Länsstyrelsen
i Jönköpings län

**Meddelande nr 2024:26**

# Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2023

# Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2023

**Meddelande nr 2024:26**

| | |
|---|---|
| Meddelande | nummer 2024:26 |
| Referens | VFK Vatten & Fiskevårdskonsult IT, Stefan Thorfve, augusti 2024 |
| Kontaktperson | Nina Jonsson, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Direkttelefon 010-223 62 51, e-post nina.f.jonsson@lansstyrelsen.se |
| Webbplats | www.lansstyrelsen.se/jonkoping |
| Fotografier | Stefan Thorfve |
| Kartmaterial | © Lantmäteriet – Bilaga 2 |
| ISSN | 1101-9425 |
| ISRN | LSTY-F-M—24/26--SE |

© Länsstyrelsen i Jönköpings län 2024

# 1 Förord

Föreliggande rapport sammanfattar resultaten av 46 utförda elfisken under år 2023 inom och i nära anslutning till Jönköpings län, på uppdrag av Länsstyrelsen i Jönköpings län. Undersökningarna utförs i huvudsak för att följa effekten av länets kalkningsverksamhet. Övriga lokaler ingår i Vätternvårdsförbundets övervakningsprogram eller är en del av länsstyrelsens arbete med miljöövervakning och biologisk återställning.

Vid sammanställningen användes uppgifter från Länsstyrelsen i Jönköping, bland annat rörande kalkningsverksamheten i länet. Sammanställningar och analys av elfiskeresultatet har genomförts av Stefan Thorfve, VFK Vatten & Fiskevårdskonsult IT. Personal vid länsstyrelsen har varit behjälplig vid framtagandet av rapportdesign, metodikbeskrivningar, bilagor och kartmaterial som ingår i rapporten. Jag vill därför rikta ett tack till Nina Jonsson och Ingela Tärnåsen samt övrig berörd personal på länsstyrelsen. Arbetets genomförande i fält har utförts av Stefan Thorfve, Daniel Sjöström, Viktor Andersson, Sophia Nybell och Sebastian Thorfve.

Stefan Thorfve

# Innehållsförteckning

**1 Förord ..... 5**
**2 Sammanfattning ..... 7**
**3 Inledning ..... 10**
**4 Material och metodik ..... 11**
**4.1 Fältarbete – Elfiske ..... 11**
4.1.1 Val av tid för provtagning ..... 11
**4.2 Rapportering ..... 12**
**4.3 Statistik och jämförelser ..... 12**
**5 Resultat ..... 13**
**5.1 Förhållanden vid elfisket ..... 13**
**5.2 Artförekomst ..... 15**
**5.3 Öring ..... 18**
5.3.1 Fångster 2023 ..... 21
5.3.2 Statistiska jämförelser av öringtätheter ..... 24
**5.4 Flödets påverkan på resultatet ..... 27**
**5.5 Försurningspåverkan ..... 29**
5.5.1 Allmänt ..... 29
5.5.2 Bedömning av påverkan ..... 30
**5.6 Bedömning av fiskfaunans status (VIX) ..... 31**
**5.7 Sambandet mellan VIX och fisktäthet ..... 33**
5.7.1 Allmänt ..... 33
5.7.2 VIX-värdets förmåga att prediktera öringtäthet ..... 33
**6 Referenser ..... 35**
**Bilaga 1 ..... 36**
**Elfiskemetodik ..... 36**
**Bilaga 2 ..... 38**

# 2 Sammanfattning

Under perioden 15 juli till 1 september år 2023 genomfördes elfiskeundersökningar på 46 lokaler i vattensystem inom och i nära anslutning till Jönköpings län. Vid elfisket start var flödena relativt normala i länets västra delar där elfisket inleddes. Majoriteten av lokalerna i länets östra delar fiskades under låg till normalt vattenföring. Men omfattande nederbördsmängder under augusti månad innebar att undersökning fick skjutas upp periodvis till 1 september, normalt avslutas elfisket senast 15 augusti. I slutet av perioden var det således relativt höga flöden vid elfisket i Motala ströms vattensystem. Vattentemperaturer var relativt normala. En viss negativ påverkan på fångsteffektiviteten och därmed marginellt lägre tätheter i vissa lokaler bedöms därför kunnat inträffa än om elfisket utförts vid mer normala flöden.

