



# Analys av elfiskedata





■ Analys av elfiskedata

Meddelande	nr 2012:12
Referens	Erik Degerman, Erik Petersson och Berit Sers, SLU Institutionen för akvatiska resurser, april 2012
Kontaktperson	Adam Johansson, Länsstyrelsen i Jönköpings län, 036-395419, e-post: adam.johansson@lansstyrelsen.se
Webbplats	<a href="http://www.lansstyrelsen.se/jonkoping">www.lansstyrelsen.se/jonkoping</a>
Fotografier	Erik Degerman & Berit Sers
Kartmaterial	Medgivandetexter hittar du på INSIDAN
ISSN	1101-9425
ISRN	LSTY-F-M—År 12/12--SE
Upplaga	150 exemplar.
Tryckt på	Tryckt på/Länsstyrelsen, Jönköping 2012
Miljö och återvinning	Rapporten är tryckt på miljömärkt papper. Eventuellt omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper.



© Länsstyrelsen i Jönköpings län 2012

## Förord

De statistiska metoderna är generellt av tre typer; att beskriva data, att analysera data och screena data efter mönster och trender (explorativ analys). Här kommer vi att fokusera på de två första typerna. Mycket av de elfiskedata som skall utvärderas är av monitoringtyp, det är inte strikt uppställda experiment med den vedertagna vetenskapliga kedjan av hypotes (a priori), försök och statistiskt test. Vi riktar oss därför inte till den statistiskt bevandrade experimentatorn, utan till er som efter att undersökningarna utförts vill veta om det är normalt, om det skett förändringar eller om saker och ting verkar utvecklas åt ett visst håll. Ni är kanske inte heller speciellt bevandrade i statistik, men ni kan grunderna och är beredda att lära er mer.

Arbetet skedde som en del i ett uppdrag att ta fram lathundar för utvärdering av sjöprovfisken och elfisken. Detta arbete har mynnat ut i en kurs i provfiskeutvärdering och förslag till rapporteringsmallar. Föreliggande rapport är bakgrund och förklaring till kursmaterialets powerpointpresentation och kan användas fristående. Arbetet har bekostats av SLU och via anslag från Naturvårdsverket och Vattenmyndigheten i Västerhavsdistriktet till Länsstyrelsen i Jönköpings län. Projektet har letts av Adam Johansson vid Länsstyrelsen i Jönköpings län. Kursmaterialet och mer bakgrundsinformation kring utvärdering av sjöprovfisken och elfisken finns att finna under "Fiske" på Länsstyrelsen i Jönköpings hemsida (<http://www.lansstyrelsen.se/jonkoping/Sv/djur-och-natur/fiske/>) – klicka på rubriken "Uppföljning av fiskbestånd".

Många kollegor internt, men framför allt ute på Länsstyrelserna har bidragit med exempel och kommit med intressanta frågeställningar. Detta är bara en grundläggande och enkel genomgång. Mer avancerade exempel på bearbetningar kan ni finna i litteraturen. Vi rekommenderar också varmt en närmare studie av någon av de läroböcker i statistik som vi redovisar i bilaga 2.

När det gäller hur standardiserat elfiske bedrivs hänvisar vi till Naturvårdsverkets ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)) "Undersökningstyper". För elfiskedata; vad de står för, hur de mäts, kvalitetssäkras och lagras hänvisar vi till hemsidan för Svenskt ElfiskeRegister (SERS) som kan nås på Sveriges Lantbruksuniversitets hemsida <http://www.slu.se/SV/fakulteter/akvatiska-resurser/databaser/elfiskeregistret/>.

Lycka till!

Erik<sup>2</sup> & Berit

SLU, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet

2012-03-15

# Innehållsförteckning

Förord .....	5
<b>1. Inledning .....</b>	<b>8</b>
<b>2. Statistiska grundbegrepp .....</b>	<b>10</b>
2.1 Vilken typ av data har jag? .....	10
2.2 Olika fördelningar .....	11
2.3 Att transformera data .....	12
2.4 Centralmått och spridningsmått – beskrivande statistik .....	13
2.5 Analytisk statistik – gruppjämförelser .....	16
2.6 Analytisk statistik – relationer .....	19
2.7 Explorativ dataanalys .....	22
<b>3. Fisk i rinnande vatten .....</b>	<b>23</b>
3.1 Varför leva i rinnande vatten? .....	23
3.2 Vattenhastighet .....	24
3.3 Årstid och temperatur .....	24
3.4 Vattenlandskapet .....	24
3.5 Fisksamhällen .....	25
<b>4. Hur olika omgivningsfaktorer påverkar fiskfaunan .....</b>	<b>27</b>
4.1 Ståndplats/Mikrohabitat .....	27
4.2 Elfiskelokal/Makrohabitat .....	27
4.3 Vattenkvalitet och vattenlandskap/Metahabitat .....	29
4.4 Storskaliga faktorer/Superhabitat .....	32
4.5 Olika arters habitatkrav .....	32
<b>5. Orsaker till förändringar .....</b>	<b>34</b>
5.1 Inledning .....	34
5.2 Försurning .....	34
5.3 Eutrofiering .....	34
5.4 Rensning .....	36
5.5 Vattenreglering .....	37
5.6 Vandringshinder .....	37
<b>6. Standardiserat elfiske .....</b>	<b>39</b>
6.1 Standardiserat elfiske i korthet .....	39
6.2 Hur många lokaler behöver jag fiska? .....	40
6.3 Hur olika arter och storlekar reagerar på elfiske .....	40
6.4 Kräfter .....	41
6.5 Speciella problem .....	41
6.6 Generella eller egna p-värden? .....	42
6.7 Fyll i protokollet! .....	42
6.8 Bedöma största 0+ .....	42
6.9 Beräkna tätheter av fisk .....	43
<b>7. Innan du börjar räkna .....</b>	<b>44</b>

<b>8. Bedömning av ekologisk status .....</b>	<b>45</b>
8.1 Bakgrund.....	45
8.2 Hur är indexet konstruerat? .....	45
8.3 Tolkning och sannolikheten för att det blev fel.....	46
8.4 Att slå samman flera bedömningar .....	49
8.5 Hur många bedömningar/lokaler behövs?.....	51
8.6 Har den ekologiska statusen förändrats?.....	52
<b>9. Är det normala tätheter (jämförvärden)? .....</b>	<b>55</b>
9.1 Bakgrund.....	55
9.2 Tabellverket .....	55
9.3 Percentiler .....	56
9.4 Exempel på bedömning.....	57
9.5 Att sätta upp målvärden för sina vatten .....	57
9.6 Att använda referenser .....	58
<b>10. Är det normal förekomst av arter (jämförvärden)?.....</b>	<b>59</b>
10.1 Att använda jämförvärden .....	59
10.2 Använd referenser .....	60
10.3 Effekten av lokalarea .....	60
10.4 Har vi fångat alla arter som går att fånga? .....	61
<b>11. Har förekomsten av en art förändrats? .....</b>	<b>62</b>
11.1 Förekomstdata .....	62
11.2 Analys med icke-parametriska metoder (Chi-square) .....	62
11.3 Analys med parametriska metoder (t-test och Anova).....	63
<b>12. Har tätheten av dominerande arter förändrats?.....</b>	<b>64</b>
12.1 Inledning .....	64
12.2 Är transformering nödvändig?.....	64
12.3 Jämförelse då och nu på samma lokal .....	64
12.4 Jämförelse då och nu på flera lokaler .....	65
12.5 Att standardisera sina data .....	65
<b>13. Finns det storskaliga trender - metaanalys? .....</b>	<b>67</b>
13.1 Enstaka korrelationer .....	67
13.2 Att arbeta med flera korrelationer .....	68
13.3 Metaanalys .....	68
<b>14. Vad säger längdfördelningen?.....</b>	<b>70</b>
14.1 Vilka fiskar fångar vi? .....	70
14.2 Att jämföra längdfördelningar .....	71
<b>Referenser.....</b>	<b>74</b>
Bilaga 1 - Översikt över tillgängliga statistikprogram.....	76
Bilaga 2. Statistiklitteratur .....	78

# 1. Inledning

Elfiske i vadbara vattendragsavschnitt har blivit en allmän metod för övervakning av vatten, både vad gäller ekologisk status, arters utbredning och monitoring av laxfiskbestånd. Årligen undersöks cirka 2200 elfiskelokaler spridda över Sverige. Eftersom syftet med undersökningarna varierar skiljer det också hur data används, behandlas och redovisas. Då syftet och ambitionsnivån kan skilja så mycket är det svårt att göra en lathund för hur man redovisar och statistiskt behandlar elfiskedata. Det är som att göra en manual för hur man reparerar en bil, en generell manual utan hänsyn till bilmärke eller vad som behöver åtgärdas. Av förståeliga skäl blir det därför en grundläggande handledning tänkt för icke-experten. De statistiskt bevandrade kan dock ha nytta av vissa avsnitt som diskuterar problematik vid just elfiskeutvärderingar, till exempel avsnitt 4 - 7.

Behovet av utvärderingar av fältdata är alltid stort. Det är inte förrän man försöker utvärdera sina data som man märker om programmet duger för det avsedda syftet, det är inte förrän då man hittar fel som måste åtgärdas. Degerman m.fl. (2010a) fann dock vid en genomgång av 28 pågående större elfiskeprogram i Sverige att endast i knappt hälften av de pågående programmen skedde en årlig utvärdering av resultaten.

Glöm inte att elfisket oftast utgör ett litet stickprov av verkligheten, och i regel bara utfört på strömmande partier med vadbara hårdbottnar. Det har visat sig vid flera studier att sådana data kan användas för att beskriva vattendragets status och biologiska mångfald (Degerman med flera, 1994), men ett fåtal stickprov från ett enda habitat ger inte den fulla bilden av vattendraget (Figur 1). För säkrare slutsatser skall man fiska fler lokaler och i olika habitat.



Figur 1. Kukkolaforsen i Torneälven är i det närmaste omöjlig att elfiska. Dessutom – vad säger ett enstaka stickprov i forsens om vad som verkligen finns där. Vad vet vi om forsens eller hela Torneälven efter ett försök? Foto: Erik Degerman.



De exempel som redovisas är hämtade direkt ur Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) och olika PM som producerats av oss genom åren (<http://www.slu.se/SV/fakulteter/akvatiska-resurser/databaser/elfiskeregistret/>), det omfattande programmet för Nationell Miljöövervakning, den integrerade kalkningseffektuppföljningen (IKEU; [www.ma.slu.se](http://www.ma.slu.se)) och de regionala utvärderingar som länsstyrelserna eller olika konsulter genomfört.

I denna handledning har vi fokuserat på bedömning av ekologisk status, artförekomst och tätheter av fisk. Vi fokuserar också på enklare statistiska bearbetningar. För den som vill arbeta med mer avancerade metoder hänvisar vi till speciallitteratur i statistik (se referenslistan och Bilaga 2).

Ett problem är att det kan vara svårt att få tag på enklare statistikprogram som kan göra analyserna (se Bilaga 1). Själva har vi mer avancerade program, men även Microsoft Excel<sup>TM</sup> kan användas. Läs mer om detta i manualerna till Excel eller i ”Statistical analysis: Microsoft Excel 2010” av Carlberg (2011). I Bilaga 1 ger vi en överblick över tillgängliga statistikprogram, både gratisprogram och sådana som kräver en stor plånbok. I Bilaga 2 har vi gjort en sammanställning över bra statistikböcker utöver de som tas upp i litteraturlistan.

## 2. Statistiska grundbegrepp

### 2.1 Vilken typ av data har jag?

Att känna till vilken typ av data man har är viktigt när man skall välja statistisk metod för bearbetning. Man kan säga att det finns två huvudtyper av data.

Den första typen kallas parametriska data, mätdata, och kännetecknas av att avståndet mellan två punkter i mätskalan är kända, fixerade och förutsägbara. Det är inte så krångligt som det låter; ett exempel: om en fisk ökar en centimeter i längd, så är en centimeter lika mycket oavsett om den ökar från tio eller från hundra centimeter. Av mätdata finns två grupper. Kontinuerliga variabler kan anta ett obegränsat antal värden, lika gärna 8000 som 8,3333. Alla tänkbara tal kan finnas med. Typiska exempel är tätheter av öring vid elfiske eller längden på de enskilda fiskarna man fångat. Denna typ av variabler kallas också intervalldata eller kvantitativa data. Den andra gruppen är diskreta variabler (engelska categorical data), det vill säga variabler som bara kan anta vissa fixa värden. Ett exempel kan vara antalet fångade arter som bara kan anta heltalsvärden; 1, 2, 3... Men för båda dessa grupper kan man beräkna ett medelvärde; om det fanns två fiskar på ett tillfälle och tre vid ett annat kan man säga att det i medeltal fanns 2,5 fiskar, även om inga levande halva fiskar finns.

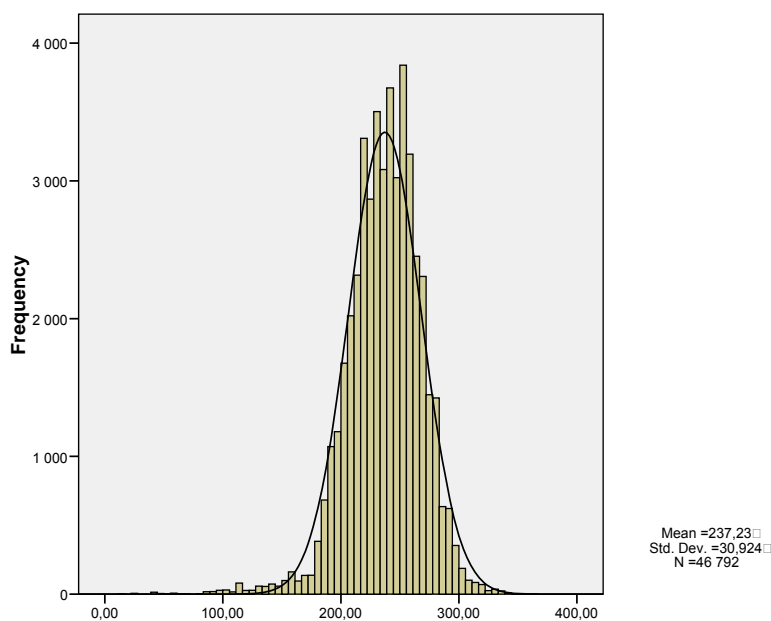
Den andra huvudtypen av data är alla andra varianter av data och kallas ofta för icke-parametriska data. Här måste man dels skilja på sådana som har en storleksmässig ordning (ordinala data) som klassning av lokaler (0=dåligt, 1=hyfsat, 2=bra), och dels sådana som bara betecknar olika saker som inte direkt kan sättas i en storleksmässig relation till varandra, till exempel närmiljön kring elfiskelokalen som kan skattas som "Åker", "Barrskog" och så vidare. Denna sista grupp kallas nominella data (namnvariabler). Notera att för ordinala data finns olika punkter i skalan, men vi kan inte säga att ökningen från 0 till 1 är lika stor som från 1 till 2.

Parametriska data är alltid att föredra eftersom de kan hanteras med bättre och mer avancerade statistiska metoder, men det är inte alltid möjligt att använda dem eftersom fältdata inte är insamlade på det sättet. Det är besvärligt att mäta vattnets strömhastighet varje gång man är ute och elfiskar, varför man nöjer sig med en skattning: lugnt-strömt-forsande. Man ska vara medveten om att det är lätt att "förstöra" en parametrisk variabel; det räcker att ange i protokollet att det fanns 1, 2, 3, 4, 5 eller fler än 5 för att en variabel ska gå från att vara parametrisk till att inte vara det. Vi vet inte efteråt exakt hur många fler än 5 det var (6, 7 eller 50?).

## 2.2 Olika fördelningar

Mycket av den statistik för parametriska data som man stöter på bygger på att data är normalfördelade, det vill säga följer den typiskt klockformade gaussfördelningen (Figur 2). Typiska exempel på sådana data är längdfördelningen hos fiskar av en viss ålder, några är små, några stora – men de flesta mittemellan. Detta är kontinuerliga och normalfördelade variabler där vi kan använda parametriska metoder, det vill säga metoder som baseras på att data har en känd fördelning - oftast normalfördelning. Observera att normalfördelningskurvan styrs av två mått; medelvärdet och standardavvikelsen (ung. spridning i sidled; se avsnitt 2.4). Det gör att det finns normalfördelningar som är smala och spetsiga (en följd av liten spridning, värdena är tätt samlade kring medelvärdet) eller breda och utplattade (en följd av stor spridning, värdena kan vara mycket större eller mindre än medelvärdet). Så den snygga klockformade kurvan man kan se i läroböcker är endast ett snyggt ”specialfall”. Men i alla normalfördelningar är värdena symmetrisk fördelade kring medelvärdet och fördelningen följer en given ekvation.

Ett exempel på en normalfördelad variabel är dagens nummer på året (Julianskt datum) för alla inrapporterade elfisken till Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS). I medeltal har man fiskat dag 237 (motsvarar 25 augusti), men det var ett stort spann – till och med enstaka fisken på våren (Figur 2). Det fanns alltså en liten skevhet åt vänster – det är inte en perfekt normalfördelning.



Figur 2. Histogram över julianskt datum (dagens ordningsnummer på året) för alla elfisketillfällen i SERS. Normalfördelningskurva utritad som en heldragen linje. Ett histogram redovisar mängden mätdata i klasser (x-axeln är klassindelad).

Man kan naturligtvis testa statistiskt om en fördelning följer en normalfördelning. Ett använt test är One-sample Kolmogorov-Smirnov test. I princip ser man ofta i sådana test att villkoret för normalfördelning ofta inte uppfylls. Faktum är att man ofta kan nöja sig med att visuellt bedöma om data är normalfördelade genom att rita upp ett histogram över de data man har (se Figur 2).

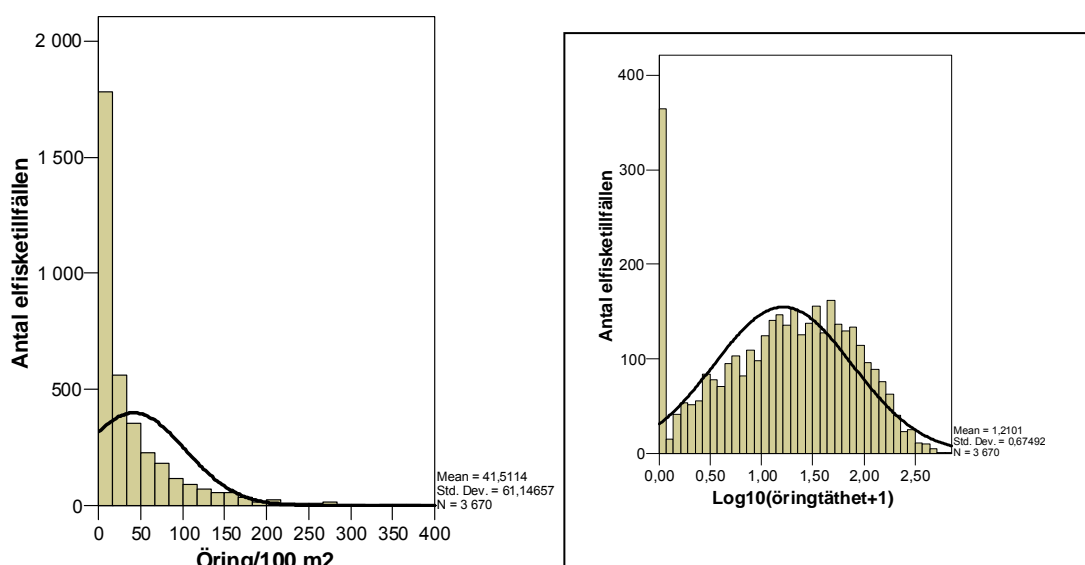
Normalfördelningens betydelse förstås genom det som uttrycks i den centrala gränsvärdes-satsen. Den säger att summan av ett stort antal oberoende och slumpmässiga data är ungefärligen normalfördelade, oavsett vilken fördelning dessa variabler hade från början. Ett ofta anförd exempel är slantsingling där utfallet egentligen följer en binomialfördelning, det kan bli krona eller klave – två utfall. Men singlar man slanten 100 gånger så kommer det oftast att bli 50 klave, men ibland 48 och sällsynt 40. Resultatet av binomialfördelningen när den upprepas flera gånger (minst 20) följer därför normalfördelningen – approximativt. Normalfördelningen är därför ofta använt i statistiken, den dyker ju hela tiden upp i naturen.

Andra fördelningar än normal- och binomialfördelningen som man ofta stöter på är Poisson-fördelningen (bara heltal). Men det finns många fall med data som definitivt inte följer en känd fördelning. Då kan man hamna fel om man använder gängse statistiska metoder anpassade till exempel en normalfördelning (se nästa avsnitt). Istället får man tillgripa icke-parametriska metoder, fördelningsfria metoder.

## 2.3 Att transformera data

Tätheter av öring (och andra arter) vid elfiske är ofta skevt fördelade åt höger, det vill säga det finns enstaka extremt höga värden (Figur 3, vänster). För att kunna bearbeta dessa data med parametriska metoder måste de transformeras (omformas) så att de bättre följer en normalfördelning. Har man datamaterial som är skeva åt höger brukar det hjälpa att logaritmera data. Då dras höga extremvärden närmare mitten (Figur 3, höger). Det går dock inte att logaritmera 0. Därför lägger man till värdet 1 till alla data. De transformerade nya datavärdena erhålls alltså genom;

$$\text{Transformerad täthet} = \text{Log}_{10}(\text{Ursprunglig täthet} + 1)$$



Figur 3. Histogram över beräknad täthet av insjööring (hela Sverige). Normalfördelningskurva inlagd. (Enstaka värden upp till 700 ej redovisade). Vänster figur visar rådata, höger figur data efter transformering med  $\log_{10}$  (öringtäthet+1).

Resultatet framgår av Figur 3 (höger). I exemplet är data log10-transformerade men man kan givetvis använda naturliga logaritmer också, det spelar faktiskt ingen större roll. Visst kan det kännas konstigt att göra så här, men det är tillåtet att förändra samtliga tal lika mycket. Det påverkar inte deras inbördes relation – det är egentligen inte värre än att konvertera temperaturdata mätt i Fahrenheit till Celsius. Men som framgår av Figur 3 återstår fortfarande problem med lokaler utan fångst av öring. De bildar en stor grupp längst till vänster i figuren. Detta kan man lösa genom att analysera i två steg. Först kika på hur ofta man inte fångade öring, och sedan på tätheterna när öring väl fångades. Med andra ord behandlar man nollvärden för sig, eller tillgriper statistiska metoder som är överkurs. Vi lämnar dock båda dessa angreppssätt här.

Det finns andra vanliga metoder att transformera data. Ett som används mycket inom limnologin är att ta fjärde roten ur värdena (man tar först kvadratroten ur värdet och sedan kvadratroten ur värdet igen) som kan fungera om data fortfarande är skevt fördelade efter logaritmisk transformering. Data som utgörs av procent (från 0 till 100%) eller proportioner (från 0 till 1) kan uppvisa skeva fördelningar. Detta kan man ibland rätta till med arcsin-transformering, eller rent av genom att kombinera att dra kvadratroten ur talen och sedan arcsin-transformera dem.

## 2.4 Centralmått och spridningsmått – beskrivande statistik

Generellt kan vi inte mäta allt utan fiskar några få lokaler. Utgående från detta försöker vi dra slutsatser om vattendragets fiskar. Vad ni har är ett antal stickprov – en liten bit av verkligheten. Ni kan aldrig veta hur det ser ut i verkligheten, men ni kan uttala er om era stickprov – och hoppas att de är representativa.

Deskriptiv (eller beskrivande) statistik handlar om att redovisa stickproven. Vid normalfördelade data så är medelvärde det centrala värdet. Det är det använda centralmåttet vid normalfördelade data. På båda sidorna runt om medelvärde finns det en massa närstående värden och sedan allt längre bort färre och färre avvikande värden (se Figur 2). Ofta anger man medelvärde och standardavvikelsen (SD). Standardavvikelsen (på engelska: standard deviation) är då ett spridningsmått som visar hur väl samlade data ligger kring medelvärde, eller snarare visar enskilda datapunkters medelavvikelse från medelvärde.

Inom intervallet medelvärde – SD till medelvärde + SD finns 68,27% av alla data. Alltså, inom medelvärde  $\pm$  SD ligger majoriteten av data. Om man tar till och tittar på intervallet medelvärde  $\pm 2 \cdot SD$  så skall 95% av alla data ligga här.

Man kan också ange ett mått som heter standard error (SE). Det är egentligen inget spridningsmått utan anger sannolikheten för var det sanna medelvärde ligger. Om stickprovstorleken ökar upphör SD att förändras, men SE minskar med ökande stickprovstorlek. Vill ni visa variationen i ert prov bör ni använda SD.

Från SE kan man gå till att ange ytterligare ett annat spridningsmått; ett 95%-konfidensintervall för var det sanna medelvärde ligger. Ni som har Microsoft Excel kan enkelt beräkna medelvärde (=medel(a1:a10)), standardavvikelse (=stdav(a1:a10)) och 95%-

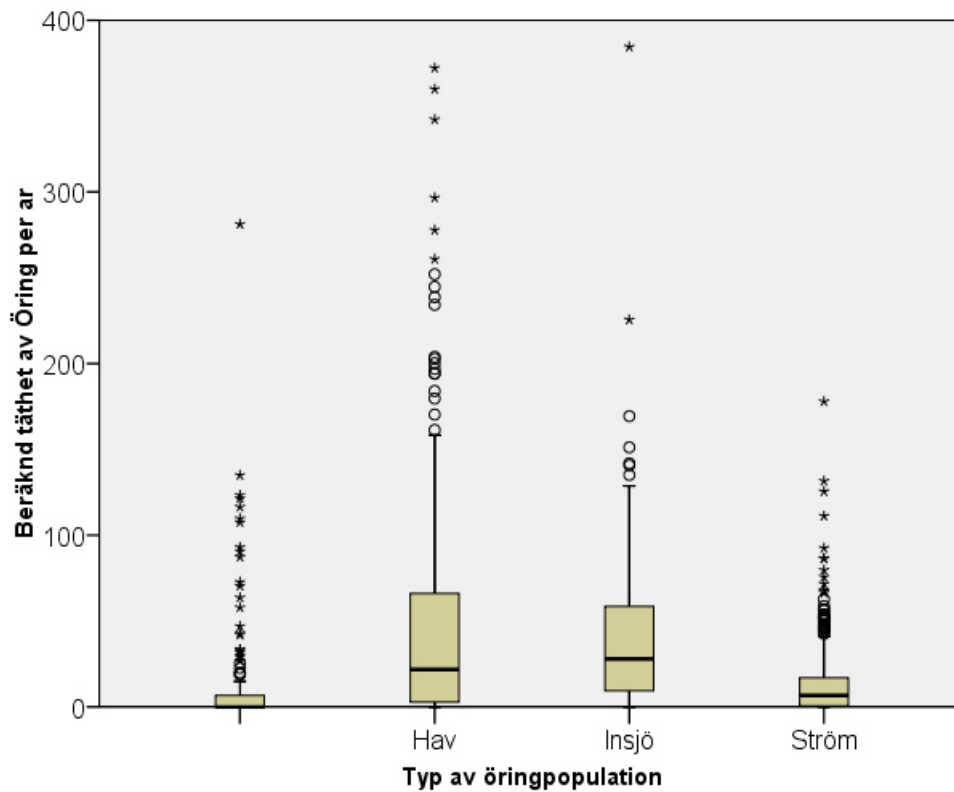
---

konfidensintervall (=konfidens(0,05; stdav; antal värden). Men det är överkurs än så länge. I Figur 7, avsnitt 4.2, framgår hur man kan redovisa medelvärde och spridningsmått.

