytvatten 0 – 20 % med ett medelvärde av 5,1 %. Avrinningsområdena var således ganska sjöfattiga, vilket till del beror på de avsänkningar av sjöar och utdikning av avrinningsområdet som skett i flera områden (Asplund 1975). Andelen tätort var över 10 % av avrinningsområdet i Follbrinksströmmen (Tyresån), Ullnaån, Bränningeån, Husbyån och Vitsån (Tabell 3). Medelvärdet var 7,2 %, det vill säga en fjortondel av avrinningsområdena utgjordes av tätort med de effekter som det kan medföra på vattendragen.

Tabell 3. Markanvändning i andel av vattendragens avrinningsområde enligt SMHI Vattenweb. Data för Änäsbacken är skattade från ett större område än själva avrinningsområdet.

Vattendrag	Jordbruk	Sjö	Skog	Urbant
Lavaröån	11,6%	1,1%	86,2%	1,1%
Gråskaån	9,2%	1,1%	88,8%	0,0%
Tullviksbäcken	5,0%	0,0%	85,7%	4,7%
Skeboån	25,2%	20,0%	66,8%	7,8%
Norsjöbäcken	22,5%	6,4%	70,1%	0,0%
Broströmmen	22,4%	13,3%	62,3%	1,3%
Penningbyån	17,0%	6,5%	73,4%	2,8%
Bergshamraån	14,7%	3,3%	79,4%	2,6%
Enviksbäcken	12,0%	4,4%	70,2%	7,5%
Loån	6,8%	10,1%	83,1%	0,0%
Ullnaån	10,0%	13,4%	57,9%	18,7%
Erstaviksbäcken	10,9%	0,0%	86,2%	2,9%
Follbrinksströmmen	3,8%	6,1%	45,1%	44,6%
Åvaån	3,4%	2,0%	68,2%	0,0%
Vinåkersbäcken	7,2%	2,8%	82,1%	7,9%
Bränningeån	15,6%	10,1%	59,3%	13,7%
Husbyån	15,8%	0,0%	63,2%	21,0%
Kagghamraån	15,3%	3,6%	72,9%	7,0%
Vitsån	19,3%	1,0%	65,7%	14,0%
Moraån	19,3%	6,0%	67,9%	6,9%
Fitunaån	33,6%	2,9%	59,4%	2,1%
Änäsbacken	20,0%	1,0%	65,0%	1,0%
Skillebyån	28,4%	0,6%	64,8%	4,8%
Muskån/Hammerstaån	15,8%	3,9%	76,2%	2,8%
Kvarnbäcken	18,3%	6,7%	71,0%	4,0%
Medel	15,3%	5,1%	70,8%	7,2%

Denna utvärdering fokuserar inte på vattenkvalitet, men för att illustrera skillnader mellan vattendragen har sammanställts medelvärden av ett antal parametrar som ingår i den regionala eller kommunala övervakningen (Tabell 4). Observera att vattenprovtagning ofta sker långt ner i vattendragen och att de uppmätta värdena därför inte representerar vattenkemin vid ett antal av de övre elfiskelokalerna i respektive vattendrag, eller till exempel Uringegrenen i Kagghamraån.

Tabell 4. Medelvärden för pH, alkalinitet (mekv/l), TOC (Total organic carbon, mg/l), suspenderat material (Susp; mg/l), FNU (grumlighet), totalfosfor (Tot-P, µg/l) och total-kväve (N-tot; µg/l) olika perioder i de vattendrag där övervakning skett.

Vattendrag	Dataperiod	pH	Alkalinitet	TOC	Susp	FNU	Ptot	Ntot
Bergshamraån	2007-2012	7,05	1,43	16,3		9,8	50	1289
Broströmmen	2007-2012	7,63	2,12	12,7	4,4	4,1	48	1170
Bränningeån	2007-2012	7,53	1,20	11,5	8,7	10,4	51	1109
Enviksbäcken	2007-2012	7,38	1,87	20,4		7,3	48	1024
Erstaviksbäcken								
Fitunaån	2007-2012	7,31	0,88	15,0	21,3	52,0	137	1806
Follbrinkströmmen	2007-2012	7,62	1,06	10,1	2,3	3,3	33	664
Gråskaån	2007-2012	7,30	2,62	29,4		3,2	37	1556
Husbyån	2007-2012	7,29	1,27	16,0	11,5	17,2	76	1326
Kagghamraån	2007-2012	7,56	0,84	12,4			54	1128
Kvarnbäcken	2003-2006	7,13	0,99	10,8	12,5	15,8	65	1513
Lavaröån								
Loån	2007-2012	7,29	0,74	15,7		3,8	29	811
Moraån	2007-2012	7,23	0,60	13,4		30,2	67	859
Muskån	2007-2012	7,27	0,86	14,5	11,1	19,4	63	857
Norsjöbäcken	2007-2012	7,35	1,89	24,2		6,0	38	1419
Penningbyån	2007-2012	7,42	1,73	16,5		6,6	44	1207
Skeboån	2007-2012	7,49	1,90	19,3	9,7	9,8	49	1479
Skillebyån	2007-2012	7,39	1,21	14,9	16,9	35,5	129	2982
Tullviksbäcken								
Ullnaån	1995; 2000	7,39	1,72	9,8			33	1016
Vinåkersbäcken								
Vitsån	2007-2012	7,49	1,33	10,8	16,8	22,8	85	3895
Änäsbyäcken								
Åvaån	2007-2012	6,80	0,25	13,4	7,8	9,1	54	595

Elfiske

I vattendrag kan man i grunda områden använda möjligheten att med elektrisk ström (likström) attrahera och bedöva förekommande fisk inom en radie på 1-2 m (Bergquist m.fl. 2014). Man vadar vid elfisket. Fisken kan återutsättas levande och oskadd om undersökningen genomförs på ett korrekt sätt. Fisken attraheras till pluspolen (anoden) som är formad som en stav med en metallring nederst. Väl framme kan fisken sedan fångas med en håv (Figur 2). Vanligen brukar man undersöka cirka 50 meter av vattendraget, i små bäckar hela vattendragsbredden och i stora älvar bara ena stranden och kanske 3-10 m ut i älven. Fiskar man bara en gång (ett utfiske) brukar cirka 50 % av fisken undgå att fångas. Därför brukar man fiska av samma sträcka två till tre gånger (två eller tre utfisken). Därefter kan man teoretiskt beräkna hur många fiskar som finns på lokalen, även om en liten andel av fiskarna undgår att fångas. Antalet fiskar uttrycks vanligen som beräknat antal per 100 m² (ar) avfiskad yta (bottenarea). Tätheten av öring delas in i täthet av årsungar (öring 0+) och äldre ungar (öring >0+), öringar som är 1 år och äldre och kommer oftast att presenteras som öring-totalt, det vill säga alla åldersstadier sammantaget.



Figur 2. Elfiske i Hedströmmen. Längst fram går personen (Roger) med elfiskestaven (anoden) och bakom håller han håven. Fisk som kommer fram fångas och lämnas till mannen med hinken (Micke). På land står ett elverk som genererar 220 V växelström och ett elfiskeaggregat som omvandlar till en rak likström på 300-1000 Volt. Likström används för att fisken ska fångas utan skador. Den bakre personen (Calle) sköter kabeln mellan elfiskestaven och elverket. Foto: Erik Degerman.

Fisket bedrivs genomgående på grunda hårbottenpartier (grus, sten, block), typiska habitat för öringungar (se Figur 2). Öring förekommer därför nästan alltid i fångsten, ofta tillsammans med simpior som lever i samma miljöer. Om en undersökt lokal typiskt är 50 m lång och kanske 5 m bred (yta 250 m²) så kan det inom sträckan finnas lugnare partier där andra arter kan finnas. Vid elfiske får man faktiskt huvuddelen av de arter som finns i vattendraget (Degerman m.fl. 1994), men vissa är klart underrepresenterade, till exempel id, harr och sik som ofta vandrar bort från de grunda partier som undersöks under pågående fiske.

I "Handledning för Miljöövervakning" definieras hur ett standardiserat elfiske ska utföras (www.naturvardsverket.se). Man skiljer på kvalitativt och kvantitativt elfiske, det vill säga om avfiskning sker en eller flera gånger. Viktiga rekommendationer är:

- den avfiskade lokalen bör vara minst 20 m, och helst 50 m strandlängd, om inte mängden fångad fisk är väldigt hög.
- rekommenderad avfiskad areal är 200-300 m² för att fånga alla arter.
- fisket bör bedrivas mitten av juli - mitten av september vid vattentemperaturer över 10 °C och under 20 °C.
- samma provtagningsdatum, ±5 dagar, bör tillämpas vid återbesök påföljande år (Andersson m.fl. 2010).
- alla individer ska artbestämmas och mätas.

Andra studier har visat att man bör undvika att fiska vid högflöden eftersom fisken då är svårare att fånga (se senare avsnitt, även Andersson m.fl. 2010).

Det krävs speciell utrustning, utbildning och tillstånd från länsstyrelsen, Jordbruksverket och Djurförsöksetiska nämnden för att få elfiska. (Det senare beror på att elfiske i Sverige av någon besynnerlig anledning räknas som djurförsök.) Dessutom måste naturligtvis fiskerättsägaren ge sitt medgivande till elfiske. Vill ni veta mer om elfiske så presenteras metoden i Bergquist m.fl. (2014). För att få tillstånd att bedriva fiske med elektrisk ström kräver Länsstyrelsen att resultatet rapporteras till dem och till SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter) vid Sveriges Lantbruksuniversitet. SERS utgör så kallad datavärd inom miljöövervakningen, man kvalitetssäkrar och lagrar alla rapporterade elfisken. Vill ni se om era vatten är undersökta så gå in på www.slu.se/elfiskeregistret.

Bedömning av ekologisk status

EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) har införlivats i svensk lagstiftning (Vattenförvaltningsförordningen SFS 2004:660) och stipulerar att våra vatten ska ha hög eller god ekologisk status och att statusen inte får försämrats jämfört med nuvarande status. Vad som avses med god ekologisk status är svårt att definiera men det är tänkt att jämföras med biologisk mångfald, det vill säga en naturlig flora och fauna i en rik och varierad miljö. Avsikten innebär att vattensystemet är i ett mer naturligt tillstånd, eller i alla fall inte avviker allt för mycket från det hypotetiska opåverkade tillståndet.

Den ekologiska statusen ska om möjligt främst klassificeras utifrån biologiska kvalitetsfaktorer som bottendjur, fisk, kiselalger (endast vattendrag), högre växter (endast sjöar) och växtplankton (endast sjöar). Även hydromorfologiska (till exempel grad av dikesrensning och vattenreglering) och fysikalisk-kemiska faktorer (till exempel försurning, syre- och näringshalt), kan användas vid klassningarna. Den eller de kvalitetsfaktorer som uppvisar sämst tillstånd gäller även som ekologisk status, enligt principen "sämst styr" (*one-out-all-out*). Exempelvis innebär måttlig fiskstatus som regel att den ekologiska statusen också bedöms vara måttlig eller sämre även om flera andra bedömda kvalitetsfaktorer kan bedömts ha bättre status. Detta gäller under förutsättning att bedömningsunderlaget är relevant, vilket är en grannlaga uppgift att avgöra för de som slutligen bestämmer vattnets officiella status.

Bedömningarna av ekologisk status görs för enskilda vattenförekomster. Sjöarna som utgör vattenförekomster ska som regel vara större än omkring 50 ha. En liten andel av mindre sjöar finns dock också med som egna vattenförekomster. Vattendragen som ingår i bedömningarna har ett avrinningsområde vid sin mynning som är minst 10 km². Större vattendrag är delade i mindre enheter eller sträckningar, i syfte att enheterna ska vara relativt likartade inom vattenförekomsten.

Vid bedömningen av vattnens ekologiska status sker en indelning i fem klasser: hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig status. Bedöms vattenförekomsten ha måttlig eller sämre ekologisk status så ställer vattendirektivet krav på att statusen på något sätt ska förbättras så att den uppnår åtminstone klassen ”god status”. Detta gör att det är gränsen mellan god och måttlig status som är den viktigaste att identifiera för åtgärdsarbetet.

Det är ett gigantiskt arbete att klarlägga den ekologiska statusen i landets alla vattenförekomster. Dessutom måste man ju klarlägga vad en eventuell sämre status beror på för att kunna restaurera vattnet och föreslå rätt åtgärder för att nå god status. Ett problem har varit att de biologiska bedömningsgrunderna inte varit tillräckligt precisa (Haglund m.fl. 2010). I flera fall har också de framtagna bedömningsgrunderna bara inriktats på försurning och näringspåverkan (eutrofiering), och generellt bedömdes att *”indexen inte är tillräckligt tillförlitliga för att särskilja mänsklig påverkan från den stora naturliga variation som finns”*.

Fisk är således en biologisk kvalitetsfaktor som kan användas för att bedöma vattnets ekologiska status. För bedömning med hjälp av fisk i sjöar används ett index som heter EQR8 (Holmgren m.fl. 2007) och för vattendrag heter indexet VIX (Beier m.fl. 2007). Båda indexen baseras på att man jämför provfiskeresultatet med ett förväntat resultat i ett vatten som har hög/god ekologisk status. Man modellerar således fram ett förväntat resultat som om vattnet vore opåverkat och jämför sedan sitt provfiske med detta. Ju mindre provfisket avviker desto bättre status har vattnet, ju mer opåverkat är det.

Först måste alltså lokalen klassificeras utifrån lämpliga omgivningsvariabler för att kunna prediktera (föresäga) vilken fiskfauna som borde förekomma på en ostörd lokal i ett vattendrag. Hela nio variabler används för att räkna ut indikatorvärdena (Tabell 5).

Tabell 5. Omgivningsvariabler som ingår i klassificering av en undersökt lokal i ett vattendrag. Dessa används för beräkning av förväntade värden av indikatorerna i VIX (Beier m.fl. 2007).

Variabel	Typ av data
Avrinningsområdets storlek	Klass 1-5
Andel sjö i avrinningsområdet uppströms	Klass 1-4
Kortaste sträcka till upp- eller nedströms sjö	km
Altitud (höjd över havet)	m
Lokalens lutning (bedömd från karta)	%
Årsmedeltemperatur (luft) - medelvärde 1961-1990; SMHI	°C
Medeltemperatur i juli (luft) - medelvärde 1961-1990; SMHI	°C
Vattendragets bredd	m
Avfiskad yta	m ²
Typ av öringpopulation (strömlevande, sjövandrande, havsvandrande)	Text

Dessa nio omgivningsvariabler används således för att beräkna sex stycken indikatorer (metrics): täthet av lax och öring, andel laxfiskarter med reproduktion, andel toleranta arter, andel intoleranta arter, andel lithofila (hårdbottenlevande) arter, andel toleranta individer. Till de toleranta räknas förutom ål och spiggar även mört med flera (Beier m.fl. 2007, Tabell 6).

Den fiskfauna som fångas på en undersökt lokal jämförs således med den förväntade (predikterade) på en opåverkad lokal. Man jämför inte direkt elfiskeresultatet art för art, utan de sex indikatorerna. För varje indikator beräknas sedan sannolikheten att lokalen har hög/god status. Denna sannolikhet antar värden mellan 0 och 1. Är värdet 1 är sannolikheten 1 (=100 %) att lokalen har hög/god status. Vid en sammanvägd sannolikhet under 0,467 är det inte troligt att lokalen har hög/god status. Vilka gränsvärden som gäller för olika statusklasser framgår av tabell 7.

Beräkningen av VIX sker idag hos datavärden SERS (SLU; Svenskt ElfiskeRegiSter).

Tabell 6. Klassning av olika arter vid beräkning av fiskstatus, VIX. Arterna är klassade som intoleranta eller toleranta mot påverkan. En del arter saknar klassning. Lithofila arter är sådana som lever över (eller i) eller åtminstone leker på hårbotten. Reproduktion anger de laxfiskarter för vilka reproduktion anses indikera en högre status (Beier m.fl. 2007, Fame Consortium 2004).

Art	Intolerant	Tolerant	Lithofil	Reproduktion
Abborre		1		
Asp			1	
Benlöja		1		
Bergsimpa	1		1	
Björkna		1		
Braxen		1		
Bäcknejonöga	1		1	
Bäckröding	1		1	
Elritsa			1	
Faren			1	
Flodnejonöga	1		1	
Färna			1	
Gräskarp		1		
Grönling			1	
Harr	1		1	1
Havsnejonöga	1		1	
Hornsimpa			1	
Kanadaröding	1		1	
Karp		1		
Lake			1	
Lax	1		1	1
Mört		1		
Regnbåge			1	
Ruda		1		
Röding	1		1	1
Sik			1	
Siklöja	1		1	
Småspigg		1		
Stensimpa	1		1	
Storspigg		1		
Stäm			1	
Sutare		1		
Vimma			1	
Ål		1		
Öring	1		1	1

Tabell 7. Gränser för VIX-klasser (sannolikheten för hög/god status) för olika klassningar av ekologisk status. Är VIX >0,749 så indikeras Hög status (klass 1), men är det <0,081 så är statusen sannolikt Dålig.

Fiskstatus	Låg gräns	Hög gräns	Klass
Hög	>0,749	- 1	1
God	>0,467	- 0,749	2
Måttlig	>0,274	- 0,467	3
Otillfredsställande	0,081	- 0,274	4
Dålig	0	- <0,081	5

Slumpvis fångst av enstaka arter kan påverka bedömningen, till exempel fångst av en tolerant art som abborre (jämför Tabell 6) kan dra ner resultatet. Därför kan inte ett enstaka elfisketillfälle användas för klassning av fiskstatus eftersom risken att då klassa fel är betydande. Man bör minst använda tre elfisketillfällen för att vara säker (Degerman m.fl. 2012). Detta eftersom risken att klassa fel mellan hög/god status och måttlig/otillfredsställande/dålig är cirka 27 % (0,27) (värdet från Beier m.fl. 2007). Risken att två prov båda är fel blir då $0,27 \cdot 0,27 = 0,07$, och risken att tre prov alla blir fel $= 0,27^3 = 0,012$. Det är alltså högst osannolikt att tre prov alla visar fel.

Jämförvärden

Ovan gjordes en bedömning av den samlade fiskfaunan i form av ekologisk status. Som ett alternativt instrument för att bedöma statusen hos fiskbestånd undersökta med elfiske finns nationella jämförvärden framtagna (Sers m.fl. 2008). Jämförvärden är medelvärden rakt av på alla undersökningar som finns tillgängliga. Där kan man se om ens eget resultat är i paritet med andra. Observera att jämförvärden inte visar hur det ser ut i opåverkade vatten utan är en genomsnittsbild av dagens undersökta vatten.