Under år 2023 fångades sammanlagt tio fiskarter samt signalkräfta. Öringen var vanligast förekommande art, på samma nivå som föregående tre-årsperiod. Förekomsten av signalkräfta i vattendragen ligger även på normalt höga nivåer, 89 procent. Antalet arter för respektive lokal varierade mellan 0–6 där majoriteten av lokalerna hade en förekomst av 2–4 arter. Noterbart är att ingen flodkräfta fångades på någon lokal där det tidigare funnits. Abborre och gädda var arterna som saknades i störst grad i jämförelse med föregående tre-årsperiod inom de undersökta lokalerna. Sammantaget något färre förekommande arter.

Vid en jämförelse mellan lokalerna som ingår i länsstyrelsens undersökningsprogram år 2023 visar det sig att tätheterna av öringungar var högre i Nissans vattensystem och för äldre öring högre i Nissans och Motala ströms vattensystem än övriga förekommande elfisken i länet. Liksom tidigare år är öringtätheterna högst i Motala ströms vattensystem där det finns sjövandrande bestånd från Vättern. Under år 2023 var tätheterna av öringungar och äldre öring på signifikant lägre nivåer i länet i jämförelse med föregående 10-årsperiod. Vid jämförelse med närmast föregående elfisketillfälle under åren 2020–2022 var tätheten av öringungar signifikant lägre i Motala ströms vattensystem och på länsnivå, skillnaden ökade vid jämförelse med medeltätheten föregående 10-årsperiod. Analysen visar att det inte är någon trend utan en kortsiktig förändring. Sammantaget visar resultaten under år 2023 på överlag onormalt låga tätheter av öring förutom i Emåns vattensystem. Orsaken till detta bedöms delvis vara kopplat till relativt höga flöden under år 2023 samt att det under närmast föregående år i stället varit ovanligt låga flöden.

Försurningspåverkan, som främst baseras på förekomsten av försurningskänsliga årsungar av fiskar och kräftor, bedöms sammantaget vara låg i länet då 45 lokaler av 46 bedöms ha optimal eller nära optimal reproduktion, det vill säga uppfyller kalkmålet. I jämförelse med närmast föregående elfisketillfälle visar det sig att två lokaler bedöms ha en lägre försurningspåverkan medan en lokal har en större och resterande lokaler oförändrad.

Länsstyrelsens sammanvägda ekologiska statusklassning tar hänsyn till förekommande brister i VIX vilket innebar justering av VIX-klassning på 5 lokaler (11 procent), varav en fick högre klassning och fyra lägre. Anledningen till detta bedöms främst vara orsakade av förändrade tätheter av öringungar och bristande habitat som ofta underskattar VIX. Justerat resultat visar att totalt 37 lokaler (80 procent) hade god eller hög status. En lokal hade dålig status.

I Tabell 1 på följande sida sammanfattas 2023-års elfisken uppdelat på de fem huvudavrinningsområdena, 101-Nissan, 098-Lagan, 074-Emån samt 067 Motala ström.

**Tabell 1. Sammanfattning av elfiskeresultat säsongen 2023**

**Förkortningar Åtgomr** = Åtgärdsområde för kalkning
**Syfte:** KALK = Kalkeffektuppföljning, MÖV = Miljöövervakning, VVF=Vätterns vattenvårdsförbund. UPPF= Uppföljning av åtgärder
**K** avser antalet utfisken på lokalen. **0+** avser årsungar (öringungar). **Total** avser summan 0+ (öringungar) och äldre öringar.
**Förv. (VIX)** avser förväntad total öringtäthet på lokalen enligt beräknat VIX (index för ekologisk status).
**Förkortningar fiskarter:** Ab=Abborre, BN=Bäcknejonöga, BR=Bäcköding, BS=Bergsimpa, El=Elritsa, FN=Flodnejonöga, Gä=Gädda, La=Lake, Mö=Mört, Ne= Nejonöga (där art inte kan specificeras), SK=Signalkräfta
**Medel VIX** avser medelvärde för VIX de senaste tio åren. **VIX-klass 2023:** klassning av VIX år 2023.
**Status 2023** avser länsstyrelsens sammanvägda ekologiska statusklassning baserad på utvärdering av VIX
**FP** avser försurningspåverkan – kriterier för klassindelning framgår av Tabell 12.