Så länge data är normalfördelade är allt frid och fröjd. Men ofta är enstaka datamaterial inte det. Då kanske man måste transformera sina data. Det är opedagogiskt att förmedla medelvärden och SD på transformerade data till beställare och allmänhet – vem vill veta medelvärdet av log10-transformerade data? Vi föreslår istället att man i sådana fall använder sig av percentiler och medianvärden. Om man radar upp alla elfisketillfällen efter stigande storlek på den beräknade tätheten så är det mittersta elfisketillfället medianvärdet (centralmättet i detta fall). Säg att man fiskar fem gånger och får fångsten 1, 2, 3, 4 och 100 fiskar per 100 m<sup>2</sup>. Då blir medelvärdet 22, ett värde som är helt ointressant i detta skeva material. Om vi istället anger det mittersta värdet (3) så säger det mer om vad som är normala tätheter i detta material. Detta mittersta värde är medianvärdet. Det kallas också 50%-percentilen eftersom 50% av värdena är lika med eller lägre än detta värde.

På samma sätt ligger 25%-percentilen på den plats i fördelningen där 25% av data har lägre tätheter och 75% högre. Runt medianvärdet beräknar vi inte spridningsmått på samma sätt som kring medelvärdet, men vi kan ange till exempel 25%- och 75%-percentilen (spridningsmått). Ett sätt att grafiskt illustrera medianvärden och percentiler är med så kallad box-and-whisker-diagram (ofta kallat box-plot). Vi har illustrerat detta genom att på otransformerade tätheter av öring (alla åldersklasser sammantaget) redovisa median och percentiler för öringpopulationer som är vandrande eller strömlevande

(Figur 4). Som framgår av figuren var det generellt högre tätheter i vandrande bestånd än i strömlevande. Detta beror på att i vandrande bestånd lever föräldrar och avkomma separerade och det blir mer utrymme för avkomman.



Figur 4. Box-and-whisker diagram över beräknade tätheter (antal per 100 meter<sup>2</sup>) av öringpopulationer vid elfiske från Dalarna och söderut i Sverige (SCB:s länsnummer 1 – 20) år 2010. Öringpopulationerna är klassade efter deras vandringsbeteende, det vill säga havsvandrande, insjövandrande eller strömlevande. Den vänstra gruppen har inte kunnat klassats. Den fyrkantiga boxen innehåller 50% av alla mätvärden, dess understa begränsning är 25%-percentilen och den översta 75% percentilen. Det svarta tjocka strecket i boxen visar medianvärdet (50%-percentilen). De vertikala svarta streck (felstaplar) som utgår från boxen, både upp till och ned till kallas whiskers (morrhår). De visar i detta fall 10%- resp 90%-percentilen. Övriga värden (cirklar och stjärnor) visar enstaka starkt avvikande data, s k outliers.

## 2.5 Analytisk statistik – gruppjämförelser

Nu vill man ofta göra mer än att beskriva sina data, man vill analysera dem mer i detalj för att se om de skiljer sig eller är relaterade till andra data. Låt oss först se på hur man testar skillnader gentemot andra grupper, eller mot hur det såg ut förr på samma lokaler. Om vi tänker oss att vi har något så okomplicerat som kontinuerliga data som är normalfördelade så finns många möjligheter att analysera dem, allt beroende på vad man är ute efter. Dessa metoder kallas parametriska. Det vanligaste är att vi vill jämföra en grupp mot en annan grupp, till exempel tätheter av örning förr och nu på samma lokal, eller tätheter av elritsa i vattendrag i ett vattensystem mot tätheter i ett annat vattensystem. Man kan till och med analysera om tätheterna avviker signifikant från ett enda värde. Sådana här jämförelser görs oftast med t-test eller anova (variationsanalys; analysis of variance). Innan man ger sig på ett parametriskt test skall man kontrollera att data är normalfördelade och om variansen är likartad mellan de stickprov som skall jämföras. Man kan grovt jämföra det senare med att se om SD är av samma storleksordning relativt medelvärdet.

Alla tester bygger egentligen på att man har en nollhypotes ( $H_0$ ) om att det inte är några skillnader mellan grupper. Den hypotesen förkastas om sannolikheten att grupperna är lika är mindre eller lika med 5%, det vill säga man tillämpar 95% säkerhetsnivå. Man kan använda sig av enkelsidig eller tvåsidig hypotesprövning. Vill man bara testa om det ena gruppen har högre värden så är det bara åt ett håll man kontrollerar (ensidigt), vill man testa om det avviker åt något håll är det tvåsidigt. Vanligen använder man tvåsidig hypotesprövning.

De flesta test slutar med ett p-värde (p av probability), det vill säga en sannolikhet att se så här extrema värden om nollhypotesen är sann. Ett p-värde på 0,05 ( $p=0,05$ ) säger att det bara är 5% sannolikhet att nollhypotesen är sann. Alltså är data (utfallet) så osannolika att de bara skulle uppstå av slumpen i ett fall på tjugo. Just  $p=0,05$  har man valt som en lämplig gräns för när en nollhypotes skall förkastas, men man kan lika gärna välja  $p=0,10$  och riskerar då att tro sig funnit en signifikant skillnad utan att den verkligen förelåg i ett fall av 10.

Det kan kanske tyckas konstigt att man valt just 0,05 som gräns, det innebär ju att man i ett fall av 20 säger att det finns en skillnad fast det inte finns det. Kunde man inte sänka värdet till exempelvis 0,001, då säger man bara i ett fall av tusen att det finns en skillnad när det inte finns det? Men kruxet är att det kanske finns en skillnad, men du har för små stickprov för att kunna visa det. Om du då sänker gränsen ökar ju sannolikheten att man säger att det inte finns en skillnad när det finns det! Så genom en massa beräkningar och gnuggning av geniknölar har man kommit fram till att just 0,05 är ett bra och balanserat värde.

**Exempel:** I Örekilsälven förekom lokala utsläpp i den del av älven som kallas Munkedalsälven. Efter omfattande reningsåtgärder lyckades man avlasta denna älvgrän. Tillståndet för fisk har följts med årliga elfisken. För att se om mängden laxungar förändrats efter reningsåtgärderna jämförs tätheten av lax på 1980-talet (sju år med mätvärden) med 2000-talet (sju senaste åren utvalda). Nollhypotesen var att det inte var någon skillnad. Eftersom laxtätheterna inte var normalfördelade fick de transformeras enligt avsnitt 2.3 innan beräkningarna (Tabell 1). Medeltätheten av lax på 1980-talet var 0,755, vilket är ett transformerat värde. Om vi tillbaka-transformerar det ( $10^{0,755}-1$ ) får vi 4,7 laxungar per 100 meter<sup>2</sup>. På 2000-talet var tätheten ( $10^{1,9076}-1$ ) 79,8 ungar på motsvarande yta. Rent visuellt behöver man knappast



testa detta statistiskt, men vi fortsätter. **Ett t-test** provar om skillnaden i medelvärde mellan två grupper är slumpmässigt eller om det kan vara en verklig skillnad. Det beräknade t-värdet kontrolleras i en tabell mot förväntat t-värde för att se om statistisk signifikant skillnad kan föreligga. t-test kan genomföras med Microsoft Excel.

**Tabell 1. Försöksupställning för tvåsidigt t-test (se text), medelvärden och spridningsmått. Obs att data är transformerade. Bokstaven N anger antalet värden i respektive grupp.**

	Före_efter	N	Medel	Std. Dev (SD)	Std. Error (SE)
lg10(lax+1)	1980-talet	7	,75	,55	,21
	2000-talet	7	1,9	,11	,04

Resultatet blir då; t-värde -5,34, df=12, p=0.001. Df betyder degrees of freedom och är lika med sju värden före + sju värden efter – 2 grupper=12. Det är alltså 12 frihetsgrader<sup>1</sup> i testet. Nu kan man gå in i en tabell (Student's t-distribution) och kolla om ett t-värde av denna storlek är signifikant om det är 12 frihetsgrader. Vår datorkörning har dock redan givit svaret att p=0,001 (tvåsidig hypotesprövning). Det är således bara en promilles sannolikhet att grupperna hade samma laxtäthet. Alltså kan vi förkasta vår grundhypotes att det inte var någon skillnad. Resultatet visar på ett bra miljöarbete och det skall betonas att påverkan i älven var lokal och den andra älvgrenen utan belastning.

t-test är ingen bra metod om man vill jämföra fler än två grupper. Då måste man först testa grupp 1 mot 2, sedan 2 mot 3 och till sist 1 mot 3. Man brukar använda en säkerhetsnivå på 95%, det vill säga det är bara 5% risk att ett test visar fel. Ett test av tjugo kan alltså visa fel. Om man då upprepar ett test flera gånger ökar risken att det visar fel. Säkerhetsnivån kan multipliceras för att se vad den sanna säkerhetsnivån är. Var den initialt 95% (0.95) blir den efter två test  $0.95 \cdot 0.95 = \text{ca } 90\%$ , det vill säga risken är nu att ett test av tio visar fel. Efter tre test är risken  $0.95 \cdot 0.95 \cdot 0.95 = \text{ca } 86\%$ .

När man jämför fler än två grupper bör man därför använda variationsanalys (Anova). En variansanalys gör i princip samma sak som ett t-test, fast det värde som beräknas kallas F-värde. Variationsanalysen bygger på att alla medelvärden är lika, vilket testas genom att studera vad som bidrar till variationen i data. Principen är att jämföra variansen inom grupperna med variansen mellan grupperna. Ju större variationen mellan grupperna är, och ju mindre variationen inom grupperna är, desto större blir F – och desto sannolikare är det att grupperna skiljer sig. Anovan kommer dock bara att säga om det finns en skillnad mellan grupperna eller ej. Den talar inte om vilka grupper som skiljer ut sig. Vill man veta det så får man göra så kallade post-hoc-test, vilket är överkurs.

**Exempel:** Vi utvidgade testet av laxtätheten i Örekilsälven på lokalen som var påverkad. Nu jämför vi sju elfisken från 1980-talet, med sju elfisken från 1990-talet och sju elfisken från 2000-talet. Vi jämför alltså tre tidsperioder med varandra (tre grupper). Antalet frihetsgrader =20. Test-värdet F var lika med 7,33, vilket skulle ge en signifikant skillnad (p=0,005) mellan grupperna. Vi räknar här också med en två-sidig signifikans (Tabell 2). Resultatet skulle normalt redovisas som följer; (Anova,  $F_{2,18}=7,33$ , p=0,005). De nedsänkta siffrorna anger att F-värdet hade två frihetsgrader mellan grupper och arton frihetsgrader inom grupperna.

<sup>1</sup> Frihetsgrader: Generellt är frihetsgrader stickprovsstorleken minus de faktorer som jämförs. Ju fler frihetsgrader, det vill säga ju större stickprov, desto bättre statistiskt underlag.

**Tabell 2. Resultat av variansanalys (Anova) där laxtättheten i tre grupper (tidsperioder) jämförts. Nollhypotesen var att det inte fanns någon skillnad mellan grupperna. F-värdet och dess signifikansnivå vid två frihetsgrader är fetmarkerade.**

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	p (Sig.)
Between Groups	4,87	2	2,43	<b>7,331</b>	<b>,005</b>
Within Groups	5,98	18	,33		
Total	10,85	20			

Men stopp ett tag! För att köra en variansanalys måste varianserna vara likartade i de tre grupperna. Detta kan testas med Levene's F statistic. Om den blir signifikant så kan vi förkasta nollhypotesen att varianserna var lika. Den var signifikant (Tabell 3). För säkerhets skull kan man därför i detta fall gå över till ett icke-parametriskt test, eller försöka med en annan transformation av data som stabiliserar varianserna.

**Tabell 3. Levene's test för att se om varianserna mellan de tre grupperna av laxtätthet var lika. Ett signifikant utfall ( $p=0,004$  - fetmarkerat) indikerar att noll-hypotesen om likartade varianser inte var sann.**

Levene Statistic	df1	df2	p (Sig.)
7,64	2	18	<b>,004</b>

Variansanalyser kräver alltså en del av dina data för att ge ett korrekt resultat. Vi hänvisar till någon av de enklare läroböckerna i litteraturlistan eller Bilaga 2 för ett närmare studium.

Ofta testar man bara en faktor, som i fallet ovan olika tidsperioder. Det kallas en envägs variansanalys (One-way Anova). Det finns ofta fall när man behöver testa två faktorer, till exempel tidsperiod och älvgrän om man misstänker att de båda älvgränarna skiljer sig åt. Det kallas då en två-vägs Anova. Vi går inte närmare in på detta.

Är data inte normalfördelade eller gruppernas varianser inte likartade kan man använda sig av icke-parametriska metoder. De bygger ofta på att data rankas, det vill säga man rangordnar alla värden från det lägsta till det största. Dessa ranker används sedan för att testa data. Har den ena gruppen högre summa av ranker (rangsumma) än den andra?

Mann-Whitney U-test används för att jämföra två grupper där man kollar om den ena gruppen rangordnas högre, det vill säga har högre ranksumma, än den andra gruppen med hänsyn taget till slumpens inverkan. Detta motsvarar ett parametriskt t-test.

Kruskal-Wallis test kan användas vid jämförelse av flera olika grupper. Det motsvarar alltså en parametrisk Anova. Återigen bygger det på att alla data rangordnas. Skiljer inte rangsumman från ena gruppen jämfört med andra grupper så föreligger ingen skillnad.

Teckentest är ett simpelt test som bygger på binomialfördelningen, det vill säga det finns bara två möjliga utfall; krona-klave, ja-nej, 0-1. Det är ett ganska svagt test. Man kan använda det för att se om två parvisa grupper skiljer sig åt. Ett exempel är om tio lokaler fiskades 2011 och sedan fisket upprepades 2012 på exakt samma lokaler. Varje lokal jämförs med avseende på värdet 2011 respektive 2012. När det ena året (gruppen) hade större värde än det andra året så skriver man 1 annars 0. Sedan ser man om det var lika många 1 som 0 (vilket det ju borde vara om det inte fanns några systematiska skillnader). Resultatet jämförs med sannolikheten för att så många 1 respektive 0 ska uppkomma av en slump.

En förbättrad variant av teckentestet är Wilcoxon teckenrangtest, som inte bara ser till skillnaden utan också till storleken på skillnaden. Skillnaden mellan parvisa observationer (precis som ovan) beräknas och sedan rangordnas skillnaderna. Man kan säga att detta är ett teckentest kompletterat med Mann Whitney U-test. Det motsvaras av ett parametriskt parat t-test och är ett av de få icke-parametriska tester som är lika bra som parametriska test på att ”processa” data.

Slutligen bör vi nämna chi-square test, som används då man vill mäta om skillnaden mellan uppmätt frekvens och förväntad frekvens inte beror på slumpen. Ett exempel kan vara att se om antalet elfisketillfällen med fångst av stensimpa förändrats från perioden 1990-2000 med perioden 2001-2011. Som med alla tester finns det villkor för hur och när detta test får användas. Nackdelen med chi-två test är att det är mycket känsligt för stickprovstorleken. Det finns en modernare variant som kallas G-test och bör föredras, men den saknas ofta i de olika statistikpaket som finns.

Generellt kan man säga att de parametriska testen är känsligare när det gäller att upptäcka en statistisk skillnad mellan olika grupper än vad icke-parametriska test är. Därför väljer man dem om det går. De icke-parametriska testen har betydligt mindre krav, till exempel krävs inte normalfördelning och likartade varianser. De är därför ofta säkrare att använda, och det är aldrig direkt fel att använda ett icke-parametriskt test även när ett parametriskt skulle kunna användas. Vill ni lära er mer om hur man väljer statistiskt test föreslår vi att ni skaffar ”Choosing and using statistics - a biologist's guide” (Dytham 2011).

## 2.6 Analytisk statistik – relationer

Det är inte alltid man vill jämföra grupper, ibland kan det vara av intresse att se om det finns någon trend i materialet eller om olika variabler verkar samvariera – en korrelationsanalys. Vill man se om olika variabler är korrelerade till varandra så använder man Pearson korrelation för parametriska data och Spearman rank korrelation för icke-parametriska. Den senare bygger på att data rangordnas. Återigen är den parametriska metoden känsligare för reella statistiska skillnader. Läs mer i avsnitt 13.

Det är väldigt lätt i moderna statistikprogram att beräkna korrelationer, vilket kan vara en fara. Man luras lätt att grubbla över eller tro på signifikanta korrelationer. Men betänk detta. Om du har ett helt slumpmässigt dataset med 11 variabler och gör alla möjliga bivariata (parvisa) korrelationer så får man 55 enskilda korrelationkoefficienter. (Bivariat betyder att man jämför variablerna två och två, inte alla på en gång.). Av slumpen ska 2 - 3 av korrelationerna vara signifikanta! Det är här det sunda förnuftet kommer in. Hur stort är mitt dataset? Finns det en förklaring till detta samband? Det allra bästa är att man tänker efter (ställer upp en hypotes) innan man kör korrelationsanalysen; ungefär så här: Om avrinningsområdets storlek ökar borde antalet arter som fångas i elfisket öka. Kan jag se detta i mina data? Jag gör en korrelationsanalys.

**Exempel:** Vi vill se om vattentemperatur vid elfiske i augusti är korrelerade till höjdläget, nordläget och dag i månaden (Julianskt datum) och vattendragets storlek. Vi analyserar alla data i SERS och gör det med Pearson bivariat korrelationsanalys. Resultatet visade att alla variabler var korrelerade med varandra (Tabell 4). Högst korrelation förelåg mellan nordläge och höjdläget. Det tycks som elfiskelokalerna i snitt ligger högre i norr, vilket ju inte är förvånande. Näst högst korrelation var mellan vattentemperatur och höjdläget. Korrela-

tionskoefficienten  $r$  var i detta fall  $-0,415$ . Minustecknet visar att det var en negativ korrelation, temperaturen sjönk med ökad höjd. Men återigen har vi förhastat oss lite. Variabeln avrinningsområdets area var definitivt inte normalfördelad och antagligen borde den transformerats (i detta fall med  $\log_{10}$ ), eller så får man använda icke-parametriska metoder.

Tabell 4. Resultat av Pearson bivariat korrelationsanalys av vattentemperatur på elfiskelokalen i augusti, lokalens altitud (höjd över havet), dess nordläge (x-koordinat), dagens nummer på året samt avrinningsområdets areal ( $\text{km}^2$ ) ovan elfiskelokalen. Pearson Correlation anger värdet på korrelationskoefficienten,  $r$ . N anger antalet ingående värden och Sig. (2-tailed) visar p-värdet.

		Vattentemp	Höjdläge	X-koordinat	Dagnum.	Aro-Area
Vattentemp.	Pearson Correlation	1	-,415(**)	-,348(**)	-,286(**)	,060(**)
	Sig. (2-tailed)		,000	,000	,000	,000
	N	15867	15867	15867	15867	15864
Höjdläge	Pearson Correlation	-,415(**)	1	,450(**)	-,030(**)	-,056(**)
	Sig. (2-tailed)	,000		,000	,000	,000
	N	15867	15867	15867	15867	15864
X-koordinat	Pearson Correlation	-,348(**)	,450(**)	1	-,028(**)	,269(**)
	Sig. (2-tailed)	,000	,000		,000	,000
	N	15867	15867	15867	15867	15864
Dagnummer	Pearson Correlation	-,286(**)	-,030(**)	-,028(**)	1	,037(**)
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000		,000
	N	15867	15867	15867	15867	15864
Aro-Area	Pearson Correlation	,060(**)	-,056(**)	,269(**)	,037(**)	1
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,000	,000	
	N	15864	15864	15864	15864	15864

\*\* Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

I en regressionsanalys undersöker man om det finns ett samband mellan en oberoende variabel och en beroende variabel. Den oberoende variabeln är ofta en yttre faktor som till exempel vattentemperatur. Den beroende variabeln är en faktor som man tror är beroende av vattentemperaturen, till exempel täthet av sandkrypare. Sambandet behöver inte vara direkt, men den beroende variabeln skall svara på ett förväntat sätt om den oberoende variabeln förändras. Detta är just det man vill göra en modell över. För att få göra en regressionsanalys bör det finnas ett linjärt samband mellan variablerna som i sin tur skall vara korrekt mätta utan insamlingsfel. Dessutom förutsätts att det finns en slumpmässig variation i data, som i sin tur är normalfördelade. Det finns ett flertal icke-parametriska alternativ till linjär regression som är mer eller mindre (oftast mer) komplicerade att använda. Ett som är relativt enkelt heter Mann Kendalls trend test. Ett exempel på regressionsanalys kan du se i Figur 9, avsnitt 4.2, samt i exemplet nedan.

**Exempel:** Från korrelationsanalysen ovan (Tabell 4) får vi idén att prova om det inte går att prediktera (förutsäga) vattentemperaturen (beroende variabel) i vattendrag om man känner till de oberoende variablerna lokalens höjdläge, nordläge och dag på året. Vi tittar bara på data från augusti. Den här gången begränsar vi oss dock till vattendrag som har ett avrinningsområde mindre än  $100 \text{ km}^2$ . Vi förutsätter linjära samband. Eftersom vi har flera oberoende variabler kallas modellen multipl linjär regression. Hade vi bara haft en oberoende variabel hade det varit en enkel linjär regression. Resultatet visar att vi efter körning får en signifikant modell (Tabell 5), som dock bara förklarar 29% av variationen i data (Tabell 6). Det innebär att det finns 71% av variationen som vi inte kan förklara med de

mätningar som vi gjort. Det är upp till en själv att bedöma om detta är en användbar och bra modell. Skall du stå i TV och förutsäga badtemperaturen nästa dag bör du nog tänka om, men vill du ha en översikt över vad som är normala temperaturer så kanske det duger.

Bäst är att studera hur residualerna, det vill säga den oförklarade variationen, fördelar sig. Residualen är skillnaden i varje datapunkt mellan vad som verkligen uppmätts och vad din modell förutsäger. Är det så att residualerna är skevt fördelade, till exempel att de oftare predikterar fel på höga temperaturer, kanske man måste förändra modellen.

**Tabell 5. En variansanalys av regressionsmodellen som testar om det föreligger ett linjärt samband mellan variablerna. Observera dock att man alltid skall visuellt studera hur data förhåller sig till varandra, inte lita blint på statistiken. Signifikansnivån (fetmarkerad) visar sannolikheten att det inte finns ett linjärt samband mellan variablerna (noll-hypotesen.)**

Model		Sum of Squares	Df	Mean Square	F	p (Sig.)
1	Regression	32698,584	3	10899,528	1498,554	<b>,000</b>
	Residual	80828,880	11113	7,273		
	Total	113527,465	11116			

**Tabell 6. Korrelationskoefficient och förklarad variation (adjusted R square - fetmarkerad). Vår modell kan förklara ca 29% av variationen i vattentemperatur vi har i små vattendrag i augusti.**

Model	R	R Square	Adjusted R Square	Std. Error of the Estimate
1	,537)	,288	<b>,288</b>	2,69

Själva regressionsmodellen (Tabell 7) kan vi göra en ekvation av och skriva in i Excel. Den ger en vattentemperatur på ca 17 °C i Skånes sydligaste vattendrag den 15 augusti, samtidigt som ett litet vattendrag i Torneälvens avrinningsområde på 400 meters höjd skulle ha ca 10 °C samma dag.

**Tabell 7. Beräknade regressionskoefficienter (B) och konstant för regressionsmodellen. Samtliga var signifikanta vilket framgår av den högra kolumnen.**

Model		Unstandardized Coefficients		Standardized Coefficients	t	p (Sig.)
		B	Std. Error	Beta	B	Std. Error
1	Konstant	57,586	,927		62,098	,000
	Höjdläge	-,005	,000	-,270	-29,250	,000
	Nordläge	-2,73E-005	,000	-,272	-29,456	,000
	Dagnummer	-,104	,003	-,284	-35,413	,000

I denna modell vet vi ju att de ingående oberoende variablerna kanske inte alls var oberoende av varandra. De var ju alla korrelerade, speciellt höjdläge och nordläge (se tabell 4). Ett sätt att hantera detta är att inte ”slänga in” alla variablerna i regressionsmodellen direkt, utan att låta det ske stegvis (stepwise). Först kommer den mest korrelerade oberoende variabeln in. Kan sedan någon av de återstående oberoende variablerna förbättra modellen signifikant så kommer de med. Då har vi gjort en stepwise multipel linjär regression. I detta fall hade vi fått exakt samma resultat.

## 2.7 Explorativ dataanalys

Ovan har vi diskuterat deskriptiv statistik och analytisk statistik. Man kan säga att det finns en tredje gren av statistik som vi ofta stöter på när vi skall hantera provfiskedata - nämligen 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), Canonical variate analysis (CVA), Canonical component analysis (CCA), Twinspan och Decorana. Kanhända har ni tillgång till dessa hjälpmedel för att börja analysera era data. Vi går inte igenom dessa metoder här, men hänvisar till exemplet på PCA som redovisas i avsnitt 3.5.

## 3. Fisk i rinnande vatten

### 3.1 Varför leva i rinnande vatten?

En del fiskarter har sin reproduktion och ungarnas uppväxt i strömmande vatten, ja, en del har hela sin livscykel i denna miljö. Det finns flera fördelar med detta:

- goda syreförhållanden
- hög tillförsel av näringsdjur med strömmen
- relativt få specialiserade fiskätande fiskar (exempelvis gädda eller gös), det vill säga mindre risk för predation
- speciellt på våren kan vattendrag värmas upp snabbare än sjöar
- vattnets energi hjälper till att sönderdela växtdelar
- i större vatten kan solljuset nå alla bottnar som därmed får hög växt- och algproduktion
- rinnande vatten är mer produktiva än sjöar i samma vattensystem (Randell m.fl., 1995).

Många predationskänsliga arter har sin reproduktion i strömmande vattendragsavsnitt. Självklart är det bra om man har reproduktionsstrategier som att gräva ner rommen. Då behövs en kraftig vattenström för att syresätta rommen nere i bottnarna. När sedan ynglen kläcker och kryper upp så försöker de hålla sig i de absolut grundaste vattnen, borta från större fiskar som kan äta upp dem. Samtidigt är vattenhastigheten ofta lite lägre på dessa platser, vilket gör det lättare att behålla sin position i vattendraget.

Att leva i strömmande vatten har också nackdelar:

- utrymmet är ofta begränsat jämfört med sjöar och hav, speciellt vintertid
- risken för predation från fågel och däggdjur ökar
- det sker en ofrivillig nedströmstransport som måste kompenseras
- det kostar energi att stå exponerad för vattenström
- det blir därför kamp om de bästa ståndplatserna
- den tillgängliga typen av föda är ofta relativt ”småvuxen”.

Olika arter har löst detta med att leva i rinnande vatten på olika sätt. Utan simblåsa framlever simporna ett liv krävande i bottensubstratet och de håller fast sig med fenorna. När de skall leka vandrar de uppströms för att kompensera för nedströmsdriften som ung. Laxungarnas stora bröstfenor används som horisontella "vingar" som håller fisken på rätt position över botten med liten energiförlust. Havsöringen, laxen, flodnejonögat och många fler arter lämnar vattendraget när barnkammaren blivit för trång och inte erbjuder rätt föda. Tänk på att id, sik, asp och vimma ofta lämnar de rinnande vattnen kort efter att de lekt och att deras ungar likaså snabbt flyttar sig ned till sjöar och hav. Att de saknas i dina elfisken säger inte så mycket om deras utbredning. Även harr kan uppträda på detta sätt.

## 3.2 Vattenhastighet

En av de viktigaste strukturerande faktorerna i den limniska miljön är vattnets hastighet. I stora sjöar är vattenhastigheten oerhört liten och beskrivs ofta i formen omsättningstid. I extremfall kan vattenomsättningstiden vara tiotals år, men majoriteten av Sveriges sjöar får sitt vatten utbytt under året. I sjöutloppen accelererar ofta vattenhastigheten på grund av nivåskillnaderna ned till nästa sjö eller hav. Vissa sjölevande fiskarter är väldigt dåliga på att simma mot större vattenhastighet och återfinns sällan i rinnande vatten, till exempel siklöja – som dock ibland spolats ur sjöar. Andra generellt sjölevande arter tål högre vattenhastigheter om vattnet är varmt så deras rörelseaktivitet blir tillräcklig, till exempel abborre, gädda och mört. När vattenhastigheten överstiger 0,2 meter/sekund kan man säga att strömlövande arter dominerar. De håller sig undan i en miljö som är svår för rovfiskarna att vara i. När man reglerar ett strömmande vatten så att det tidvis står stilla kommer rovfisken åt strömfiskarna och sträckor som vid elfiskeundersökningen ser bra ut (med strömmande vatten) är ”oförklarligt” utan laxfisk. Vattenhastigheten på lokalen måste alltid beaktas, liksom onaturliga variationer.