Tyvärr är det relativt grova kategorier i rapporten om jämförvärden och Stockholms kustvattendrag återfinns under den vida rubriken "Havsöringvattendrag från Stockholm till Blekinge". Det som brukar vara av störst intresse är just tätheten av öring, som vi fokuserat på. För att kunna jämföra öringtäthet var vandringsstyp (strömlevande eller vandrande) och avrinningsområdets storlek viktigast. Avrinningsområdets storlek ovanför elfiske-lokalen är inte enkel att känna till för gemene man. Den kan grovt översättas till en vattendragsbredd som är starkt korrelerad till vattendragets avrinningsområdesstorlek. I vårt material var medelbredden 2 m på vattendrag med avrinningsområden under 10 km², 3,5 m på dem i intervallet 11-100 och 6 m på dem i intervallet 101-500 km².

Data redovisas som percentiler för elfisketillfällen där någon öring fångats. 1 % -percentilen visar värdet som 99 % av alla elfisketillfällen var högre än och således 1 % av alla elfisketillfällen var lägre än (eller lika med). 50 % -percentilen, även kallad medianen, visar det mittersta värdet, det vill

säga 50 % av värdena var lägre och 50 % var högre. Det är således ett typiskt värde i materialet – ett centralmått. Vi brukar kalla värden som är lika med eller lägre än 1 % -percentilen för ”Extremt låga”. Värden mellan 1 % - och 5 % -percentilen kallas för ”Mycket låga”. Vi föreslår följande språkbruk (Tabell 8);

Tabell 8. Beteckning av tätheter för arter i relation till percentil (se text).

Värden under 1 % -percentilen	=Extremt låga
Värden mellan 1- och 5 % -percentilen	=Mycket låga
Värden mellan 5- och 25 % -percentilen	=Låga
Värden mellan 25- och 35 % -percentilen	=Relativt låga
Värden inom 35 % - till 65 % -percentilen	=Normala
Värden mellan 65- och 75 % -percentilen	=Relativt höga
Värden mellan 75 % - och 95 % -percentilen	=Höga
Värden över 95 % -percentilen	=Mycket höga
Värden över 99 % -percentilen	=Extremt höga

Jämförvärdena för kustvattendragen med havsöring från Stockholm till Blekinge återfinns i tabell 9. För vattendrag som är mindre än 100 km², men större än 10 km², var medianvärdet för öring-totalt 58,9 per 100 m². Tätheter på 1,1 – 3,2 betecknas som ”mycket låga”.

Tabell 9. Jämförvärden för täthet av havsöring, fördelat på öring 0+, öring >0+ samt öring-totalt för kuststräckan Stockholms till Blekinge län. Tätheten anges i beräknat antal per ar (100 m²). Tabellen ur Sers m.fl. 2008.

Percentiler	Öring 0+ <10 km ²	Öring 0+ <100 km ²	Öring 0+ <1000 km ²	Öring >0+ <10 km ²	Öring >0+ <100 km ²	Öring >0+ <1000 km ²	Öring total <10 km ²	Öring total <100 km ²	Öring total <1000 km ²
1%	0	0	0	0	0	0	0,8	1,1	0,4
5%	0	0	0	0	0	0	3,2	3,2	0,8
10%	0,5	1,8	0,9	0,95	1	0	5,6	6,4	1,8
25%	4,6	14,2	4	6,7	3,3	0,8	19,3	24,8	5,5
50%	38,9	41,2	13,1	15,8	10,8	2,9	62	58,9	18,6
75%	91,9	94,4	32,3	33,2	24,3	8	125,5	120,5	40,5
90%	161,2	159,2	64,5	56	44,4	18,8	231,4	184,9	72,9
95%	230,9	203,1	108,7	65,8	60,1	28,1	284,2	239	127,9
99%		427,4	264,5		93	61,6		477,1	275
Medelvärde	64,5	67,1	26,7	22,9	17,3	6,5	87,4	84,4	33,2
Antal värden	84	350	179	84	350	179	84	350	179

Rekryteringsstatus och *trout habitat score* (THS)

Inom det internationella arbetet med förvaltning av havsöring har man inom ICES (Internationella havsforskningsrådet) tagit fram vad som är god täthet av havsöring för mindre vattendrag (avrinningsområde <1000 km²) i Östersjöregionen. Årligen jämförs elfiskeresultat från vattendrag runt om Östersjön för att bedöma beståndssituationen från elfiskedata. Eftersom elfisket speglar rekryteringen av havsöringungar (ibland enbart årsungar, öring 0+) kallas detta rekryteringsstatus. Det går inte att jämföra olika vatten rakt av eftersom tätheten av öring påverkas av lokalens habitat, regionens klimat och vattendragets storlek. Först beräknas därför habitatkvalitén på elfiskelokalerna, så kallad *trout habitat score* (THS). Då används uppgifter på elfiskeprotokollet som bredd, vattenhastighet, medeldjup, dominerande bottensubstrat och beskuggning. Dessutom kompletteras med lokalens lutning bedömd utifrån GIS eller kartanalys (Tabell 10).

Tabell 10. De sex ingående lokaluppgifterna som behövs för att beräkna *trout habitat score* (THS) på en elfiskelokal.

	-----Delpoäng-----		
	0	1	2
Vattendragets bredd (m)	>10	6-10	<6
Lokalens lutning (%)	<0.2 & >8	0.2-0.5 & 3-8	>0.5-<3
Vattenhastighet	Lugn	Stråk/Fors	Ström
Medeldjup (m)	>0,5	0,3-0,5	<0,3
Dominerande substrat	Fint	Stora stenar, block, sand	Grus-Sten1
Beskuggning (%)	<10%	10-20	>20

THS beräknas sedan helt enkelt genom att lägga ihop de sex olika delpoängen:

$$THS = bredd + lutning + vattenhastighet + medeldjup + \text{dominerande substrat} + beskuggning$$

THS kan variera från 0 till 12. I den praktiska tillämpningen anges habitatklassen ofta sedan i enbart fyra klasser; THI (*trout habitat index*):

0	= THS <6
1	= THS 6-8
2	= THS 9-10
3	= THS 11-12

Den förväntade tätheten av öring på bra och fullt besatta habitat beräknas sedan;

$$=0.105-(0.762*\log\text{bredd})-(0.032*\text{longitud})+(0.040*\text{latitud})+(0.042*\text{årsmedeltemp}) + (\text{THI}*0.086).$$

Statistiska analyser

De statistiska analyser som genomförts redovisas kortfattat i texten till respektive avsnitt. Före analys har materialet vid behov transformerats för att minska variansen och nå en bättre anpassning till en normalfördelning. Tätheter av fisk vid elfiske är ofta skevt fördelade åt höger, det vill säga det finns enstaka extremt höga värden. För att kunna bearbeta dessa data med parametriska metoder måste de transformeras (omformas) så att de bättre följer en normalfördelning samtidigt som variansen minskar. Har man data-material som är skeva åt höger, brukar det hjälpa att logaritmera data. Då dras höga extremvärden närmare mitten. Det går dock inte att logaritmera 0. Därför lägger man till 1 till alla data. De transformerade nya datavärdena erhålls alltså genom;

$$\text{Transformerad täthet} = \text{Log10}(\text{Ursprunglig täthet} + 1)$$

Trender har enkelt analyserats med Pearson korrelation av öringtäthet eller andra intressanta variabler mot årtal. En negativ korrelationskoefficient (r) visar att trenden avtar tydligt över tid, men säger inget om styrkan i förändringen, det vill säga hur mycket tätheten förändrats i numerär.

För att åskådliggöra samband har vi i några fall använt undersökande (explorativ) dataanalys. Man har ett datamaterial som insamlats kanske med flera olika syften och det finns ingen klar och uttalad hypotes om materialet. Då kan det vara bra att först analysera materialet för att se om det finns samband som kan vara så intressanta att det bör studeras närmare, alltså samband som det är värt att formulera hypoteser om. De vanligaste teknikerna är Principal Components Analysis (PCA) och Canoco.

Precisionen i skattning av en biologisk variabel kan mätas på flera sätt som till exempel 95 % -konfidensintervall som visar det område där det sanna medelvärdet troligen ligger. Ett enklare mått är standardavvikelsen (medelvärdets medelfel) som betecknas (SD).

I figurer har ibland medelvärdet angivits med ett 95 % -konfidensintervall. Det anges som lodräta streck över och under medelvärdet i figurer. I några fall presenteras data i form av en box-plot. Boxen, den färgade rektangeln, visar var de mittersta 50 % av data ligger. Det grova svarta strecket i boxen visar medianvärdet, det mittersta värdet (centralmåttet). Värden som ligger längre ifrån markeras med ett lodrätt streck och för riktigt avvikande värden (så kallade outliers) med en punkt.

Ett annat sätt att uttrycka osäkerheten i ett skattat medelvärde är variationskvoten (CV; Coefficient of Variation of the sample mean). CV medger att man jämför variationen i populationer som har olika medelvärde. CV uttrycks i procent:

$$CV = (\text{Standardavvikelsen} / \text{Medelvärdet}) * 100$$

Enligt Bohlin (1984) bör CV vara kring 20 % för att man vid jämförelse av två år ska kunna detektera en fördubbling/halvering av beståndet. Vid ett CV kring 10 % kan man detektera en 50 % förändring av beståndet från ett år till ett annat. I praktiken är dock inte kraven på CV lika höga vid långsiktig övervakning eftersom man har flera år och därmed fler prov att jämföra.

De flesta analyser har skett med IBM SPSS version 22. Ordinationer (Canoco) har genomförts med Brodgar 2.7.4.

Resultat och kommentarer

Artförekomst

Totalt har 20 fiskarter, då har bäcknejonöga och flodnejonöga räknats som en art, påträffats vid elfiske i länets vattendrag (Tabell 11). Detta innebär att utav Sveriges cirka 45 arter av sötvattenfisk påträffades 44 % vid elfiske i Stockholms läns kustvattendrag. Vi kontrollerade om antalet fångade arter var korrelerat med de omgivningsvariabler som redovisas i tabell 1 och 3 samt lade till antal elfisketillfällen som genomförts, medelstorleken på undersökt lokalyta samt medelavståndet till havet från lokalerna. Antalet fångade arter kunde till 59 % förklaras med undersökt yta, antal elfisketillfällen och andelen sjö i avrinningsområdet [linjär regression, $r^2=0,54$, $F_{1,23}=9,52$, $p=0,005$; antal arter=(yta*0,047)+(antal elfisken*0,049)+(andel sjö*0,237)-0,678)]. Högst var artantalet således i de sjörika vattendragen (jämför Tabell 3) som Broströmmen och Loån, men provtagningsintensiteten och den avfiskade ytan på lokalerna var också viktig.



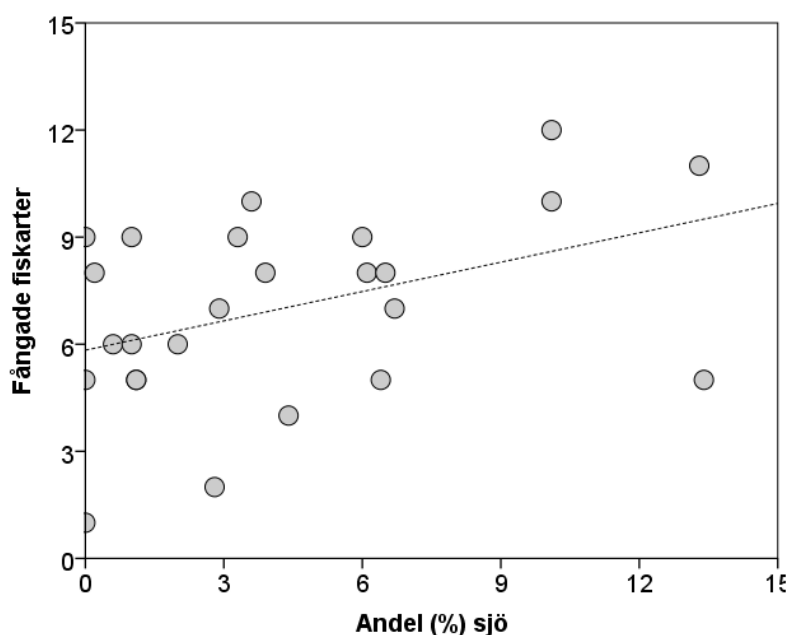
Figur 3. Flodnejonögat är vanligt förekommande i kustmynnade vattendrag i Stockholms län. Den fortplantar sig i sötvatten och lever 3-5 år som larv i vattendraget innan den som vuxen vandrar ut till havet. Foto Linda Svensson.

Tabell 11. Andel (%) av alla elfisketillfällen 2002-2014 som olika arter fångats i de respektive vattendragen. Notera att bäcknejonöga och flodnejonöga räknats som en art i summeringen.

	≥75%
	≥25%
	<25%

Vattendrag	Abborre	Benlöja	Björkna	Braxen	Bäcknejonöga	Flodnejonöga	Gers	Gädda	Gös	Karp	Lake	Mört	Regnbåge	Ruda	Småspigg	Storspigg	Stensimpa	Sutare	Vimma	Ål	Öring	Antal
Lavaröån																						5
Gråskaån																						5
Tullviksbäcken																						5
Skeboån																						8
Norsjöbäcken																						5
Broströmmen																						11
Penningbyån																						8
Bergshamraån																						9
Enviksbäcken																						4
Loån																						12
Ullnaån																						5
Erstaviksbäcken																						1
Follbrinksströmmen																						8
Åvaån																						6
Vinåkersbäcken																						2
Bränningeån																						10
Husbyån																						9
Kaggshamraån																						10
Vitsån																						8
Moraån																						9
Fitunaån																						7
Ånåsbäcken																						6
Skillebyån																						6
Muskån/Hammerstaån																						8
Kvarnbäcken																						7
Andel (%) vattendrag	80	32	24	4	56	12	40	92	4	4	44	68	8	4	20	16	32	64	4	16	88	

Det förelåg således en signifikant positiv korrelation mellan andel sjö (%) i avrinningsområdet och antalet fångade fiskarter totalt (Figur 4). Flera enskilda arters förekomst var också signifikant positivt korrelerade ($p < 0,08$, Pearson korrelation, $n = 25$) med andelen sjö i avrinningsområdet; abborre, benlöja, björkna, gös, mört och ål. Småspigg ($p = 0,021$) och storspigg ($p = 0,075$) var däremot negativt korrelerade till andelen sjö, det vill säga de påträffades i vattendrag med låg andel sjö och därmed rimligen med låg förekomst av de arter som gynnas av sjöar.



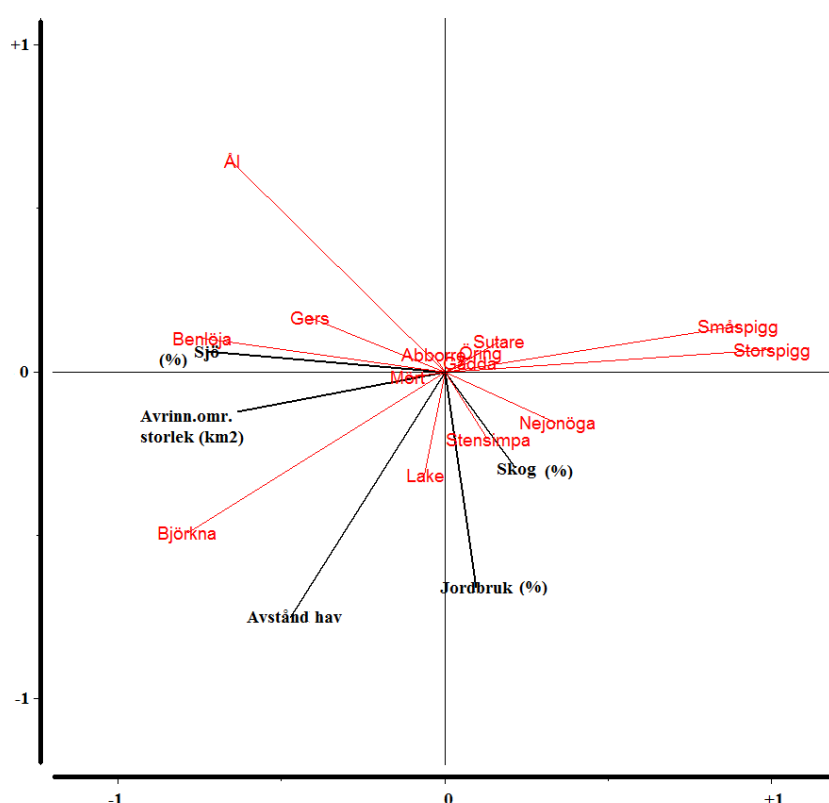
Figur 4. Sambandet mellan andelen sjö i avrinningsområdet (Tabell 3) och antalet fångade fiskarter 2002-2014 i undersökta vattendrag (Tabell 11).

För avrinningsområdets storlek förelåg en signifikant positiv korrelation ($p < 0,05$) med artens förekomst för benlöja, björkna, gers och mört. Mört ($p = 0,004$) och gädda ($p = 0,035$) var negativt korrelerade med andelen skogsmark. Ingen arts förekomst var signifikant positivt korrelerad med andelen tätort i avrinningsområdet.

Den vanligast förekommande arten var gädda som förekom i 92 % av vattendragen (Tabell 11). Därefter följde i ordning öring, abborre, mört, nejonögon samt sutare. Alla dessa arter förekom i över hälften av vattendragen. Arter som endast fångats i ett vattendrag var braxen (Kagghamraån), gös (Loån), karp (Kagghamraån), ruda (Bränningeån) och vimma (Penningbyån). Att sällsynta arter var oftare påträffade i Kagghamraån beror till del på ett mer omfattande provtagningsprogram där, även Loån har haft relativt omfattande undersökningar (Tabell 2).