| Vattendrag, lokal | Åtg omr | Syfte | K | Beräknad öringtäthet (st./100m2) | | | Övriga arter | VIX | | Bedömning | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | 0+ | Totalt | Förv. (VIX) | | Medel VIX | VIX-klass 2023 | Status 2023 | FP |
| **101-Nissan** | | | | | | | | | | | |
| Nissan, Spafors lokal 2 | 001 | KALK | 3 | 0,0 | 6,8 | 8,3 | BN, BS, SK | 0,572 | God | God | 1 |
| Nissan, Vid P-plats, väg 40 | 017 | KALK | 3 | 10,9 | 17,6 | 10,9 | BS, El, SK | 0,617 | God | God | 1 |
| Älgån, Klerebo | 018 | KALK | 3 | 0,9 | 5,0 | 11,4 | Ab, BS, El, La, SK | 0,405 | Måttlig | God | 1 |
| Grissleån, Nedre gångbro | 021 | KALK | 3 | 0,0 | 5,0 | 22,1 | Ab, La | 0,401 | Otillfreds | Måttlig | 2 |
| Valån, Vid landsvägsbron | 029 | KALK | 3 | 6,7 | 19,0 | 18,0 | El | 0,577 | God | God | 1 |
| Västerån, Nedan bron | 030 | KALK | 3 | 10,0 | 31,6 | 17,9 | El, SK | 0,563 | God | God | 1 |
| Flankabäcken, Nedan tillflöde sjön | 033 | KALK | 3 | 0,0 | 5,8 | 15,1 | | 0,678 | God | Måttlig | 2 |
| Moa Sågbäck, Ovan RV 27 | 036 | KALK | 3 | 6,4 | 10,5 | 12,9 | Ab, SK | 0,262 | Otillfreds | Måttlig | 1 |
| **98-Lagan** | | | | | | | | | | | |
| Modalaån, Rosendal | 058 | KALK | 3 | 1,5 | 2,3 | 21,0 | Ab, SK | 0,281 | Otillfreds | Måttlig | 1 |
| Lomsjöån, Ned Lomsjön | 059 | KALK | 3 | 0,0 | 0,0 | 17,8 | El, SK | 0,468 | God | Måttlig | 1 |
| Västerån, Nedan Ålarydssjön | 059 | KALK | 1 | 0,4 | 2,7 | 9,5 | Ab, El, Gä, Mö, SK | 0,527 | Måttlig | God | 1 |
| Älgabäcken, Kyllås | 059 | KALK | 1 | 1,2 | 3,8 | 11,6 | El, SK | 0,583 | God | God | 1 |
| Stödstorpaån/Högaforsån, Stödstorp | 077 | KALK | 3 | 20,7 | 21,4 | 12,1 | BS, El, SK | 0,632 | God | God | 1 |
| Duveledsbäcken, Södra Duveled | 080 | KALK | 1 | 0,0 | 0,7 | 11,9 | SK | 0,649 | God | God | 1 |
| Malmbäcksån, Brantliden | 096 | KALK | 3 | 0,0 | 0,0 | 15,0 | El, SK | 0,335 | Måttlig | Måttlig | 2 |
| Storkvarnsån, Storkvarnen | 107 | KALK | 3 | 4,6 | 8,3 | 17,8 | El, SK | 0,477 | God | God | 1 |
| Hjorsetån, Södragårdskvarnen | 119 | KALK | 3 | 2,3 | 2,3 | 20,2 | El, SK | 0,676 | God | Måttlig | 1 |
| Hylletoftaån, Såg 700m upp Hylletofta | 119 | KALK | 1 | 22,7 | 29,1 | 29,4 | El, La, SK | 0,448 | God | God | 1 |
| Vämmesån, SO Ängeberget | 119 | KALK | 1 | 3,5 | 4,0 | 8,2 | El, SK | 0,487 | God | God | 1 |