## 3.3 Årstid och temperatur

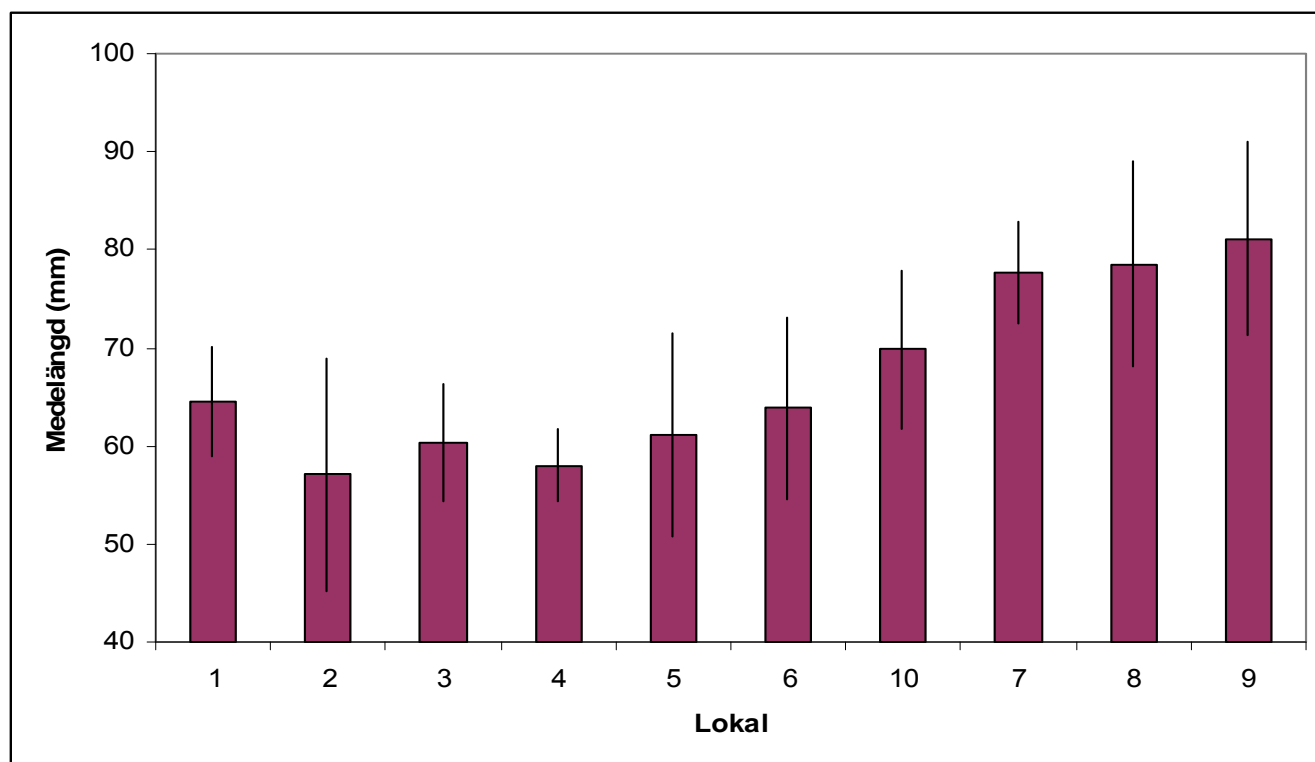
De sjölevande fiskarterna återfinns i regel endast i strömmande partier under sommarperioden. Vintertid har många arter flyttat till sjöar eller djuphålur. Lax- och öringungar brukar söka upp håligheter i bottensubstratet. Där slipper de simma mot vattenströmmen, något som är svårt när vattnet är kallt. Möjligheter att nå övervintringsområden kan vara avgörande för många arter, men här har vi idag ganska lite kunskap (Läs gärna uppsatsen av Huusko med flera, 2007 i referenslistan). Den variation som finns över året i vilka arter som visar sig på strömmande partier gör att elfiskeundersökningar som bedrivs vid ”fel” årstid kan ge svårförklarliga resultat (se även avsnitt 6.5, Figur 21).

## 3.4 Vattenlandskapet

Det finns ingen del av naturen som existerar självständigt, där flora och fauna är oberoende av omgivande områden. Detta blir extra tydligt i vattenlandskapet. Som vi sett ovan kan fiskar behöva vandra fram och tillbaka i vattensystemet beroende på årstid och vattentemperatur. Vandringshinder i vattenlandskapet får därför stora konsekvenser (se avsnitt 5.6). Fiskeriverket har skattat grovt att ålen har stängts ute från 80% av sina forna uppväxtområden i svenska sötvatten.

Det finns alltid ett samspel mellan sjöar och vattendrag. Nedströms sjöarna är det speciellt gynnsamma miljöer eftersom det spolats ut plankton och småfisk ur sjön, vattentemperaturen kan vara förhöjd och är stabilare än i vattendraget, likaså är vattenföringen stabiliserad och mängden oorganiska partiklar mindre. Öring som finns i dessa miljöer tillväxer bättre (Figur 5), men de närmaste hundratals metrarna från sjön är också risken att träffa på sjöfisk som gädda och abborre större.



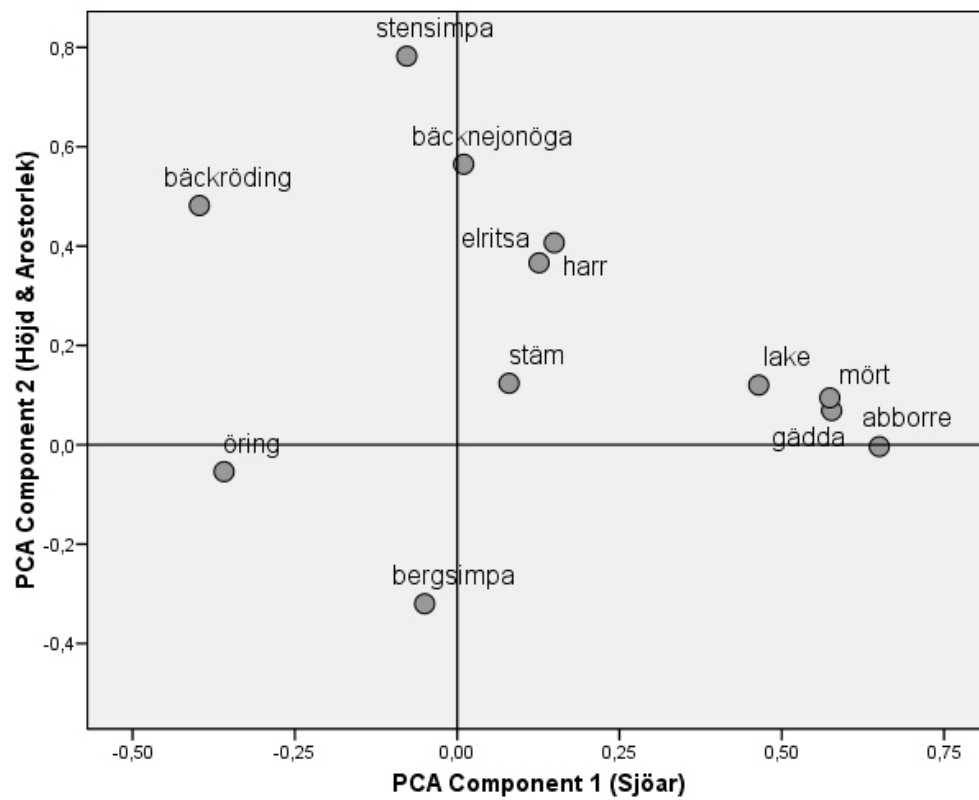


Figur 5. Storleken (medellängd mm  $\pm$ SD) av årsungar (0+) av öring på nio lokaler elfiskade samma vecka i Lurån, Dalarna. Med stigande lokalnummer ligger lokalerna allt närmare en stor uppströms sjö (Figur från David Lundvall, Länsstyrelsen i Dalarna).

Ju längre ned i avrinningsområdet, desto större vattendrag och därmed desto stabilare förhållanden. Vattenföring och temperatur fluktuerar mindre. Elfiskeresultaten blir därför ofta stabilare i lagom stora vatten, jämfört med de minsta. Samtidigt kan resultaten från de största vattnen vara variabla på grund av att elfisket sker precis på nivån vad som är möjligt (jämför med Figur 1).

### 3.5 Fisksamhällen

Alla de faktorer vi nämnt, och flera vi förbigått, strukturerar fiskfaunan så att det bildas samhällen – arter som ofta förekommer i samma miljöer vid samma tid. Elfiskeresultat 1986-2010 från Dalarnas län kan användas för att illustrera detta (Figur 6). Diagrammet har skapats med en metod som heter Principal Components Analysis (PCA). I princip kan man säga att alla elfisketillfällen analyserats för att se vilka arter som har likartade miljöval. Dessa arter har grupperats utefter två axlar (komponenter). Axlarna kan sägas vara en slags sammanslagning av alla miljövariabler och här har vi tolkat axel 1 som att främst vara beroende av närhet till sjöar. Axel 2 hade mer med avrinningsområdets storlek och lokalens höjdläge (altitud) att göra. Längst till höger på axel 1 finns en grupp med sjölevande arter; gädda, abborre, mört, lake. På motsatt sida på den axeln kan man se öring som oftast inte uppträder ihop med de sjölevande arterna. Utefter axel 2 kan man se bergsimpa längst ner och stensimpa högst upp. Det visar att bergsimpa fanns på högre höjd än stensimpan.



Figur 6. Fisksamhällen vid elfisken i vattendrag i Dalarnas län illustrerat med PCA (se texten, David Lundvall, Länsstyrelsen i Dalarna).

## 4. Hur olika omgivningsfaktorer påverkar fiskfaunan

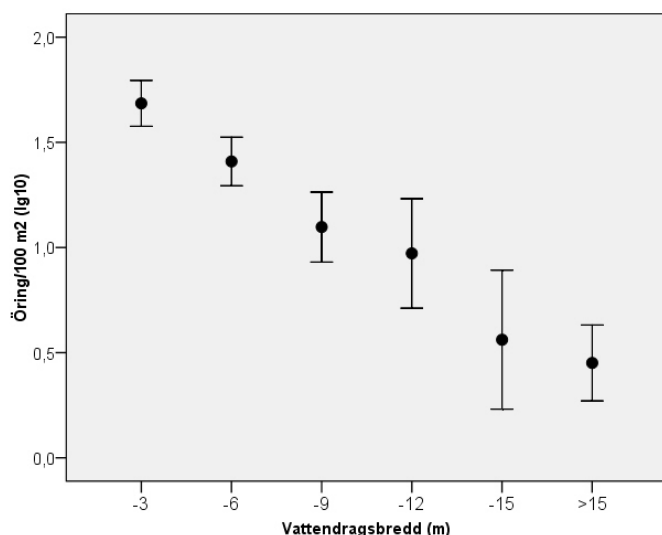
### 4.1 Ståndplats/Mikrohabitat

I den minsta skalan (<1 m) har det gjorts mycket studier av vad som bestämmer den enskilda fiskens val av ståndplats, framför allt då för lax och öring. Vattendjup, vattenhastighet, bottensubstrat och överhängande skydd tycks vara de viktigaste faktorerna. Vid elfiske mäter vi inte dessa omgivningsfaktorer på mikrohabitatnivå, det vill säga inom metern från den enskilda fiskens ståndplats. Däremot mäter vi medelvärden av dessa faktorer på elfiske-lokalen, makrohabitatet.

### 4.2 Elfiskelokal/Makrohabitat

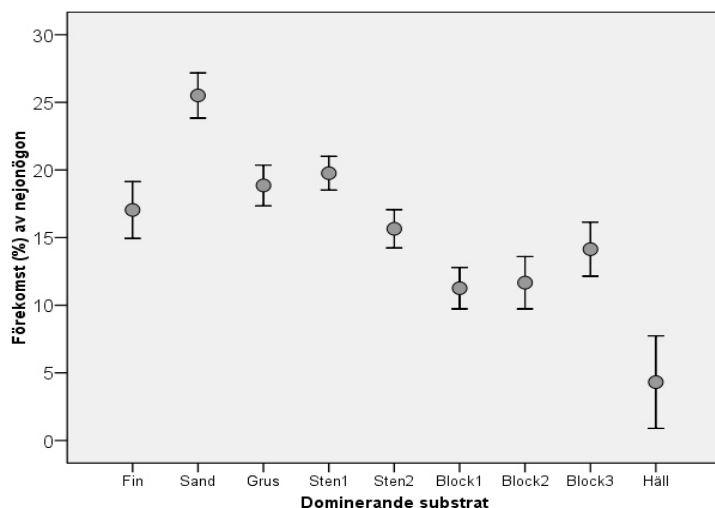
Elfiskelokalen kan kallas makrohabitatet, det vill säga egentligen skalområdet från en till tiotals meter, som är väldigt avgörande för vilka fiskar, storlekar och tätheter av fisk som förekommer.

Med ökad bredd på vattendraget förändras dess karaktär betydligt. Vattenhastigheten och djupet brukar öka, beskuggningen minskar och samtidigt blir det fler fiskarter. Dessa förändringar gör att mängden årsungar av öring blir lägre (Figur 7). För att jämföra tätheter av öringungar måste man alltså veta vattendragets bredd (alternativt starkt korrelerade faktorer som avrinningsområdets storlek).



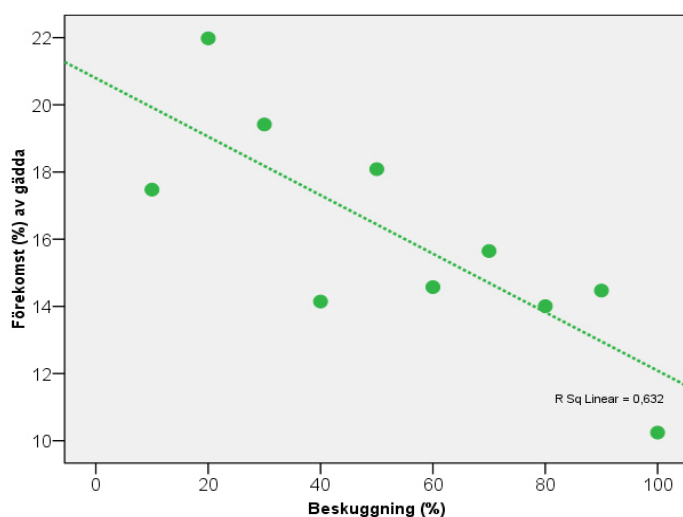
Figur 7. Medelvärde (och 95%-konfidensintervall) för havsöringtäthet (transformerade data; log<sub>10</sub>, täthet per 100 m<sup>2</sup>) för kustlokaler med olika vattendragsbredd (n=355, vattendrag <1000 kilometer<sup>2</sup>). Den runda punkten visar var medelvärdet ligger och strecken ovan- och nedanför visar utsträckningen av ett 95%-konfidensintervall. Inom det området ligger med 95% sannolikhet det sanna medelvärdet.

Många arter är mer eller mindre direkt beroende av bottensubstratet, till exempel öringungar som söker lå för vattenströmmen. Än mer beroende är förstås nejonögon (bäck-, havs- och flodnejonöga) vars larver ligger nedgrävda i mjuka bottenar flera år. Därför är det inte förvånande att nejonögon ofta påträffas på bottenar med sandiga substrat (Figur 8).



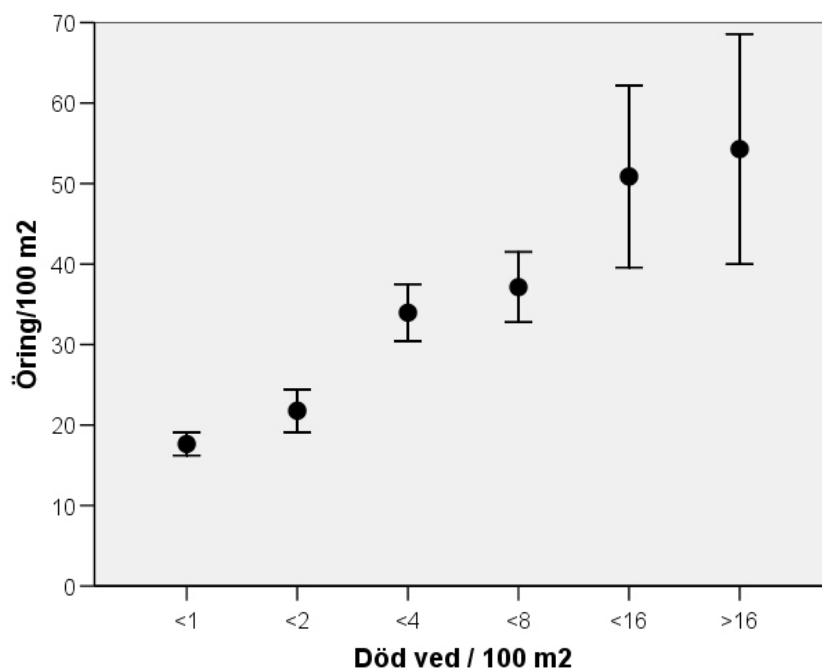
Figur 8. Medelvärde och 95%-konfidensintervall för andelen (%) elfisketillfällen då nejonögon (bäck-, havs- och flodnejonöga) påträffats vid undersökningar i mindre vattendrag (<100 kilometer<sup>2</sup>) belägna lägre än 200 meter över havet. (n=19216). Som framgår av figuren var konfidensintervallet mycket större vid häll som botten substrat. Det behöver inte bero på att det var större variationer i data där, utan helt enkelt på att vi har färre undersökningar vid den typen av substrat. Konfidensintervallet påverkas nämligen av hur stort stickprovet är.

Förutom att skuggande träd, buskar och strandbrink skapar skyddade ståndplatser hjälper beskuggningen till att minska mängden vattenväxter, samtidigt som vattentemperaturen blir lägre. Detta påverkar naturligtvis många arter. Gädda tycker om att stå ganska soligt och varmt. Ljuset underlättar säkert även att se byten. I små vattendrag minskar därför förekomsten av gädda när vattnen blir alltmer beskuggade (Figur 9).



Figur 9. Andelen elfisketillfällen (%) då gädda påträffats vid undersökningar i mindre vattendrag (<10 meter) belägna lägre än 300 meter över havet. (n=9591). Den streckade linjen visar resultatet av en linjär regression där den oberoende variabeln var beskuggning och den beroende variabeln var förekomst av gädda. I figuren står "R Sq Linear" vilket kan översättas till determinationskoefficienten ( $r^2$ ). Den visar hur mycket av variationen i gäddas förekomst som förklarades av beskuggningen – hela 63%.

Betydelsen av död ved är visad i en mängd undersökningar. Död ved som faller i vattnet skapar ofta en skyddad ståndplats för fisk. Runt den döda veden skapas en förändrad strömbild för vattenströmmarna och därmed också en större variation i erosions- och sedimentationsmönstret. I sydsvenska skogsbäckar kan mängden öring vara 3 gånger högre i bäckar med minst åtta bitar död ved per 100 meter<sup>2</sup> jämfört med bäckar utan någon död ved i vattenfåran (Figur 10).



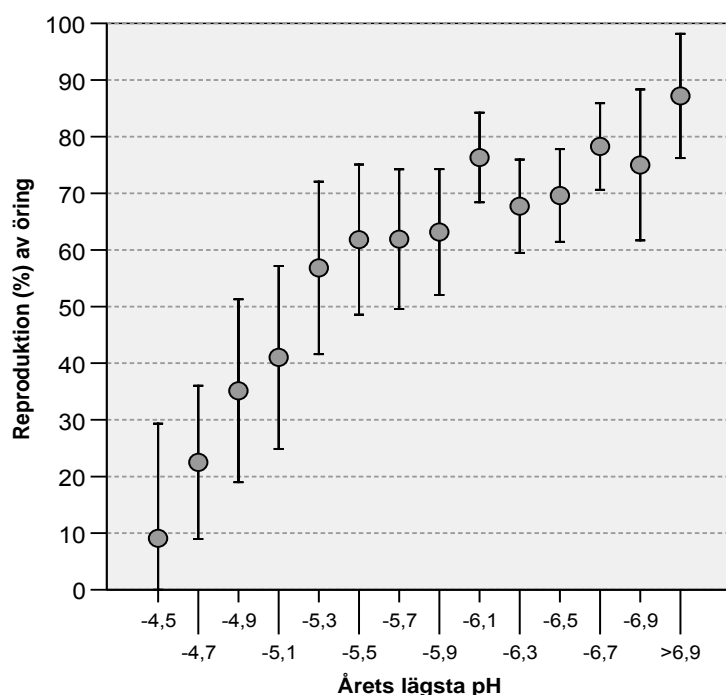
Figur 10. Medeltätheten av öring (samt 95% konfidensintervall) avsatt mot mängden död ved på lokalen vid undersökningar i mindre vattendrag med strömlevande öring i skogsbäckar i södra Sverige (<10 meter) belägna lägre än 300 meter över havet (De-german med flera, 2004). Återigen måste man vid tolkningen av figuren tänka på att konfidensintervallens storlek beror på hur många stickprov det finns i varje kategori. Det var således ovanligt med elfisketillfällen med hög förekomst av död ved.

## 4.3 Vattenkvalitet och vattenlandskap/Metahabitat

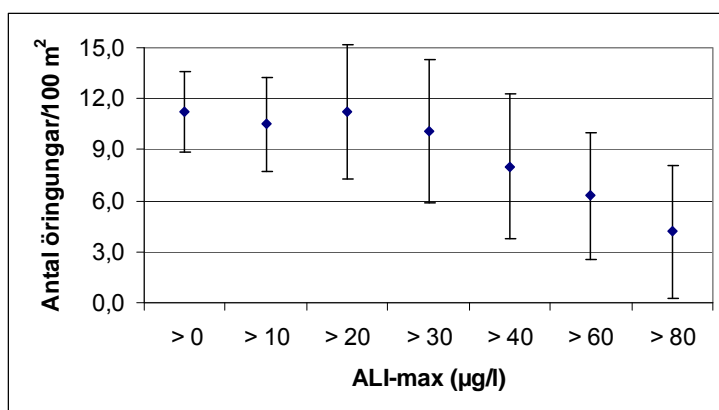
Vattenkvaliteten är oftast på en högre rumslig (spatial) skala än själva elfiskelokalen. Vattenkvaliteten kan vara likartad flera kilometer, eller rent av mil av vattendraget. Större sjöar kan förändra vattenkvaliteten betydligt genom sedimentation av partiklar, likaså kan naturligtvis tätorter eller punktutsläpp av föroreningar förändra vattenkvaliteten. Undersökningar i Skåne har visat att övergödning som resulterat i låga syrehalter haft stor betydelse för fiskfaunan i sydliga jordbruksområden (Eklöv 1998). En omfattande förbättring har skett i takt med att vattenreningen byggdes ut.

Vi har också en storskalig påverkan i form av försurande nedfall. För närvarande är ännu många av Sveriges små rinnande vatten utsatta för surstötter (sänkt pH) vid vårfloden på grund av våra utsläpp av försurande ämnen till atmosfären. När det lägsta pH-värdet understiger 6 börjar reproduktionsskador uppträda hos öring, vilket syns som minskad frekvens av lokaler med årsungar vid elfiske (Figur 11). Förutom förhöjda koncentrationer av vätejoner medför försurningen också förhöjda metallhalter. Exempelvis ökar halten av oorganiskt labilt aluminium som är starkt toxiskt för fisk. Halten av oorganiskt aluminium

visar också en negativ korrelation till förekomsten av årsungar av öring enligt undersökningar inom IKEU (Integrerad KalkningsEffektUppföljning; Figur 12).

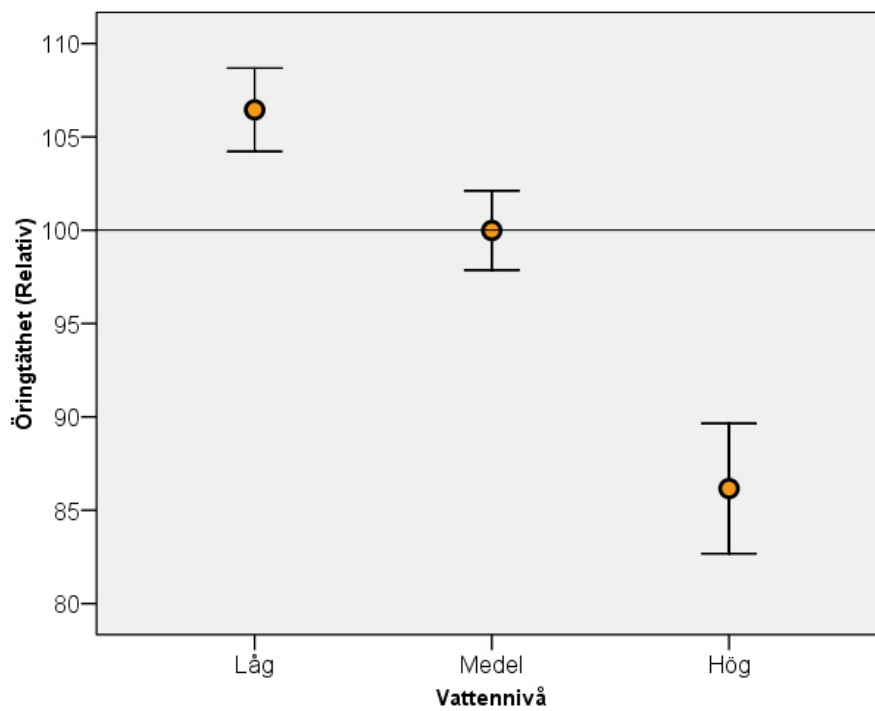


Figur 11. Medelandel (%) samt 95%-konfidensintervall av alla undersökta lokaler i Jämtland 1977-2006 med vattenkemisk uppföljning som hade reproduktion av öring (det vill säga förekomst av öring 0+) i relation till årets lägsta uppmätta pH (Åslund & Degerman 2007).



Figur 12. Genomsnittlig täthet (antal/100 meter<sup>2</sup>) av öringungar i relation till högsta uppmätta halter av oorganiskt aluminium (ALI\_max) i IKEU-vattendragen 1998-2006. Spridningsmättet (felstaplarna) visar +/- 2 SE (standard error) (Bergquist & Dahlberg 2009).

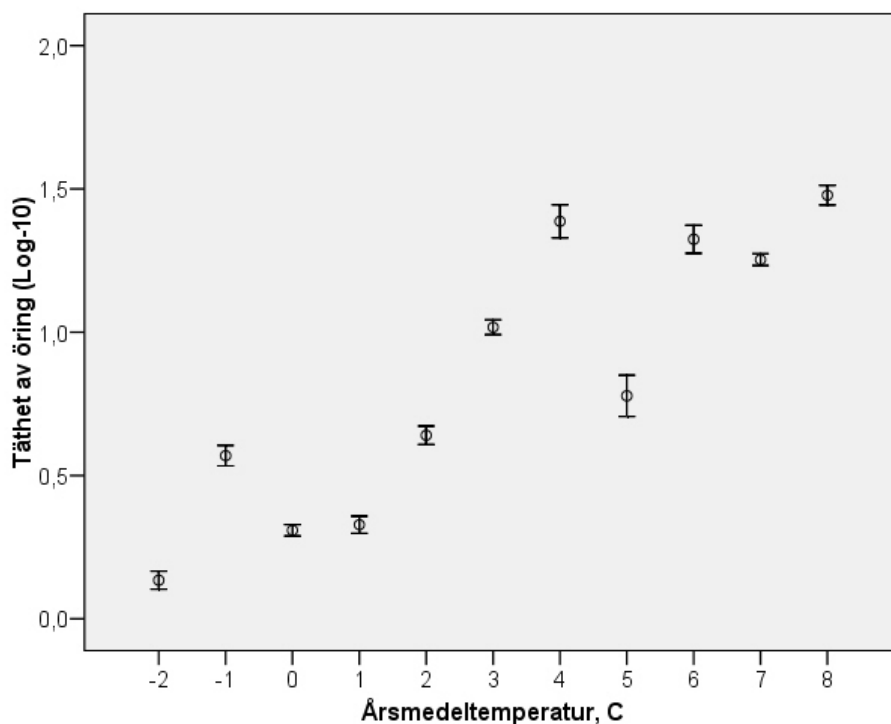
På denna skala verkar också extrema högflöden som kan påverka ett helt avrinningsområde. Extrema högflöden har blivit vanligare därför att vi dikat ut landskapet och rensat vattendragen. Extrema flöden förväntas också öka i framtiden på grund av klimatförändringarna. Man skall inte bedriva elfiske vid högflöden, vattnet är ofta grumligare, fisken mer svårfångad och ofta har den bytt ståndplats tillfälligt. Detta kan illustreras med hur täthets-skattningar av öring var signifikant lägre i kustvattendrag vid hög vattennivå än vid normal eller låg vattennivå (Figur 13).