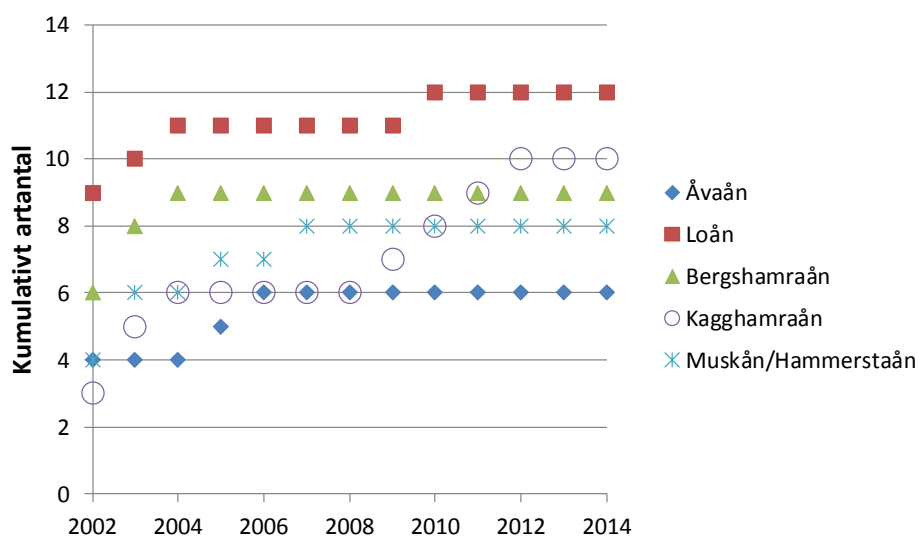
Som nämnts ovan var fiskfaunan tydligt uppdelad efter vattendragens storlek och framför allt sjörikedom. Man kan med ordinationstekniker spegla hur arter uppträder i vattendragen i relation till påverkande variabler. Detta kan användas på flera olika sätt. Med Canoco kan till exempel olika påverkansgradients samt karakteristika för avrinningsområdet läggas med i analysen och man kan se hur olika arter/grupperingar uppträder relativt omgivningsvariabler och påverkan. Som omgivnings- och påverkansvariabler har vi lagt med några av variablerna i Tabell 3, men även kompletterat med medelavståndet för elfiskelokalerna till havet i vattendragen. Även med denna analys framgick en tydlig effekt av sjörikedom på fiskfaunan, där benlöja, mört, gers och björkna var vanligare i sjörika system, medan småspigg och

storspigg förekom i system med få eller inga sjöar (Figur 5). De senare arterna var också vanligast i små vattendrag, det vill säga de förekom på motsatt sida om det streck som markerar ökande avrinningsområdesstorlek. Nejonögon och stensimpa var vanligast i vattendrag som hade mycket skog i avrinningsområdet, medan ål och gers inte var det. Notera att de mest frekvent fångade arterna, gädda, öring, abborre samt sutare, placerades i diagrammets mitt, en effekt av att de var vanliga och förekom i flera olika miljöer. Avståndet till mynningen i havet var framför allt viktigt för lake och björkna som var oftare förekommande långt från havet, medan sutare, småspigg och storspigg var vanligare nära havet.



Figur 5. En så kallad ordination (Canoco) som visar hur olika fiskarter fördelar sig i vattenlandskapet i relation till viktiga omgivningsfaktorer som andel sjöar i avrinningsområdet uppströms (Tabell 3), samt medelavstånd till havet från de undersökta lokalerna i vattendraget och avrinningsområdets storlek (Tabell 1). Vektorens (de svarta strecken) längd motsvarar deras styrka, det vill säga hur viktiga de var för artsammansättningen.

Vi lämnar där vilka arter som förekommer i respektive vattendrag, eller snarare vilka arter som fångats, och övergår till att studera hur antalet fångade arter kumulativt ökat över tid. I figur 6 presenteras det kumulativa artantalet, det vill säga det totala antalet arter som fångats sedan start 2002 till 2014, i fem vattendrag som undersökts årligen. Den sjörika Loån var artrikast med totalt 12 fångade arter. Efter nio års undersökningar hade dessa 12 arter fångats (Figur 6). Den senast fångade arten var en regnbåge (år 2010). I Åvaån tog det fem år, i Bergshamraån tre år, i Muskån sex år och i Kagghamraån elva år för att fånga alla de arter som fångats perioden 2002 fram till 2014. Det kumulativa artantalet avtog logaritmiskt i samtliga vattendrag. Som ett medelvärde för de 25 redovisade åarna var antalet fångade arter år 2002 5,6 för att vara 8,7 efter 13 år (logaritmisk regression, $r^2=0,83$; Kumulativt artantal = $1,423 \cdot \text{Log antal år} + 4,93$). Modellen predikterar att för komma upp i ytterligare en art skulle undersökningarna behöva fortsätta i ytterligare 13 år. Och för att därefter komma upp i ytterligare en art tar det teoretiskt ytterligare 26 år. Med de yttre förhållandena oförändrade kan man således konstatera att elfiskeprogrammet redan ger en bra bild av förekommande fångstbara arter. Att det kan finnas arter som inte fångas med elfiske under sommaren återkommer vi till i diskussionen.



Figur 6. Kumulativa antalet fångade unika fiskarter i fem vattendrag med årliga undersökningar 2002-2014.

Här lämnar vi antal arter per vattendrag och går över till att studera antalet fångade arter per enskilt elfisketillfälle. Hur vanliga var arterna på de undersökta lokalerna och vilka faktorer verkade styra artförekomsten på lokalnivå? Det fångas få arter per elfisketillfälle. Medelvärde för samtliga elfisketillfällen var 2,45 (S.D. 1,3), med lägsta noterade artantal 0 och högsta 7 för alla elfisketillfällen i de 25 vattendragen 2002-2014. Detta kan jämföras med ett medelvärde för kustvattendrag med avrinningsområden mindre än 500 km² (jämför Tabell 1) på 2,6 (S.D. 1,5) för södra ostkusten (Uppsala till och med Skåne län), 3,0 (S.D. 1,4) för svenska västkusten och 3,0 (S.D. 1,5) för norrlandskusten. Stockholms vattendrag är således inte speciellt artrika på undersökta lokaler, men avviker inte markant från andra områden.

Noterbart var att antalet fångade arter per elfisketillfälle var starkt korrelerat (Pearson korrelation, $n=141$) med avstånd till mynningen i havet ($r=-0,231$, $p=0,006$) och avfiskad areal ($r=0,343$, $p<0,001$). Ju närmare havet och ju större yta som undersöks desto fler arter fångades. Hela tio arter tenderade att vara mer frekventa i lokaler närmare havet, men sambandet var endast signifikant för abborre, stensimpa och sutare (Pearson korrelation, $p<0,05$; jämför Figur 5).

Tätheter

Tätheten av en art, det vill säga den mängd individer som förekommer på en given yta, varierar naturligt med faktorer som till exempel klimat, näringsrikedom och konkurrens mellan individer. Tätheten anges som beräknat antal individer per 100 m². När vi talar om tätheter här så räknar vi bara på lokaler där arten förekommer, på andra lokaler är ju tätheten förstås noll vilket inte är så intressant. Inte oväntat var öring den mest frekvent förekommande arten när man studerar enskilda elfisketillfällen (tidigare studerade vi hela vattendrag) följd av abborre, stensimpa, nejönögon och gädda (Tabell 12).

Tabell 12. Medeltäthet per 100 m² (samt standardavvikelse; S.D.) samt förekomstfrekvens för de 20 arter fångade i de 25 vattendragen vid samtliga elfisken från 2002-2014 (totalt 586 elfisketillfällen). Som jämförelse, data från samma period från kustvattendrag från Uppsala till Skåne län med avrinningsområden mindre än 500 km² (n=1778 elfisketillfällen). För öring anges både värde för arten totalt, samt värden för enbart årsungar (0+) respektive större öringar (>0+).

Art	Stockholms 25 kustvattendrag				Övriga ostkustvattendrag	
	Medelvärde	SD	n	Förekomst%	Medelvärde	Förekomst%
Abborre	5,1	8,3	172	29,4	6,7	20,4
Benlöja	14,4	40	14	2,4	11,9	3,3
Björkna	8	10,8	16	2,7	5,5	1,8
Braxen	0,6		1	0,2	1,9	1,1
Nejonögon	3,2	4,1	115	19,6	4,1	16,0
Gers	2,5	4,1	23	3,9	1,9	3,3
Gädda	1,8	1,9	113	19,3	2,7	24,5
Gös	2,3		1	0,2	1,4	0,1
Karp			1	0,2		0,0
Lake	4,5	10	49	8,4	4,2	12,9
Mört	6,4	9,7	95	16,2	9,7	16,4
Regnbåge	0,8	0,2	3	0,5	4,2	1,0
Ruda	1,1		1	0,2	3,4	0,3
Småspigg	2,7	1,9	9	1,5	29,6	5,0
Storspigg	6,7	8,7	11	1,9	15,7	2,1
Stensimpa	90,8	79,5	123	21,0	60,8	18,7
Sutare	2,3	2,9	42	7,2	3	4,6
Vimma	0,6		1	0,2	0,9	0,8
Ål	1,5	0,8	13	2,2	2,7	5,6
Öring	71,5	72,9	500	85,3	79,5	87,4
-öring 0+	57,8	67,5	500	85,3	60,9	87,4
-öring >0+	13,7	16,1	500	85,3	18,6	87,4

På de lokaler där arten verkligen förekom var stensimpa den art som hade högst tätheter med en medeltäthet på 90,8 individer per 100 m² (Tabell 12). Det innebär att det nästan fanns en stensimpa per kvadratmeter. De individrikaste arterna efter stensimpa var i ordning öring, benlöja, storspigg och mört. Lägst tätheter uppvisade vimma, karp, braxen och regnbåge.

Jämför man med liknande kustvattendrag på ostkusten, från Uppsala län till Skåne län, kan noteras att förekomsten av abborre och sutare var högre i Stockholms län än på övriga ostkusten. I det senare området var istället förekomsten av lake och småspigg samt ål högre.

Tätheten av öring var ungefär lika stor vid elfisken i Stockholms län som på övriga ostkusten. Tätheten motsvarar att varje öring har ett område på 1,4 kvadratmeter till eget förfogande på de platser där arten förekommer. Öring diskuteras utförligt i avsnittet om "Öringbeståndens status" nedan.

Biologisk mångfald

Biologisk mångfald är ett vanligt använt begrepp som dock är lite oklart. Ofta används biologisk mångfald synonymt med biodiversitet, det vill säga artrikedom eller variationen i arter mellan och inom habitat. Att det förekommer många arter är dock ingen garanti för en frisk miljö. Vid övergödning (eutrofiering) kan mängden fiskarter öka onaturligt. Biologisk mångfald bör vara mer kopplat till ekologisk status (se avsnitt nedan) och handla om naturliga arter, strukturer och processer. Det kan beskrivas som; rätt art på rätt plats med god genetisk variation i en miljö med intakta habitat och processer. Som mått på arter som indikerar hög eller dålig biologisk mångfald använder vi nedan rödlistade och främmande arter. Som exempel på habitat kommer vi att studera död ved i vatten och som exempel på processer omgivande vegetations beskuggning av vattendragen.

Rödlistade och skyddsvärda arter

Rödlistade fiskarter i svenska sötvatten utgörs (2015 års rödlista) av asp, mal, vimma, ål, lake och havsnejonöga (SLU Artdatabanken). Av dessa påträffades ål, vimma och lake vid elfiskeundersökningarna. Även asp och mal förekommer i länet, den senare efter olagliga inplanteringar. Länets sötvatten har således fem av sex rödlistade sötvattenarter. Fler arter och stammar kan dock anses vara skyddsvärda. EU har i sitt art- och habitatdirektiv (EEG 92/43) pekat ut lax, stensimpa, asp, nissöga, siklöja, sik, flodnejonöga, harr och ål som arter som kan indikera skyddsvärda miljöer eller i sig själva vara skyddsvärda. Flera av dessa arter är vanliga i Sverige och så även i Stockholms län, men man får komma ihåg att denna klassning gäller ur ett samlat Europeiskt perspektiv. Arter som ingår i art- och habitatdirektivet kallas här direktivarter.

Rödlistade arter påträffades vid 10 % och rödlistade eller direktivarter vid 29 % av elfisketillfällena. Det fanns ingen trend över tid i andelen elfisketillfällen med sådana arter åren 2002-2014. Den vanligaste rödlistade arten var lake (8,4 % av elfisketillfällen) och av direktivarterna var det stensimpa (21%) (Jämför Tabell 12).

Det var tydligt att andelen elfisketillfällen med förekomst av någon direktivart eller rödlistad art ökade med vattendragets storlek (Spearman korrelation, $\rho=0,092$, $p=0,026$, $n=586$), från cirka 16 % i små vattendrag ($<10 \text{ km}^2$) till cirka 29 % i vattendrag med en avrinningsområdesstorlek över 100 km^2 . Detta var främst beroende på att stensimpa sällan förekommer i små vattendrag. Som mest fångades två direktivarter eller rödlistade arter vid ett och samma elfisketillfälle. Det var då oftast stensimpa och lake, eller i ett fall lake och ål i Loån på lokalen "Nedom Vira bruk" år 2002.

Ål har minskat radikalt i landet och i Europa (Svärdson 1976, Wickström & Hamrin 1997, Dekker m.fl. 2011 och sammanfattning i Sjöberg 2015). De senaste decennierna påträffades arten bara vid 13 elfisketillfällen i de 25 kustvattendragen (Tabell 12). De tre första åren (2002-2004) fångades ål vid

8 tillfällen, perioden 2005-2007 vid 3 tillfällen, perioden 2008-2010 vid 2 tillfällen och därefter har ål inte fångats på de undersökta lokalerna. Detta innebär att vi har en starkt nedgående trend i ålfångst vid jämförelse av de fyra perioderna (Chi-square=25,1, df=9, p=0,003). En av de rödlistade arterna var således successivt på väg bort från kustvattendragen, men utsättning av ål sker årligen i Mälaren.

Lake uppvisade ingen tendens att minska i frekvens i elfiskeundersökningarna 2002-2014. Det verkar vara främst i sydligare, varmare, vatten i Sverige som lake minskar i (Svensson m.fl. 2010).

Att lax inte förekommer beror rimligen på att vattendragen är för små och har för låg lutning (gradient).

Främmande arter

Noterbart var att den främmande arten regnbåge var mer ovanlig i Stockholms län än på övriga ostkusten och samtidigt hade lägre tätheter när den verkligen förekom (Tabell 12). Årsungar av regnbåge förekom bara vid ett tillfälle – i Loån på lokalen ”Östanå, andra bron” där den fångades 18 september 2012. Det kan tyda på att regnbåge lekt i vattendraget och lyckats med reproduktionen, något som är ovanligt i Sverige. Utav de 58 266 elfisketillfällen som finns registrerade i SERS har regnbåge fångats 90 gånger (0,15 %) och 36 gånger förekom årsungar (0,06 %).

Amerikansk bäckröding som är relativt frekvent förekommande i övriga svenska vattendrag (2,6 % av samtliga inrapporterade elfisken), saknades helt i de undersökta kustvattendragen i länet. Det är inte så förvånande eftersom utsättningar av arten inte varit vanliga i dessa vattendrag. Amerikansk bäckröding förekommer oftast i vattendrag med små avrinningsområden, få sjöar i avrinningsområdet och lägre temperatur än vattendrag som saknar arten (Lundvall & Degerman 2014). Detta är i överensstämmelse med andra undersökningar som visar att amerikansk bäckröding främst etableras i de minsta vattendragen och ofta i miljöer som är så kalla och kärva att öring missgynnas (Öhlund m.fl. 2008). Bäckrödingen kallades förr ibland ”källax”, källornas lax.

Död ved

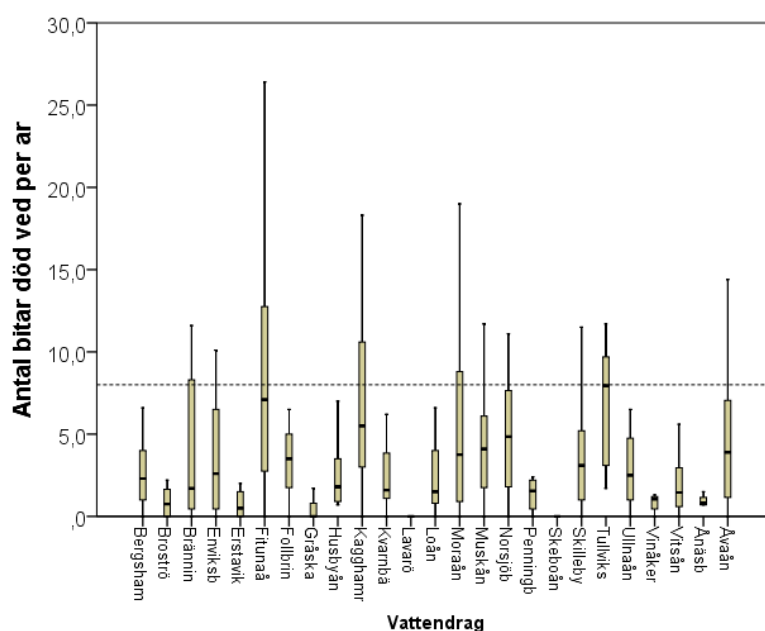
Kantzonen till vattendrag är väldigt viktig för vattendragets ekologiska status och biologiska mångfald (Bergquist 1999). Kantzonen reglerar tillförseln av ljus, organiskt material, närsalter, landorganismer och sediment. Vid elfiske-tillfället räknas antal pinnar, grenar och stockar av död ved samtidigt som vattendragets beskuggning bedöms. Död ved är hela stammar, bitar av träd eller grövre grenar vars livsfunktioner upphört och börjat brytas ned. Vid elfiske räknar man bitarna som är minst 0,5 långa och minst 10 cm i diameter. Död ved som hamnar i vattnet brukar ha vuxit inom 15-20 m från vattnet. Processerna bakom att död ved bildas är ofta vindfällning, torka, brand, parasitangrepp, erosion av strandbrink, naturligt åldrande hos träden och ibland skogsbruk. Ytterligare en faktor i vissa regioner kan vara bäverns

aktivitet. Den döda veden ökar miljöns mångformighet (habitatdiversiteten). Studier har visat att död ved generellt gynnar många fiskarter (till exempel Markusson 1998). Svenska studier har visat att mängden öring i skogsvattendrag ökade med 300 % när mängden död ved ökade från 0 till 8-16 bitar per 100 m² vattendragsyta. Vid ytterligare högre mängder död ved fortsatte mängden öring att öka, dock ej signifikant (Degerman m.fl. 2004).