| Vattendrag, lokal | Åtg omr | Syfte | K | Beräknad öringtäthet (st./100m2) | | | Övriga arter | VIX | | Bedömning | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | 0+ | Totalt | Förv. (VIX) | | Medel VIX | VIX-klass 2023 | Status 2023 | FP |
| **74-Emån** | | | | | | | | | | | |
| Gårdvedaån, Nedan Grytesjön | 169 | KALK | 3 | 19 | 26,5 | 22,4 | Ab, SK | 0,517 | God | God | 1 |
| Gnyltån, NV Nymåla (200m) | 206 | KALK | 3 | 9 | 13,5 | 18,2 | BN, El, SK | 0,626 | God | God | 1 |
| Lillån, Gamla stenbron | | KALK | 3 | 1,6 | 34,1 | 15,7 | BN, El, SK | 0,552 | God | God | 1 |
| **67-Motala ström** | | | | | | | | | | | |
| Hökesån, Lampen upp vägtrumma | 047 | UPPF | 3 | 52,7 | 69,0 | 17,8 | BN, SK | 0,658 | Hög | God | 1 |
| Hökesån, Ovan Laggaredammen | 047 | UPPF | 3 | 77,8 | 89,0 | 47,1 | SK | 0,794 | Hög | Hög | 1 |
| Hökesån, Reningsverket | 047 | UPPF | 3 | 61,9 | 81,7 | 52,8 | BN, SK | 0,746 | God | Hög | 1 |
| Svedån, Kröken stenmuren | 048 | UPPF | 3 | 126,2 | 146,8 | 49,5 | FN, SK | 0,688 | God | God | 1 |
| Svedån, Ned Engelsmannens damm | 048 | UPPF | 3 | 2,5 | 7,6 | 15,9 | SK | 0,709 | God | God | 1 |
| Svedån, Torrfåran, övre del | 048 | UPPF | 3 | 0,0 | 6,9 | 27,2 | SK | 0,591 | God | Måttlig | 1 |
| Skämningsforsån, Skogshemmet nedre | 049 | KALK | 3 | 80,6 | 106,7 | 158,8 | SK | 0,586 | God | God | 1 |
| Hornån, Mellan Källebäckens trä & Källebäcken öv | 051 | UPPF | 3 | 47,6 | 66,6 | 56,2 | | 0,720 | God | God | 1 |
| Hornån, Ned fallsträckan | 051 | VVF | 3 | 40,9 | 69,2 | 59,6 | SK | 0,752 | God | Hög | 1 |
| Hornån, Ned Myrebo | 051 | UPPF | 1 | 26,0 | 67,6 | 58,6 | SK | 0,704 | God | God | 1 |
| Gagnån, Ö. Bjälkatorp | 052 | VVF | 3 | 48,3 | 70,3 | 72,6 | Ne, SK | 0,746 | God | Hög | 1 |
| Rödån, Brännemossen | 054 | UPPF | 3 | 0,0 | 6,7 | 29,6 | BR, SK | 0,567 | Måttlig | God | 1 |
| Rödån, Nära mynningen | 054 | KALK | 3 | 238,6 | 282,6 | 140,7 | BR, SK | 0,704 | God | God | 1 |
| Knipån, Alarp väg Kivarp/Dykärr | 055 | UPPF | 3 | 117,5 | 154,5 | 55,4 | SK | 0,661 | God | God | 1 |
| Knipån, Gäbo-Nybrokvarn | 055 | UPPF | 3 | 97,2 | 109,8 | 54,2 | SK | 0,732 | Hög | Hög | 1 |
| Knipån, Lilla Simontorp | 055 | VVF | 3 | 45,8 | 51,4 | 53,5 | SK | 0,746 | God | God | 1 |
| Knipån, Ned Skårhultsdammen | 055 | UPPF | 3 | 42,2 | 51,0 | 47,5 | BN, SK | 0,755 | Hög | Hög | 1 |
| Knipån, Öster Kivarp | 055 | UPPF | 3 | 29,3 | 30,7 | 51,8 | BN, El | 0,665 | God | God | 1 |
| Bordsjöbäcken, Nedre lokalen | | MÖV | 3 | 2,0 | 3,5 | 27,1 | El, La, SK | 0,542 | God | God | 1 |
| Granviksån, Granviks värdshus 1 | | VVF | 3 | 17,5 | 17,5 | 42,0 | SK | 0,575 | God | God | 1 |
| Hökesån, Ned Hökholmen | | UPPF | 3 | 39,8 | 44,7 | 14,4 | BN, SK | 0,401 | God | God | 1 |
| Röttleån, Turbinfundamentet | | VVF | 3 | 30,2 | 45,6 | 82,9 | La, SK | 0,663 | God | God | 1 |
| Suttran, Väg nedstr travbana | | UPPF | 3 | 0,0 | 0,0 | 17,5 | SK | 0,128 | Dålig | Dålig | 3 |
| Tabergsån, Ned hembygdsgården | | VVF | 3 | 25,0 | 47,8 | 28,5 | BS, SK | 0,707 | God | God | 1 |