Figur 13. Standardiserad öringtäthet (se avsnitt 11.5) per lokal ( $\pm$  95%-konfidensintervall), i kustvattendrag från Stockholms län till Skåne län, avsatt mot vattennivån vid elfisketillfället (Från Degerman med flera, 2010a). Standardisering innebär att medelvärdet för öringtäthet beräknats för alla år på lokalen. Värdet för varje enskilt år har sedan dividerats med medelvärdet och uttryckts i procent. Därvid har lokaler med olika artantal eller till exempel öringtäthet kunnat jämföras direkt. Vattennivå har av elfiskaren bedömts i relation till vad som är normalt för årstiden. Se mer i avsnitt 12.5 om standardisering av data.

## 4.4 Storskaliga faktorer/Superhabitat

På den största skalan har vi faktorer som klimat som påverkar fiskfaunan. I ett varmare klimat är produktionen generellt större och tillväxtsäsongen längre. I de habitat som har öring nås därför högst tätheter av ungar i landets sydligare delar, det vill säga där årsmedeltemperaturen är högre (Figur 14).



Figur 14. Medeltäthet av öring (log10-transformerade tätheter per 100 m2) och 95%-konfidensintervall avsatt mot årsmedeltemperaturen (oC, i luften) på lokalen.

## 4.5 Olika arters habitatkrav

På alla de olika nivåerna från mikro- till superhabitat har olika arter skilda optima. Att ha kännedom om olika arters habitat- eller miljökrav är fundamentalt för att kunna utvärdera elfiskeresultat i detalj. Vissa arter trivs i lugnflytande eller stillastående vattendrag, vi kallar dem ofta sjöfiskarter (gädda, abborre, mört och så vidare; se Figur 6). Sedan finns det skilda krav på vattenkvalitet, temperatur och vandringsmöjligheter. Det är inte avsikten här att gå igenom våra 50 svenska fiskarters miljökrav utan vi fokuserar på öring som en exempelart för strömmande vatten. Uppgifterna kommer från ICES (Internationella havsforskningsrådet) sammanställning om havsöring (ICES 2011).



**Tabell 8. Havsörings habitatkrav utgående från en internationell sammanställning av ICES (Internationella havsforskningsrådet) 2011. För närmare information hänvisas till rapporten.**

Öringungar	
Djup	<0,3 m
Vattenhastighet	0,1-0,5 m/s
Substrat	2-100 mm
Vattenbredd	<6 m
Lutning	0.5-3%
Beskuggning	>10%
Död ved	Ju mer desto bättre
Predatorer (lake, gädda)	Ju färre desto bättre
Lekområden	
Djup	0.15-0.45 m
Vattenhastighet	0.2-0.55 m/s
Substrat	16-64 mm
Finsediment (<1 mm)	<5%
Maxtemperatur	
Öringungar	22-24 ° C
Ägg	13 ° C
Vattenkvalitet	
Syre	5-9 mg O <sub>2</sub> /l
Suspenderat material	<5 NTU över normalt
pH	Min 5,8
Aluminium, inorganiskt	<5 µg/l
Järn (Ferro-järn, Fe <sup>2+</sup> )	<0,5 mg/l
Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	< 2mg/l
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	<60 µg/l
Total-ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> & NH <sub>3</sub> )	<60 µg/l

## 5. Orsaker till förändringar

### 5.1 Inledning

Idealt fördelar sig och tillväxer fiskpopulationerna efter de naturgivna förutsättningarna och det borde inte vara så svårt att förutsäga vilka arter som förekommer, och i vilken numerär. Men ovanpå de naturliga faktorerna som formar fiskens habitat på olika nivåer tillkommer de onaturliga störningarna som mänsklig aktivitet förorsakar. Ett typiskt sådant fall är försurningen av ytvatten. Men naturligtvis behöver det inte vara vattenkemin som ligger bakom eventuella förändringar hos fiskfaunan. Det kan vara någon fysisk påverkan på hela vattendraget, eller lokalen. I det senare fallet har vi ju genom lokalbeskrivningen data om död ved, beskuggning, dominerande substrat och så vidare. Det kan alltså vara så att orsaken till förändringarna är dokumenterade i data.

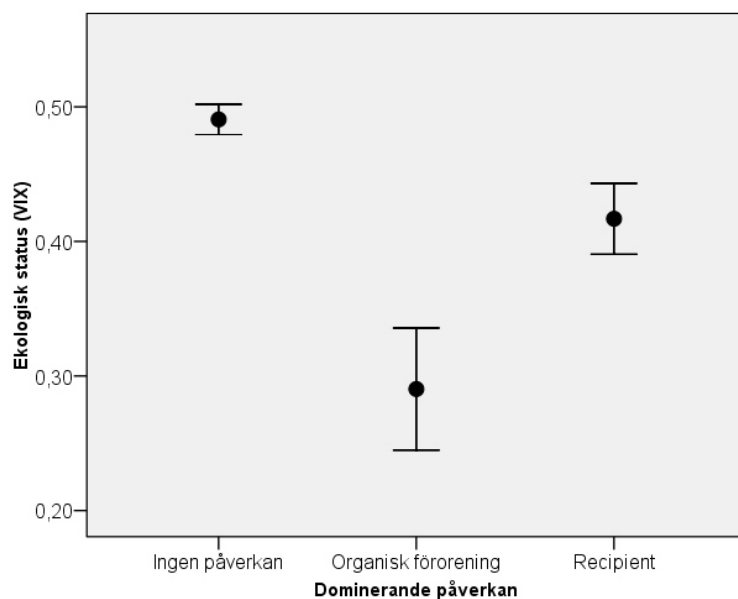
### 5.2 Försurning

Försurning innebär att koncentrationen av vätejoner ökar, vilket sänker pH-värdet. Vid låga pH-värden kan aluminium frigöras i marken och transporteras ut i sjöar och vattendrag i form av laddade aluminiumjoner. Det innebär att i försurade vatten finns ett överskott på vätejoner och ofta stora mängder fritt (labilt) aluminium. Fiskars rom är mest känslig för lågt pH, medan yngel och vuxen fisk är känsligast för aluminium (se Figur 12). Generellt sett kan man säga att det är föryngringen hos fiskar som drabbas först vid försurning, antingen rommen eller ynglen dukar under. Avsaknad av reproduktion (unga fiskar) är därför ofta en indikation på försurning.

Det är väl känt att känsligheten skiljer mellan olika arter. Bland de känsligaste arterna är mört och lax, medan öring är tåligare (Figur 11) och amerikansk bäckröding tåligast. Avsaknad av de känsligaste arterna kan alltså vara en indikation på försurning. I förslaget till rapporteringsmall för elfisken har Länsstyrelsen i Jönköping tagit fram ett enkelt försurningsindex utgående från elfiskedata.

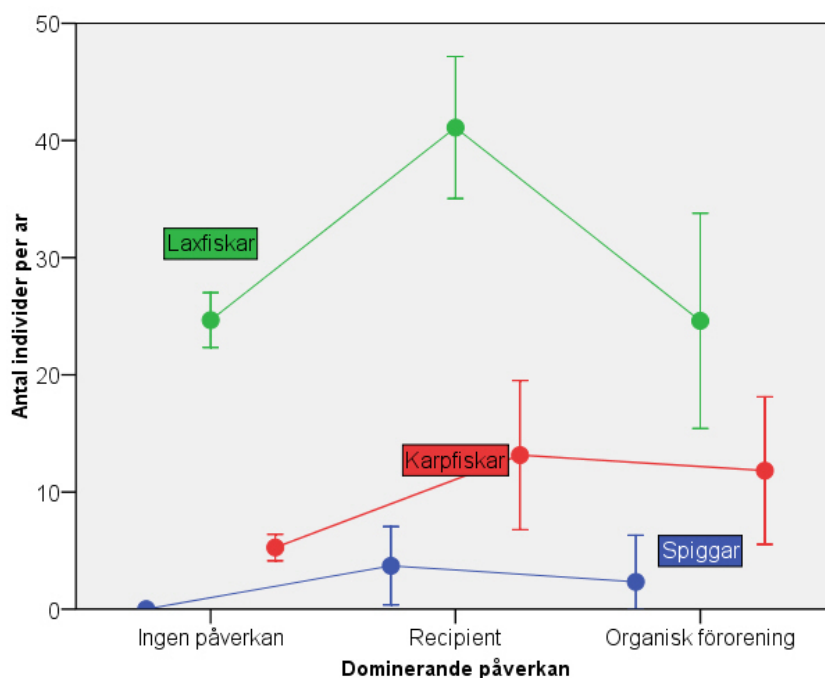
### 5.3 Eutrofiering

Eutrofiering, det vill säga för stor tillförsel av närsalter, drabbar vattnen genom för stor växt- och algproduktion. När växtbiomassan skall brytas ned åtgår mycket syre och syrebrist uppstår. Syrebrist är dock betydligt vanligare i grunda sjöar, speciellt vintertid, än i strömmande vatten. Förr hade många vattendrag syrebrist, men det blir allt ovanligare med akut syrebrist – speciellt i de strömmande avsnitten där elfiske sker. Just de partierna är därför ganska dåliga för att påvisa eutrofiering i och med vattnets fart och omblandning. I rinnande vatten är det faktiskt oftast reproduktion av fiskar som påverkas genom att det uppstår syrebrist i lekbottnar för laxfisk. Ofta kan eutrofiering indikeras av en försämrad ekologisk status (Figur 15).



Figur 15. Medelvärde (och 95%-konfidensintervall) av ekologisk status (VIX) på elfiskelokaler som av utföraren klassats som opåverkade respektive påverkade av att de utgör recipient eller är organiskt förorenade. Elfiskelokaler från hela landet i vattendrag med avrinningsområden under 1000 kilometer<sup>2</sup> är medtagna.

Det är mer sällan vi ser stora artförändringar i strömmande partier därför att få fiskar klarar att leva där längre tid än just de vanliga strömfiskarna. Slås strömfisken ut så saknas ofta arter, det tillkommer sällan några nya. Däremot kan styrkeförhållandena mellan arter förändras. Typiska exempel på vad som kan hända är att öringen minskar medan karpfisk (mört med flera) och simpör ökar i eutrofierade vatten (Figur 16). Spiggar brukar öka i mindre, kustnära bäckar.

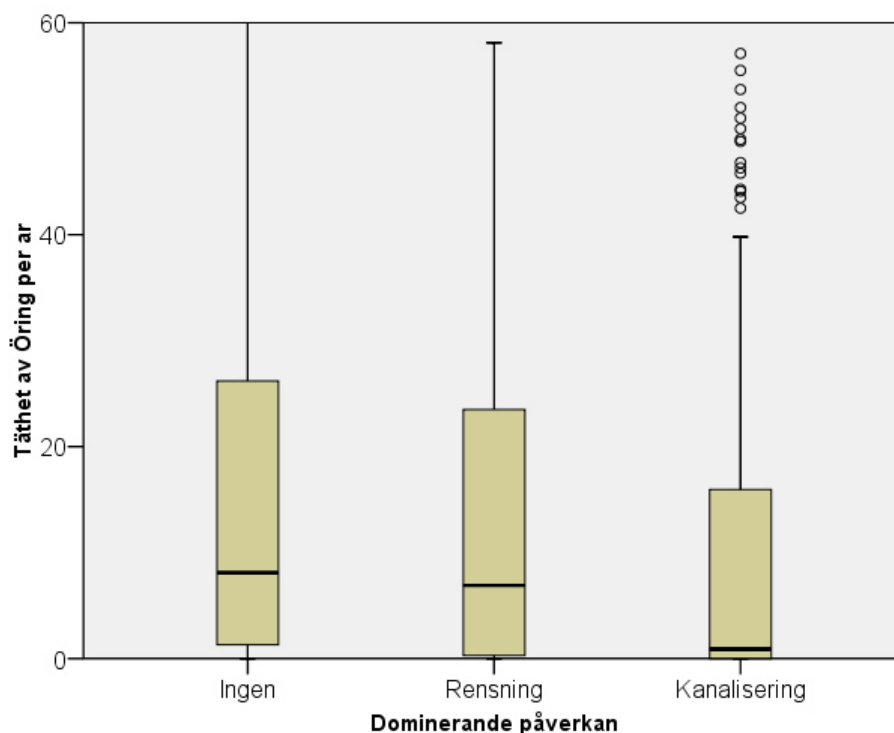


Figur 16. Medeltäthet (och 95%-konfidensintervall) av täthet av fiskgrupper (otransformerade data) i relation till påverkan. Samma urval av lokaler som i figuren ovan. En del kanske förvånas över resultatet att laxfiskar kan synas gynnas av att leva i en recipient, men såvida inte andra arter dyker upp som konkurrenter och predatorer kan så vara fallet, till dess syrebrist uppträder.

## 5.4 Rensning

För att klara att leva i strömmande partier behöver fisken finna en bra ståndplats, skyddad för vattenströmmen, men belägen så att fisken snabbt kan plocka åt sig förbidrivande föda. När man rensar bottenarna och gör dem ensartade försvinner ståndplatser för fiskarna. Det finns omgivningsvariabler som kan indikera detta, till exempel dominerande bottensubstrat, bottenpografi, lokalens värde för laxfisk, mängden död ved, skillnad mellan max- och medeldjup och så vidare. I bästa fall har även de som elfiskat gjort en bedömning av påverkan och då markerat rensning som faktor.

Det är dock svårt att bedöma graden av rensning och dess effekter på fiskfaunan. Ofta ser man att till exempel öring minskar i täthet vid rensning, och framför allt om vattendraget bedöms vara kanaliserat (Figur 17). Notera dock i figuren nedan att några klara och distinkta skillnader inte förelåg. Har man bara ett fåtal lokaler kan det vara svårt att detektera skillnader. Här skulle mer detaljerade studier behövas för att ta fram lämpliga (relevanta) och objektiva sätt att ange kanalisering.



Figur 17. Box-and-whisker plot av tätheten av öring vid elfisketillfällen då lokalen av utföraren bedömts vara opåverkad, rensad eller rent av kanaliserad. Eftersom det är otransformerade data används box-plot där medianen är det svarta strecket mitt i boxen. Notera det stora överlappet mellan kategorierna, det fanns alltså tillfällen då vattendraget var kanaliserat med tätheter av öring som inte skilde sig från opåverkade förhållanden. En trolig orsak är att vi här inte tagit hänsyn till vattendragets bredd som ju påverkar tätheten. Om vi transformerar öringtätheten ( $\log_{10} x+1$ ) kan vi göra en analys där bredden beaktas (till exempel kovariansanalys, Ancova=överkurs). Datamaterialet är hämtat ur SERS där påverkan bedömts och vattendrag med avrinningsområden mindre än 1000 kilometer<sup>2</sup> ( $n=2315$ ).

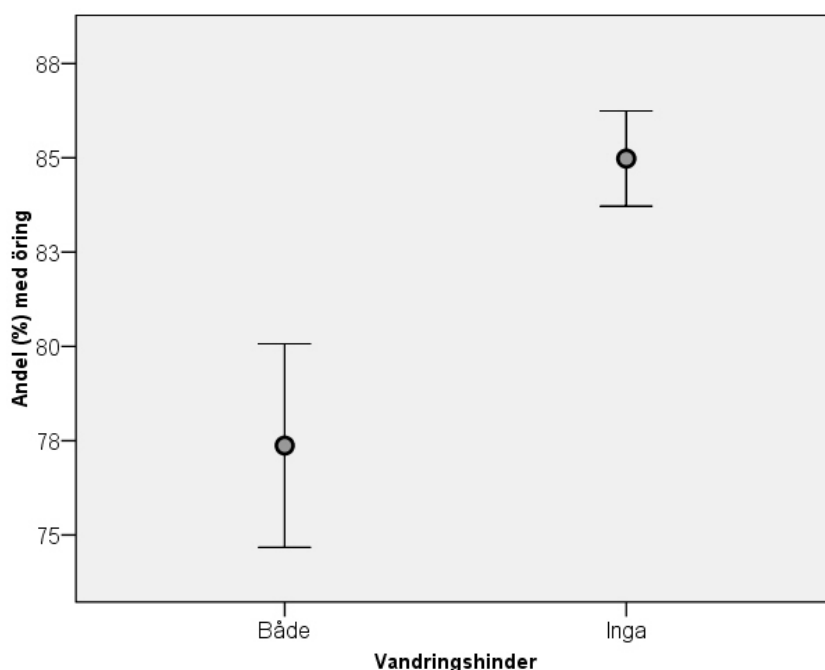
## 5.5 Vattenreglering

Vattenreglering är ofta svår att påvisa och även bedöma i fält. Vid elfisketillfället kan förhållandena vara bra och fältpersonalen noterar ingen regleringspåverkan. Några timmar senare är, fältpersonalen och, vattnet borta från lokalen.

Man kan dock få en fingervisning genom att studera elfiskeresultatet. ”Regleringsgynnade” arter brukar vara abborre, gädda, mört, lake och simpor samt i något fall elritsa, medan öring, lax, nejonögon och kräftor ofta minskar i förekomst och täthet vid vattenreglering. Generellt kan man säga att de arter som vanligen lever i sjöar eller lugna vattendragsavsnitt tar över strömhabitatet om det regleras.

## 5.6 Vandringshinder

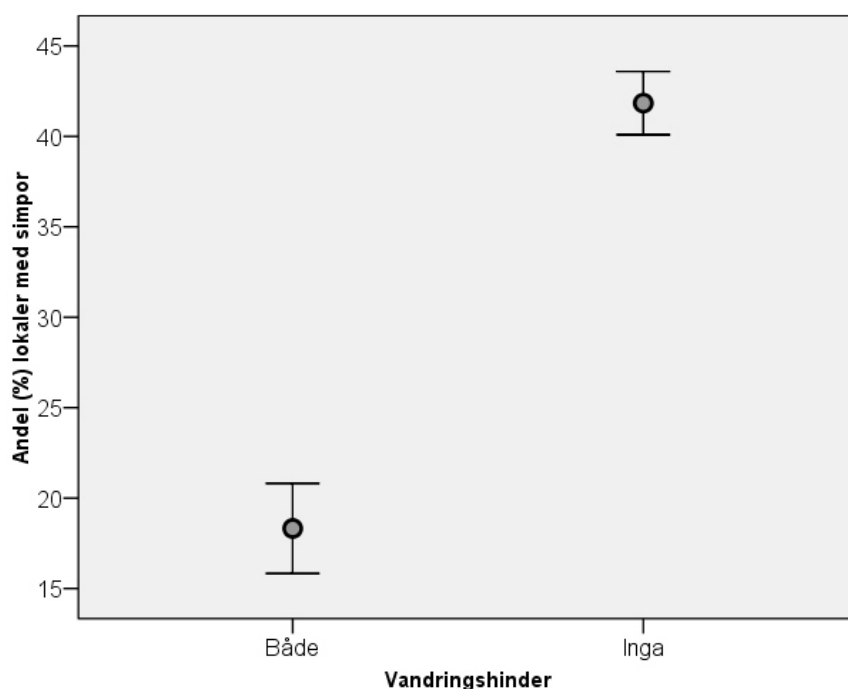
Det är naturligtvis oerhört viktigt för alla arter att kunna röra sig fritt i landskapet, vare sig det är på land eller i vatten. Ser man till strömlevande öringbestånd, det vill säga sådana som inte vandrar till hav eller sjöar för tillväxt, kan man ju tro att vandringshinder inte är ett problem. Men öringarna behöver kunna röra sig i vattensystemet. Andelen lokaler där öring påträffats vid elfiske på strömmande hårdbottnar var ca 85% när lokalen inte bedömdes ha vandringshinder i vägen till närmaste sjö upp- och nedströms, medan den var ca 78% när det fanns vandringshinder kring lokalen – både upp- och nedströms innan närmaste sjö (Figur 18).



Figur 18. Medelvärde (och 95%-konfidensintervall) av andel (%) lokaler där öring påträffats i strömlevande bestånd beroende på om det fanns vandringshinder till närmaste upp- och nedströms belägna sjö eller ej. Elfiskelokaler från hela landet i vattendrag med avrinningsområden under 1000 kilometer<sup>2</sup> är medtagna.

Vid elfisket gör utföraren en bedömning om det är vandrande öringbestånd och om det finns vandringshinder upp- och/eller nedströms. Både bedömningen av vilken typ av bestånd det är och vad som är ett vandringshinder är svår. Dessutom gäller bedömningen av hinder endast öring, och arter som stensimpa (som kan hindras av 16 centimeter fallhöjd) beaktas inte. Det verkar som effekten av vandringshinder är större för simpor (berg- och stensimpa) än för öring. Simpor är dubbelt så vanliga i öppna vattensystem jämfört med system med vandringshinder till närmaste sjöar upp- och nedströms (Figur 19).

Tänk också på att vad som inte är ett vandringshinder vissa år/årstider kan vara det andra år/årstider. Skall ni analysera ert datamaterial och fokuserar på arter med stort behov av fria vandringsvägar, till exempel ål, rekommenderas att ni studerar kartan och skaffar lokal information från sakkunniga.



Figur 19. Medelvärde (och 95%-konfidensintervall) av andel (%) lokaler där simpor (berg- och/eller stensimpa) påträffats beroende på om det fanns vandringshinder till upp- och nedströms sjö eller ej. Elfiskelokaler från hela landet i vattendrag med avrinningsområden under 1000 kilometer<sup>2</sup> är medtagna.

## 6. Standardiserat elfiske

### 6.1 Standardiserat elfiske i korthet

Man har i ”Handledning för Miljöövervakning” definierat hur ett standardiserat elfiske skall utföras ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)). Man skiljer naturligtvis 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 meter, och helst 50 meter, strandlängd, om inte mängden fångad fisk är väldigt hög.
- rekommenderad avfiskad areal är 200-300 meter<sup>2</sup> 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,  $\pm 5$  dagar, bör tillämpas vid återbesök påföljande år.
- alla individer skall artbestämmas och mätas.
- man skall använda de lokalkoordinater som datavärden har om det är en lokal som återbesöks.
- ett stort antal omgivningsvariabler måste mätas och rapporteras.

Härtill kan påpekas att även om elfiske är en förlåtande metod, även den ovane kan lyckas om hen gör ett seriöst försök, så finns det gränser för vad som är ett korrekt utfört elfiske. Försök därför i monitoringprogram att se till att få vana utförare och prioritera att bibehålla samma personer vid kommande upphandlingar. Det lägsta priset i ett anbud är ingen kvalitetsgarant.



Figur 20. Elfiskeundersökning av Dammån, Oviksfjällen. Gustav Hartzell som håller i elfiskestaven fångar fisken genom att kortvarigt skicka ut 600-800 Volt likström i vattnet. Medhjälparen går bakom och håller reda på fångad fisk och elkabeln. Fångad fisk mäts och kan sedan släppas tillbaka oskadd på platsen. Metoden är förbjuden och kräver speciell utbildning och tillstånd från Länsstyrelsen. Foto: Berit Sers.

## 6.2 Hur många lokaler behöver jag fiska?

Svaret beror givetvis på vad syftet är med provfisket och hur stor variation det är i naturen. Vi vill ju ha säkra data som möjligt, till en så låg kostnad som möjligt. Precisionen i skattning av en biologisk variabel kan mätas som till exempel konfidensintervall (avsnitt 2.4) eller varianskvoten (**CV; Coefficient of Variation of the sample mean**). CV medger att man jämför variationen i populationer som har olika medelvärde.

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

CV uttrycks således i procent. Enligt Bohlin (1984) bör CV vara kring 20% för att man vid jämförelse av två år skall kunna detektera en fördubbling/halvering av beståndet. Vid ett CV kring 10% kan man detektera en förändring med 50%. I praktiken är dock inte kraven på CV lika höga vid långsiktig monitoring. CV fungerar bäst som mått om medelvärdet är tämligen högt.

CV kan användas för att grovt studera det antal stickprov ( $n$ ) som behövs för att få en viss precision i skattningen av en populations medelvärde ( $\bar{x}$ ). Man använder då CV i formen 0,1 för att representera 10% och så vidare. Man måste ha en skattning av populationens medelvärde ( $\bar{x}$ ) och dess standard avvikelse (standard deviation, SD). Man måste även utläsa  $t$ -värdet ur en tabell med Student  $t$ -fördelningen. Lämpligen väljs nivån för 95%-sannolikhet. För två stickprov är  $t=12,706$ , för tre stickprov  $t=4,303$ , för fyra stickprov  $t=3,182$ , för fem stickprov  $t=2,776$ , för tio stickprov  $t=2,262$  och för ett oändligt antal stickprov  $t=1,96$ .

$$n = ((t * sd) / (CV * \bar{x}))^2$$

Utgående från formlerna ovan kan man således skatta antalet stickprov för att få en viss precision i skattningen av en populations medelvärde. I realiteten bygger detta på att man skall provfiska i samma miljö, annars är det ju risk att populationens medelvärde (ex täthet) skiljer sig. Degerman med flera (2010a) fann att 4-6 lokaler per vattendrag gav god precision vid skattning av artantal, öringtäthet och ekologisk status. Petersson med flera (2011, opublicerad) fann på motsvarande sätt att årliga fisken i fem år gav en god precision i bestämning av medeltäthet av öring på en lokal.

## 6.3 Hur olika arter och storlekar reagerar på elfiske

Det är väl känt att större fiskar är mer känsliga för elfiske eftersom effekten av elfiske bestäms av voltgradienten utefter kroppen. En längre fisk kan få en större gradient. På det sätt elfiske bedrivs idag är fokus oftast att kvantifiera mängden ungar, rekryteringen. Då fiskar man relativt tätt mellan dopplingarna av elfiskestaven (anoden). Det kan innebära att större fiskar, som tidigt känner av elfisket, flyr undan. Skall man fiska mer riktat på större fisk måste man fiska glesare. Detta innebär att fångstresultatet är ett stickprov på rekryteringen (och andra småväxta arter), inte nödvändigtvis en bild av fiskfaunan i vattendraget. När elfiskeutrustningen är rätt inställd så kommer öring och andra arter att simma mot elfiskestaven (anoden) och när de kommer riktigt nära bedövas de. Helst fångar man upp dem med håven innan de bedövas. En del arter som lever bottennära (simpör), i bottarna



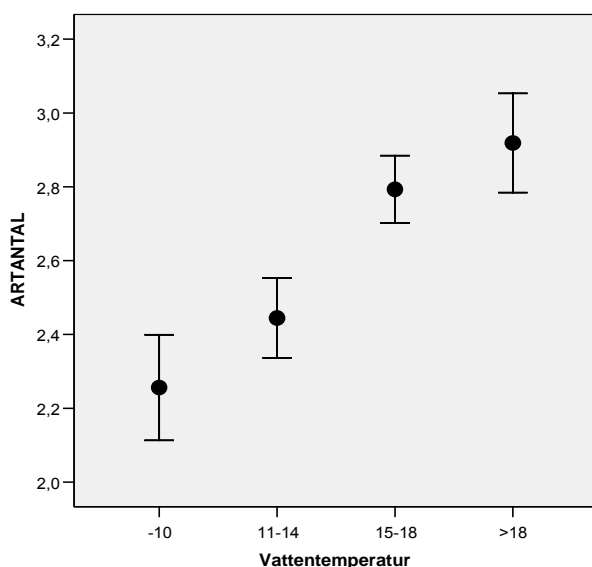
(nejonögon, och dagtid grönlings) eller under stenar (nissöga, lake, kräftor) kan bedövas innan de hinner krypa fram. En bedövad simpa rullar förbi på botten eftersom den saknar simblåsa. Håller man inte ned häven mot botten kan man då missa simporna.