Mängden död ved var genomgående ganska låg, men kustvattendragen i Stockholm hade högre värden än riksgenomsnittet för mindre vattendrag i Sverige respektive bland svenska kustvattendrag (Tabell 13). Noterbart var dock att för hela perioden 2002-2014 så saknades död ved helt på 17,7 % av undersökta lokaler. Det var ett antal vattendrag som utmärkte sig med väldigt låga nivåer död ved, till exempel Gråskaån, Lavaröån och Skeboån (Figur 7). Vattendrag med relativt god förekomst av död ved på de undersökta lokalerna var Kagghamraån, Fitunaån, Moraån och Tullviksbäcken. Som framgår vid en jämförelse med Tabell 3 var det inte ett direkt samband mellan avrinningsområdets andel skog och mängden död ved på undersökta lokaler.

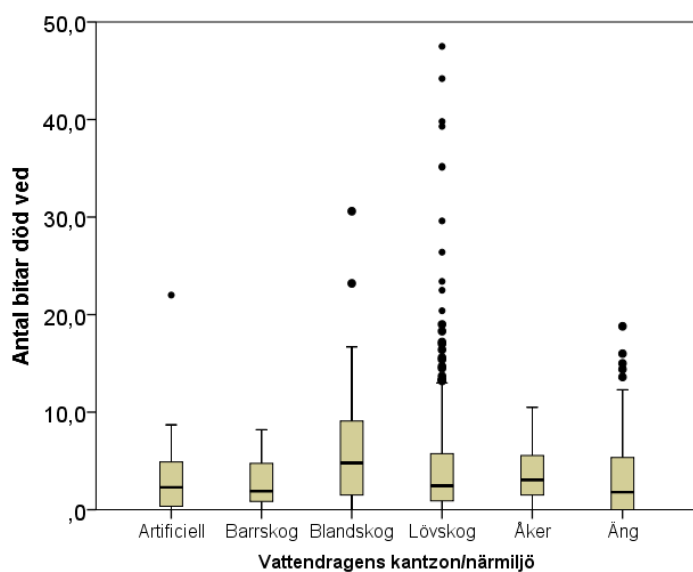
Tabell 13. Mängden död ved i vattendrag med avrinningsområden <500 km² perioden 2002-2014. Mängden är angiven som percentiler där 50 % är centralmåttet, den så kallade medianen.

Område	Antal bitar död ved per 100 m ²			Percentiler		Antal elfisken
	5%	25%	50%	75%	95%	
Sverige	0	0,3	1,5	3,9	14,9	22251
Andra kustvattendrag	0	0,2	1,5	4,2	17,9	5695
Stockholms 25 vattendrag	0	1	3	6	15	574



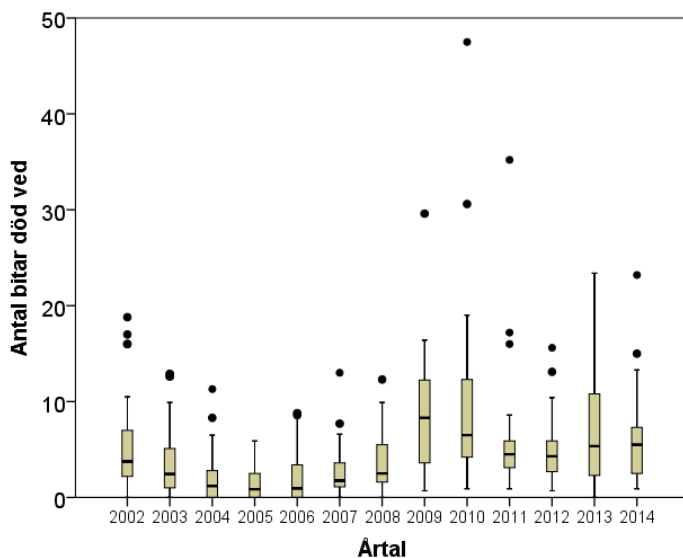
Figur 7. Box-plot av mängden död ved per 100 m² (ar) på elfiskelokaler i undersökta vattendrag 2002-2014. Boxen visar 25 %- till 75 %-percentilen medan det svarta strecket i boxen är medianen (50 %-percentilen). Den streckade linjen anger nedre gräns (8 bitar) för vad som påvisats ge signifikant högre tätheter av öringungar (se texten).

Det kan dock vara rimligt att anta att mängden död ved på lokalerna hänger samman med hur omgivande närmiljö ser ut. Även om det var signifikant mer död ved på lokaler med skog (barrskog, lövskog och blandskog sammantaget; median 2,7) än på andra områden (åker, äng och artificiellt; median 2,25) (Mann-Whitney U-test -2,12, p=0,033) var skillnaden mellan olika närmiljöer ganska ringa (Figur 8).



Figur 8. Box-plot av mängden död ved per 100 m² (ar) på elfiskelokaler beroende på dominerande typ av kantzon/närmiljö. Boxen visar 25 %- till 75%-percentilen medan det svarta strecket i boxen är medianen (50 %-percentilen). Svarta punkter visar extremvärden.

Att det var svårt att se tydliga mönster i varför mängden död ved skiljer mellan vattendrag och lokaler berodde bland annat på att mängden varierar mellan år. År 2009-2010 var mängden död ved högre än andra år, troligen som en följd av stormar (Figur 9). Stormen Emma i mars 2008 kan vara en bidragande orsak, liksom flera blåsiga dagar samma år.



Figur 9. Box-plot av mängden död ved per 100 m² (ar) på elfiskelokaler i de sju vattendrag som fiskats årligen 2002-2014 (jämför Tabell 2). Boxen visar 25 % - till 75 % -percentilen medan det svarta strecket i boxen är medianen (50 % -percentilen). Svarta punkter visar extremvärden.



*Figur 10. Vål beskuggat vattendrag. Beskuggningen gör att vattendragen inte växer igen.
Foto Erik Degerman.*

Beskuggning

I landskapet kommer vattendraget naturligt att rinna genom skuggiga skogspartier och mer oskuggade partier med våtmarker eller tätort. Beskuggade vattendrag är generellt kallare och har mindre mängd övervattensvegetation än de som är fullt utsatta för solljuset (Figur 10). Förändringar i beskuggningen kan få återverkningar på den naturliga faunan och floran, till exempel kan öring missgynnas vid kalhyggen på grund av ett ökat ljusinsläpp (Markusson 1998). Det finns en naturlig dynamik i hur beskuggat vattendraget är orsakat av bränder och stormar. Beskuggning vid elfiskeundersökningar bedöms i 10-procentklasser; 0 %, 10 %... 100 %, det vill säga hur stor del av den undersökta lokalen som ligger i skugga. Beskuggningen bedöms för lokalen som om det var mitt på dagen. Det kan vara svårt att bedöma en mulen dag i slutet av augusti. Därför kan uppgifterna för samma lokal variera, men i och med det stora materialet bör en stabil bild erhållas – speciellt för lokaler som besökts vid flera tillfällen.

Vid en jämförelse med andra områden framkom att beskuggningen av kustvattendrag i Stockholms län var god, med en mediannivå på 70 % av ytan beskuggad att jämföra med 50% i andra områden (Tabell 14). Stockholms kustvattendrag hade också bara cirka 1 % av elfisketillfällena med mindre än 10 % beskuggad yta medan motsvarande värde var cirka 17 % i de andra områdena.

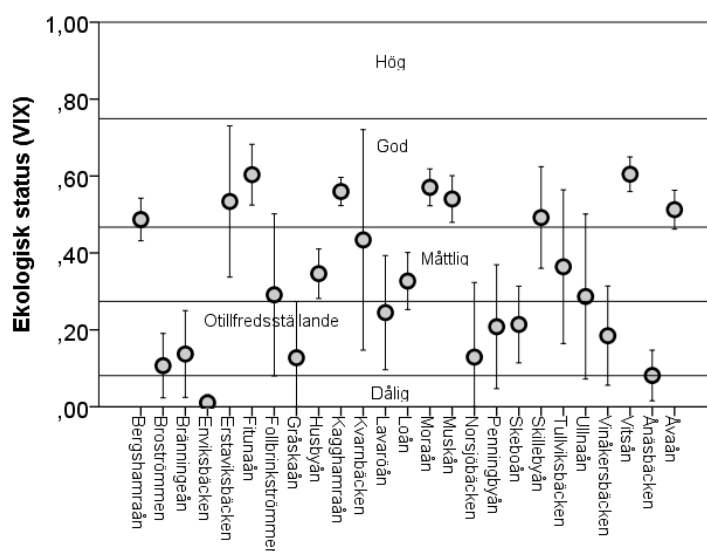
Tabell 14. Beskuggningen i procent av undersökta lokalers yta i de 25 kustvattendragen 2002-2014. Jämförelse görs med kustvattendrag med mindre avrinningsområde än 500 km² runt hela Sveriges kust samt med samtliga inlandsvattendrag belägna lägre än 450 m ö h som uppfyller samma kriterier.

Beskuggning (%)	Stockholm	Övriga kustvattendrag	Sverige nedom 450 möh
0	0	6,3	6,5
1-10	0,9	11,2	11,2
11-20	1,2	8,8	8,9
21-30	2,4	7,4	9,1
31-40	5,8	6,6	8,2
41-50	8,8	10,4	10,5
51-60	14,4	7,5	9,7
61-70	22,5	11,9	11,4
71-80	25,6	14,4	13,2
81-90	16,3	10,4	8,9
91-100	2,1	5,2	2,5
Antal värden	583	6128	15390
Median	70	50	50

Ekologisk status

Tillstånd och trender

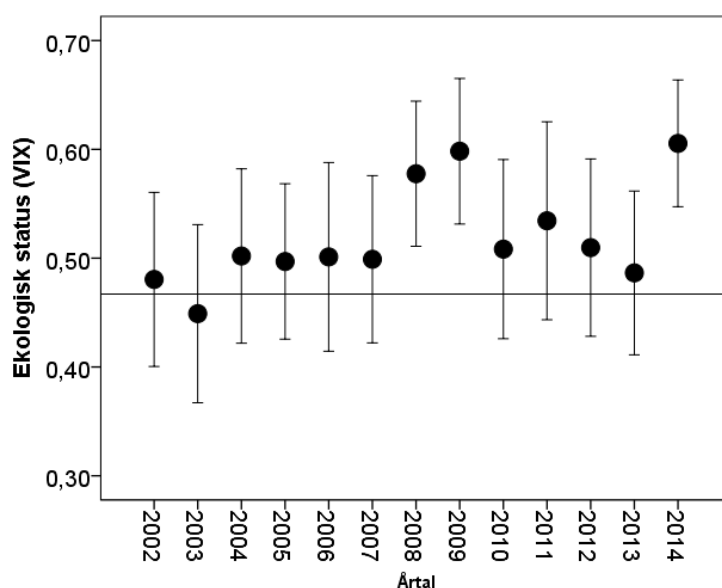
Den ekologiska statusen bedömd utifrån samtliga elfiskeresultat perioden 2002-2014 i de 25 vattendragen ger en splittrad bild. Nio vattendrag har i genomsnitt uppvisat god status, sex vattendrag hade måttlig status och hela tio vattendrag hade ännu sämre status (Figur 11). Enviksbäcken med förekomst av abborre, sutare och ibland öring vid elfiskena (Tabell 11) bedömdes ha sämst status. Änäsbacken som låg precis på gränsen av otillfredsställande och dålig status hade fler arter, men relativt låg förekomst av öring.



Figur 11. Ekologisk status bedömd med indexet VIX som antar värden från 0 till 1. Ju högre värde desto bättre status. De horisontella strecken markerar klassgränser från hög status till dålig. Vertikala streck anger 95 % -konfidensintervall. Statusen är bedömd utifrån alla tillgängliga elfisketillfällen perioden 2002-2014 i de aktuella vattendragen.

Vid en kontroll mot omgivningsfaktorer i Tabell 3 förelåg inga signifikanta korrelationer med bedömd status. Men det förelåg ett visst samband mellan låg status och stor andel sjö i avrinningsområdet (Pearson korrelation -0,27, $p=0,19$, $n=25$). Många av arterna som anses toleranta mot påverkan kommer från sjöarna (jämför Figur 4) och det kan vara så att bedömningsindexet inte förmår att beakta effekten av att sjöarter ibland uppträder på elfiskelokalerna. Vi kommer att utvärdera detta närmare nedan när vi analyserar på lokalnivå.

Om man vill studera förändringen av status över tid går det inte att blanda alla vattendrag eftersom vissa inte provtagits alla år. Vi använder oss därför av de sju vattendrag som provtagits alla år 2002-2014 (Tabell 2). I medeltal har statusen förbättrats över tid och var 2014 signifikant inom gränsen för god status (Figur 12).



Figur 12. Ekologisk status bedömd med indexet VIX. Statusen är bedömd utifrån alla tillgängliga elfisketillfällen perioden 2002-2014 i de sju vattendrag som undersökts årligen. Vertikalt streck visar gräns mellan måttlig och god status.

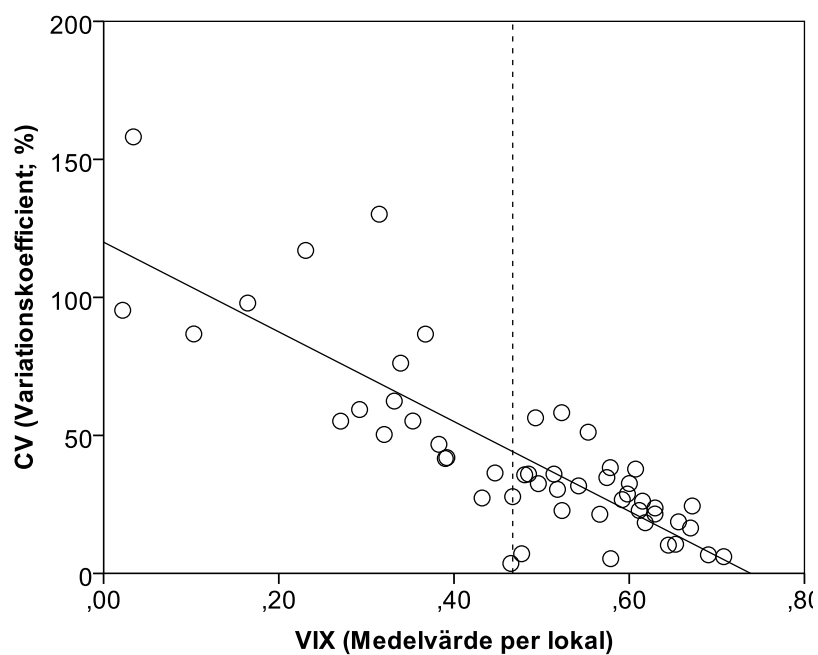
I en linjär regression testades om VIX signifikant var korrelerat till årtal och trenden var tydlig (Pearson $r=0,543$, $p=0,055$, $n=13$). Därmed kan man konstatera att statusen förbättrats signifikant under perioden, för dessa vattendrag. I Tabell 15 har vi studerat trenden för de enskilda vattendrag perioden 2002-2014 utifrån elfisken på de lokaler som fiskas återkommande, 3-4 lokaler per vattendrag (Bilaga 1). Även om ingen trend var signifikant för det enskilda vattendraget så var tendensen tydlig med en successiv ökning av VIX över tid i alla vattendrag utom Muskån (Tabell 15). Noterbart var att med detta urval så låg alla vattendrag på eller över gränsen för god status.

Tabell 15. Ekologisk status (VIX) som medelvärde och trend (Pearson r samt signifikansnivå) för perioden 2002-2014 i de sju årligen undersökta vattendragen på lokaler som fiskats återkommande.

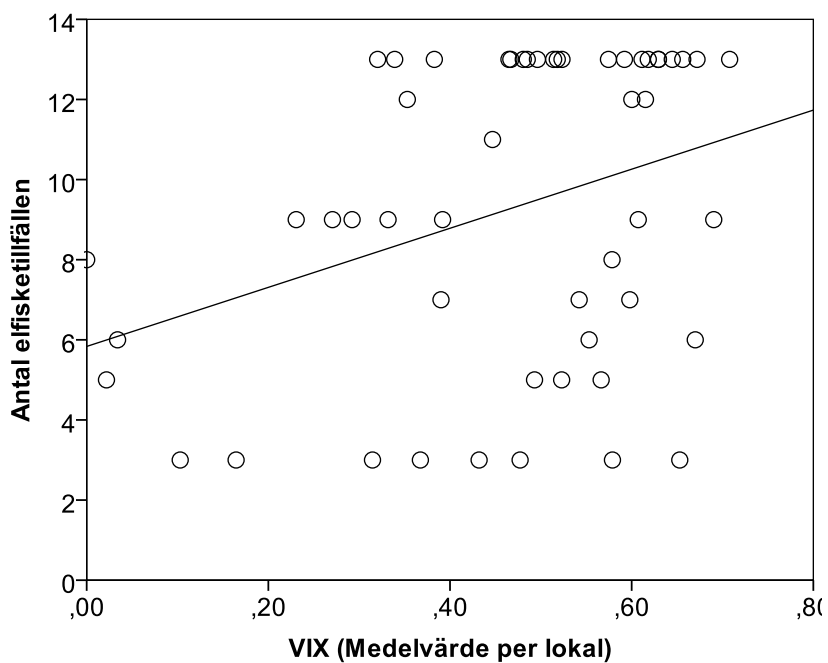
Vattendrag	VIX	Trend	p
Bergshamraån	0,52	0,51	0,11
Loån	0,47	0,34	0,28
Åvaån	0,6	0,16	0,61
Kagghamraån	0,52	0,51	0,11
Vitsån	0,6	0,107	0,82
Moraån	0,63	0,16	0,6
Muskån	0,61	-0,05	0,61

Det kan därmed vara på sin plats att fråga om valet av lokal i den årliga uppföljningen, som är inriktad på havsöring, styr utfallet av bedömning av ekologisk status. Vi kan jämföra medelvärdet av VIX för perioden på lokaler som fiskas återkommande med lokaler som fiskats vid enstaka tillfällen. Vi gör denna analys på det samlade materialet från samtliga 25 vattendrag eftersom det i de sju årligt undersökta vattendragen var få lokaler som inte var återkommande undersökt (bara 7 elfisketillfällen). Medelvärdet på VIX på återkommande undersökta lokaler var 0,43 ($n=566$ elfisketillfällen) och på lokaler som undersökts vid enstaka tillfällen 0,33 ($n=11$). Skillnaden var dock inte signifikant (Anova, $F_{1,575}=2,48$, $p=0,12$), men var ändå tankeväckande. Med ett större material är det möjligt att en annan bild av de undersökta vattendragen skulle framtona.