# 3 Inledning

Jönköpings län är hårt drabbat av försurning och det har sedan 1980-talet bedrivits en omfattande kalkning för att förbättra vattenkvaliteten i sjöar och vattendrag. I takt med att de kemiska förhållandena har blivit bättre så har fisken återhämtat sig i många vattendrag.

Elfiskeundersökningarna syftar till att följa upp förekomst och rekrytering av öring i de åtgärdsområden där öring utgör motiv för kalkning, kartlägga förekommande arter och följa upp genomförda biologiska återställningsåtgärder. Elfiskeundersökningar genomförs på omkring 110 lokaler i länet. Det normala provtagningsintervallet är en gång var tredje år och i de fall där försurningspåverkan påvisas, eller för att bevara långa tidsserier, är frekvensen en gång om året.

Bedömningen av försurningspåverkan baseras främst på förekomst av olika arter. Viktiga arter för försurningsklassning är förekomst av elritsa, mört och kräftor och då speciellt förekomst av årsungar av dessa arter. Öringen bedöms som mer försurningstålig men förekomst och täthet av årsungar påverkar dock klassningen i viss utsträckning. Resultaten från elfiskeundersökningarna används även för att bedöma om målet ”God ekologisk status” nås i EU:s vattenförvaltning.

Under perioden 15 juli till 1 september år 2023 genomfördes elfiskeundersökningar på 46 lokaler i vattensystem inom och i nära anslutning till Jönköpings län. Mycket höga flödesförhållanden under augusti månad gjorde att inventeringsperioden blev längre än normalt. Syftet var främst att följa upp kalkningen i länet, åtgärder kopplade till biologisk återställning, regionala miljöövervaknings-program samt Vätterns vattenvårdsförbund. Länsstyrelsen valde ut de vattendrag och lokaler som ingått i elfiskeundersökningen.

Samtliga elfisken är utförda enligt de standardiserade metoder som finns beskrivna i Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning (Naturvårdsverket, 2010). Det finns två olika metoder, kvalitativt och kvantitativt elfiske. Kvalitativt elfiske används främst för att genomföra omfattande inventeringar av fiskfaunan medan kvantitativt elfiske används för att följa beståndsutvecklingen hos fisk på ett antal fasta provytor under en följd av år.

I Bilaga 2 återfinns lokalprotokoll med en utförlig beskrivning av alla lokaler samt bedömning av försurningspåverkan och ekologisk status. Avsnittet avslutas med ett register med sidhänvisning till lokalprotokollen. Denna del av rapporten är inte tillgänglighetsanpassad.

# 4 Material och metodik

## 4.1 Fältarbete – Elfiske

Fältarbetet utfördes av VFK Vatten & Fiskevårdskonsult IT vid 46 lokaler som ingår i denna rapport. Vid utförandet användes standardiserad metodik för elfiske (Havs och vattenmyndigheten, 2017). Vid elfiskena användes en bensindriven generator (Honda EU Inverter 10i) och en varierbar likströmstransformator (LUGAB 1000). Den utgående spänningen som användes varierade mellan 200–800 V beroende på vattendragets konduktivitet, flöde och temperatur. Elfisket utfördes mellan den 15 juli och 1 september. På grund av mycket höga flöden i augusti fick inventeringen flyttas fram några gånger och avslutades på grund av detta senare än de tidsramar som finns fastställda för undersökningsprogrammet. Elfiskena bedrevs kvantitativt och standardiserat med hjälp av den så kallade utfiskningsmetoden på 37 av de undersökta lokalerna medan resterande nio elfisken utfördes kvalitativt med endast ett utfiske. Där öring fångades utfördes normalt kvantitativa fisken. Kvantitativt elfiske innebär att man på varje lokal genomför två till tre successiva utfisken där fångsten för varje art vid varje utfiske redovisas separat vilket gör det möjligt att matematiskt beräkna beståndstätheten inom lokalen.