## 6.4 Kräftor

Kräftor är ett speciellt problem. De är lätta att fånga med elfiske, men det är alltid en stor risk att de tappar klorna vid fisket – speciellt om spänningen är hög (Jansson m.fl., 2008). Dessutom så är kräftorna ofta i gömslen dagtid och det kan ta ett tag innan de kommer fram. Det är därför vanligt att man får fler individer vid andra utfisket än vid första, något som går stick i stäv mot hur utfiskningsmetodiken är tänkt att fungera. Tänk er därför för om ni elfiskar i vatten med kräftor och var försiktiga med analyser av beräknade tätheter.

## 6.5 Speciella problem

I standarden för elfiske anges bara att elfiske skall utföras augusti-september. Fiskar är ju växelvarma och aktiviteten ökar med temperaturen. Figuren nedan visar alla elfisken från Jönköpings län fram till och med år 2007. Mellan 15-18 °C och 11-14 °C skedde en abrupt sänkning av artantalet (Figur 21). Mellan 15-18 °C och >18 °C var inte skillnaden signifikant. Detta innebär att man om möjligt skall försöka fiska i intervallet 15-20 °C i länet. Det är inte heller lämpligt att elfiska vid högre temperaturer eftersom risken för stress ökar vid hantering om temperaturen är hög. Detta innebär också att man alltid skall beakta de yttre betingelserna när man tolkar fältdata.



Figur 21. Medelantal fångade fiskarter (med 95%-konfidensintervall) vid elfiske vid olika vattentemperaturer i Jönköpings län. Notera att även om skillnaderna kan vara signifikanta, var de små. Om de 95%-konfidensintervallen inte överlappar varandra så är grupperna signifikant skilda åt på 5%-nivån. Överkurs: i ett sådant här material kan man med transitionsanalys eller "segmented regression" se om det finns en specifik brytpunkt ovanför/nedanför antalet fångade arter skiljer signifikant.

Den största felkällan kan vara vem som fiskar och hur fisket utförs. Skall ni bedöma en elfiskeserie och det finns besynnerliga förändringar i serien så bör ni alltid först kontrollera:

- verkar resultaten trovärdiga (fångade man simporna, nejonögon, lake och så vidare)?

- vem fiskade? Bytte man elfiskare mitt i serien?
- följde man standarden?
- var man på rätt lokal?
- verkade som man orkat beskriva lokalen, eller har man kopierat fjolårets beskrivning?
- var det olämpligt att fiska på grund av högflöden?

## 6.6 Generella eller egna p-värden?

När elfisket bedrivs med endast en avfiskning, så kallat kvalitativt elfiske, kan man inte beräkna tätheten av fisk på lokalen med precision. Istället för att fastställa aktuella p-värden (fångsteffektiviteter;<sup>2</sup>) genom upprepade avfisker (utfiske) så är man utlämnad till att använda förväntade tätheter för arten och storleken på fisk. Dessa generella fångsteffektiviteter tillhandahålls av datavärden och finns med i det elektroniska elfiskeprotokollet.

Ofta är det så att ett elfiskelag fiskar flera lokaler under en säsong, och blandar kvalitativa (ett avfiske) och kvantitativa (flera avfisker) elfisken. Det rekommenderas att studera detta elfiskelags fångsteffektiviteter vid de kvantitativa elfiskena och se om de avviker från de förväntade enligt datavärden (finns på det digitala elfiskeprotokollet). Verkar det vara större avvikelser bör man använda dessa uppmätta p-värden från fältet för detta elfiskelag och applicera på de fall där utfiske inte skett. Datavärden använder inte sådana personliga p-värden om man inte säger till speciellt. Speciellt om man håller på med en långsiktig monitoring kan det vara bra att se över fångsteffektiviteterna. Och meddela datavärden!

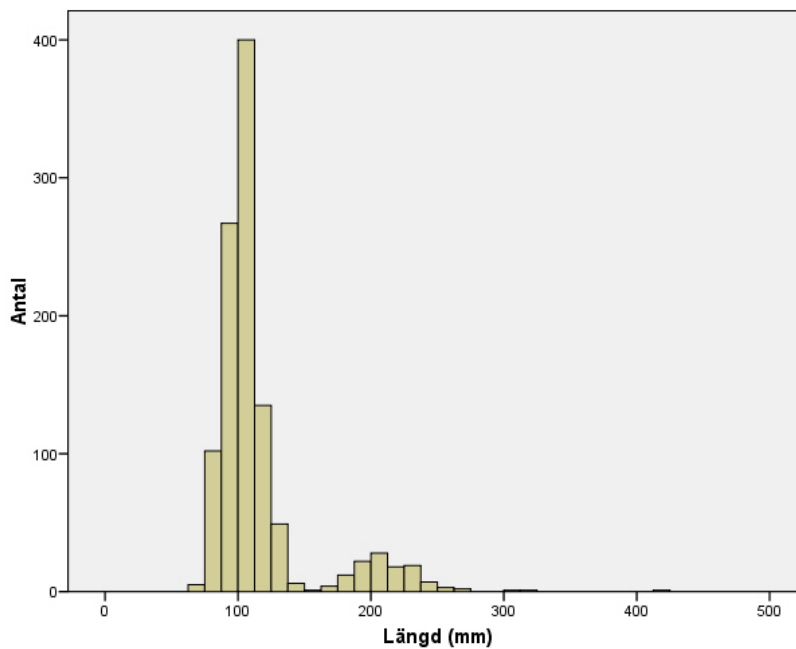
## 6.7 Fyll i protokollet!

En aldrig så bra elfiskare kan spoliera hela undersökningen genom att inte fylla i elfiskeprotokollet noggrant. Som kommer att framgå av avsnitt 8 så måste vi få in information om vattendragets bredd, provtagen yta och en bedömning om eventuella öringar kan stamma från vandrande populationer. Och försök själv tolka elfiskeresultat utan att veta vattenhastighet, bottenstrukturer (Figur 8), klimat (Figur 14), mängden död ved (Figur 10), beskuggning (Figur 9) och så vidare. Det är inte lätt, och går faktiskt inte!

## 6.8 Bedöma största 0+

Laxfiskar (lax, öring, harr, röding och de introducerade bäckröding samt regnbåge) indelas i två ålderskategorier. Årsungar, det vill säga de som är födda samma år som elfisket sker, kallas 0+. 0 anger åldern i år medan + anger att de tillvuxit en sommar (elfisken utförs normalt på sensommaren/hösten). Äldre fiskar kallas >0+, det vill säga helt enkelt äldre än årsungar. Vanligen är det enkelt att i fält urskilja de små årsungarna (Figur 22), medan äldre årsklasser inte är enkelt att urskilja. I rapporten "Hur stora är årsungar och fjolårsungar av öring vid elfiske?" ges generella riktlinjer (ekvationer) som underlättar bedömningen av vad som är årsungar (Degerman m.fl., 2010b).

<sup>2</sup> Det kan vara förvirrande att p-värde här har en annan betydelse än tidigare, men det är fortfarande en fråga om sannolikhet (probability) för att något ska inträffa. Här menas sannolikheten att en fisk ska fångas i ett elfiske. Tidigare har vi talat om sannolikheten att två eller fler grupper har samma medelvärde (centralvärde).



Figur 22. Histogram över längdfördelning på öringungar från Vänerns tillflöde Gullspångsälven åren 1997-2003. Årsungarna är extremt storvuxna tack vare att de lever på en sträcka nedom den stora sjön Skagern. Tillväxten är väldigt hög (jämför Figur 5). Normalt är årsungar i regionen sällan över 9 cm.

Ni får professionell hjälp från datavärden att bedöma vad som är årsungar av laxfiskarterna, men inte ens vi kan alltid vara säkra. Vi har stött på fall där det funnits två distinkta grupper av öring 0+ när vi ritar ett histogram över längderna. Det har varit fall när årsungar från biflöden vandrat ned i det stora vattendraget vid torka. Årsungar i större vattendrag är generellt större så plötsligt syntes två grupper med vad som bör ha varit 0+.

## 6.9 Beräkna tätheter av fisk

Arbetsgången finns väl beskriven i Degerman & Sers (1999). Beräkningarna görs automatiskt i de elektroniska fältprotokollen i Excel-format (de kan laddas hem från <http://www.slu.se/SV/fakulteter/akvatiska-resurser/databaser/elfiskeregistret/>). De beräknade tätheterna brukar av konvention anges som antal individer per 100 meter<sup>2</sup>.

## 7. Innan du börjar räkna

Vi antar att du inte insamlat de data du har med en bestämd formulerad hypotes som skulle besvaras. Det är alltså inte ett elegant designat experiment du håller på med. Nej, du står med en massa insamlade övervakningsdata i handen och vill veta om det är normalt, om den ekologiska statusen är god, eller om det skett förändringar mellan grupper och rent av trender finns i materialet. I din situation är det viktigt att tänka efter så här efteråt. Innan du kastar dig ut så fundera på punkterna nedan.

- 1) Lär dig grundläggande statistik! (se referenslistan & Bilaga 2)
- 2) Kvalitetskontrollera elfiskets utförande. Många kvalitetskontroller sker hos datavärden, men där dataläggs även elfisken som kanske inte är optimala för din utvärdering.
  - användes standardiserad metodik?
  - det var väl inte höglöden ?
  - var det rätt säsong?
  - fiskade man kvantitativt?
  - var det van personal?
- 3) Kvalitetskontrollera alltid data - är de trovärdiga?
- 4) Vilka typer av variabler har du? (se avsnitt 2)
  - kontinuerliga, ordinala, nominella?
  - borde data grupperas, till exempel så att det blir färre grupper?
- 5) Kontrollera om data är normalfördelade (se avsnitt 2).
  - går de annars att transformera?
- 6) Vilka frågor vill du ha besvarade (se avsnitt 2.5)?
  - formulera tydliga och testbara frågor (hypoteser).
- 7) Går dessa frågor verkligen att besvara med den typ av data ni har?
- 8) Välj lämpligt test (se avsnitt 2 och följande avsnitt).
- 9) Ordna dina data så att de går att analysera med dator.
- 10) Fundera på om resultatet är trovärdigt.
- 11) Gör inte en oändlig massa analyser till dess ett signifikant utfall uppkommer av slumpen.
- 12) Kolla gärna igenom punkt 1-11 ovan igen.

## 8. Bedömning av ekologisk status

### 8.1 Bakgrund

I USA har det varit vanligt att bedöma ett vattens ekologiska status, eller ekologiska integritet, utgående från provfiskeresultat. När EU införde sitt Ramdirektiv för vatten kom därför kravet att bedömningsgrunder för att bedöma miljös status skulle utvecklas utifrån de standardiserade provfisken som finns. Sådana bedömningsgrunder hade tagits fram tidigare i Sverige, bland annat indexen FIX och HÖL som inte fått någon större spridning. I ett internationellt forskningsprojekt har indexen EFI och EFI+ utvecklats. De är tänkta att kunna användas i alla typer av Europeiska rinnande vatten. För svenska vattendrag har indexet VIX utvecklats (Beier med flera, 2007). Det bygger på data från standardiserade elfisken. VIX klassificerar vattnen i en femgradig skala; hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig ekologisk status (även betecknade 1 till 5).

### 8.2 Hur är indexet konstruerat?

VIX beräknas som en avvikelse från en förväntad normal fiskfauna på lokalen. Först måste alltså lokalen klassificeras utifrån lämpliga omgivningsvariabler för att kunna förutsäga vilken fiskfauna som borde förekomma på en ostörd lokal. Hela nio variabler används:

- Avrinningsområdets storlek (i fem klasser)
- Andel sjö i avrinningsområdet uppströms (fyra klasser)
- Kortaste sträcka till upp- eller nedströms sjö
- Altitud (höjd över havet)
- Lokalens lutning (bedömd från karta)
- Årsmedeltemperatur (luft)
- Medeltemperatur i juli (luft)
- Vattendragets bredd
- Avfiskad yta
- Typ av öringpopulation (strömlevande, sjövandrande, havsvandrande)

Utifrån dessa variabler beräknas sex stycken indikatorer (metrics): täthet av lax och öring, andel laxfiskarter med reproduktion, andel toleranta arter, andel intoleranta arter, andel litofila (hårdbottenlevande) arter, andel toleranta individer. Till de toleranta räknas förutom ål och spigg även abborre, benlöja, björkna, braxen, gräskarp, karp, mört, ruda, och sutare (Beier med flera, 2007).

Den fiskfauna som fångades på lokalen jämförs sedan med den predikterade. Man jämför inte direkt arterna, utan de sex indikatorerna. För varje indikator beräknas sedan sannolikheten att lokalen har hög/god status.

## 8.3 Tolkning och sannolikheten för att det blev fel

Datavärden sköter beräkningarna av ekologisk status på grund av svårigheten för vanliga användare att veta årsmedeltemperatur, beräkna lokalens lutning från karta etc. Den som vill kan dock få fram dessa uppgifter från datavärden för att göra egna analyser. Det är dock ganska avancerade beräkningar.

I redovisningen från datavärden fås:

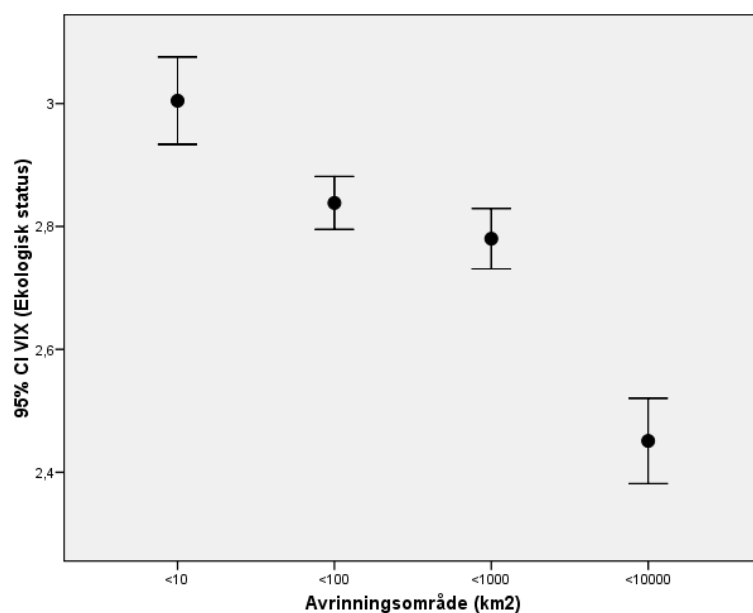
- 1) Bedömd VIX-klass (1=hög...5=Dålig). Det är detta de flesta tyvärr nöjer sig med. Man borde också kika på åtminstone punkterna 2 och 6 nedan.
- 2) VIX-värdet, det vill säga sannolikheten att statusen är hög eller god på lokalen. Värdet ligger mellan 0 och 1. Är sannolikheten  $>0,749$  är statusen hög, är den högre än  $0,467$  är den god, är den högre än  $0,274$  är den måttlig, är den högre än  $0,081$  är den otillfredsställande, eljest dålig.
- 3) VIX<sub>sm</sub> är mer anpassad för att indikera försurning och morfologisk störning.
- 4) VIX<sub>h</sub> är anpassad för att påvisa hydrologisk störning
- 5) Predikterad täthet av lax+öring
- 6) Beräknade sannolikheter för resp. VIX-klass. Här kan man se om till exempel klass 2 och 3 hade nästan lika hög sannolikhet. Då skall man hantera resultatet med försiktighet.

VIX är ett enda index för hela Sverige. Utgående från nio omgivningsvariabler skall fisk-faunan (eller egentligen de sex indikatorerna) på platsen predikteras vid opåverkade förhållanden. Som vi alla vet är varje vatten unikt, så att indexet slår fel ibland säger sig självt. Inga sådana här bedömningsgrunder visar 100% rätt. I bästa fall brukar man hamna på 70-80% korrekta fall i att skilja mellan hög/god status från sämre status. Just VIX har vid tester haft 73% rätt. Det innebär grovt att en lokal av fyra klassas fel! Risken att klassa fel är  $1-0,73=0,27$ . Risken att klassa fel två gånger i rad är  $0,27*0,27=0,07$ , det vill säga 7%. Risken att man fiskar tre lokaler som alla klassas fel är  $0,27*0,27*0,27=0,02$ , det vill säga 2%.

Erkända svagheter med VIX är att det räknar vissa arter som indikerande en dålig miljö, s k toleranta arter. När de för hög numerär klassas lokalens status ned. Detta kan hända till exempel i ålriska lokaler på västkusten och spiggrika lokaler på Gotland. I tabell 3 i Beier m.fl. (2007) framgår hur olika arter klassats. Även rena fjällvattendrag verkar få en sämre klassning än vad deras status är. VIX är inte utvecklat för vatten belägna över 800 m över havet. När VIX konstruerades ingick inte tillräckligt många fjällvattendrag i datamaterialet.

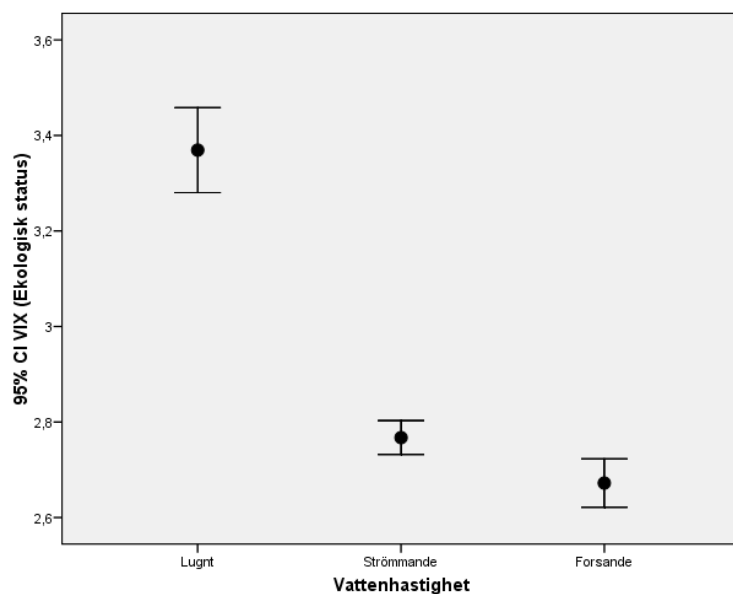
VIX fokuserar mycket på laxfiskar (täthet, reproduktion), som förutom att vara känsliga för lågt pH, syrebrist också kräver relativt kallt, klart och strömmande vatten med låg sedimentdeposition och intakta vandringsvägar. Ju större ett vattendrag är, desto större är dess vattenhastighet. Detta beror på att i små vattendrag bromsas vattenströmmen av friktion mot botten och stränder. I det stora vattnet bildas en central fåra med låg friktion. Detta gör att syretillgången och vattnets självrenerande förmåga är större i stora vatten. Samtidigt är

de stabila och en större vattenvolym kan späda ut eventuella utsläpp. Stora vatten bör därmed generellt ha en bättre ekologisk status om de ligger i samma region och utsätts för likartad påverkan än ett mindre vattendrag (Figur 23).



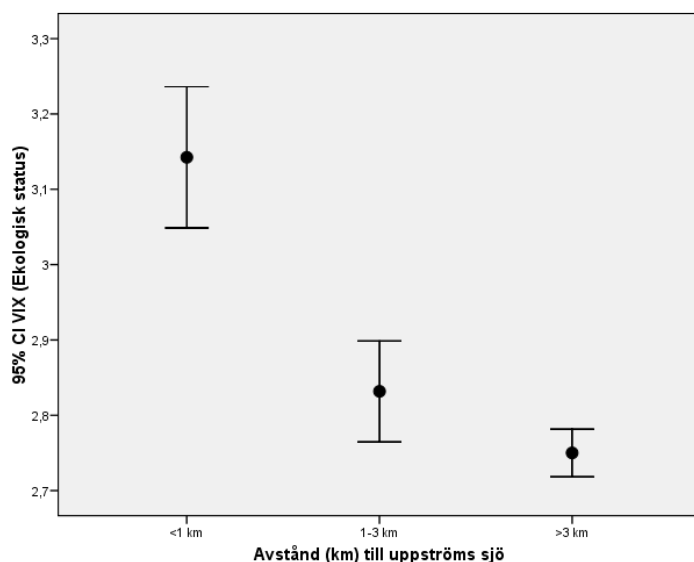
Figur 23. Medelvärde ( $\pm$  95%-konfidensintervall) för VIX-klass (klass 1-5 där 1=Hög...5=Dålig status) avsatt mot avrinningsområdets storlek (Data från kustvattendrag i Halland, Skåne, Blekinge, Gotland och Kalmar län). Observera att för enkelhets skull har figuren gjorts på diskreta data (VIX-klassen kan ju bara anta heltalsvärden från 1 till 5), men i och med det stora datamaterialet kan vi anta att VIX-klassen i ett stort material är normalfördelad (läs om centrala gränsvärdessatsen, avsnitt 2.2).

Analogt med samvariationen mellan avrinningsområdets storlek och VIX finns ett samband mellan lokalens vattenhastighet och VIX. Det är vanligare att man hittar bra förhållanden på strömmande eller forsande lokaler, jämfört med mer lugnflytande (Figur 24). Beakta då sambandet mellan stora vattendrag och hög vattenhastighet. Detta indikerar att om man konsekvent söker ut de mest strömmande-forsande partierna så får man en bättre bild av vattendragets status än om man fiskar på blandade lokaler. Att starkare strömmande lokaler har bättre syreförhållanden och mindre sediment är självklart. Det är alltså inte VIX som är fel, utan det krävs en bra strategi bakom lokalurvalet. Alla instrument kräver att du vet hur de skall användas för att fungera! Därmed inte sagt att de inte kan bli bättre.



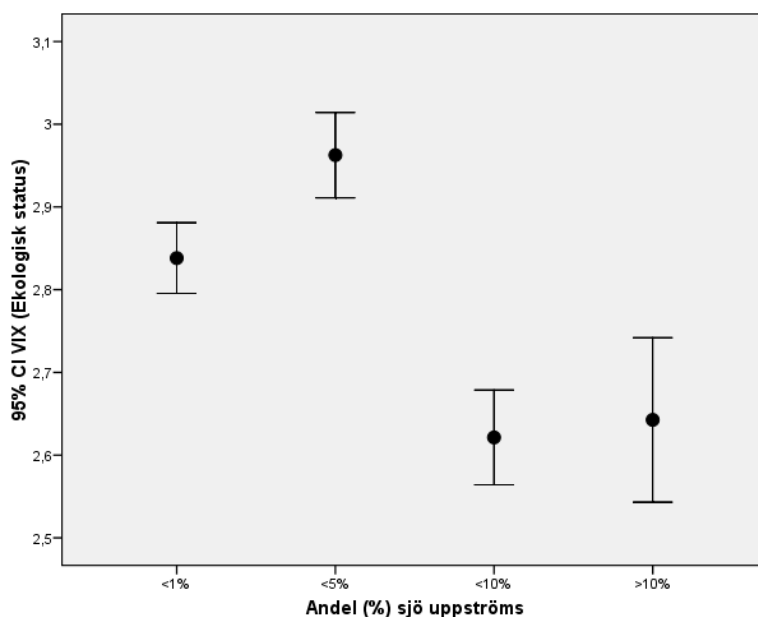
Figur 24. Medelvärde ( $\pm$  95%-konfidensintervall) för VIX-klass (där 1=Hög...%=Dålig status) avsatt mot lokalens vattenhastighet. (Data som figur 23).

Vidare ligger tyngdpunkten i VIX på arter toleranta eller intoleranta mot eutrofiering. Det innebär återigen att laxfiskar får tyngd i indexet samtidigt som karpfiskar generellt uppfattas som en indikation på sämre ekologisk status. Karpfiskar, exklusive elritsa, färna och stäm, är generellt sjölevande och uppehåller sig i lugnflytande vattendragspartier och nära sjöar. Det är således större chans att fånga dem där, vilket beaktats i VIX. Ändock kan sjöar påverka VIX, dels genom en överrepresentation av karpfisk (Figur 25), dels genom att sjöar utgör klarningsbäcken och ofta har en bättre vattenkvalitet nedströms (Figur 26).



Figur 25. Medelvärde för VIX-klass ( $\pm$  95%-konfidensintervall) avsatt mot avståndet från elfiskelokalen till uppströms sjö.





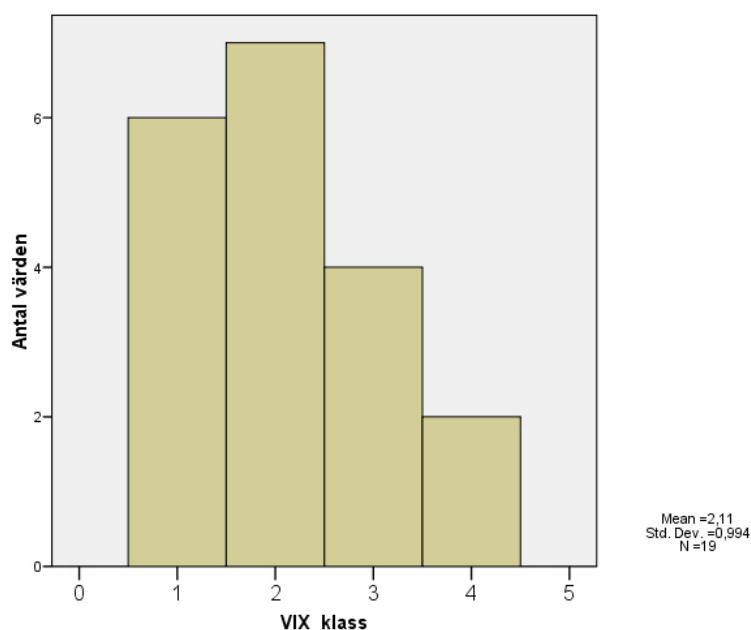
Figur 26. Medelvärde ( $\pm$  95%-konfidensintervall) för VIX-klass(1 till 5) avsatt mot andelen sjö (%) i avrinningsområdet uppströms.

Genomgången ovan visar att det vid all sampling är av vikt var provet har samlats in. Det understryker också vikten av att inte förlita sig på ett enskilt prov. De strömmande habitat där fisk, bottenfauna och påväxtalger samlas in för bedömning av ekologisk status är ofta de habitat som är minst påverkade av eutrofiering, organiska ämnen och sedimentdeposition tack vare vattenströmmen som för med sig syre och för bort sediment. VIX är dock utvecklat för just denna habitat-typ. I framtiden kan det dock tänkas att kompletterande elfisken görs även i mer lugnflytande miljöer, till exempel för att bedöma smoltproduktionen eller få en skattning av vattendragets hela fiskfauna (Pettersson med flera, 2011). Sådana undersökningar bör kunna vara ett bra komplement till dagens studier, framför allt för att detektera påverkan av eutrofiering och sedimentdeposition.

## 8.4 Att slå samman flera bedömningar

Man kan använda den beräknade VIX-klassen som kan anta värdet 1, 2, 3, 4 eller 5. Detta är alltså en diskret ordinal variabel (avsnitt 2.1). Generellt lämpar sig sådana variabler inte för parametriska metoder (avsnitt 2.2). Man bör till exempel inte ange ett medelvärde av flera VIX-klasser, om man inte har mycket data så att centrala gränsvärdessatsen kan sägas gälla (avsnitt 2.2, jämför Figur 23 - Figur 26). Vill ni ange central- och spridningsmått så är det median och percentiler som gäller.

I Charlottenlundsbäcken, lokal Benstampen, i södra Skåne har elfisken bedrivits 19 gånger (19 år) – och vid alla tillfällen har man rapporterat resultatet så noggrant att VIX-klass kan beräknas. Den ekologiska statusen har skattats vara från 1 till 4, det vill säga från hög till otillfredsställande (Figur 27). Just för denna lokals stora variation i beräknad status har vi redovisat den här. Det vanligaste och mittersta värdet har varit 2, det vill säga god status. Det kan uttryckas med median och percentiler, eller mer ogärna med medelvärde och standardavvikelse (Tabell 9).