Om man inkluderar alla elfisken i vattendragen är det enklare att få en bild av vad som påverkar VIX och dess variation. Bedömningen av fiskstatus bör ske utifrån minst tre elfisketillfällen (antingen i tid eller i rum) (Degerman m.fl. 2012). Vi har valt att studera precision och statistisk styrka närmare på samtliga lokaler som undersökts minst tre gånger perioden 2002-2014. Det fanns 52 lokaler som uppfyllde kravet. Det var tydligt att CV (variationskoefficienten; se Material och metoder) minskade med högre VIX-värden (Figur 13), ett vanligt samband på grund av relativt sett större variationer vid låga värden. Detta innebär att man för att få en god precision i skattningen av ekologisk status bör ta mer prov på lokaler med dålig status än dem med hög status. I föreliggande program fanns en tendens att prov på lokaler med god status varit frekventare (Figur 14), det var ett signifikant samband (linjär regression, Pearson $r=0,342$, $p=0,013$, $n=52$). Detta innebär att programmets fokus på att följa öringbestånden gör att det samlade medelvärdet av alla elfisketillfällen kan ge en bättre ekologisk status för de 25 vattendragen än om elfiskena skett mer jämnt spritt över tillgängliga lokaler.



Figur 13. CV (variationskoefficienten i %) som visar hur mycket ett enskilda elfiskes resultat varierar runt medelvärdet för VIX (ekologisk status) på 52 lokaler som undersökts minst 3 gånger perioden 2002-2014. Heldragen linje utgör regressionslinje och streckad linje är gränsen mellan måttlig och god ekologisk status.



Figur 14. Antal elfisketillfällen som genomförts mot medelvärdet för VIX (ekologisk status) på 52 lokaler som undersökts minst 3 gånger perioden 2002-2014. Heldragen linje utgör regressionslinje.

Ett hypotetiskt vattendrag som undersöks på två lokaler, en dålig lokal med tre elfisken och en bra med sju elfisken, kommer att ge en bild som svevar mot det bra vattendraget eftersom 70 % av proven (elfiskena) kommer därifrån. Därför kanske ekologisk status för ett vattendrag, eller delar av ett vattendrag, bör bedömas utifrån medelvärden för ingående lokaler. Man kan även beakta osäkerheten i bedömningen av respektive lokals medelvärde, men vi nöjer oss med att studera medelvärdena rakt av. Faktiskt var det ganska liten skillnad i medelvärdet av VIX bedömt på dessa två olika sätt (Tabell 16). Störst var differensen i Tullviksbäcken och Muskån. Endast ett av vattendragen skulle ha ändrat sin klassning. Lavaröån gick från måttlig status till otillfredsställande status om man jämför alla elfisketillfällen (n=10) eller bara de två lokalerna. Som framgår av tabellen var dock osäkerheten i skattningen relativ stor (återigen större vid låg status, jämför Figur 13).

Tabell 16. Medelvärde av VIX (samt S.D. och antal stickprov (n)) beräknat per vattendrag som medelvärde per elfiskelokal (när minst tre elfisken utförts per lokal) respektive beräknat utgående från alla tillgängliga elfisketillfällen 2002-2014.

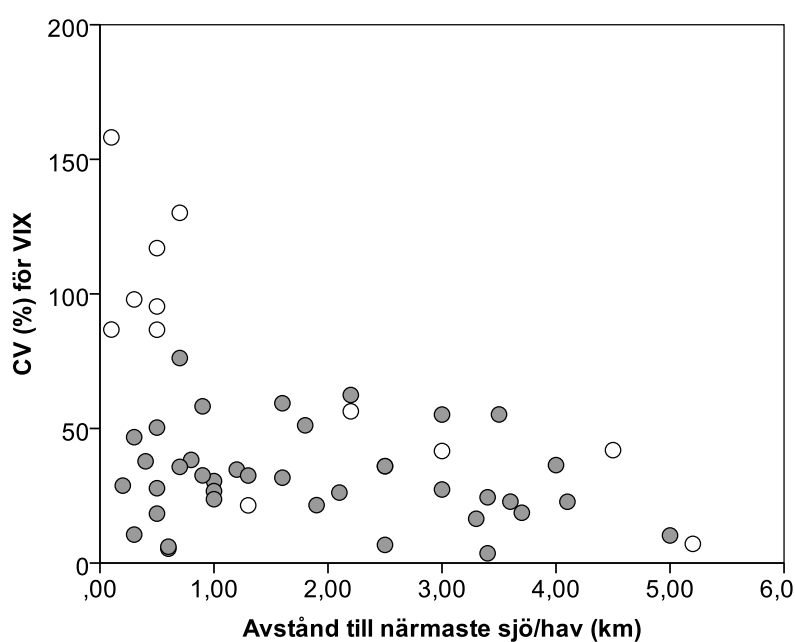
Vattendrag	Per lokal			Per elfisketillfälle			Skillnad VIX
	VIX	SD	Antal	VIX	VIX SD	Antal	
Lavaröån	0,27	0,14	2	0,24	0,21	10	0,03
Tullviksbäcken	0,44	0,3	3	0,36	0,3	11	0,08
Skeboån	0,17	0,15	3	0,21	0,22	22	-0,04
Bergshamraån	0,48	0,09	4	0,49	0,19	49	-0,01
Loån	0,28	0,25	5	0,33	0,25	45	-0,05
Åvaån	0,52	0,11	4	0,51	0,19	56	0,01
Husbyån	0,37	0,09	4	0,35	0,17	30	0,02
Kagghamraån	0,56	0,08	6	0,56	0,16	79	0
Vitsån	0,6	0,11	4	0,6	0,15	44	0
Moraån	0,55	0,12	4	0,57	0,16	46	-0,02
Fitunaån	0,57	0,11	4	0,6	0,2	27	-0,03
Skillebyån	0,47	0,11	4	0,49	0,26	18	-0,02
Muskån/Hammerstaån	0,56	0,13	5	0,48	0,22	51	0,08

Vi testade vilka omgivningsfaktorer (Tabell 3) och lokalkarakteristika samt täthet av öring (10-logaritmerad) som var korrelerade med CV. CV var starkast signifikant negativt korrelerat med tätheten av öring (starka öringbestånd ger höga och stabila värden på VIX per definition). Därmed var det också negativt korrelerat till lokalens bedömda värde för öring. Sedan var det återigen så att närhet till sjöar och stor andel sjöar i avrinningsområdet medförde höga CV, det vill säga stor variation i bedömningen av VIX (Tabell 17).

Tabell 17. Pearson korrelation mellan omgivningsvariabler (Tabell 3), lokalkarakteristika och täthet av öring mot CV för VIX. Signifikanta samband i färgad ruta (n=52).

Avrinnings- område (log, km ²)	Andel jord- bruksmark (%)	Andel sjöar (%)	Andel skogsmark (%)	Andel tätort (%)
0,158	-0,025	0,314	0,21	-0,175
Avstånd till havet (km)	Höjd över havet (m)	Avstånd till sjö (km)	Antal död ved (per 100 m ²)	
0,035	-0,159	-0,407	-0,263	
Bredd på lokalen (m)	Medeldjup på lokalen (m)	Vatten- hastighet (3 klasser)	Lokalvärde för öring (3 klasser)	Täthet av öring (per 100 m ²)
0,101	0,219	0,136	-0,361	-0,701

Vi valde att avsätta CV för VIX mot avståndet till närmaste sjö eller havet och då framgick ett tydligt mönster att osäkra skattningar av VIX förekom nära sjö/hav på lokaler med svaga öringbestånd (Figur 15).



Figur 15. Osäkerheten (CV uttryckt i %) av skattningen av VIX för lokaler avsatt mot avståndet till närmaste sjö eller havet. Fyllda ringar hade ett öringbestånd med en medeltäthet över 10 individer per 100 m².

Resultaten ovan indikerar att lokaler med svaga öringbestånd inom 1 km från sjöar/havet uppvisar hög variation i skattningen av VIX och att detta måste beaktas vid statusklassning av ett vattendrag. Vid uppbyggnaden av indexet VIX har detta problem beaktats, men troligen inte i tillräcklig omfattning.

Vad som också framgår av Figur 15 var att svaga öringbestånd var frekventare nära sjöar/havet.

Öringbestånden

Förekomst av öring.

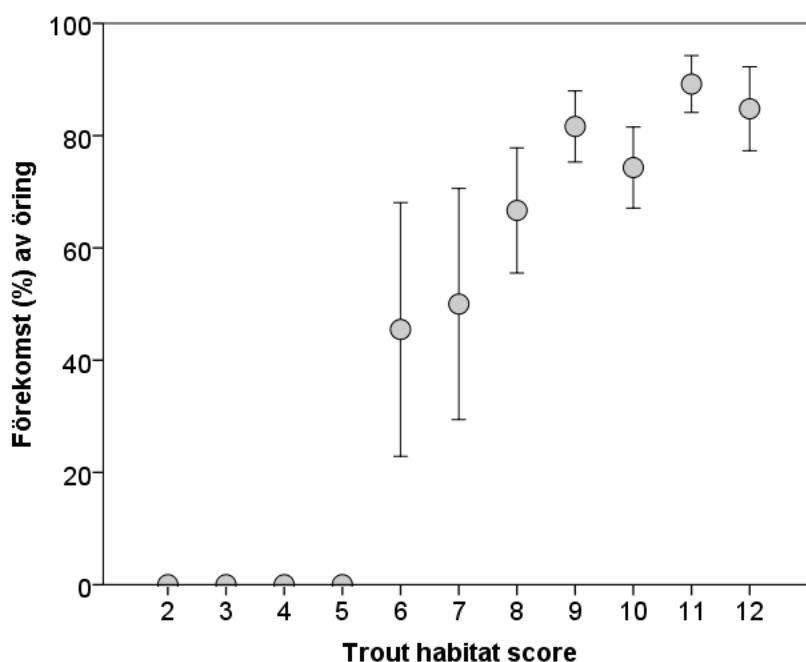
Havsöring förekom vid 606 elfisketillfällen av samtliga elfisketillfällen (totalt 789) i Stockholms län, vilket motsvarar 76,8 %. Ser man enbart till de 25 utvalda vattendragen och perioden 2002-2014 var förekomsten hela 85,3 % (Tabell 12). Ser man enbart till de sju vattendrag där årlig provtagning skett och enbart till de lokaler som provtagits återkommande (Bilaga 1) så var förekomsten av öring 100 % de flesta år. Hur vanlig öring är i länets vattendrag beror således på vilket stickprov man använder sig av. I och med att programmets del med årlig övervakning fokuserar på öring och övervakningen av ekologisk status sker med längre intervall mellan provtagningstillfällena blir resultatet detta.

Om vi vill veta om förekomsten av öring förändrats över tid i de undersökta 25 vattendragen får vi välja ut lokaler som provtagits någon gång före år 2008 (åtta år) och jämföra med samma lokal någon gång perioden 2009-2104 (sju år). Det fanns 43 sådana lokaler och medelförekomsten av öring den första perioden var 82,3 % och den andra perioden 82,7 %, vilket inte var en statistisk skillnad.

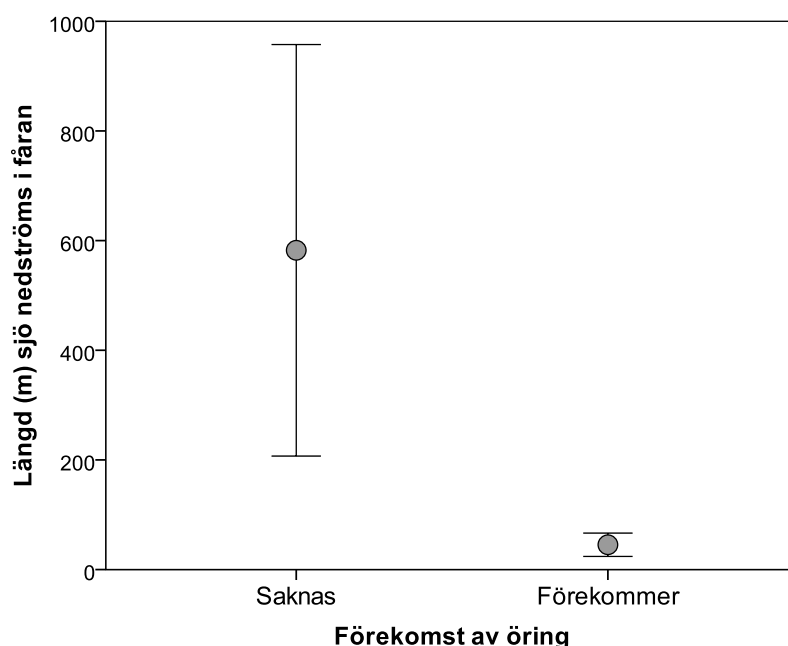
Från Figur 5 ovan framgick inte vad som styrde förekomsten av öring beroende på att arten var så vanlig att den ordination som genomfördes inte gav något tydligt resultat. Med en logistisk regression undersöktes vilka tre faktorer som var viktigast för att förklara förekomst/avsaknad av öring vid utförda elfisketillfällen i de 25 vattendragen. En signifikant modell (-2log likelihood 383,4, Nagelkerke $r^2=0,266$, andel rätt klassade 86,5 %) erhöles med följande variabler i ordning; lokalkvärde för öring, mängd död ved och andel sjö i avrinningsområdet. Förekomsten av öring var således mest beroende på hur lokalens fysiska miljö var anpassad för öring samt hur mycket sjöar det fanns i avrinningsområdet, ju större andel sjö desto mindre sannolikt att öring förekom.

Lokalkvärde är subjektivt bedömd av den som utför elfiske i en skala 0 till 2. I Material och metoder finns som alternativ en objektiv bedömning av öring-habitat presenterad; THS - trout habitat score. Den omfattar såväl vattenhastighet, substrat, medeldjup som död ved och beskuggning. Den kan ha värden från 0 till 12. Förekomsten av öring avsattes mot THS och visade ett tydligt samband (Figur 16). Noterbart var att öring inte förekom vid THS under 6 medan vid THS över 9 var sannolikheten att öring förekom minst 75 %.

Nu är det möjligt att närmare studera de lokaler som hade en THS över 9 och se vilka som saknade öring. Där är det sannolikt att en annan orsak föreligger än just lokalens hydrologiska och morfologiska förhållanden. För att få ett stort material tog vi med alla tillgängliga elfisken. Hela 531 elfiske-tillfällen hade THS av minst 9, av dessa saknade 94 tillfällen fångst av öring. Det som signifikant skilde (Parvis Anova mellan öringförekomst och respektive omgivningsvariabel; $p < 0,001$) dessa grupper var i ordning; längden sjöar nedströms ($F=51,2$), andelen sjö i avrinningsområdet ($F=14,1$) och vattendragets bredd ($F=10,7$). Klart viktigast var längden sjö nedströms vattendraget på väg till havet. I de fall öring förekom var den i medeltal 45 m och när öring saknades 582 m (Figur 17). Det är rimligt att anta att stor längd sjöar nedströms fungerar som ett vandringshinder både för lekfisk och utvandrande smolt. Öringpopulationen kan i så fall bli strömlevande men så tycks inte ha varit fallet på dessa lokaler med goda öringhabitat.



Figur 16. Förekomsten av öring vid elfisketillfällen avsatt mot lokalens värde som öringhabitat beräknat med trout habitat score (THS). Förekomsten av öring ökade generellt med THS.



Figur 17. Längden (meter) sjö nedströms i fåran i medeltal (samt 95 % -konfidensintervall) på lokaler med god habitatkvalitet för öring (trout habitat score ≥ 9) fördelat på lokaler som saknade öring ($n=94$) respektive där öring fångades vid elfiske ($n=437$).

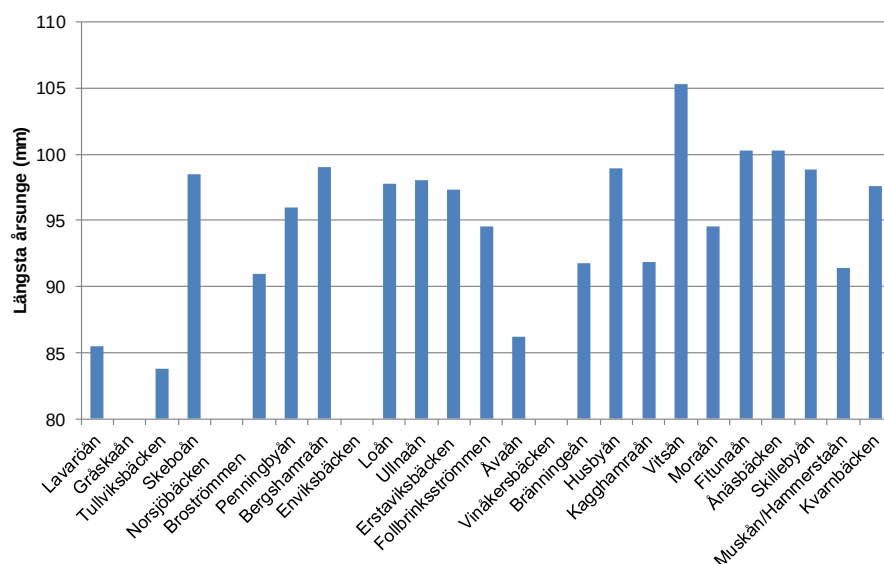
Rekrytering av öring

Rekrytering av öring är de fall då öring 0+, årsungar, förekommer på lokalen. Om man enbart ser till de lokaler där öring förekom så var det rekrytering på hela 91,6 % (S.D. 28 %) av lokalerna. Detta kan jämföras med medelvärdet för lokaler med förekomst av havsöring på ostkusten 95,1 % (S.D. 21 %). De lokaler i Stockholms läns kustvattendrag som oftare saknade rekrytering var lokaler med en bredd under 3,1 m. De hade 12,7 % av lokaler utan rekrytering trots att öring förekom medan värdet för bredare lokaler var 4 % (Classification tree, Chi-2=14, $p=0,002$). Orsaken kan vara att smalare och mindre lokaler oftare torkar ut eller åtminstone får låg vattenföring sommartid. För gruppen med bredare lokaler kunde dessa i sin tur delas in i två grupper, de som låg inom 500 m från en sjö eller längre ifrån. De förra hade 12 % av lokalerna utan rekrytering och det senare bara 2,4 % (Chi-2=9, $p=0,015$). Återigen framgår en negativ effekt av sjöar på förekomst och rekrytering av öring.