Fångade fiskar och kräftor längdmättes i normalfallet på individnivå med 1 millimeters noggrannhet uppdelad per art och för salmonider även ålder (öring, harr och bäckröding, årsungar och äldre). Då man inte kan skilja mellan små individer av flodnejonöga och bäcknejonöga där båda arterna kan förekomma (nedan första definitiva vandringshinder från Vättern) definieras arten som nejonöga. Vid ett fåtal lokaler där mycket höga tätheter av vissa arter fångades, räknades antalet fisk i gemensamma grupper. Efter undersökningen har fångad fisk återutsatts inom undersökningsområdet, och lokalernas yta och habitat har definierats. För att förhindra spridning av sjukdomar och parasiter desinficerades utrustning vid byte av vattensystem eller innan fiske i vattendrag med förekomst av flodkräfta.

I samband med elfisket gjordes noteringar på elfiskeprotokollet om vattennivå, vattenhastighet, grumlighet, vattenfärg och dylikt. Dessa noteringar ger, tillsammans med val av kvantitativt eller kvalitativt elfiske – se nedan, en indikation på resultatets säkerhet. Vidare förs anteckningar om lokalens beskaffenhet (bottensubstrat, ved i vattnet, beskuggning, max- och medeldjup, medelbredd, längd, etcetera) och närmiljön (dominerande markanvändning). Anteckningarna används för att karaktärisera lokalen och ger ett mått på lokalens lämplighet för öring och andra fiskarter.

### 4.1.1Val av tid för provtagning

Under år 2023 utfördes elfiskeundersökningarna från mitten av juli till 1 september. Tidigare under 2000-talet har elfisket startats upp i början av juli. Senareläggningen av elfisket motiveras av att elfiske i Sverige bör ske vid en vattentemperatur av 10–20°C under perioden mitten av juli till mitten av september (Degerman, m fl., 2010). Fisket har successivt justerats fram i tiden med en målsättning att starta elfisket i mitten av juli till mitten av augusti vilket normalt fungerar bra med tanke på väderförhållandena i Jönköpings län. Tidpunkten har genom detta anpassats mer till övriga elfisken som utförs i omgivande län vilket var målsättningen med justeringen.

## 4.2 Rapportering

Samtliga elfiskeresultat skickas till SLU Aqua som är datavärd för Svenskt Elfiskeregister (SERS). Beräkningar av VIX för bedömning av ekologisk status genomförs hos datavärden. I denna rapport redovisas resultat och analyser av 2023 års undersökning. I Tabell 1 (sidan 8) redovisas en sammanfattning av resultaten uppdelat på huvudavrinningsområden, 101-Nissan, 098-Lagan, 074-Emån samt 067-Motala ström. Då kvantitativa elfisken utförts har beräkningar av populationstätheter genomförts enligt Zippins beräkningsmodell (Zippin, 1958). På de lokaler där kvalitativt elfiske utförts eller där den skattade fångsteffektiviteten understiger 30 % har tätheten baserats på skattade riksfångstvärden då Zippins beräkningsmodell inte kan eller enligt praxis bör användas.

Försurningspåverkan baseras främst på förekomst av olika arter på lokalen. Som utgångspunkt till denna klassning används värden om olika arters försurningskänslighet (Tabell 2) från en litteraturstudie sammanställd av Degerman & Lingdell (1993). Förekomst av elritsa, mört och kräftor utgör viktiga arter för försurningsklassning och då speciellt förekomst av årsungar av dessa arter. Öringen bedöms som mer försurningstålig men förekomst och täthet av årsungar påverkar dock klassningen i viss utsträckning.