Figur 27. Histogram över skattad ekologisk status (VIX-klass; 1=Hög, 2=God, 3=Måttlig, 4=Otillfredsställande, 5=Dålig) vid nitton elfisketillfällen i Charlottenlundsbacken, lokal Benstampen.

Tabell 9. Central- och spridningsmått för data i figur 27. Som ni kommer ihåg är SD=standard avvikelse (avsnitt 2.4).

Median	25%-perccntil	75%-percentil	Medelvärde	SD
2	1	3	2,10	0,99

Innan vi går vidare kan det vara av intresse att studera de två tillfällena med VIX-klass 4. Datavärden redovisar, som nämnts, sannolikheten för varje VIX-klass. Båda gångerna som VIX-klassen blev 4 (otillfredsställande) var det nästan lika sannolikt att klassen skulle varit 3 (måttlig) (Tabell 10). Om man skall väga samman flera VIX-klassningar bör man alltså kika på dessa sannolikheter. Vi kan dra slutsatsen att VIX-klass 4 knappast var relevant för ån.

Tabell 10. Sannolikhet (0 till 1) för olika VIX-klasser vid de två tillfällena i Charlottenlundsbacken då VIX-klassen blev 4 (otillfredsställande). Sannolikheten var vid båda tillfällena (redovisade nedan) nästan lika stor för klass 3 (måttlig).

Sannolikhet för respektive VIX-klass				
Hög	God	Måttlig	Otill-freds.	Dålig
0	0,05	0,44	0,45	0,05
0	0,05	0,44	0,46	0,06

Men, man behöver inte räkna på VIX-klasser. Har man 19 undersökningar kan man lika gärna se på själva VIX-värdet, det vill säga sannolikheten att lokalen har hög eller god status. Vi kan från Figur 27 anta att variabeln var någorlunda normalfördelad och räknar alltså med parametriska metoder. Medelvärdet på VIX blir då 0,599. Det innebär att den i medeltal klassas som god (p-värde mellan 0,74-0,46). Beräknar man 95%-konfidensintervallen kan man se att det sanna medelvärdet troligen ligger inom intervallet 0,51 – 0,69 (Tabell 11) alltså väl samlat inom kategorin god status.

**Tabell 11. Medelvärde, SD, SE och 95%-konfidensintervall för VIX-värdet från Charlottenlundsbäcken, lokal Benstampen.**

Medelvärde	SD	SE	95%-lägre	95%-högre
0,599	0,191	0,042	0,506	0,692

## 8.5 Hur många bedömningar/lokaler behövs?

Som vi sett ovan var risken i medeltal 27% att en klassning blir fel. Har man bara ett prov är man alltså osäker. Efter tre prov var risken att alla var fel  $0,27^3=0,0197$ , det vill säga tillfredsställande liten. Men bara att risken för alla tre är fel är försumbar innebär inte att vet man vilket resultat som är det korrekta.

Kikar vi på Charlottenlundsbäcken igen så kan vi slumpvis ta tre prov och ser vilka resultat vi får. Vid de tre första försöken slumpade det sig så att vi fick en betydligt högre klassning än vad som var medelvärdet för de nitton elfiskena (Tabell 12). Medelvärdet på 0,72-0,77 skulle givit ett utfall i VIX-klass 2 och två i VIX-klass 1.

**Tabell 12. Utav de nitton elfisketillfällena har tre stycken (n=3) slumpats ut varefter medelvärdet för VIX beräknats. Detta upprepades tre gånger. "Std. Deviation" utgör SD (standardavvikelsen).**

Försök 1	n	Minimum	Maximum	Medel	Std. Deviation
VIX	3	,77	,78	,7736	,00373
Försök 2	n	Minimum	Maximum	Medel	Std. Deviation
VIX	3	,61	,78	,7216	,095
Försök 3	n	Minimum	Maximum	Medel	Std. Deviation
VIX	3	,70	,79	,7550	,050

Om vi istället tar fem elfisketillfällen slumpmässigt ser vi att säkerheten blev betydligt bättre (Tabell 13). Med fem prov hamnade VIX-klassen genomgående i VIX-klass 2 (vilket ju är korrekt enligt facit; Tabell 11) och betydligt närmare medelvärdet för alla nitton proven.

**Tabell 13. Utav de nitton elfisketillfällena har fem stycken (n=5) slumpats ut varefter medelvärdet för VIX beräknats. Detta upprepades tre gånger. "Std. Deviation" utgör SD (standardavvikelsen).**

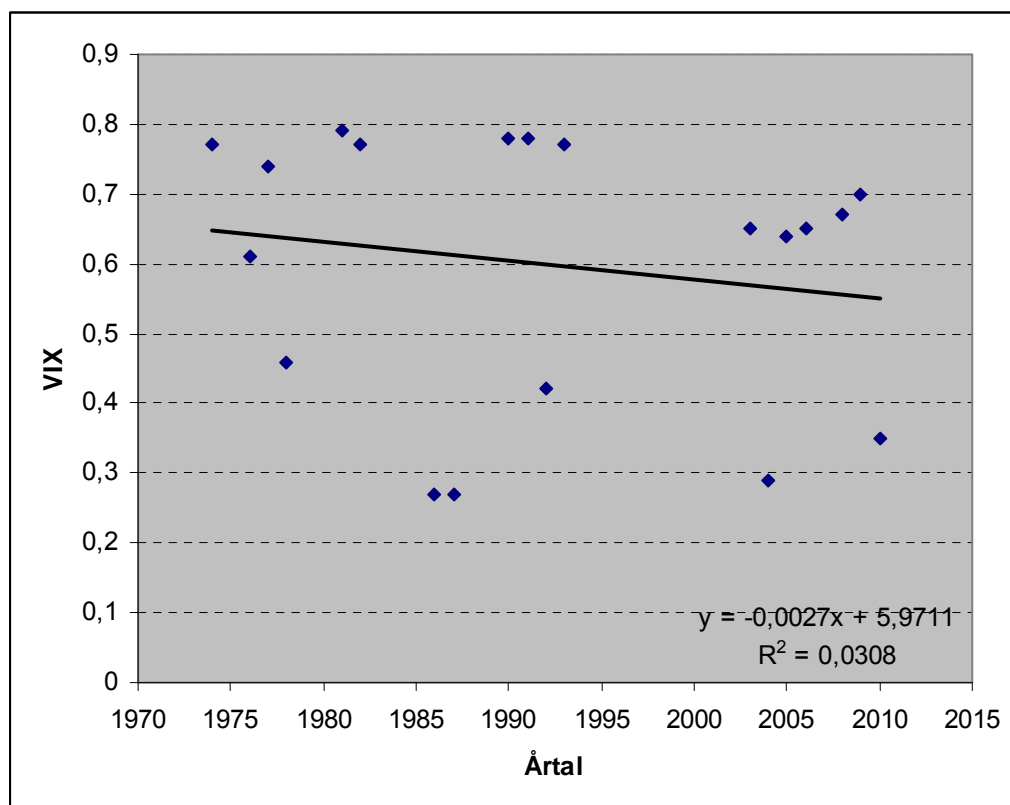
Försök 1	n	Minimum	Maximum	Medel	Std. Deviation
VIX	5	,27	,78	,6152	,201
Försök 2	n	Minimum	Maximum	Medel	Std. Deviation
VIX	5	,27	,79	,5715	,269
Försök 3	n	Minimum	Maximum	Medel	Std. Deviation
VIX	5	,27	,77	,5346	,215

Hur många prov som behövs för att få säkra medelvärden beror naturligtvis helt på hur stor variationen är mellan proven. Egentligen bör man därför klargöra vad som ger variation i utfall och se om det går att prediktera. Därefter kan man ta fram en rekommendation för hur många prov som behövs för säkra slutsatser beroende på varje vattendrags karakteristika. Tills vidare rekommenderar vi minst tre prov på stabila lokaler och fler på lokaler med stor variation. Antalet lokaler som krävs för säkra slutsatser kan beräknas för varje område/vatten genom analys av äldre data om sådana finns, alternativt genom modellering. Finns behov av sådana analyser kan vi möjligen vara behjälpliga.

## 8.6 Har den ekologiska statusen förändrats?

### Trend på lokalen

Skall man se om det föreligger en trend i ekologisk status på lokalen använder man sig av VIX-värdet, som kan anta värden från 0 till 1. Enklast är att göra en enkel linjär regression mellan årtal och VIX. Om man ritar upp data från vårt exempel kan man egentligen utan att testa se att det inte verkar vara några trender. I Microsoft Excel gjorde vi ett punktdiagram. Sedan klickar man på en punkt och högerklickar. Välj ”Infoga trendlinje”, välj det linjära alternativet. På fliken ”Anpassning” ber ni att få se ekvation och r-värde. Resultatet (Figur 28) visar alla punkter och den skapade trendlinjen. Man kan se linjens ekvation ( $y = -0,0027x + 5,9711$ ) och förklarad variation ( $R^2$ , determinationskoefficienten). Ekvationen säger att VIX-värdet ( $y$ ) förändrades negativt med 0,0027 per år ( $x$ ), vilket ju är försumbart. Determinationskoefficienten säger att den förklarade variationen bara var 3,08%. Kör man analysen i ett statistikprogram kan man även få reda på att linjens lutning inte var signifikant ( $p=0,48$ ). Det fanns alltså ingen påvisbar linjär förändring.



Figur 28. X mot Y-plott (scatterplott) av VIX-värde mot provtagningsår i Charlottenlundsbacken, lokal Benstampen. I figuren har en trendlinje införts, ekvationen för linjen och  $R^2$ -värdet angetts. Allt ritat med Microsoft Excel™.

Skall man vara noggrann, och de ska man, var faktiskt data inte så anpassade till en normalfördelning att vi kan använda linjär regression rakt av. Hur gör vi då? Ja, det finns två vägar; att transformera data eller att använda en icke-parametrisk test. I det senare fallet blir det Spearman Rank korrelation. Resultatet av denna korrelationsanalys ser ni i Tabell 14. Korrelationen fick värdet -0,188, VIX tenderade alltså att minska över tid (vilket innebär att

den ekologiska statusen försämras), men denna trend var inte signifikant ( $p=0,442$ ). Det innebär alltså att det inte fanns någon påvisbar signifikant förändring av VIX över tid.

**Tabell 14. Spearman rank korrelation mellan VIX och årtal i Charlottenlundsbäcken, lokal Benstampen.**

		VIX		year	
Spearman's rho	VIX	Correlation Coefficient	1,000		-,188
		Sig. (2-tailed)	.		,442
		N	19		19
	Year	Correlation Coefficient	-,188		1,000
		Sig. (2-tailed)	,442		.
		N	19		19

Det andra alternativet var ju att transformera alla VIX så att materialet närmade sig en normalfördelning. Transformerar man med Arcsin närmar sig materialet en normalfördelning, men inte tillräckligt. Vi bör alltså hålla oss till den icke-parametriska korrelationen.

## Jämför före - efter på lokalen

Låt oss anta att man 1995 genomförde en sedvanlig, och som vanligt oförsiktig, dikning av Charlottenlundsbäcken längre uppströms. Då skulle man hypotetiskt kunna fråga sig om statusen förändrades på lokalen före jämfört med efter 1995 (jämför Figur 28). Vi har alltså två grupper som skall jämföras. Vi vet också att data inte är normalfördelade. Två grupper, inte normalfördelade data = Mann Whitney U-test (se avsnitt 2.5). Hade vi haft normalfördelade data kunde vi använt oss av ett t-test istället.

Testet inleds med att alla data rankas i ordning, från 1 till 19. Vi hade tolv prov (år) före 1995 och sju prov efteråt. Läger man ihop alla möjliga ranker (1 till 19) så blir det 190 ( $=1+2+3+\dots+17+18+19$ ). De respektive grupperna (före resp. efter 1995) borde få en ranksumma på 120 respektive 70 om rankerna var jämt fördelade. Det faktiska resultatet var 133 respektive 57 (Tabell 15). Det känns ju inte som det var så långt ifrån förväntat. Detta testas i nästa steg, vilket vi inte går in närmare på, och utfallet blev att det inte var en signifikant skillnad mellan grupperna (Tabell 16). Detta uttrycks som; (Mann Whitney test,  $U=29$ , exact  $p=0,292$ , tvåsidigt).

**Tabell 15. Del av Mann-Whitney U-test för jämförelse av VIX före respektive efter 1995.**

	Grupp	n	Mean Rank	Sum of Ranks
VIX	<1995	12	11,08	133
	>1995	7	8,14	57
	Total	19		

**Tabell 16. Statistiskt test av resultatet i Tabell 15. Mann-Whitney U-test för jämförelse av VIX från perioden före respektive efter 1995.**

	VIX
Mann-Whitney U	29,000
Wilcoxon W	57,000
Z	-1,099
Asymp. Sig. (tvåsidigt)	0,272
Exact p (tvåsidigt)	0,292

## Jämför grupper av lokaler före – efter

Naturligtvis kan man jämföra olika lokaler eller vattendrag – om det är relevant. En frågeställning kan ju vara om ett vattendrag som avlastats från närsalter utvecklas annorlunda än vattendrag som inte avlastats. Har ni parametriska data så väljer ni t-test vid två grupper och variansanalys (Anova) vid fler grupper. Skulle data vara icke-parametriska blir det lämpligen Mann-Whitney test respektive Kruskal Wallis test.

Om jämförelsen görs med en Anova brukar man använda något som kallas BACI-design (Before-After-Control-Impact). Den bygger på att man har ett kontrollvatten och i både kontroll- och åtgärdsvattnen tas prover före och efter åtgärd. En förändring som bara sker i åtgärdsvattnet kan sedan detekteras vid en variansanalys. Man kan naturligtvis ha flera kontrollvatten. Idealt har man tillgång till referensvattnet, det vill säga helt opåverkade sträckor. En design kan till och med utformas så att både kontroll- och referenssträckor finns med (Before-After-Reference-Control-Impact; BARCI).

För de intresserade rekommenderas att läsa mer i till exempel Underwood (1996). BACI eller BARCI är de bästa och elegantaste sätten att analysera för-efter-data eftersom man då tar ett ”helhetsgrepp” över datamängden. Ett enklare, men mindre bra och inte lika elegant är att göra parvisa test (se avsnitt 2.5 om teckentester etc.), dels för kontrollvatten (där man inte förväntar sig förändring) och dels för åtgärdade vatten (där förväntar man sig förändring). Problem uppstår dock om det skett en förändring i både kontrollvattnen och åtgärdsvattnet och att dessa går åt samma håll. Om förändringen var större i åtgärdsvattnen uppkommer frågan: var den signifikant större? Det kan inte de parvisa testerna svara på. Ok, detta var ett jobbigt stycke och får väl betraktas som överkurs till dess ni blivit varma i kläderna.

## 9. Är det normala tätheter (jämförvärden)?

### 9.1 Bakgrund

En vanlig fråga vi får är; ”Vad är normala fångster vid elfiske?”. Så länge frågan handlar om vad som är normalt vid elfiske eller sjöprovfiske i likartade vatten kan vi svara. Däremot kan vi inte lika säkert svara på frågan: ”Vad borde det vara för fångster om allt vore så bra det kan vara?”. Den frågan besvaras bäst med de bedömningsgrunder för ekologisk status som tagits fram för elfiskedata, eller genom jämförelser med opåverkade vatten och fiskbestånd – om nu sådana finns...

Detta avsnitt handlar om ”Jämförvärden”. Det är värden ni kan jämföra era vatten med eftersom de är ett genomsnitt av likartade vatten i samma region, med de miljöskador som kan finnas på fisk och miljö. Termen ”Jämförvärden” används för att termen normalvärden kan feltolkas. Jämförvärden visar hur det ser ut i andra vatten av samma typ, inte hur det borde se ut i en opåverkad miljö (Sers med flera, 2008).

### 9.2 Tabellverket

Rapporten om ”Jämförvärden” kan ni hitta på SERS hemsida på Sveriges Lantbruksuniversitet (<http://www.slu.se/SV/fakulteter/akvatiska-resurser/databaser/elfiskeregistret/>). Eftersom de flesta studier görs för att studera förekomsten och tätheten av öring- och laxungar har vi delat in materialet efter detta. Dels skiljer vi på de större laxvattendragen och dels delar vi in öringvattendragen i sådana där bestånden är strömlevande (vandrar inom vattendrag), insjövandrande eller havsvandrande. Självklart finns det ett flertal bestånd som vissa år är vandrande och andra år strömlevande, likadant finns det bestånd där en stor proportion vandrar, men huvuddelen är strömlevande. I naturen finns inga klara fack att stoppa arterna i, så all indelning kan te sig svår. Vår utgångspunkt är dock att vandrande bestånd är sådana där någon del av populationen årligen vandrar ut i sjö eller hav, återvänder för lek och får avkomma.

En annan rimlig indelning av vattendrag är utifrån avrinningsområdets storlek. Den faktorn inbegriper ju inte bara ökad biologisk diversitet med ökad storlek utan även direkt ökad vattenföring. Vidare hänger ju avrinningsområdets storlek samman med risken för en mängd andra miljöstörningar; risk för torka (ofta avrinningsområden <25 kilometer<sup>2</sup>), känslighet för direkt skogsbruk (i regel <50 kilometer<sup>2</sup>) och försurningspåverkan (ofta <500 kilometer<sup>2</sup>). Arealerna är grovt bedömda utifrån vår erfarenhet.

Avrinningsområdets storlek (uppströms elfiskelokalen i det här fallet) talar också om ungefär hur brett vattendraget är; ju större avrinningsområde, desto bredare vattendrag. Det är ju inte alltid så lätt att veta hur stort avrinningsområdet uppströms elfiskelokalen är. Därför har vi försökt förenkla bedömningen genom att beräkna en medelbredd för vattendragen

för respektive avrinningsområdesklass, det vill säga avrinningsområdesklass  $<10$  kilometer<sup>2</sup> = 2 meter breda vattendrag,  $<100$  kilometer<sup>2</sup> = 5 meter breda vattendrag,  $<1000$  kilometer<sup>2</sup> = 14 meter breda vattendrag,  $<10000$  kilometer<sup>2</sup> = 78 meter breda vattendrag samt  $>10000$  kilometer<sup>2</sup> = 247 meter breda vattendrag. Detta kan ge en fingervisning om hur stort ert vattendrag är utgående från bredden.

När vi talar om tätheter är det alltid den beräknade tätheten av fiskar per 100 meter<sup>2</sup> (avsnitt 6.8). Artförekomst redovisas som andel (%) elfisketillfällen arten fångats vid. Eftersom simpor inte alltid artbestäms behandlas sten- och bergsimporna tillsammans under beteckningen ”simporna”. Likaledes används beteckningen ”nejonögon” om bäck- och flodnejonögon och ”spiggarna” om stor- och småspigg.

## 9.3 Percentiler

Som vi berört tidigare (avsnitt 2.4) är täthetsdata sällan normalfördelade. Det innebär att medelvärden och spridningsmått som standardavvikelse (SD) blir missvisande. Vi föreslår istället att man använder sig av centralmåttet median och anger spridningen i materialet med percentiler. Om man radar upp alla elfisketillfällen efter stigande storlek på den beräknade tätheten så är det mittersta elfisketillfället medianvärdet. I stora material kan man ange valfria percentiler för att ange datamaterialets spridning, till exempel 5%- och 95%-percentilen. Då har vi fångat in spannet mellan 5% och 95%, det vill säga 90% av alla data. Värden över 95% är extremt höga värden. På samma sätt kan värden under 5%-percentilen verkligen sägas vara låga. Mellan 25%- och 75%-percentilen finns de mittersta värdena. Detta kan sägas vara ”normala” tätheter i vårt material.

Istället för att luras av medelvärden med något konfidensintervall beräknat på felaktiga grunder (normalfördelning föreligger inte), och istället för att krångla med transformerade data, föreslår vi att ni jämför med percentilerna.

Vi använder följande språkbruk;

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



## 9.4 Exempel på bedömning

Antag att ni fiskat i en av de norrländska laxälvarna. Om ni vid ert elfiske fick en beräknad laxtäthet på 26,1 liter per 100 meter<sup>2</sup> i Öre älv så bör det jämföras med data i avsnitt 5.1 (Lax, norrländsälvar) i rapporten om "Jämförvärden". Leta fram den tabell som heter LAX under rubriken Täthet (antal individer per 100 meter<sup>2</sup>) av de sju vanligaste arterna (i denna rapport - Tabell 17). I mindre laxälvar (avrinningsområde <10 000 kilometer<sup>2</sup>) kan ni se att 75%-percentilen är just 26,1 liter. Detta betyder att ert elfiskeresultat tillhör bland de 25% högsta noterade i denna typ av vatten.

Tabell 17. Jämförvärden, beräknad täthet per 100 meter<sup>2</sup> av laxungar, i Norrländsälvar beroende på avrinningsområdets storlek. Tabell hämtad ur rapporten för "Jämförvärden" (Sersmed flera, 2008).

### LAX

Percentiler	Lax 0+		Lax >0+		Lax totalt	
	<10000 km <sup>2</sup>	>10000 km <sup>2</sup>	<10000 km <sup>2</sup>	>10000 km <sup>2</sup>	<10000 km <sup>2</sup>	>10000 km <sup>2</sup>
1%	0	0	0	0	0,4	0,4
5%	0	0	0	0	0,7	0,7
10%	0	0	0,5	0	1,4	1,4
25%	0,7	0,7	1,6	0,7	4,2	3,4
<b>50%</b>	<b>4,4</b>	<b>3,6</b>	<b>5,2</b>	<b>3,2</b>	<b>12,1</b>	<b>9,7</b>
75%	14,9	11,4	11,8	9,2	26,1	24,1
90%	31,9	22,6	20,4	19,2	48,5	44,8
95%	48,8	40,4	26,5	31,7	68,6	59,1
99%	96,4	81,7	46,2	75,7	130,8	96,4
Medelvärde	11,8	9,4	8,5	7,9	20,4	17,3
Antal värden	910	229	910	229	910	229

## 9.5 Att sätta upp målvärden för sina vatten

Självklart kan jämförvärdena användas för att grovt bedöma vad ett vatten borde ha för tätheter av olika arter. Antag att ni restaurerar ert vatten och vill sätta upp ett mål för restaureringen i form av önskvärd täthet av målarten. Det är bara att gå in i tabellerna och välja en realistisk nivå, ofta att tätheterna skall vara normala (det vill säga inom 25% - 75% percentilen). Kanske vill ni spänna bågen högre och säga att medianen skall vara riktmärket, eller rent av att tätheterna skall vara jämförelsevis höga (>75%-percentilen).

## 9.6 Att använda referenser

Tänk på att ni också kan testa om det är normala tätheter genom att jämföra med referenser. I fallet ovan var ju alla data som insamlats ”referenser”, men ni kan ju använda opåverkade referenser istället. Då får ni verkligen veta om det var normala tätheter för friska vatten. Vi går inte närmare in på detta men rekommenderar er att ladda ned data för lämpliga vattendrag inom den nationella miljöövervakningen (<http://www.slu.se/sv/fakulteter/akvatiska-resurser/datainsamling>). Den sker i vatten som är relativt opåverkad. Kanske kan något/några vatten här passa som jämförelseobjekt (Figur 29)?



Figur 29. Vattendrag ingående i den Nationella Miljöövervakningen som följs med elfiske.

## 10. Är det normal förekomst av arter (jämförvärden)?

### 10.1 Att använda jämförvärden

För att få en uppfattning om hur vanlig en art är i undersökta vattendragsavsnitt i ett område kan man använda rapporten om "Jämförvärden". Om en undersökning bedrivs i Norra Sverige nedom fjällområdet i typiska vattendrag med strömlevande öring så kan vi jämföra utfallet av denna studie med likartade vatten i denna region och av denna kategori. De hittar man på sidan 41 i rapporten om "Jämförvärden" (Sers med flera., 2008).

Antag att vattendragen i en studie är geografiskt spridda så det finns skäl att anta att det inte är ett skevt urval. I vårt exempel fiskades 20 lokaler som hade avrinningsområden <1000 kilometer<sup>2</sup>, men ingen harr fångades. Hur sannolikt är det om dessa 20 lokaler är lika de lokaler som vi använt oss av för att ge "Jämförvärden" i den rapporten?

Tittar man i tabellen på sidan 41 i rapporten om "Jämförvärden" så framgår att harr förekom i 21,5% av de inrapporterade elfiskena från liknande vattendrag (<1000 km<sup>2</sup> och med strömlevande öring). Låt oss ange värdet 21,5% som 0,215 istället. Detta är sannolikheten att hitta harr i ett typiskt vattendrag i detta urval. Sannolikheten att inte hitta harr blir då  $1 - 0,215 = 0,785$ . Fiskar man två lokaler blir sannolikheten att inte hitta harr  $0,785 * 0,785$ . Detta kan också skrivas  $0,785^2$ . Om vi beräknar  $0,785^2$  får vi 0,6163. Har man fiskat 20 gånger blir sannolikheten att inte hitta harr  $0,785^{20}$ . Den sannolikheten kan ni beräkna i Microsoft Excel™, eller motsvarande program, genom att skriva  $0,785^{20}$ . Svaret blir 0,007896. Således är sannolikheten ytterst liten att inte hitta harr efter 20 lokaler (förutsatt att lokalerna är representativa). Sannolikheten (probability=p) kan i detta fall skrivas  $p = 0,008$ , men skrivs oftast  $p < 0,01$ .

Resonemanget ovan kan generellt appliceras på arter som förekommer i över 20% av referensmaterialet och uppträder spritt i området. Förekommer arten i lägre frekvens eller väldigt lokalt, till exempel mal i Emån, spelar slumpen alltför stor roll. För den som är intresserad kan man fortsätta att räkna sannolikhetslära för att se till exempel hur sannolikt det är att hitta harr endast på en lokal av 20 i exemplet ovan. Vi lämnar det dock här.

## 10.2 Använd referenser

Fast egentligen skall frågan om det var förväntat antal arter ställas i relation till:

- hur det var förr
- hur det ser ut i ett opåverkat vattensystem. Den frågan besvaras inte med hjälp av ”Jämförvärden”.

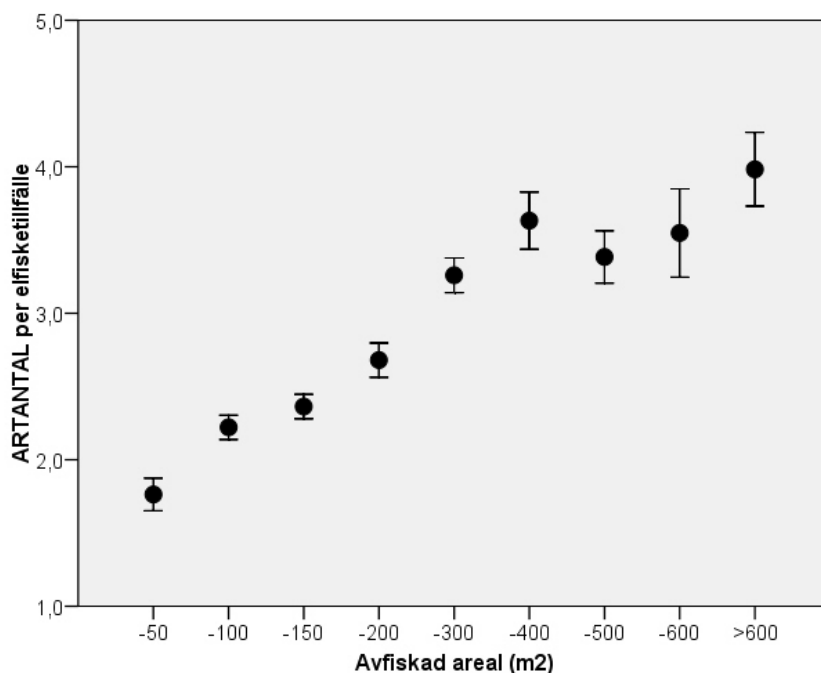
Vi hänvisar återigen till data från den nationella miljöövervakningen (Figur 29), som ju sker i relativt opåverkade vatten. Se om de kan användas för jämförelse. Ännu bättre är naturligtvis att använda historiska data över olika arters förekomst, men det är i regel bara lax, öring och ål man kan få fram någorlunda säkra uppgifter om från rinnande vatten.