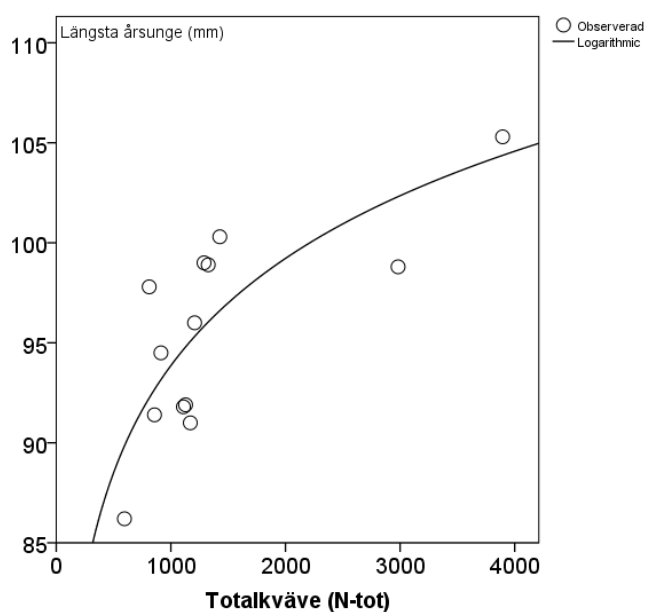
Tillväxt hos öringungar

Årsungar av öring var i medeltal 94,8 (S.D. ± 11) mm vid elfisket. Storleken beror naturligtvis på vilken dag på året (Dagnummer) de fångades, ju senare, ju mer hinner de tillväxa. För att kunna jämföra mellan vattendragen korrigerades längden på den längsta årsungen på varje lokal med kovariansanalys så att längden kom att vara beräknad som att den mätts den 6 september (Ancova, $F_{22,499}=11,3$, $p<0,001$, kovariat dagnummer $p<0,001$, $r^2=0,304$). Årsungarna växte bäst i Vitsån och sämst i Tullviksbäcken (Figur 18). Vid

en stegvis linjär regression mot tillgängliga omgivningsvariabler visade det sig att tillväxten var mest korrelerad till kvävehalten i vattendraget (Linjär regression, $F_{1,7}=7,7$, $p=0,028$, $r^2=0,46$). Med en logaritmisk anpassning var den förklarade variationen 56 % (Figur 19).



Figur 18. Längd (mm) på den längsta årsungen av öring som medelvärde för samtliga vattendrag där årsungar fångades. Längden är justerad för datum för fångst och ska återspegla storleken den 6 september ett normalår 2002-2014 (se texten).



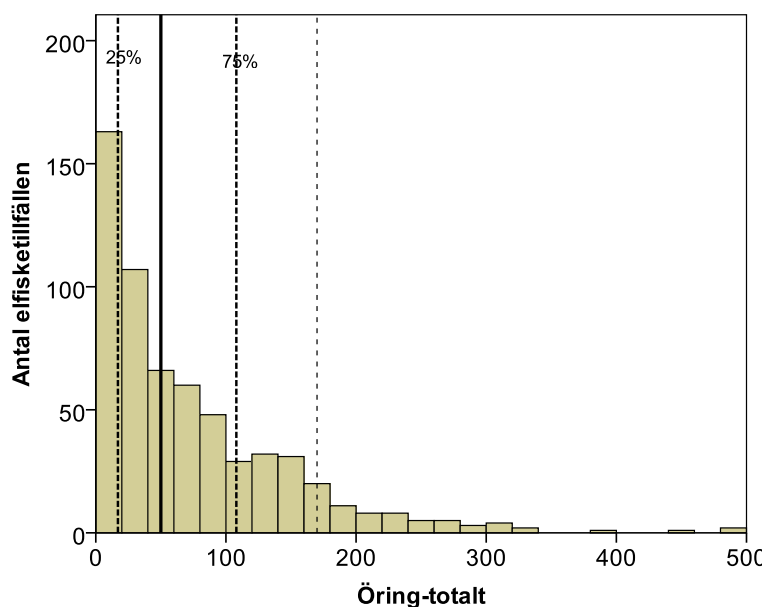
Figur 19. Längden (mm) på den längsta årsungen av öring enligt Figur 17 avsatt mot medelvärdet för Totalkväve (Tabell 4). Linjen är en logaritmisk anpassning.

Täthet av öring

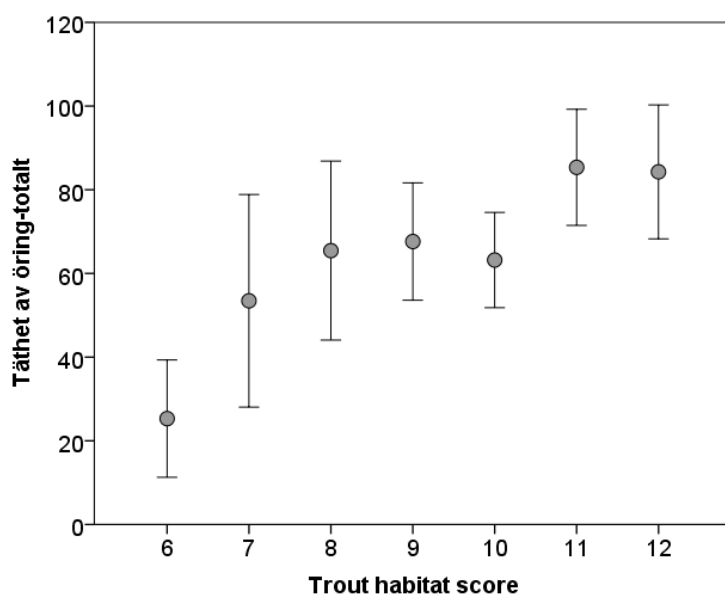
Nedan kommer vi bara att diskutera tätheten av öring där arten förekom. Tätheten av havsöring på alla tillgängliga elfisketillfällen med havsvandrande öring ($n=606$) i Stockholms län gav ett medianvärde på 50 öringar per 100 m^2 , medan 25 % -percentilen var 17 och 75 % -percentilen var 108. Vid 10 % av elfisketillfällen påträffades tätheter över 170 (Figur 20).

Liksom förekomsten av öring så följde tätheten av öring på de lokaler där den förekom trout habitat score (THS). Lokalerna med högst THS hade en medeltäthet av öring på över 80 ungar per 100 m^2 (Figur 21).

För att höja lokalernas värde som öringhabitat (THS) ett steg krävs till exempel att man tillför mer död ved, lägger ut lämpligt bottensubstrat och säkerställer att vattnet strömmar. Genom biotopvård bör det vara möjligt att höja många svaga lokaler ($\text{THS} < 8$) ett eller två steg, vilket motsvarar en ökning av tätheten av öring med cirka 20 %.



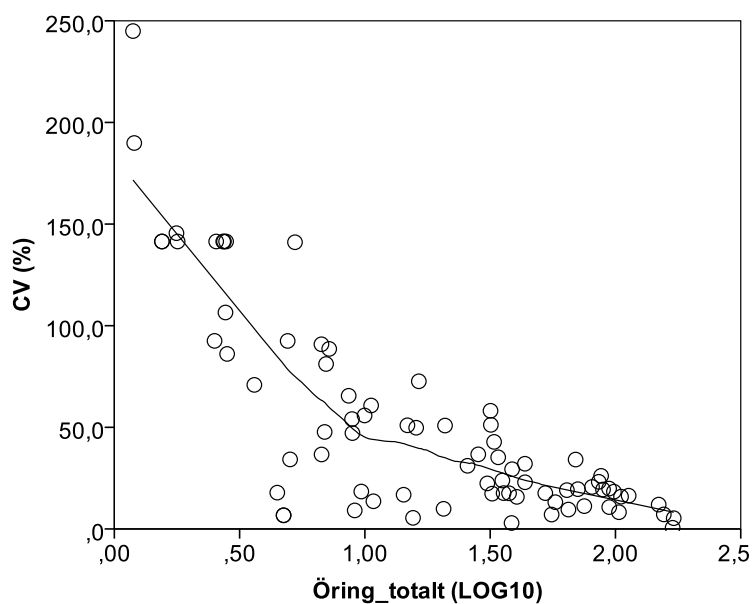
Figur 20. Täthet av öring (antal per 100 m^2) på alla tillgängliga elfisketillfällen med havsvandrande öring ($n=606$) i Stockholms län. De lodräta strecken markerar 25 % -percentil, median (tjock linje) och 75 % -percentil. Trots att enstaka extremt höga tätheter över 400 öringar per 100 m^2 uppmätts så var medianvärdet endast 50 öringar.



Figur 21. Täthet av öring (antal per 100 m²) på alla tillgängliga elfisketillfällen med havsvandrande öring (n=606) i Stockholms län avsatt mot trout habitat score (THS).

Variation i täthetsskattningarna

Liksom vid skattningen av variationen (CV) i precisionen av medelvärdet av ekologisk status vid respektive lokal så förelåg ett liknande mönster för tätheten av öring (Figur 22). I figuren är tätheten av öring angiven som 10-logaritmerade värden. Det innebär att brytpunkten runt en täthet på 1 motsvarar en faktisk täthet av 10 öringar per 100 m². Vid lägre medeltätheter blir skattningen av medeltätheten osäker. Detta innebär att om man vill fastställa ett öringbestånds status så krävs generellt fler elfiskeundersökningar i vattendrag med svaga bestånd.



Figur 22. CV (variationen i skattningen av medelvärde) i relation till medeltätheten (10-logaritmisk skala) av öring på respektive lokal. Linjen visar Loess regression.

Status bedömd utifrån Jämförvärden

Ett syfte med övervakningsprogrammet är att bedöma produktionen av havsöring i länets vattendrag. Även om öring och andra laxfiskar är indikatorer på god ekologisk status i vattendrag och därför viktas högt i indexet VIX (se ovan om ekologisk status) så kan inte öringbeståndets status bedömas utifrån den ekologiska statusen. Statusen måste istället bedömas utifrån jämförelse med liknande vattendrag med öring.

I de 25 vattendragen finns det 100 lokaler som undersökts återkommande perioden 2002-2014. Vi har valt i denna utvärdering att numrera dem nedifrån havet och uppströms. I några vattendrag (Loån och Kagghamraån) fanns upp till 6 lokaler och som minst två lokaler (Follbrinkströmmen) (Bilaga 1). Vi beräknade medianvärdet för tätheten av öring-totalt på varje lokal och jämförde med jämförvärden i Tabell 9. Sedan beräknade vi medianvärdet för lokalerna och använde det för att klassa vattendragens öringbestånd. Ett vattendrag (Muskån) hade höga tätheter, nio vattendrag hade normala bestånd, sju hade låga tätheter, tre hade mycket låga tätheter och hela fem hade extremt låga tätheter av öring (Tabell 18). Sammantaget hade således 40 % normala eller höga tätheter och 32 % mycket eller extremt låga tätheter.

Det var ett tydligt mönster att lokalerna med bäst tätheter av öring låg i nedre delen av vattendragen, ex Bergshamraån, Moraån, Fitunaån och Muskån. Oftast var det den högst belägna lokalen som var av sämre status, något som kan bero på vandringshinder för öring i vattendragen. Som vi sett ovan kan långa sträckor av sjö nedströms troligen innebära ett hinder.

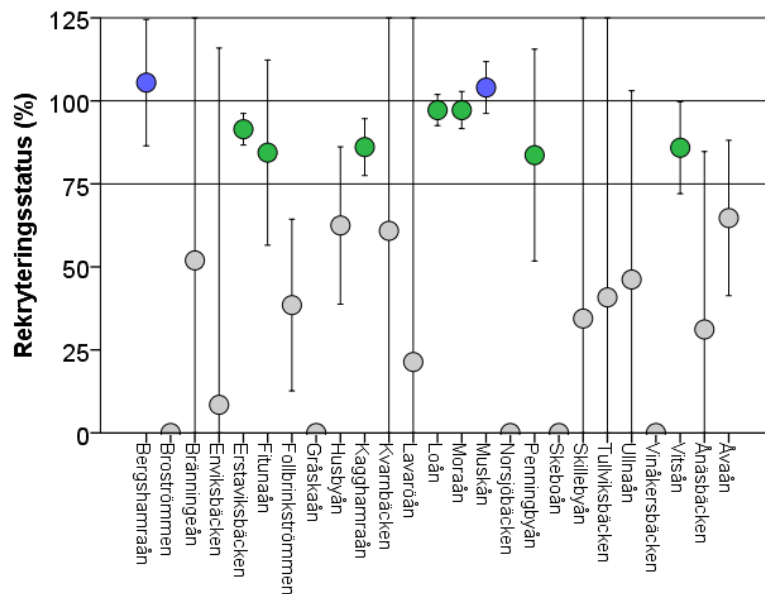
Tabell 18. Klassning av öringtätheten på de återkommande undersökta lokalerna i de 25 vattendragen samt för vattendragen som helhet. Lokalerna är numrerade nedifrån och uppströms. Klassningen är baserad på Jämförvärden (Tabell 9).

Extremt låg	
Mycket låg	
Låg	
Normal	
Hög	

Vattendrag	Lokal 1	Lokal 2	Lokal 3	Lokal 4	Lokal 5	Lokal 6	Medelvärde
Lavaröån							
Gråskaån							
Tullviksbäcken							
Skeboån							
Norsjöbäcken							
Broströmmen							
Penningbyån							
Bergshamraån							
Enviksbäcken							
Loån							
Ullnaån							
Erstaviksbäcken							
Follbrinksströmmen							
Åvaån							
Vinåkersbäcken							
Bränningeån							
Husbyån							
Kagghamraån							
Vitsån							
Moraån							
Fitunaån							
Ånåsbäcken							
Skillebyån							
Muskån/Hammerstaån							
Kvarnbäcken							

Status bedömd utifrån Rekryteringsstatus

ICES har en utvecklad modell för att bedöma rekryteringsstatusen hos havsöring baserat på tätheten av öring samt trout habitat score (se Material och metoder). Modellen är uppbyggd så att lokaler eller vattendrag med en förväntat hög status får värdet 100 %. Lägre status indikerar att lokalerna i vattendraget inte är fullt besatta utgående från sina förutsättningar (habitat) och geografiska läge. Nio vattendrag hade bestånd med en skattad status över 75 % och två vattendrag låg till och med över 100 % (Bergshamraån och Muskån) (Figur 23).



Figur 23. Rekryteringsstatus (där 100 % är fullgod status utifrån lokalernas förutsättningar) som medelvärde för de 25 vattendragen på lokal som undersökts återkommande 2002-2014.

Trender i öringtätthet

Förändringen av tätheten av öring (uppdelat på öring 0+, öring >0+ samt alla öring-totalt) utvärderades perioden 2002-2014 per lokal på de lokaler som hade öring och var undersökta vid minst tre tillfällen. Analysen gjordes med Pearson korrelation mellan logaritmerad täthet och årtal. För de 53 lokaler där tillräckligt dataunderlag förelåg så var det vanligare med en negativ utveckling än en positiv. Om man ser till öring-totalt var det en positiv utveckling på 44 % av lokalerna och negativ utveckling på 56 % (Tabell 19). För de 25 kustvattendragen som helhet förelåg en negativ trend i öringtätthet (se medelvärde underst i Tabell 19). Utvecklingen för samtliga lokaler var dock inte signifikant skild från 0 (One-sample t-test, $t=-1,35$, $p=0,198$). Ett 95 % -konfidsintervall på Pearson r skulle omfatta intervallet $-0,21$ till $+0,04$. Endast i sju fall var utvecklingen signifikant, i sex fall negativ och i ett fall positiv (en lokal i Loån).

Ser man enbart till de sju vattendrag som undersökts årligen ökade median-tätheten av öring-totalt från 56,6 perioden 2002-2008 till 68,5 per 100 m² åren 2009-2014. En ökning således med 21 %.

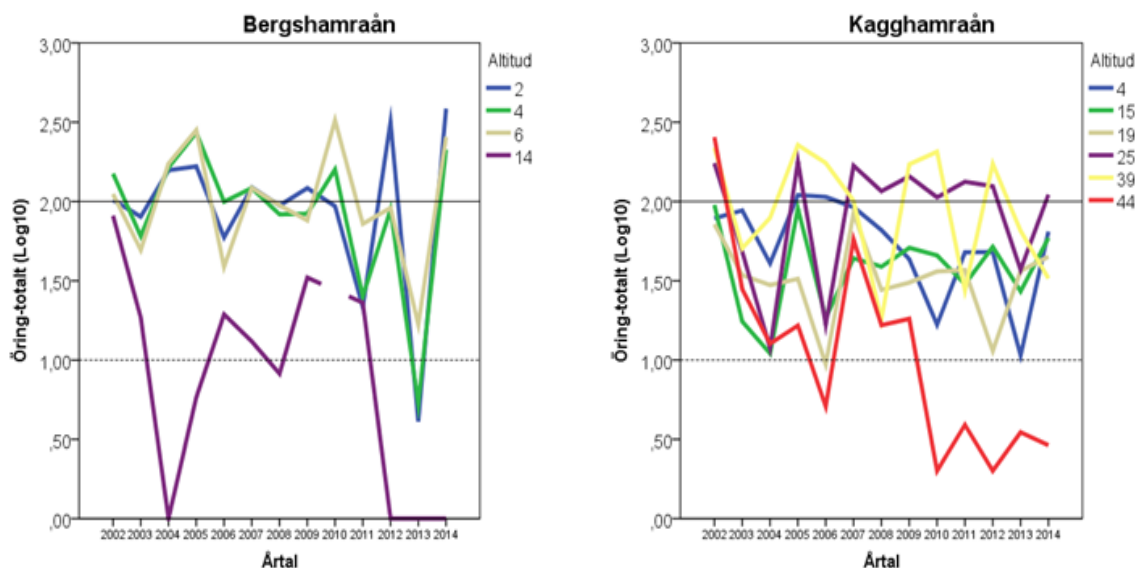
Tabell 19. Trend i täthet av öring på lokaler med tillräckligt dataunderlag för Pearson korrelationsanalys. Negativ trend visar avtagande täthet över tid 2002-2014. Gråstrerade celler visar signifikanta trender ($p < 0,05$).