## 10.3 Effekten av lokalarea

Det är tidigare visat att avfiskad area påverkar antalet fångade arter vid standardiserat elfiske (Degerman med flera, 1994). Med data från kustvattendrag från Stockholm till och med Skåne åskådliggjordes sambandet mellan avfiskad area per elfisketillfälle och antalet fångade arter (Figur 30). Kurvan kan beskrivas som;

$$\text{Artantal} = \text{Log}_{10}(\text{avfiskad area}) * 0,547$$

En fördubbling av den avfiskade arean från 25 till 50 meter<sup>2</sup> gav ytterligare 0,4 arter, en fördubbling från 50 till 100 meter<sup>2</sup> gav lika mycket och så vidare. Avfiskade areor över 400 meter<sup>2</sup> är mycket tidsödande i fält och som framgår av kurvan gav en ökning av arean från 200 till 300 meter<sup>2</sup> endast 0,22 nya arter och skillnaden mellan 300 och 400 meter<sup>2</sup> var endast 0,16 arter. Med tanke på att kurvan planar ut vid 300-400 meter<sup>2</sup> kan detta sättas som en övre genomförbar gräns på lokalstorlek vid elfiske för att fånga förekommande arter.

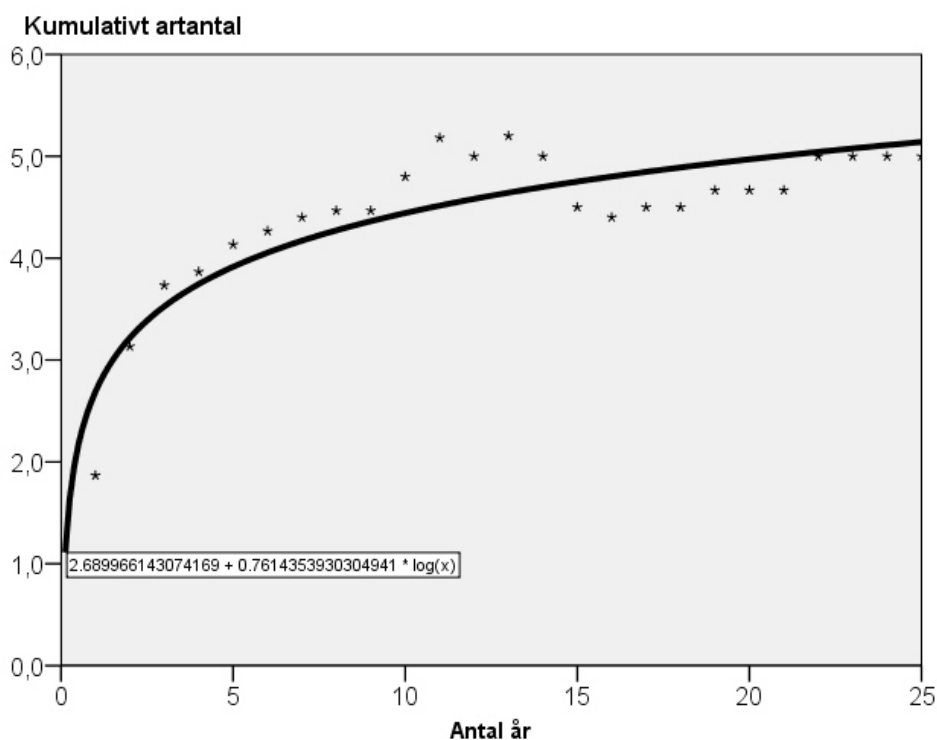


Figur 30. Antalet fångade fiskarter per elfisketillfälle (medelvärde  $\pm 95\%$  konfidensintervall) avsatt mot avfiskad areal. Dataset från kustvattendrag från Stockholm till Skåne (se Degerman m.fl., 2010a).

Det kan vara möjligt att använda små (100-200 meter<sup>2</sup>) lokaler för att bestämma antalet förekommande arter genom att poola (lägga samman) resultatet från flera lokaler. I ett vattendrag med fyra årligen undersökta lokaler bör en poolad artförekomst redovisad för hela vattendraget ge ett stabilare mått än enstaka enskilda lokalers.

## 10.4 Har vi fångat alla arter som går att fånga?

Antalet fångade arter ökar med provlokals storlek, men också med antal år som provfisket skett. Detta kan illustreras med kumulativt artantal. Fångades arterna öring, lake och mört år 1 på en lokal och samma arter år två var således det kumulativa artantalet 3 båda åren. Tillkom abborre år 3 så ökade det kumulativa artantalet på lokalen detta år till 4 och så vidare. För att studera utvecklingen av det kumulativa artantalet i ett område med längre tidsserier gjordes en analys av elfiskedata från Vätterns tillflöden. De femton lokaler som elfiskats minst 10 år valdes ut och det kumulativa artantalet beräknades per lokal och sedan beräknades medelvärdet per år för samtliga lokaler sammantaget. Det kumulativa artantalet ökade brant de första fem åren för att sedan plana ut (Figur 31).



Figur 31. Utveckling av kumulativt artantal för de femton lokaler i Vätterbäckar som undersökts minst 10 år (Degerman m.fl., 2010a).

Resultatet indikerar att en lokal bör följas minst fem år för att få en bild av förekommande fiskarter. Intressant nog är fem år det som generellt rekommenderas för att få ett bra grepp om förekommande arter, ekologisk status och öringtäthet (Degerman med flera, 2010a; Petersson med flera, 2011, opublicerad).

# 11. Har förekomsten av en art förändrats?

## 11.1 Förekomstdata

Förekomsten av en art är binomialfördelad, det finns bara två möjligheter; finns – finns inte. Det kan uttryckas som 0 (=finns inte) eller 1 (=finns). Som vi har sett i avsnitt 2 kallas sådana data diskreta och de är inte normalfördelade. Men som också framgick (avsnitt 2.4) kan sådana data närma sig en normalfördelning om man upprepar studien (centrala gränsvärdessatsen). Av 100 undersökta lokaler kanske elritsa påträffades i 25%, medan i en annan studie i samma område blev resultatet 22%. Upprepas studien ytterligare flera gånger kanske vi skulle få ett medelvärde på 25% förekomst med ett spridningsmått på  $\pm 5\%$  (SD). Detta innebär att vi kan angripa frågan om en art förekommer i samma frekvens både med parametriska och icke-parametriska metoder, beroende på hur data och frågeställningen ser ut.

Kom ihåg att chansen att hitta en art beror av den avfiskade ytan på lokalen, ju större yta desto större chans att hitta ovanliga arter (avsnitt 10.3). Har man ändrat lokalens yta kan alltså detta spela in. Analysera därför aldrig data ”rakt av”. Titta först noggrant igenom dina data.

## 11.2 Analys med icke-parametriska metoder (Chi-square)

Återgå till exemplet ovan. Elritsas förekomst undersöktes i ett län på 1980-talet och igen på 2000-talet. Eftersom försurning varit ett problem och elritsa ofta drabbas negativt så vill man veta om förekomsten av elritsa förändrats. Många av de försurade vattnen har kalkats så man hoppas att elritsa ökat igen. På 1980-talet förekom elritsa i 25% av undersökta lokaler ( $n=20$ ) och på 2000-talet i 9 av 20 lokaler (45%). Att arten ökat framgår ju, men var ökningen signifikant större än vad som kan orsakas av slumpen? Detta kan testas med ett Chi-square test som ställs upp enligt Tabell 18.

**Tabell 18. Uppställning av Chi-square test för att se om förekomsten av elritsa ökat vid jämförelse av 20 lokaler på 1980-talet och 20 lokaler på 2000-talet.**

		Period		Totalt
		1980-tal	2000-tal	
Elritsa	Saknades	15	11	26
	Förekom	5	9	14
Total		20	20	40

Analysen av data i Tabell 18 ger ett Pearson chi-square på 1,758. Vid en frihetsgrad ger detta  $p=0,32$  för ett tvåsidigt test. Här var dock frågan om det var en signifikant ökning så ett ensidigt test kan användas, vilket dock fortfarande ger ett  $p$  på 0,16. Således har elritsa ökat

i förekomst i våra stickprov, men ökningen var inte signifikant skild från vad som kan ha uppkommit av slumpen. (Kom ihåg att om du har tillgång till G-test bör det användas istället.)

## 11.3 Analys med parametriska metoder (t-test och Anova)

Istället för enstaka stickprov kanske ni har så omfattande material att data närmar sig en normalfördelning. Säg att ni vill se vad som hänt med förekomsten av lake i Sverige. Har den förändrats från perioden före 2000 jämfört med efteråt? Vi kan slumpvis ta stickprov ur SERS för varje period. Säg att vi tar 10 stickprov från varje period. Vi kanske slumpar ut 100 elfisketillfällen vid varje stickprov. Då kommer de enskilda stickproven att visa en förekomst av lake på kanske 20% av elfisketillfällena, 23%, 18% och så vidare. Vi har 10 värden från perioden 1990 fram till 1999 och tio värden från perioden från 2000. Dessa kan nu enkelt jämföras med ett t-test. Lämpligen kontrollerar vi först så att data inte avviker från normalfördelning.

Medelvärdet (och standardavvikelsen) för andelen elfiskelokaler där lake fångades för den tidigare perioden var  $21,1\% \pm 4,6$  och för den senare perioden  $19,0\% \pm 3,0$ . Om vi jämför grupperna med ett t-test blir resultatet;  $t=1,21$ ,  $df=18$ ,  $p=0,24$ . Det förelåg alltså ingen signifikant skillnad i förekomst av lake för inrapporterade elfiskelokaler från 1990-talet med 2000-talet.

## 12. Har tätheten av dominerande arter förändrats?

### 12.1 Inledning

Vanliga frågor vid analys av elfiskedata är om det var normalt (avsnitt 9) och om det förändrats. Återigen vill vi betona att vad vi har är ett stickprov ur verkligheten. Elfiskets utförande, hur lokalen valts och hur många lokaler som fiskats är avgörande för svaret på de två frågorna. Innan ni passionerat hänger er åt en statistisk test bör ni först titta på om data är relevanta (avsnitt 7).

### 12.2 Är transformering nödvändig?

En del i översynen av datamaterialet är att se om tätheterna behöver transformeras (se avsnitt 2.3).

### 12.3 Jämförelse då och nu på samma lokal

En vanlig situation är att man vill jämföra en lokal då och nu. Idealt hade man då haft fem prov på lokalen från förr (fem olika år) och fem prov från lokalen efteråt (fem senare år). Då hade man haft två grupper och för varje grupp kan man beräkna centralvärde och spridningsmått. Jämförelsen kan ske med ett t-test om data tillåter detta (normalfördelning) eller med Mann-Whitney U-test. Ofta är det dock så att man har ett enstaka elfiskeresultat (ett år) och vill jämföra med flera äldre resultat på samma lokal. Det går förstås inte eftersom vi inte vet hur stor den naturliga variationen var på lokalen efteråt.

Det finns två vägar att gå förbi detta, även om det inte blir sker som uppställda statistiska test. Enklast är att beräkna medelvärde och 95%-konfidensintervall för värdena före. Ligger det nya värdet utanför detta intervall så kan man i alla fall konstatera att det är osannolikt att det nya värdet tillhör samma grupp som de tidigare värdena.

Alternativ två är att vända på steken. Det värde som observerades efteråt får bli riktvärde. Sedan kan man se om de värden som finns från perioden före avviker signifikant från detta värde. Det hela görs med "one-sample t-test".

Säg att ni har ett gammalt värde på 10 öringar per 100 meter<sup>2</sup> från 1980-talet. Ni fiskar samma lokal under fem år på 2000-talet och får de respektive åren tätheter på 13, 14, 18, 22 och 25. Om vi nu antar att dessa värden följer en normalfördelning skulle man kunna testa om medelvärdet för de fem värdena avviker signifikant från 10. Så blir faktiskt fallet (t-test  $t=3,66$ ,  $df=4$ ,  $p=0,02$ ). Testet visar egentligen att det verkar osannolikt att tätheten 10 skulle finnas med i den fördelning av tätheter som noterades på 2000-talet. Medelvärdet och spridningsmättet på 2000-talet var  $18,4 \pm 5,1$ .



## 12.4 Jämförelse då och nu på flera lokaler

### Parvis

Den vanligaste situationen är att man fiskat ett antal lokaler ett år och sedan upprepar fisket ett senare år. En noll-hypotes är att det inte föreligger någon signifikant skillnad i utfallet mellan åren. Olika lokaler har naturligtvis olika förutsättningar för fisk och det kan störa analyser. Här är det dock så fiffigt att man kan jämföra lokal för lokal, det vill säga parvis. Först ser man om lokal 1 har förändrats från före till efter. Sedan gör man samma sak med nästa lokal. Ibland har det ökat över tid, ibland har det minskat och ibland har ingen förändring inträffat. Även om ni inte transformerar data kommer skillnaderna mellan då och nu ofta att bli normalfördelade och man kan göra jämförelsen med ett parvis t-test. Men man ska ha i minnet att tätheter av öring fluktuerar mellan år helt naturligt, så om man jämför två år och noterar en kraftig minskning eller ökning ska man vara försiktig med slutsatserna. Två år räcker inte för att uttala sig generellt om ett vattendrag.

### Gruppvis

Säg nu att det inte var samma lokaler före och efter utan att lokalerna skall utgöra ett stickprov på hur det såg ut före och ett nytt stickprov hur det såg ut efter. Vi skall alltså jämföra en grupp före med en grupp efter. Det är naturligtvis viktigt att lokalerna är någorlunda lika varandra, till exempel med hänsyn till vattendragets bredd och andra förhållanden. Det går ju inte att jämföra olika habitat före och efter. Man kan därför börja med att testa till exempel om medelbredden före skiljer mot efter med ett t-test. Är så inte fallet kan man gå vidare att jämföra fiskfaunan före och efter, till exempel med t-test.

## 12.5 Att standardisera sina data

Vi diskuterade ovan de problem som kan bli om man har lite olika lokaler som skall jämföras. Vi vet att ju smalare lokal, desto högre tätheter av öringungar (Eklöv 1998, jämför Figur 7). Antag att ni vill se effekten av kalkning på rekrytering av öringungar. På vissa lokaler kanske tätheten av öringungar är mycket högre än på andra lokaler utav naturliga orsaker – mängden ståndplatser etc. Alla lokalers öringpopulationer har reagerat på kalkningen, men det är svårt att jämföra responsen mellan lokaler, ibland ökade tätheten med 10 ibland med 1. Det kan då vara bra att standardisera/normera sina data.

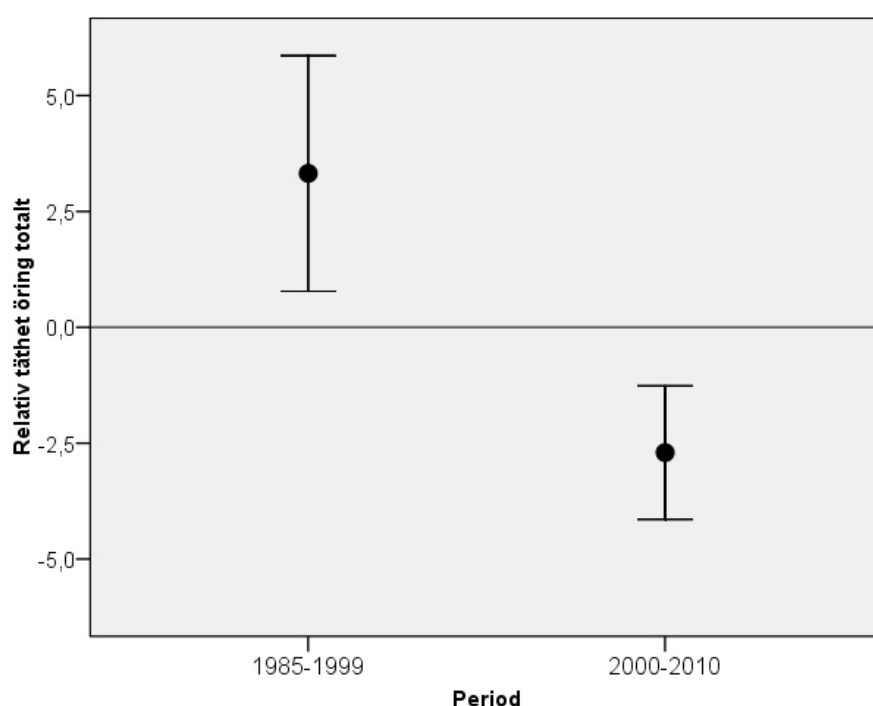
Detta kan till exempel göras genom att man på varje lokal räknar ut medelvärdet för hela perioden. Sedan beräknar man varje års täthet i procent av medelvärdet:

$$\text{Standardiserad täthet} = (\text{Enskilt år} / \text{Medelvärdet}) * 100$$

Nu kommer svaga och starka lokaler alla att ha ett medelvärde på 100 (se Figur 13). Det blir också lättare att jämföra olika lokaler. Ökade alla ungefär 40% efter kalkning? En standardisering till 100 har för- och nackdelar. Den är enkel att förklara, men å andra sidan finns ett minimivärde som inte kan underskridas (0%). Det kan ge skeva fördelningar. Man kan därför standardisera så att värdena hamnar runt 0 istället:

$$\text{Standardiserad täthet} = \text{Enskilt år} - \text{Medelvärdet}$$

Vi kan redovisa ett exempel med den senare typen av standardiserad täthet (se även Figur 13). På 134 elfiskelokaler utan havsöring i Sverige där fisken skett flera gånger hela perioden 1985-2010 ville vi se om det fanns någon tendens i utvecklingen. Ökar tätheterna av öring, står de stilla eller sjunker de? Skulle vi kasta in alla tätheter som de är skulle bestånd i södra Sverige dominera utfallet eftersom de har högre tätheter. Om ett norrländskt bestånd ökar från 5 till 10 öringar per 100 meter<sup>2</sup>, maskeras detta i analysen om ett skånskt vattendrag fått en minskad mängd från 120 till 100. Med standardiseringen jämför vi tätheterna, alla har runt 0 i medeltal. En ytterligare finess är att data oftast blir normalfördelat. Resultatet av standardiseringen visade att de standardiserade (eller relativa) tätheterna var lägre under 2000-talet än under tidigare perioder (Figur 32). Detta kan förstas testas med ett t-test, men här ser vi i figuren att de 95%-konfidensintervallen inte överlappar – alltså var grupperna signifikant skilda.



Figur 32. Standardiserad täthet ( $\pm$  95%-konfidensintervall) av öring (totalt) för 234 lokaler spridda över Sverige för jämförelse av tätheterna av årsungar under två perioder. För varje lokal beräknades först medeltätheten under perioden. För varje elfisketilfälle togs värdet det enskilda året minus medelvärdet för lokalen. För varje elfisketilfälle kommer man då att få fram hur mycket det avvek från normaltätheten på lokalen. Som framgår av figuren var det generellt högre tätheter än medelvärdet perioden 1985-99.

## 13. Finns det storskaliga trender - meta-analys?

### 13.1 Enstaka korrelationer

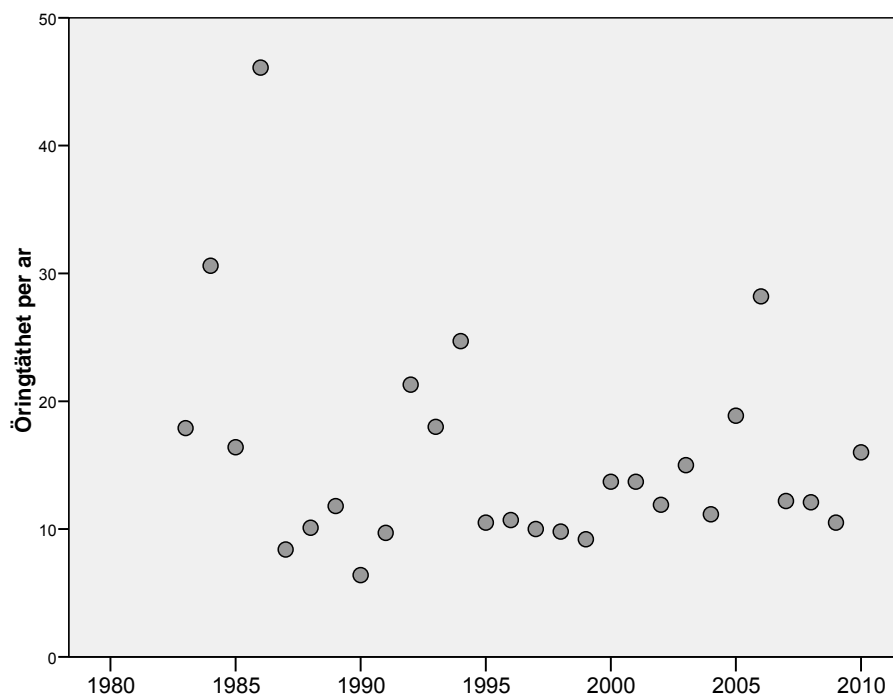
Detta har delvis berörts i avsnitt 2.7 och 8. En korrelation mellan två variabler anger samvariationen och riktningen av ett eventuellt linjärt samband. Resultatet uttrycks i form av en korrelationskoefficient,  $r$ . Den antar värden mellan 1 och -1, där 0 anger inget samband, 1 anger maximalt positivt samband och -1 anger maximalt negativt samband. Korrelationskoefficienten anger egentligen hur väl punkterna i ett diagram följer en rät linje.

Det finns många olika sätt att beräkna korrelationen. Den mest välkända och vanligaste formen är Pearsons produktmomentkorrelationskoefficient, där korrelationskoefficienten kallas Pearson  $r$ . Läs mer i avsnitt 2.6.

Att två saker är korrelerade säger ingenting om kausalitet, det vill säga om det finns ett verkligt samband mellan dem så att en ändring av det ena orsakar en ändring av den andra variabeln. Det kanske bara är en slumpvis samvariation, eller kan det vara så att båda variablerna beror direkt av en tredje variabel som vi inte har koll på?

Som exempel kan vi se på Helgaboån i Nissans vattensystem. Ån ingår i den Nationella Miljöövervakningen och kan alltså tjäna som en referens. V väljer en av lokalerna, ”referensen 45 m nedom vägen”. Fanns det en trend att öringtätheten minskat över tid? Vi kan använda korrelationsanalys till detta eller regressionsanalys. Låt oss se vad korrelationen mellan öringtäthet och årtal var; Pearson  $r = -0,238$ ,  $df = 18$ ,  $p = 0,222$ . Det fanns inget signifikant samband, men det var ju en tendens till att öringtätheten minskat över tid. Men akta er alltid för att analysera data utan att titta på dem, helst grafiskt. Om vi ritar upp tätheten de olika åren så framgår att det framför allt var ett högt värde år 1986 som gjorde att det blev en tendens till en negativ trend (Figur 33). Just det året gjordes bara ett avfiske på lokalen, övriga år har man varit noggrannare. Vad skulle hända om man uteslöt år 1986 just av detta skäl? Det skulle fortfarande finnas en svag tendens till en negativ utveckling, men den är helt försumbar ( $r = -0,089$ ,  $df = 27$ ,  $p = 0,66$ ). **Således, titta alltid igenom dina data före analyser, och även efteråt om konstigheter dyker upp!**

Och hade vi tittat igenom data så hade vi sett att de faktiska tätheterna som vi använde inte var normalfördelade. Det där enskilda värdet från 1986 avviker. Vad gör man när man har enstaka höga värden – jo, transformerar sina data med  $\log_{10}$ . Efter den transformeringen kan man köra om korrelationen på hela materialet och se att inga signifikanta trender förelåg.



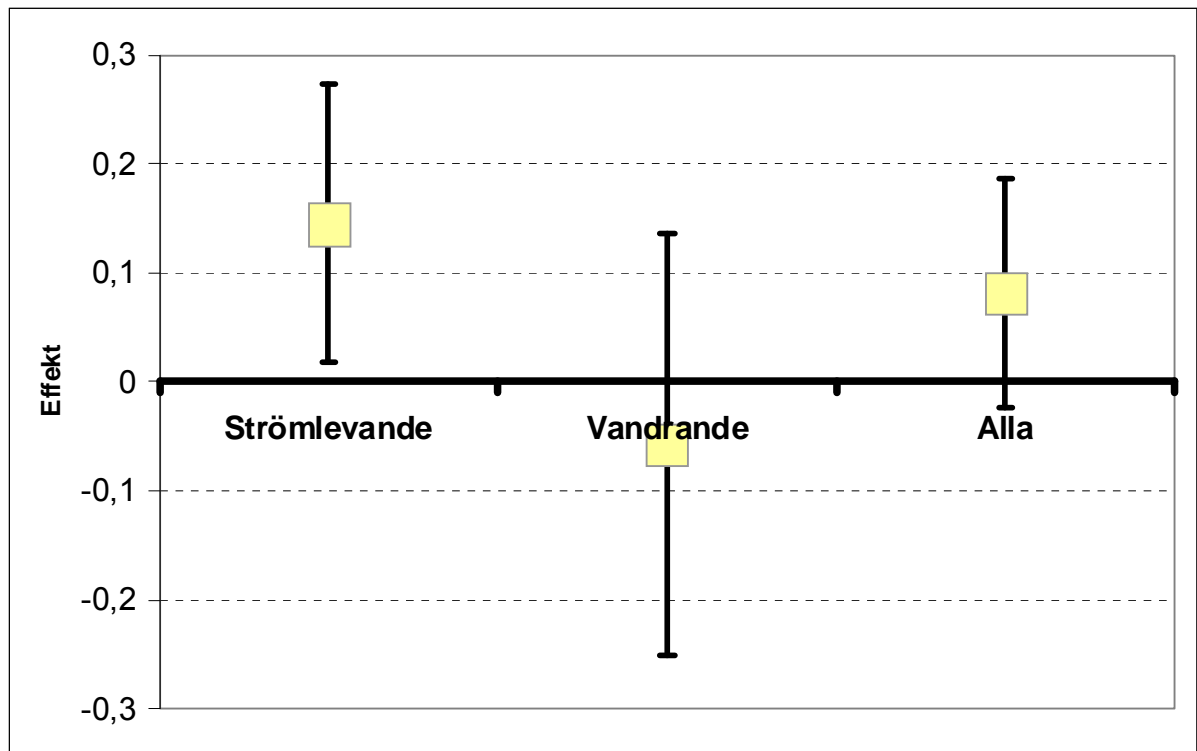
Figur 33. Täthet av öring per 100 m<sup>2</sup> perioden 1983-2010 på Lokal "Referens 45 m ned väg" i Helgaboån, Nissans vattensystem, Jönköpings län. Vattendraget fiskas inom den Nationella Miljöövervakningen.

## 13.2 Att arbeta med flera korrelationer

Säg nu att vi beräknar korrelationen mellan tätheten av simpor (transformerade data) och årtal på en lokal. Kanske blir resultatet att Pearson  $r=-0,29$  och  $p=0,28$ . Det föreligger alltså en minskning av simpor över tid, men trenden var inte signifikant. På en annan lokal kanske ett liknande resultat erhålls, och även på nästa lokal. Efter ett tag är det uppenbart att det verkar vara fler negativa korrelationer än positiva. Detta kan testas med ett teckentest eller ännu hellre ett Wilcoxon teckenrangtest som även beaktar storleken på skillnaden (avsnitt 2.6).

## 13.3 Metaanalys

Ännu bättre än att arbeta med ett teckentest när man har flera korrelationer är att slå samman dem med något som heter metaanalys. Meta betyder något överordnat. Detta används ofta i medicinsk forskning där kanske effekten av ett läkemedel testats i flera olika studier. Vill man se effekten sammantaget kan man då slå ihop resultaten från alla studier. På samma sätt kan vi slå ihop till exempel trender (korrelationskoefficienter) från flera lokaler och se om det finns en övergripande trend i materialet. Vi går inte närmare in på analysen här (det finns gratisprogram på nätet), men redovisar ett bearbetat exempel från Jämtlands län (Figur 34).



Figur 34. Metaanalys - medelvärde av så kallad effektstyrka +/- 95%-konfidensintervall för utveckling av öringungar i strömlevande respektive vandrande bestånd efter kalkning i Jämtlands län (Åslund & Degerman 2007). Om felstaplarna inte skär 0-linjen är trenden signifikant. Figuren visar utveckling efter kalkning, det vill säga utveckling efter att kalkning startat till sista elfisketilfälle.

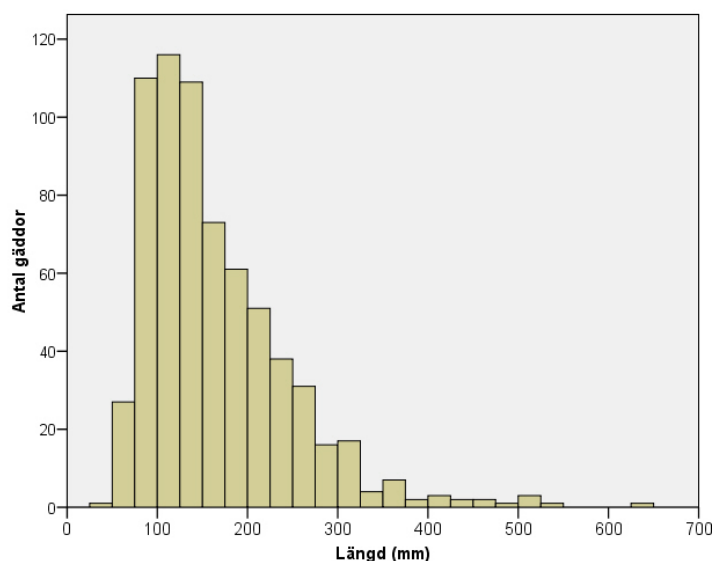
## 14. Vad säger längdfördelningen?

### 14.1 Vilka fiskar fångar vi?

Ovan har vi studerat arters förekomst och deras individtäthet fördelat på åldersgrupper. Vid elfisket får vi naturligtvis även fram längden på de fångade fiskarna. Det kan ju vara av intresse att studera om årsungarna (0+) av öring är större på en lokal än på en annan lokal (jämför Figur 5). Större ungar kan ju indikera bättre tillväxtförhållanden. På samma sätt kan man ju följa längdfördelningen av en art på samma lokal genom åren för att se om det sker förändringar.

Vi måste dock återigen hålla i minnet att elfisket ger ett stickprov av verkligheten, och ett skevt stickprov. De största fiskarna kan undgå att fångas genom att vi stöter bort dem vid själva fisket. Förr använde man avstängningsnät (engelska "block net") vid elfiske för att hindra fisken från att stötas undan. För korrekta bestämningar av tätheten anses avstängningsnät behövas (ex Peterson med flera, 2005), men i praktiken är skillnaden ofta ringa och försumbar jämfört med besväret att använda avstängningsnät. Samtidigt riktas fisket till grunda uppväxthabitat, inte till djupare vatten där större fiskar oftare uppehåller sig. Slutligen så är det inte lätt att landa en stor gädda med de små håvar vi normalt fiskar med. Vi får alltså mest småfisk – vilket ju är meningen.

Nedan ser vi längdfördelningen för samtliga fångade gäddor vid de elfisken som inrapporterats till SERS från år 2010 (Figur 35). Troligtvis finns fler stora gäddor i andra delar av vattendragen. Hursomhelst kan vi från detta material, spritt från vatten över hela Sverige, konstatera att gäddor på minst 310 millimeter får anses vara mycket stora (95%-percentilen, jämför avsnitt 8.3). Endast en procent (99%-percentilen) av gäddorna var minst 461 mm (extremt stora), och normallängden på fångade gäddor låg mellan 106-201 millimeter (25-75%-percentilen). För den intresserade kan nämnas att samma år var motsvarande värden för ål; normalvärden (25-75%-percentilen) 130 – 280 millimeter, höga värden minst 482 millimeter och extremt höga värden minst 610 millimeter.



Figur 35. Histogram över längden på alla (n=676) fångade gäddor i elfisken under år 2010 som inrapporterats till SERS.

När det gäller öring är ju elfiskemetoden inriktad på att studera rekrytering, det vill säga förekomst av ungar (1-3 år gamla). Därför var normalvärden 56-118 millimeter, stora fiskar var minst 173 millimeter och extremt stora 222 millimeter. Detta var för riket som helhet under 2010. I strömlevande bestånd kan naturligtvis äldre och därmed större öringar fångas i större utsträckning än i vandrande bestånd. Stora fiskar i strömlevande bestånd var minst 163 millimeter (havsvandrande 144 millimeter) och extremt stora 184 millimeter (havsvandrande 163 millimeter). Skillnaderna var således inte så stora. Det är därmed inte alltid så lätt att utgående från längdfördelningen säga om det är ett strömlevande eller vandrande öringbestånd.

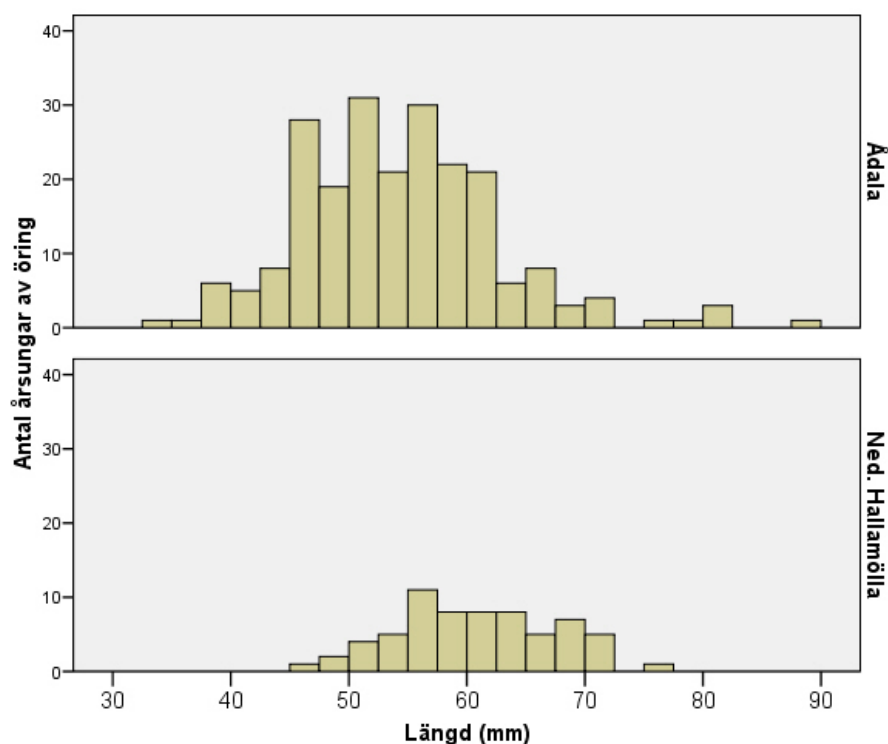
## 14.2 Att jämföra längdfördelningar

Återigen hamnar vi på frågan om hur våra data är fördelade – har vi till exempel en normalfördelning, eller är data mer komplexa? Om de har en komplex fördelning, kan vi då transformera dem till att följa en känd fördelning?

Längdfördelningen för årsungar av öring brukar vara normalfördelad. Längdfördelningen för äldre öringar (>0+) kan oftast fås att närma sig en normalfördelning om den transformeras med Log10 (se avsnitt 2.3). Slår man samman både 0+ och >0+ öring kanske man måste gå över till att jämföra fördelningar av längder med en Chi-2 test (avsnitt 2.5).

Låt oss börja med att studera hur vi kan jämföra längdfördelningen av årsungar mellan två lokaler i samma vattendrag som fiskats samtidigt. Hade de varit fiskade olika år kan storleken på årsungarna kanske skilja genom skillnader i vädret de olika åren, men lokaler fiskade i samma vatten och samtidigt bör ju ha likartade längder för årsungarna. Inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) är det sydligaste vattendraget Verkaån i Skåne (se Figur 29). Längdfördelning för årsungar av öring skilde visuellt mellan de undersökta lokalerna Ådala (32 meter över havet) och Nedom Hallamölla (58 meter över havet) år 2010 (Figur 36), men frågan var om skillnaden var signifikant. Längdfördelningarna anslöt väl till en normalfördelning eftersom enbart årsungar (0+) inkluderats. Därför kan vi jämföra med ett enkelt t-test (avsnitt 2.5). Resultatet visade att medelstorleken var  $79,9 \pm 32$  (SD) mm i

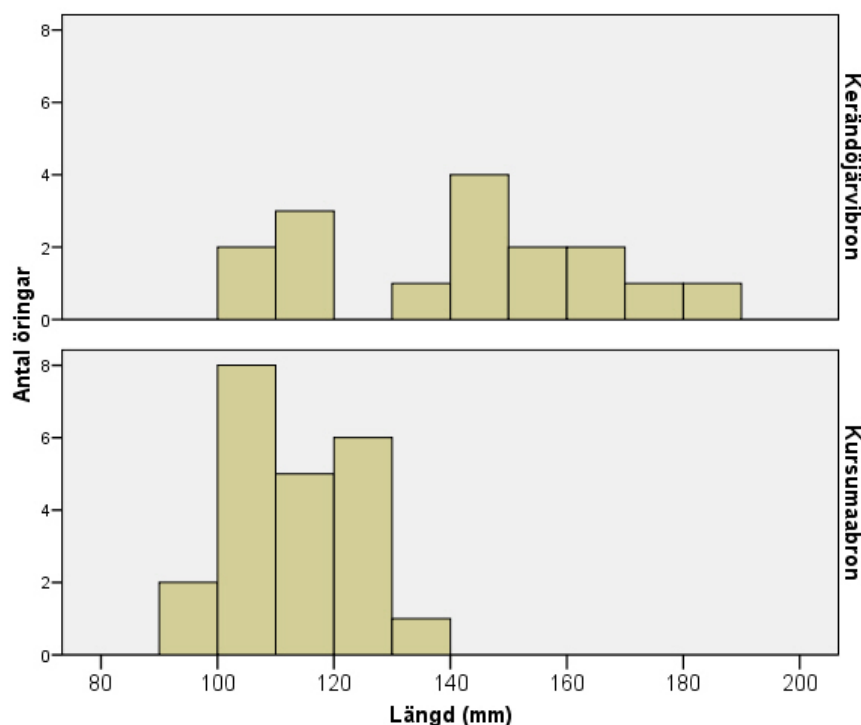
Nedom Hallamölla och  $55,2 \pm 12,6$  (SD) vid Ådala. Skillnaden i medellängd var signifikant (t-test,  $t=9,8$ ,  $df=314$ ,  $p<0,001$ ).



Figur 36. Histogram över längden på fångade årsungar av öring på två elfiskelokaler i Verkaån år 2010. Vattendraget ingår i den nationella miljöövervakningen.

Inom den nationella miljöövervakningen (NMÖ) är det nordligaste vattendraget Kitkiöjoki i Norrbottens län (se Figur 29). Öringens längdfördelning (alla åldersstadier) mellan de undersökta lokalerna Kerändöjärvibron (229 meter över havet) och Kursumaabron (239 meter över havet) skilde visuellt år 2010 (Figur 37). Tidigare år har längdfördelningen sett mer likartad ut. Frågan var om det var en signifikant skillnad år 2010? Osäkerheten beror på att det var så få fiskar fångade att skevheten mellan lokalernas storlek på öring kan ha uppkommit ur slumpen. Som framgår av längdfördelningarna är det tveksamt om vi kan anse att de respektive lokalernas längdfördelning följde en normalfördelning. Testar vi hela materialet får vi se att det inte förelåg en signifikant avvikelse från en tänkt normalfördelning, men vi väljer ändå att jämföra längdfördelningarna med ett icke-parametriskt test, nämligen Mann-Whitney U-test som i princip rankar alla värden och ser om summan av rankerna skiljer mellan grupperna. De sexton fiskarna från Kerändöjärvibron fick ranksumman 429,5 och de 22 fiskarna från Kursumaabron fick ranksumman 311,5. Skillnaden var så stor att det är orimligt att den uppkommit av slumpen (Mann-Whitney  $U=58,5$ ,  $Z=-3,48$ ,  $p<0,001$ ).





Figur 37. Histogram över längden på fångade öringar på två elfiskelokaler i Kitkiöjoki år 2010. Vattendraget ingår i den nationella miljöövervakningen.

Låt oss nu ta ett mer abstrakt exempel. Vi vill veta om andelen öringar som är upp till 100 millimeter (grovt sett årsungar), mellan 101-200 millimeter, respektive större än 200 millimeter skiljer mellan havsvandrande och strömlevande öringbestånd. Vi har ju sagt ovan att det är svårt att se vilken typ av bestånd man har utgående från enbart längdfördelningen. Om vi nu delar in öringarnas längd i tre klasser så kan man jämföra om det var samma fördelning av längder mellan klasserna i havsvandrande och strömlevande bestånd. Nollhypotesen, ursprungsantagandet, var att det inte fanns någon skillnad. Nästan 69% av havsöringarna var 100 millimeter eller kortare, medan motsvarande andel för strömlevande öring var 55% (Tabell 19). Andelen fiskar över 200 millimeter var snarlik; 2,2 resp 3,2%. Med Chi-2-test testades om frekvenserna var av samma storleksordning ( $\text{Chi-2}=924,7$ ,  $\text{df}=2$ ,  $p<0,001$ ). Det var således osannolikt att dessa båda levnadsstrategier hos öring hade en likartad längdfördelning. Att det trots skillnader som kan uppfattas som små, blev statistiskt signifikant, berodde på att vi hade så stora stickprov; 23 000 havsöringar jämfördes med 22 000 strömlevande öringar.

Tabell 19. Andel (%) öringar som fördelades på de tre längdklasserna (0-100, 101-200 resp >200 mm) beroende på om beståndet var klassat som havsvandrande eller strömlevande. Data från alla inrapporterade elfisken från år 2010 till SERS.

	Hav	Ström
0-100 mm	68,8%	54,9%
101-200 mm	29,1%	41,9%
>200 mm	2,2%	3,2%
	100,0%	100,0%

## Referenser

- 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. & Dahlberg, M. (2009) Fisksamhällen i kalkade IKEU-vattendrag och okalkade referensvattendrag (kapitel 2b:4 i Utvärdering av IKEU 1990-2006 – Syntes och förslag). Naturvårdsverket, Stockholm, Rapport 6302:474-499.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. Inf. Sötvattenlab. Drottningholm. 4, 1-33.
- Carlberg, C. 2011. Statistical analysis: Microsoft Excel 2010. Que, 423 s.
- Degerman, E. & B. Sers, 1999. Elfiske. Standardiserat elfiske och praktiska tips med betoning på säkerhet såväl för fisk som fiskare. Fiskeriverket Information 1999:3, 69 s.
- Degerman, E., Johlander, A., Sers, B. & P. Sjöstrand, 1994. Biologisk mångfald i vattendrag - övervakning med elfiske. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, 2:67-83.
- Degerman, E., Nilsson, N., Andersson, H.C. & A. Halldén, 2010a. Utvärdering av befintliga program. Ur: Fisk i Vattendrag och stora sjöar. Ed. H.C. Andersson. sid:9-66. Rapport 2010:07, Länsstyrelsen i Stockholms län, 164 s.
- Degerman, E., Sers, B. & K. Magnusson, 2010b. Hur stora är årsungar och fjolårsungar av öring vid elfiske? Information från Svenskt Elfiskeregister, nr 1, 2010, 9 s.
- Dytham, C. 2011. Choosing and using statistics - a biologist's guide. Third edition, John Wiley & Blackwell, 248 s.
- Eklöv, A., 1998. The distribution of brown trout (*Salmo trutta* L.) in streams in southern Sweden. Doctoral thesis, Lunds Universitet.
- Huusko, A., Greenberg, L. m.fl., 2007. Life in the ice lane: The winter ecology of stream salmonids. River research and Applications 23:469-491.
- ICES 2011. Study Group on data requirements and assessment needs for Baltic Sea trout (SGBALANST), 23 March 2010 St. Petersburg, Russia, By correspondence in 2011. ICES CM 2011/SSGEF:18. 54 pp.
- Jansson, T., Degerman, E. & L. Edsman, 2008. Metodik för kvantifiering av flodkräfta med elfiske i vattendrag. PM från Sötvattenslaboratoriet, 2008-12-17, 21 s.
- Peterson, J.T., Banish, N.P. & R.F. Thurow, 2005. Are Block Nets Necessary? Movement of Stream-Dwelling Salmonids in Response to Three Common Survey Methods. North American Journal of Fisheries Management 25(2): 732-743.

Petersson, E., Degerman, E., Bergquist, B., Asp, A. & B. Sers, 2011. Hela vattnet - olika sätt att skatta fiskförekomst och öringtäthet i ett helt vattendrag utifrån ett fåtal elfisken. Opublicerat PM Sötvattenslaboratoriet, 2011-06-28, 43 s.

Randell, R.G, Minns, C.K. & J.R. M Kelso, 1995. Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(3):631-643.

Sers, B., Magnusson, K. & E. Degerman, 2008. Referensvärden från Svenskt Elfiskeregister. Information från Svenskt ElfiskeRegiSter, nr 1, 49 s.

Underwood, A.J., 1996. Spatial and temporal problems with monitoring. Sid: 182-204. Ur: *River restoration* av Ed. G. Petts & P. Calow, Blackwell Science. 231 s.

Åslund, J.-E- & E. Degerman, 2007. Kalk och fisk. Kalkning av försurade vatten i Jämtlands län 1983-2006 – effekter på fiskfaunan i rinnande vatten. Rapport 2007:2. Fiske/Miljöövervakning, Länsstyrelsen i Jämtlands län, 88 s.

TACK TILL A<sup>3</sup>+M FÖR KONSTRUKTIV KRITIK AV RAPPORTEN. (ANTON HALLDÉN & ADAM JOHANSSON, LÄNSSTYRELSEN I JÖNKÖPINGS LÄN; ANDERS KINNERBÄCK & MAGNUS DAHLBERG, SLU-AQUA).

## Bilaga 1 - Översikt över tillgängliga statistikprogram

Översikt över några vanliga statistikprogram som förekommer på marknaden. De är sorterade så att de enklaste står först (men det innebär inte att det översta är enklast) och de längre ned är mer avancerade. Många av programmen kan man ladda ned som en demo-version eller en prova-på-version under 2-4 veckor. Det är ingen dum idé att nappa på ett sådant erbjudande, se bara till att du har tid att jobba med det hela under den tiden du har den tillfälliga licensen. Att göra sig bekväm med ett statistikprogram, förstå dess för- och nackdelar och bedöma om det passar ens syften är inget man gör på en eftermiddag eller en helg. Se till att du har egna dataset att jobba med; att jobba med data som man själv varit med att samla in, som man själv förstår bakgrunden till och/eller "känner för" betyder väldigt mycket när man ska sätta igång.

Programvara	Pris	Hemsida	Beskrivning
MYSTAT	Gratis	<a href="http://www.alfasoft.se/produkt/mystat/mystat.html">http://www.alfasoft.se/produkt/mystat/mystat.html</a>	Det är en anpassad, studentorienterad version av Systat. Innehåller det nödvändigaste, inga extrarejer.
Analyze-IT	€159 för standardversionen	<a href="http://www.analyze-it.com/">http://www.analyze-it.com/</a>	Insticksprogram till Excel. Innehåller det nödvändigaste. Två-vägs ANOVOR måste vara balanserade och programmet passar därför dåligt för fälldata.
StatistiXL	SEK 520	<a href="http://www.statistixl.com">http://www.statistixl.com</a>	Insticksprogram till Excel. Innehåller det nödvändigaste. Beräknar typ III kvadratsummor på ANOVA.
Winstat	\$99	<a href="http://www.winstat.com">http://www.winstat.com</a>	Insticksprogram till Excel. Innehåller det nödvändigaste. Två-vägs ANOVOR måste vara balanserade och programmet passar därför dåligt för fälldata.
Xlstat	\$395 för baspaketet	<a href="http://www.xlstat.com">http://www.xlstat.com</a>	Insticksprogram till Excel. Innehåller det mesta. Man kan köpa till olika moduler (grafik, tidsserieanalyser, poweranalyser, simulering, etc.) Ett kraftfullt och bra program, men varför inte köpa ett "riktigt" statistikprogram när man ändå är på gång?
Minitab	£962	<a href="http://www.norsys/site.aspx?id=155">http://www.norsys/site.aspx?id=155</a>	Ett bra litet statistikpaket som innehåller det mesta som man behöver. Mycket enkelt att importera data från Excel.
Statistica	SEK 10200 för baspaketet	<a href="http://www.statsoft.se/">http://www.statsoft.se/</a>	Ett hyfsat statistikpaket som dock kräver att man vet vad man gör. Kräver också att man lär sig programmet speciella struktur.

## ANALYS AV ELFISKEDATA

Programvara	Pris	Hemsida	Beskrivning
SigmaPlot	SEK 6030	<a href="http://www.alfasoft.se/produkt/sigmaplot/sigmaplot.html">http://www.alfasoft.se/produkt/sigmaplot/sigmaplot.html</a>	Förut fanns det ett program som hette SigmaStat, men man lyfte in hela statistikmodulen i SigmaPlot och fick då ett enkelt, men hyfsat statistikprogram kombinerat med en ypperlig grafisk modul, förmodligen en av de bästa för vetenskapliga ändamål. Kräver också att man lär sig programmets speciella struktur.
SYSTAT	SEK 7670	<a href="http://www.alfasoft.se/produkt/systat/systat.html">http://www.alfasoft.se/produkt/systat/systat.html</a>	Ett bra litet statistikpaket som innehåller det mesta som man behöver, plus lite till.
STATA	SEK 8400	<a href="http://www.alfasoft.se/produkt/stata/stata.html">http://www.alfasoft.se/produkt/stata/stata.html</a>	Ett bra statistikpaket som innehåller det mesta som man behöver, plus lite till. Lite mer avancerat än SYSTAT.
JMP	\$1895 för basversionen	<a href="http://www.jmp.com/">http://www.jmp.com/</a>	Ett bra statistikpaket som innehåller det mesta som man behöver, plus lite till. Inte i klass med de bästa, men fullt tillräckligt för en som kommit över den första tröskeln i statistikens värld.
PASW/SPSS	ca 24000 kr för singellicens (enklaste versionen). Men man kan få bättre pris på olika sätt.	<a href="http://www.spss.com/se/">http://www.spss.com/se/</a>	Ett mycket bra och pålitligt statistikprogram som har bra menyer (men man måste veta vad man gör). Det krävs tid och övning innan man behärskar det. Att importera data från Excel går mycket bra. Datahanteringen i programmet är också mycket bra. Håller på att certifieras.
SAS	En vanlig användarlicens kostar ca 100000 kr, men man kan få bättre pris på olika sätt.	<a href="http://www.sas.com/">http://www.sas.com/</a> eller <a href="http://www.sas.com/offices/europe/sweden/index.html">http://www.sas.com/offices/europe/sweden/index.html</a>	Är för närvarande det enda statistikprogrammet som är certifierat. Det är således mycket bra och pålitligt. Innehåller en väldig massa som man inte behöver, men å andra sidan finns det nästan alltid något för den avancerade användaren. Menssystemet är inte fullt utvecklat, man förväntas att skriv egna kommandon, vilket tar tid att lära sig.
R	Gratis	<a href="http://cran.r-project.org/">http://cran.r-project.org/</a> eller <a href="http://www.r-project.org/">http://www.r-project.org/</a>	Ett öppet program som finns på internet. Programmet utvecklas hela tiden. Kräver dock en hel del arbete för att lära sig, det är inte speciellt användarvänligt, även om det finns en del gränssnitt att köpa som fungerar med R. Det finns också bra med litteratur om programmet att köpa.

## Bilaga 2. Statistiklitteratur

Det finns tusentals böcker om statistik (på riktigt). En del av dem är grundläggande, andra behandlar vissa speciella fält, är anpassade till viss forskning, eller är anpassade efter vissa datorprogram. I listan nedan finns några statistikböcker som vi rekommenderar.

Titel	Författare	Förlag	Pris	Kommentar
The Cartoon Guide to Statistics	L. Gonick & W. Smith	HarperCollins	\$18 (pocket)	En del tycker kanske att boken inte är vederhäftig med alla sina teckningar. Men faktum är att detta är en utmärkt bok (kanske den bästa) om man vill lära sig statistikens grunder.
Basic Business Statistics	M.L. Berenson & D.M. Levine	Prentice Hall	\$80 (pocket)	En bra bok som tar upp de vanligaste statistiska metoderna. Exempelen är inte biologiska, men med lite fantasi kan det fungera även för en biolog
The Complete Idiot's Guide to Statistics	R.A. Donnelly	Alpha	\$12 (pocket)	Titeln gör kanske man skäms att ha den i bokhyllan, men det är också en bra introduktion till grundläggande statistik.
Practical Statistics Simply Explained	R. Langley	Dover Publications	\$11 (pocket)	Lite tråkig lay-out, men innehåller många goda råd och tips.
Statistics for Dummies	D. Rumsey-Johnson	Wiley	\$10 (pocket)	Också en utmärkt första bok om statistik. Deborah Rumsey Johnson har skrivit fler böcker i denna Dummies-serie från samma förlag.
Understandable Statistics	C.H. Brase & C.P. Brase	Houghton Mifflin Company	\$165 (inbunden)	En bra och omfattande bok som förklarar bra, tar allt från grunden och ger många bra tips.
The Practical of Statistics in the Life Sciences	B. Baldi & D.S. Moore	W.H. Freeman	\$35 (pocket)	En bra och praktiskt upplagd bok, mest för den som jobbat ett tag med statistik och vill komma vidare. Många biologiska exempel.
Biometry	R.R. Sokal & J. Rohlf	W.H. Freeman	\$90 (inbunden)	En klassiker inom statistik. Bra för den som vill förstå analyserna från grunden. Innehåller många bra råd och tips. Många bra exempel.
Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences	S. Siegel	McGraw-Hill	\$133 (inbunden)	En klassiker om ickeparametriska tester som står sig mycket bra än idag. Alla tester är bra beskrivna och exemplen lätta att förstå.
All of Nonparametric Statistics	L. Wasserman	Springer-Verlag	\$67 (inbunden)	Bra om icke-parametrisk statistik. Men kom ihåg att parametriska metoder ska användas där data så tillåter.

## ANALYS AV ELFISKEDATA

Titel	Författare	Förlag	Pris	Kommentar
Sampling and Statistical Methods for behavioral Ecologists	J. Bart, M.A. Flingner & W.I. Notz	Cambridge Univ. Press	\$50 (pocket)	Mycket bra bok (men över nybörjarstadiet) som tar upp många aspekter av insamling av data och bearbetning av data. Boken är inte helt i linje med elfiske och liknande verksamhet, men med lite fantasi kan man tillgodogöra sig det mesta. Innehåller ett mycket bra kapitel om pseudoreplikation som alla borde läsa.
Introductory Statistics for Biology	R.E. Parker	Cambridge Univ. Press	\$19 (pocket)	Bra och kortfattad introduktion till de vanligaste metoderna. Tråkig layout.
A Dictionary of Statistics	G.J.G. Upton & I. Cook	Oxford Univ Press	£9 (pocket)	Är inte dumt att ha till hands när man läser rapporter, vetenskapliga artiklar etc. på engelska.
Statistics with Microsoft Excel	B. Dretzke	Pearson Education	\$23 (pocket)	En grundläggande bok som tar upp hur man använder den statistik-modul som följer med Microsoft Excels grundversion.
Statistics for People Who (Think They) Hate Statistics	N.J. Salkind	Sage Publications	\$41 (pocket)	En till bok som tar upp hur man använder den statistik-modul som följer med Microsoft Excels grundversion.
Reading and Understanding Multivariate Statistics	L.G. Grimm & P.R. Yarnold (red.)	American Psychological Association	\$30 (pocket)	Det flesta kommer aldrig att sätta in sig grunderna för multivariat statistik, men de är ju så lätta att göra i dagens statistikprogram. Men vad betyder att siffror som programmen spottar ur sig? I den här boken tar man upp just detta. Boken kräver att man har viss vana vid statistik.
Reading and Understanding More Multivariate Statistics	L.G. Grimm & P.R. Yarnold (red.)	American Psychological Association	\$30 (pocket)	Som ovanstående, men denna tar upp metoder som inte finns i med den första boken.