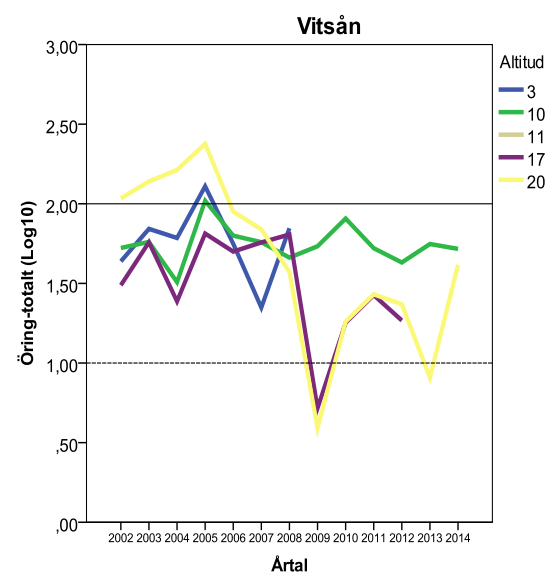
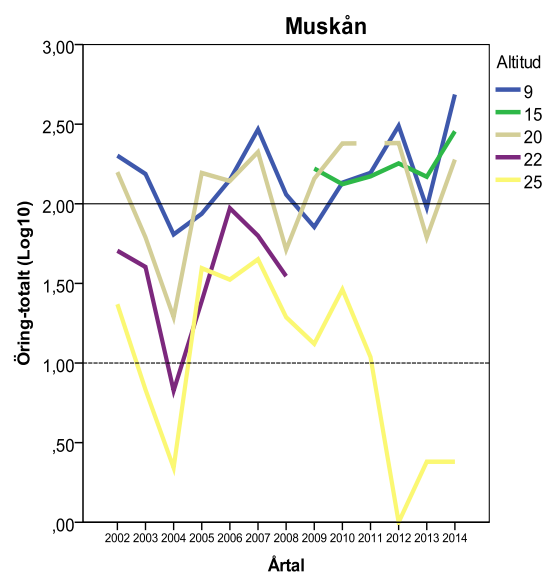
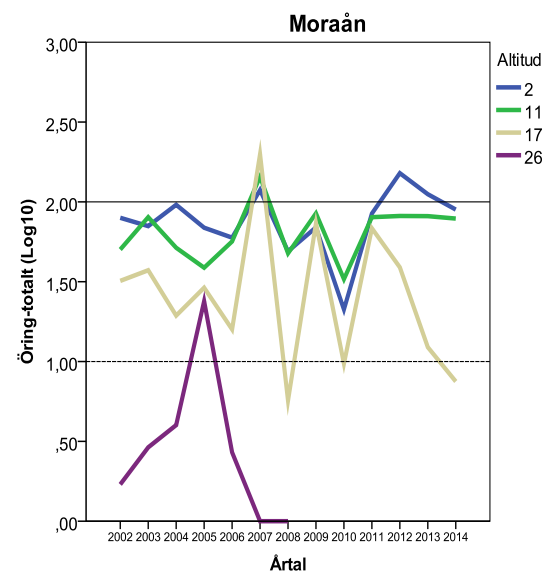
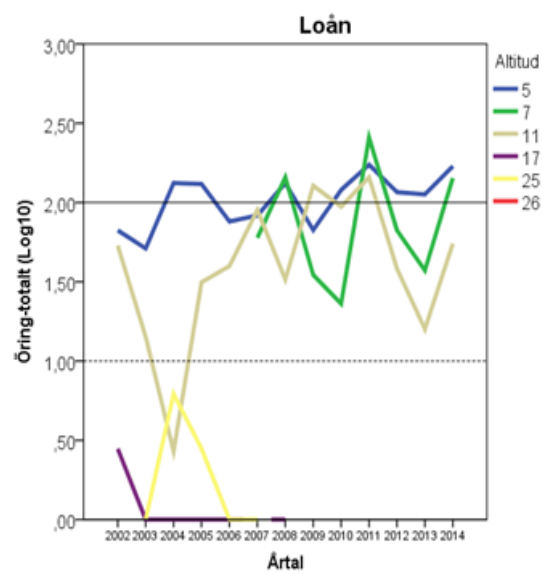
Vattendrag	Lokalnamn	Antal elfisken	Medeltäthet per 100 m ²				Trend (Pearson r)		
				Öring 0+	Öring >0+	Öring-tot	Öring 0+	Öring >0+	Öring-tot
Bergshamraån	Utanbro	13	123,1	8,5	131,7	0,325	-0,287	0,313	
Bergshamraån	Bergshamra	13	90,0	26,3	116,3	-0,170	-0,318	-0,248	
Bergshamraån	Kvarngården nedan he	13	100,0	30,4	130,4	0,081	-0,104	0,059	
Bergshamraån	Riala nedan bron	12	10,3	5,9	16,2	-0,445	-0,167	-0,500	
Fitunaån	Fituna gård	9	51,9	2,1	54,0	-0,582	-0,897	-0,623	
Fitunaån	Hin håles trädgård	6	42,6	17,2	59,8	-0,875	-0,414	-0,834	
Fitunaån	Nedstr Källsta	9	106,3	15,9	122,2	0,205	-0,575	0,149	
Fitunaån	Södra Källsta/Fagers	3	15,3	4,9	20,2	-0,777	0,828	-0,702	
Husbyån	Södra Beteby	9	22,2	5,0	27,1	0,228	0,078	0,241	
Husbyån	Husby	9	21,8	7,6	29,4	-0,359	-0,242	-0,358	
Husbyån	Hässlingby	9	4,5	3,7	8,2	0,371	-0,446	0,113	
Husbyån	Gullringskärret	3	0,0	4,6	4,6		0,869	0,869	
Kagghamraån	Huvudfåran Brinks öv	13	53,2	8,3	61,5	-0,543	-0,398	-0,577	
Kagghamraån	Huvudfåran Rosenhill	13	39,6	4,0	43,6	-0,095	-0,087	-0,103	
Kagghamraån	Nedstr fallet 2	13	30,1	6,4	36,4	-0,168	-0,205	-0,218	
Kagghamraån	Kvarnruinen	13	94,9	9,7	104,7	-0,006	0,163	0,017	
Kagghamraån	Uringe överfart Bröt	13	98,9	19,0	117,9	-0,266	-0,375	-0,310	
Kagghamraån	Biotopvärd nederst	13	26,3	5,3	31,6	-0,518	-0,648	-0,550	
Lavaröån	Svinnötorp	3	3,4	4,2	7,6	-0,998	-0,982	-0,996	
Lavaröån	Lavarö	3	8,3	4,2	12,5	0,115	-0,999	-0,212	
Loån	Östanå andra bron 1	13	73,4	35,6	109,0	0,236	0,817	0,581	
Loån	Östanå tredje bron	8	79,9	14,8	94,6	0,085	0,572	0,136	
Loån	Roslags kulla bron v	13	31,9	24,0	55,8	0,220	0,388	0,312	
Loån	Nedan Vira bruk (3)	6	0,3	0,0	0,3	-0,605		-0,605	
Loån	Virabruk kaffestugan	5	0,0	1,4	1,4		-0,363	-0,363	
Moraån	Saltå kvarn, cafeet	13	57,6	23,6	81,3	0,406	-0,182	0,265	
Moraån	Ene gamla kvarn	13	54,7	14,1	68,8	0,234	-0,088	0,233	
Moraån	Eneskolan	13	39,8	1,4	41,2	-0,093	0,137	-0,088	
Moraån	Folkpool	7	3,3	1,0	4,3	0,000	-0,470	-0,067	
Muskån/Hammerstaån	Fors	13	140,1	36,3	176,4	0,447	-0,195	0,421	
Muskån/Hammerstaån	Väg 73	6	123,4	52,3	175,7	0,189	0,401	0,644	
Muskån/Hammerstaån	Vretafor	12	124,9	13,4	138,3	0,311	0,217	0,351	
Muskån/Hammerstaån	Nederfors	7	37,7	6,1	43,8	0,191	0,269	0,236	
Muskån/Hammerstaån	Prästtorpsbron	13	13,0	3,5	16,6	-0,438	0,164	-0,391	
Skeboån	Bron Häverödalen	8	0,1	0,2	0,3	-0,443	-0,328	-0,437	
Skeboån	Skede	9	9,0	5,4	14,5	-0,194	-0,506	-0,507	
Skeboån	Ovan bron Skebobruk	9	1,6	0,9	2,5	-0,521	-0,759	-0,670	
Skillebyån	Eneby krog nedstr 2	3	25,5	0,0	25,5	0,861		0,861	
Skillebyån	Eneby krog uppstr 1	5	39,4	16,0	55,4	0,377	0,500	0,483	
Skillebyån	Yttereneby	5	15,3	1,6	16,9	0,226	0,145	0,239	
Skillebyån	Skilleby	5	8,7	6,1	14,8	0,236	0,261	0,276	
Tullviksbäcken	Mynningen	3	3,8	9,3	13,0	-0,383	-0,333	-0,348	
Tullviksbäcken	250 m uppstr spången	3	97,9	18,2	116,1	-0,219	-0,715	-0,269	
Tullviksbäcken	Naturresevarsgränse	3	28,5	16,0	44,4	-0,845	0,976	-0,821	
Vitsån	Berga örlogsbas	7	55,5	8,0	63,5	-0,021	-0,087	-0,045	
Vitsån	Canyon	13	39,0	17,8	56,8	-0,196	0,205	-0,112	
Vitsån	Green nr 6	11	33,5	3,4	36,9	-0,308	-0,420	-0,438	
Vitsån	Fors gård	13	70,2	3,0	73,3	-0,731	-0,572	-0,741	
Åvaån	Åvavägen	12	88,6	12,4	100,9	0,363	0,127	0,354	
Åvaån	Åva gård	13	132,9	31,7	164,6	-0,012	-0,563	-0,158	
Åvaån	Beteshagen	13	105,2	18,8	124,0	0,419	0,085	0,423	
Åvaån	Nedre dammen	13	85,4	18,7	104,2	0,451	-0,102	0,426	
Medelvärde		9,1	48,9	11,5	60,5	-0,085	-0,113	-0,082	

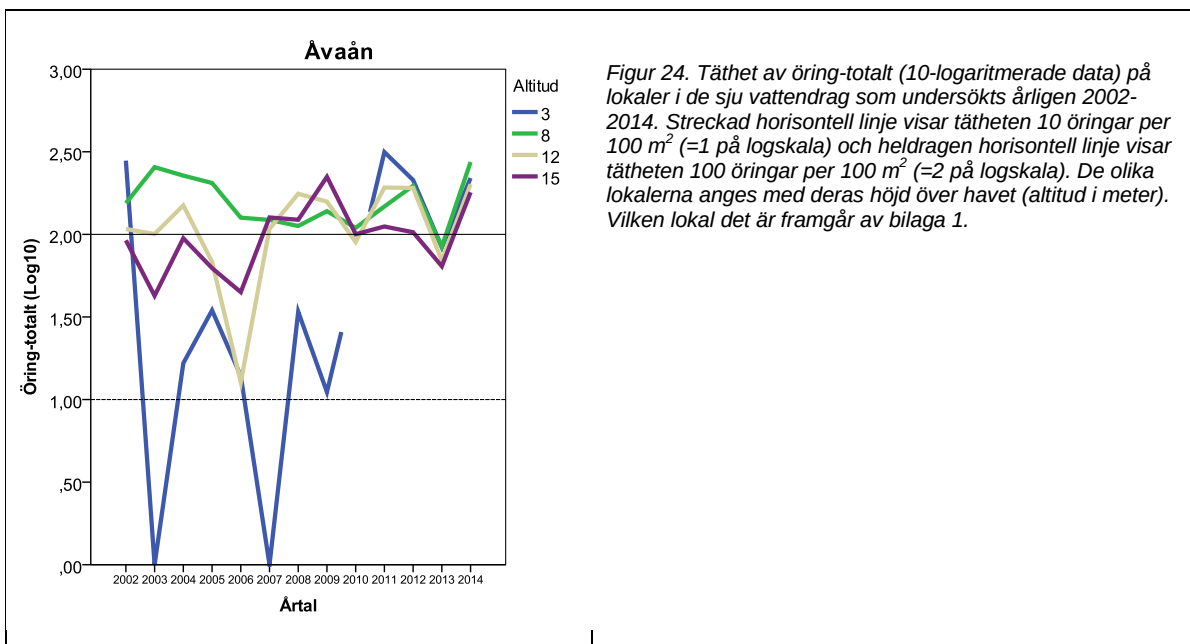
Uppenbarligen beror utfallet på angreppssättet. För att kunna utröna vad som hänt med tätheten av öring redovisar vi nedan resultat från enskilda lokaler i årligen undersökta vatten. Vad som tydligt framgår är att utvecklingen varierade inom vattendragen. I Berghamraån var det den översta lokalen som föll ur mönstret, likaså i Kagghamraån, Moraån och Muskån (Figur 24). Att den översta lokalen har svagare öringbestånd och mer fluktuationer kan bero på att lekfisk inte alltid nått dit och att vattentillgången kan vara sämre under torrår.

Berghamraån hade en kraftig nedgång i täthet av öring år 2013, eljest ganska stabila förhållanden. Två lokaler hade en positiv trend och två en negativ (Tabell 19). Nedgången i täthet år 2013 förelåg också, om än mindre uttalat, i Kagghamraån, Loån, Muskån, Vitsån och Åvaån. Elfisket det året skedde senare än vanligt (in i oktober) på grund av en långvarig torka efter en varm sommar. Torkan verkar ha påverkat öringbestånden rejält i vissa år. Påföljande år, det vill säga efter leken senare på hösten år 2013, var det väldigt höga tätheter av årsungar av öring (öring 0+) (Figur 24). De hade gynnats av bristen på öringungar av äldre årsklasser, både konkurrens om utrymme och risken för att bli uppäten av artfränder hade således minskat.

Muskån uppvisade en tydligt ökande trend. Övriga vattendrag verkade relativt stabila. En tydligt avvikande lokal var den nedersta i Åvaån som visade stora fluktuationer mellan år. Orsaken här var tillfälliga punktutsläpp av syretärande material från jordbruk.







Diskussion

Resultaten visade genomgående en effekt av sjöar. Stora och sjörika vattendrag hade fler arter. Arter som mört, benlöja, björkna och gers var vanliga i sjörika vattendrag, medan småspigg och storspigg förekom i små vattendrag utan sjöar. Den ekologiska statusen var svår att skatta på grund av variationer i skattningen nära sjöar på grund av enstaka förekomster av toleranta arter som abborre och mört, men också för att öringbestånden kunde vara svaga nära sjöar. Indexet VIX bygger mycket på laxfiskar som indikatorer på god miljö och tycks ha svårt att hantera enstaka fångster av fisk som kommer till lokalen från närliggande sjöar. Som en konsekvens av detta bör lokaler inom en km kanske undantas vid bedömningar med hjälp av fiskfaunan, i alla fall om öringbestånden på platsen är svaga (jämför med Figur 15).

Det totala antalet arter som fångats under perioden i vattendragen avtog logaritmiskt över tid. Det skulle i genomsnitt krävas 13 års undersökningar för att teoretiskt fånga ytterligare en art i vattendragen. Med andra ord har undersökningarna genomförts så att en god bild av fångstbara arter erhållits. Då bör man beakta att ett antal arter är svåra att fånga vid elfiske under sommaren, till exempel asp, id, nors och vimma. Samtliga leker på våren i vattendragen och vandrar sedan ut till hav och sjöar igen. Vill man ha en övervakning som omfattar samtliga förekommande fiskarter måste övervakningen kompletteras med till exempel strömöversiktsnät (Fjälling m.fl. 2015) eller ryssjor (Gustafsson 2015) som fiskas under våren, och möjligen senhösten med tanke på sik.

Det var glädjande att konstatera att främmande arter var mycket ovanliga och utgjordes av regnbåge som fångades vid 0,5 % av elfisketillfällena, betydligt under genomsnittet för motsvarande vattendrag på övriga ostkusten. Vid ett tillfälle förekom årsungar av regnbåge, vilket kan indikera att lek skett.

Sommaren 2013 var varm och det var låg vattenföring i många vattendrag, vilket påtagligt påverkade öringbestånden i vissa vatten, speciellt Bergshamraån. Stockholms kustvattendrag är påtagligt påverkade av utdikningar och sjösänkningar (Asplund 1975). Thuresson (2005) skriver specifikt om Bergshamraån; *”igenväxta slättlandssjöar som växt igen genom påverkan av sjösänkning och övergödning”*. En viktig åtgärd för att både stärka och stabilisera öringbestånden, liksom för att nå god ekologisk status, är att hydrologiskt restaurera landskapet. Höjning av sänkta sjöar, anläggande av våtmarker, återmeandering av rätade vattendrag och igenläggning av diken är exempel på åtgärder som krävs (se Degerman 2008, kapitel 5.1 & 5.2). Östlund (2004) har gjort en beräkning av vad en dämning av den sänkta Gräsösjön (70,6 ha) skulle innebära för Gråskaån (avrinningsområde 66,3 km²) i Stockholms län. En dämning med en meter skulle ge en extra

vattenvolym på 706 000 m³. Tanken är att detta vatten skulle släppas ut successivt under sommaren för att öka lågvattenföringen. Dock kommer en del av vattnet att försvinna som avdunstning från sjöytan. Avdunstningen uppskattades 100 mm/månad (1 mm = 1 l/m²). Totalt skulle detta innebära 282 400 m³. Kvar till sommarflöde skulle därmed finnas 423 600 m³, vilket fördelas på 4 månader = cirka 41 l/s. Eftersom lågvattenföringen sommartid enstaka dagar uppmäts till 17 l/s innebär detta ett stort tillskott och en återgång till naturligare förhållanden.

Flera vattendrag hade dålig eller sämre ekologisk status. De bakomliggande orsakerna har inte gått att säkerställa vid denna utvärdering. Det var inga tydliga samband med vattenkemi eller markanvändning enligt tillgängliga data.

Förekomsten och tätheten av öring var starkt kopplad till habitatvärdet som beskrevs med "Trout habitat score" (THS). THS beräknades i en skala 0-12 där högre värden innebär bättre habitat. Lokaler med svag förekomst av öring, trots hög THS, var sådana med stor längd sjöar nedströms lokalen på vägen ut till havet. Det kan innebära att havsöring har svårt att vandra nedströms som smolt och uppströms genom sjöar som lekfisk, troligen på grund av risken att råka ut för rovfisk som gädda, gös och stora abborrar. Resultatet innebär att man kan styra restaureringsåtgärder för öring till vattensystem med bra förutsättningar för arten. THS visar också åtgärder som kan vara prioriterade vid restaurering som till exempel att återföra död ved, även om mängden död ved i länets vattendrag var relativt god i jämförelse med andra vattendrag.

Man kan tycka att om öringtätheten är så starkt korrelerad till THS så är det bara lokalens hydrologiska och morfologiska förhållanden som är avgörande. Analyserna ovan visade dock att THS är ett utmärkt instrument för att hitta lokaler som har goda förutsättningar för öring, men ändå saknar arten.

Tätheten av öring, det vill säga mängden per ytenhet, var i paritet med förväntade värden vid jämförelse med liknande vattendrag på ostkusten och runt hela Östersjön. Vid jämförelsen tas hänsyn till varje lokals THS, geografiskt läge och klimatiska förhållanden. Femton vattendrag hade dock låga tätheter, dessa sammanföll ofta med vatten med låg ekologisk status. Det gick inte att avgöra vilka det var statistiskt utgående från vattenkemi eller markanvändning, men habitatkvaliteten var avgörande, liksom förekomsten av sjöar nedströms lokalen. Tätheterna var relativt stabila över tid, undantaget variationer betingade av torka i utdikade avrinningsområden och punktutsläpp i Åvaån.

Undersökningar i Åvaån har också visat på negativa effekter av lergrumling nedströms i vattendraget. Pansar och Hagström (2013) skriver om Åvaån: *"Perioder med grumligt vatten medför även att grus – och stenbottnar slammas igen, vilket påverkar förutsättningarna för reproduktion av fisk och bottenfauna i Åvaåns nedre delar. Bottenfaunans artrikedom är till exempel betydligt större i åns övre delar (efter nedre dammen) än dess mer låglänta*

delar.” Åvaån var också det enda vattendraget med lägre tätheter av öring på den nedersta lokalen.

Sammanfattningsvis är övervakningsprogrammet väl designat för att följa öringbestånden och övrig fiskfauna i de sju vattendrag som undersöks årligen. För övervakning av ekologisk status kan det krävas att vattendragens habitat karteras, så kallad biotopkartering, för att få ett mer representativt urval av lokaler som följs med längre intervall. Dock måste alltid minst tre elfiske-tillfällen användas vid klassning av ekologisk status.

Erkännanden

Stort tack till Henrik C Andersson, Joakim Pansar och Håkan Häggström för data och diskussioner.

Referenser

- Andersson, H.C. (redaktör), 2010. Fisk i vattendrag och stora sjöar. Rapport 2010:07, Länsstyrelsen i Stockholms län, 164 s.
- Asplund, Ö., 1975. Sänkta och utdikade sjöar i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län 1975:02, 168 s.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & M. Dahlberg 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. FINFO, Fiskeriverket Informerar, 2007:5.
- Bergquist, B. 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturöversikt. Fiskeriverket Rapport 1999:3, 118 s.
- Bergquist, B., Degerman, E., Petersson, E., Sers, B., Stridsman, S. & S. Winberg, 2014. Aqua reports 2014:13 (under tryckning). Standardiserat elfiske i vattendrag – en manual med praktiska råd. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm.
- Degerman, E., Johlander, A., Sers, B. & P. Sjöstrand, 1994. Biologisk mångfald i vattendrag - övervakning med elfiske. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, 2:67-83.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & P. Angelstam. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. Ecol. Bull. 51:233-239.
- Degerman, E., 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Internet, 300 s.
- Degerman, E., Petersson, E. & B. Sers, 2012. Analys av elfiskedata. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2012:12, 79 s.
- Dekker, W., Wickström, H. & Andersson, J, 2011. Ålbeståndets status i Sverige 2011. Aqua reports 2011:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 69+9 s.
- Fame Consortium 2004. Manual for the application of the European fish index – EFI. Version 1.1., January 2005. <http://fame.boku.ac.at>.
- Fjälling, A., Degerman, E. & U. Johansson, 2015. Norden multimesh gill net for sampling fish in lotic environments. Lakes and reservoirs: research and management 20:182-186.

- Gustafsson, R., 2015. Provfiske I Taxingeån 2015. Länsstyrelsen Stockholm, Fakta 2015:24, 9 s.
- Haglund, A-L., Carlson, T., Larson, D., Lundvall, D. & H. Olofsson, 2010. Utvärdering av biologiska bedömningsgrunder för sjöar – erfarenheter från Dalarna. Rapport från Länsstyrelsen i Dalarnas län, 2010:16, 36 s.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & U. Beier, 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar. Utveckling och tillämpning av EQR8. Finfo, Fiskeriverket Informerar, 2007:3.
- Lundvall, D. & E. Degerman, 2014. Övervakning av fisk och miljö med elfiske i Dalarnas län – en utvärdering. Länsstyrelsen i Dalarnas län, rapport 2014:18, 91 s.
- Markusson, K., 1998. Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar. SILVA. Skogsstyrelsen Rapport 8, 40 s.
- Pansar, J. & J. Hagström, 2013. Åvaåns vattenkvalitet 2000-2012. Länsstyrelsen Stockholm, Fakta 2013:10, 7 s.
- Sers, B., Magnusson, K. & E. Degerman, 2008. Referensvärden från Svenskt Elfiskeregister. Information från Svenskt ElfiskeRegiSter, nr 1, 49 s.
- Sjöberg, N., 2015. Eel migration – results from tagging studies with relevance to management. Doktorsavhandling, Stockholms Universitet, Marin ekologi, 42 s.
- Svärdson, G., 1976. The decline of the Baltic eel population. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm, 53:136-143 s.
- Thuresson, M., 2005. Vattenväxter. En inventering i Bergshamraåns avrinningsområde. Länsstyrelsen i Stockholms län, Rapport 2005:18, 57 s.
- Wickström, H. & S. Hamrin, 1997. Management of the European eel. Fisheries bulletin 15:46-52.
- Öhlund, G., Nordwall, F., Degerman, E. & T. Eriksson, 2008. Life history and large-scale habitat use of brown trout and brook trout – implications for condition-specific competition. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65:633-644.
- Östlund, L. 2004. Möjliga åtgärder för att öka lågvattenföringen och förutsättningarna för havsöring (*Salmo trutta*) i Gråskaåns avrinningsområde. Examensarbete. Inst. För markvetenskap, SLU, avdelningsmeddelande 04:3, 47 s.

Bilaga 1. Ingående 100 lokaler som undersökts återkommande inom föreliggande program

Vattendrag	Lokalnamn	X i RT90 (koordinat)	Y i RT 90 (koordinat)	Altitud (m.ö.h.)	Kommun	Antal elfisken	VIX-värde (Ekol. status)	THS (Öringhabitat)	Öring-totalt Täthet per 100 m ²	Öringförekomst (% av elfisken)
Bergshamraån	Bergshamra	661709	165888	4	Norråtalje	13	0,574453	9	116,3	100
Bergshamraån	Kvarngården nedan he	661694	165881	6	Norråtalje	13	0,496259	8	130,4	100
Bergshamraån	Riala nedan bron	661535	165278	14	Norråtalje	12	0,353008	9	16,2	67
Bergshamraån	Utanbro	661708	165901	2	Norråtalje	13	0,518095	10	131,8	100
Broströmmen	Bron Hårnackalund	663252	166634	2	Norråtalje	2	0,173939	9	2,4	100
Broströmmen	Erken övre kvarnen	664076	166040	8	Norråtalje	2	0,140735	10	0,0	0
Broströmmen	Ned bron Hårnackalun	663245	166634	1	Norråtalje	2	0,005928	9	0,0	0
Broströmmen	Risslingby	664069	166095	7	Norråtalje	2	0,106389	10	0,0	0
Bränningeån	Bruket	655933	160634	2	Södertälje	2	0,185591	12	9,1	100
Bränningeån	Bränninge gård nedan	655907	160584	10	Södertälje	2	0,00043	11	0,0	0
Bränningeån	Bränninge gård nedan	655909	160610	7	Södertälje	2	0,06945	10	1,1	50
Bränningeån	Kolonilott övre	655925	160626	5	Södertälje	2	0,293051	10	38,4	100
Enviksbäcken	Forsa ned kulvert	661417	165926	9	Norråtalje	2	0,001341	11	0,0	0
Enviksbäcken	Forsa åker ovan Berg	661494	165993	6	Norråtalje	2	0,000438	8	0,0	0
Enviksbäcken	Marinan	661526	166040	1	Norråtalje	2	0,036418	10	0,7	50
Enviksbäcken	Ned Bergviksvägen	661522	166031	5	Norråtalje	2	0,003337	10	0,0	0
Erstaviksbäcken	Erstavik 1:a åkern	657472	163884	7	Nacka	2	0,600198	9	51,0	100
Erstaviksbäcken	Erstaviks gods	657460	163935	2	Nacka	2	0,733966	10	168,2	100
Erstaviksbäcken	Sanda	657497	163702	20	Nacka	2	0,502454	10	6,6	100
Erstaviksbäcken	Östa bron Mellanberg	657498	163678	25	Nacka	2	0,298407	9	3,2	50
Fitunaån	Fituna gård	655055	161230	7	Nynäshamn	9	0,607251	10	54,0	89
Fitunaån	Hin häles trädgård	654968	161378	12	Nynäshamn	6	0,553152	9	59,8	83
Fitunaån	Nedstr Källsta	654917	161412	13	Nynäshamn	9	0,690361	11	122,2	100
Fitunaån	Södra Källsta/Fagers	654876	161463	18	Nynäshamn	3	0,432039	11	20,2	100
Follbrinkströmmen	Prinsvillan ovan bro	657097	164231	3	Tyresö	2	0,197708	11	3,8	100
Follbrinkströmmen	Strömstugan nere	657094	164224	4	Tyresö	2	0,384312	11	73,4	100
Gråskaån		666752	165408	1	Norråtalje	1	0,001393	8	0,0	0
Gråskaån	Stenvalvsbron Ronöho	666797	165334	3	Norråtalje	2	0,132837	9	0,0	0
Gråskaån	Utloppet Gräsösjön	666809	165109	6	Norråtalje	2	0,248599	9	0,0	0
Husbyån	Gullringskärrret	655876	163305	18	Haninge	3	0,477178	11	4,6	100
Husbyån	Husby	655778	163492	5	Haninge	9	0,270598	10	29,4	89
Husbyån	Hässlingby	655869	163487	9	Haninge	9	0,391826	10	8,2	89
Husbyån	Södra Beteby	655714	163569	4	Haninge	9	0,331798	9	27,1	89
Kagghamraån	Biopopvärd nederst	655755	161800	44	Botkyrka	13	0,629365	10	31,6	100
Kagghamraån	Huvudfåran Brinks öv	655640	161440	4	Botkyrka	13	0,514091	10	61,5	100
Kagghamraån	Huvudfåran Rosenhill	655892	161627	15	Botkyrka	13	0,485055	9	43,6	100
Kagghamraån	Kvarnruinen	655964	161690	25	Botkyrka	13	0,592062	11	104,4	100
Kagghamraån	Nedstr fallet 2	655495	161555	19	Botkyrka	13	0,464875	12	36,4	100
Kagghamraån	Uringe överfart Bröt	655680	161652	39	Botkyrka	13	0,671949	10	117,9	100
Kvarnbäcken	Kvarnforsen Samhall	655335	162242	5	Nynäshamn	2	0,446324	8	35,5	100
Kvarnbäcken	Nedre bron Nynäs	653489	162196	1	Nynäshamn	2	0,491326	11	33,7	100
Kvarnbäcken	Övre bron Nynäs	653484	162210	2	Nynäshamn	2	0,709311	12	38,7	100
Lavaroån	Lavaro	667261	165003	3	Norråtalje	3	0,36739	12	12,5	67
Lavaroån	Mynningen länsgränse	667277	165038	1	Norråtalje	2	0,121324	12	3,4	50
Lavaroån	Nyckelbol	667145	164712	11	Norråtalje	2	0,304502	9	10,4	100
Lavaroån	Svinnötorp	667276	165039	2	Norråtalje	3	0,164503	11	7,6	67
Loån	Nedan Vira bruk (3)	660878	165516	17	Österåker	6	0,034004	11	0,3	17
Loån	Nedstr dammen sjön	660891	165462	26	Österåker	1	0,001259	12	0,0	0
Loån	Roslags kulla bron v	660770	165597	11	Österåker	13	0,320321	10	55,8	100
Loån	Virabruk kaffestugan	660885	165489	25	Österåker	5	0,021796	10	1,4	40
Loån	Östanå andra bron 1	660713	165636	5	Österåker	13	0,466937	10	109,0	100
Loån	Östanå tredje bron	660735	165646	7	Österåker	8	0,578381	12	94,6	100
Moraån	Ene gamla kvarn	655222	160120	11	Södertälje	13	0,656224	10	68,8	100
Moraån	Ene skolan	655255	160025	17	Södertälje	13	0,523284	10	41,2	100
Moraån	Folkpool	655393	159955	26	Södertälje	7	0,390062	11	4,3	71
Moraån	Saltå kvarn, cafeet	655249	160297	2	Södertälje	13	0,629481	9	81,3	100
Muskån	Fors	654370	162267	9	Nynäshamn	13	0,611377	9	176,4	100
Muskån	Nederfors	654447	162163	22	Nynäshamn	7	0,542189	10	43,8	100
Muskån	Prästtorpsbron	654392	162143	25	Nynäshamn	13	0,339097	10	16,6	92
Muskån	Vretafors	654398	162215	20	Nynäshamn	12	0,615194	10	138,3	100
Muskån	Väg 73	654355	162231	15	Nynäshamn	6	0,669995	12	175,7	100
Norsjöbäcken	Bflödet Norrsjöflyna	664357	167021	6	Norråtalje	2	0,145366	12	0,0	0
Norsjöbäcken	Nors Kvarn	664352	167026	3	Norråtalje	2	0,014689	10	0,0	0
Norsjöbäcken	Stenkanalen Nor	664327	166995	4	Norråtalje	2	0,002721	8	0,0	0
Norsjöbäcken	Vallen ned Nors Kvar	664363	167053	2	Norråtalje	2	0,353281	9	0,0	0
Penningbyån	Nedstr bron väg 2	662112	166215	7	Norråtalje	2	0,027777	10	0,7	50
Penningbyån	Nedstr nedre kvarne	662085	166286	3	Norråtalje	2	0,235485	9	8,2	100
Penningbyån	Penningbyån	662097	166301	2	Norråtalje	2	0,475669	10	37,6	100
Penningbyån	Penningbyån	662100	166217	6	Norråtalje	2	0,093494	9	2,8	50
Skeboån	Bron Häverödalen	665952	165601	2	Norråtalje	8	0	8	0,3	25
Skeboån	Ovan bron Skebobruk	665329	165658	6	Norråtalje	9	0,230679	9	2,5	67
Skeboån	Skede	665434	165620	3	Norråtalje	9	0,29222	6	14,5	100
Skillebyån	Eneby krog nedstr 2	654906	160373	5	Södertälje	3	0,314661	11	25,5	67
Skillebyån	Eneby krog uppstr 1	654929	160366	8	Södertälje	5	0,522897	11	55,4	100
Skillebyån	Skilleby	654864	160275	14	Södertälje	5	0,493055	11	14,8	80
Skillebyån	Yttereneby	654910	160338	9	Södertälje	5	0,5664	12	16,9	100
Tullviksbäcken	250 m uppstr spången	666492	166789	6	Norråtalje	3	0,65295	12	116,1	100
Tullviksbäcken	Mynningen	666501	166807	4	Norråtalje	3	0,10297	9	13,1	67
Tullviksbäcken	Naturresevatstgränse	666474	166767	9	Norråtalje	3	0,578849	12	44,4	100
Tullviksbäcken	Uppstr vägen	666464	166732	11	Norråtalje	2	0,000051	11	0,0	0
Ullnaån		659590	163323	9	Österåker	2	0,442351	9	3,4	100
Ullnaån	Deglinge	659706	163336	11	Österåker	2	0,00341	7	0,0	0
Ullnaån	Stenkrossen	659599	163329	10	Österåker	2	0,302348	10	3,8	100
Ullnaån	Väg 274	659514	163239	1	Österåker	2	0,398672	9	10,1	100
Vinäkersbäcken	Hällen	656196	164704	3	Haninge	2	0,319435	8	0,0	0
Vinäkersbäcken	Långmyran	656133	164419	14	Haninge	2	0,143843	6	0,0	0
Vinäkersbäcken	Vinäker nere	656183	164683	4	Haninge	2	0,141766	10	0,0	0
Vinäkersbäcken	Vinäker uppe	656158	164614	10	Haninge	2	0,13365	10	0,0	0
Vitsån	Berga örlogsbas	655343	163429	3	Haninge	7	0,597948	10	63,5	100
Vitsån	Canyon	655371	163415	10	Haninge	13	0,707853	11	56,8	100
Vitsån	Canyon övre	655381	163411	11	Haninge	1	0,557286	10	35,6	100
Vitsån	Fors gård	655558	163242	20	Haninge	13	0,644683	11	73,3	100
Vitsån	Green nr 6	655499	163281	17	Haninge	11	0,446805	8	36,9	100
Änåsbäcken	Ned Västnorabron	655086	162827	4	Haninge	2	0,058733	9	3,3	50
Änåsbäcken	Näset nere	655036	162841	1	Haninge	2	0,074674	9	3,6	100
Änåsbäcken	Näset uppe	655051	162839	2	Haninge	2	0,150932	11	14,7	100
Ävaån	Beteshagen	656350	164450	12	Tyresö	13	0,618285	11	124,0	100
Ävaån	Nedre dammen	656345	164435	15	Tyresö	13	0,382756	10	104,2	100
Ävaån	Äva gård	656365	164485	8	Tyresö	13	0,480663	11	164,6	100
Ävaån	Ävavägen	656355	164525	3	Tyresö	12	0,600152	9	100,9	83

Länsstyrelsens rapportserie 2016

1. Ensamkommande barn som försvinner – nulägesanalys, *avdelningen för tillväxt*
2. Vägvalsstyrning för transport av farligt gods – en regional strategi, *avdelningen för samhällsbyggnad*
3. Ett steg närmare rökfri skola – förslag till fortsatt lokalt arbete, *avdelningen för tillväxt*
4. Stödstruktur för samverkan mellan företagsfrämjare och brobyggare för minoritetsgrupper, *avdelningen för tillväxt*
5. Manual vid misstanke om människohandel – skydd och stöd till människohandelsoffer 2015-2016, *avdelningen för tillväxt*
6. Elfiske i Stockholms län 2002–2014. Utvärdering av elfiske i 25 kustmynnande vattendrag, *avdelningen för miljö*.



Länsstyrelsen arbetar för att
Stockholmsregionen ska vara
attraktiv att leva, studera, arbeta
och utveckla företag i.

*Länsstyrelsen Stockholm
Enheten för miljöanalys och miljöplanering
Telefon: 010-223 10 00
www.lansstyrelsen.se/stockholm*