Bedömningen av försurningspåverkan och ekologisk status, främst baserat på så kallat VIX-värde, presenteras även i resultatdelen under varje enskild lokal. En slutlig klassning av den ekologiska statusen är utförd i samråd mellan länsstyrelsen och VFK Vatten & Fiskevårdskonsult IT (VFK). I vissa fall har därför de av VIX framräknade klassningen justerats efter expertbedömningar. I Bilaga 2 finns kartor som visar lokalernas geografiska läge samt en mer omfattande resultatredovisning för varje enskild lokal.

**Tabell 2. Sammanställning av lägsta pH-klass vid utebliven respektive störd reproduktion. (Modifierad tabell från Degerman & Lingdell 1993).**

| Reproduktion av arten | Saknas | Störd | Lektid |
|---|---|---|---|
| Abborre | <5 | 5-5,4 | Vår |
| Gädda | <5 | 5-5,4 | Vår |
| Öring | <5 | 5-5,4 | Höst |
| Bergsimpa | 5-5,4 | 5,5-5,9 | Vår |
| Lake | 5-5,4 | 5,5-5,9 | Vinter |
| Mört | 5,5-5,9 | ≤6 | Vår |

## 4.3 Statistik och jämförelser

I denna rapport redovisas resultaten från de lokaler som elfiskats av VFK under år 2023 inom ramen för länsstyrelsens verksamhetsområde. För att sätta in resultaten i ett större sammanhang och bättre utvärdera dem görs jämförelser med andra elfisken som utförts i Jönköpings län och vattendrag i nära anslutning till länet. Jämförelserna görs i huvudsak mellan elfisken utförda på samma lokaler som under 2023 fast vid tidigare tillfällen.

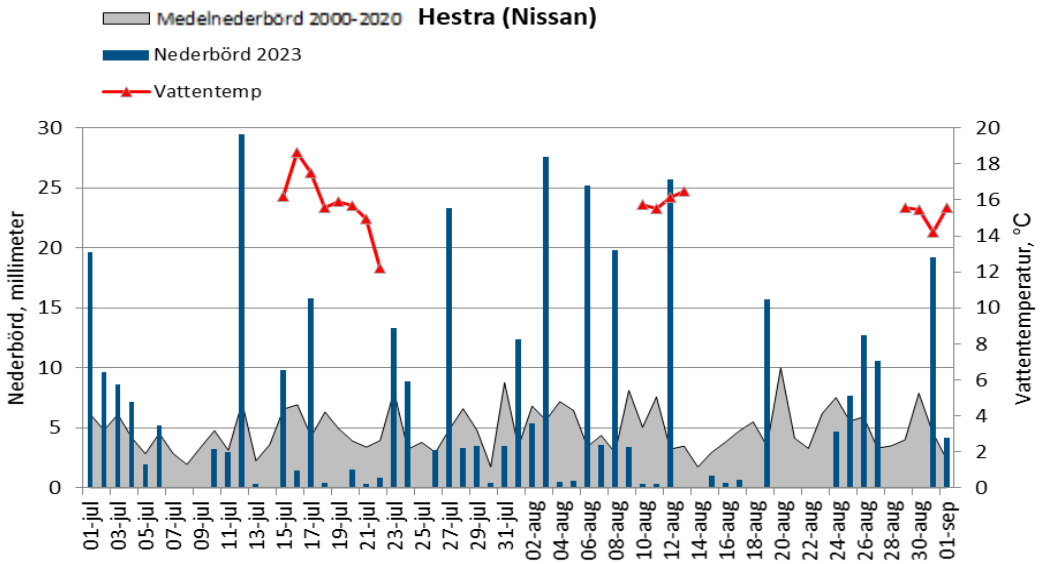
Jämförelse av fisktätheter görs med 10-logaritmerade värden. Anledning till detta är att dessa värden är normalfördelade till skillnad mot den faktiska fångsten. För att använda sig av parametriska tester som T-test krävs att undersökta variabler är normalfördelade. Statistiska jämförelser har utförts med hjälp av programvaran Minitab 21. Vid jämförelser har så kallat parat t-test, two-sample t-test och Wilcoxons teckenrangtest använts.

För att få ett mått på elfiskelokalens lämplighet som öringlokal görs jämförelser mellan skattade tätheter från elfisket med beräknade värden från bedömningsgrunderna av ekologisk status (VIX) och försurningspåverkan i de sammanfattande kortutvärderingarna för respektive lokal i Bilaga 2.

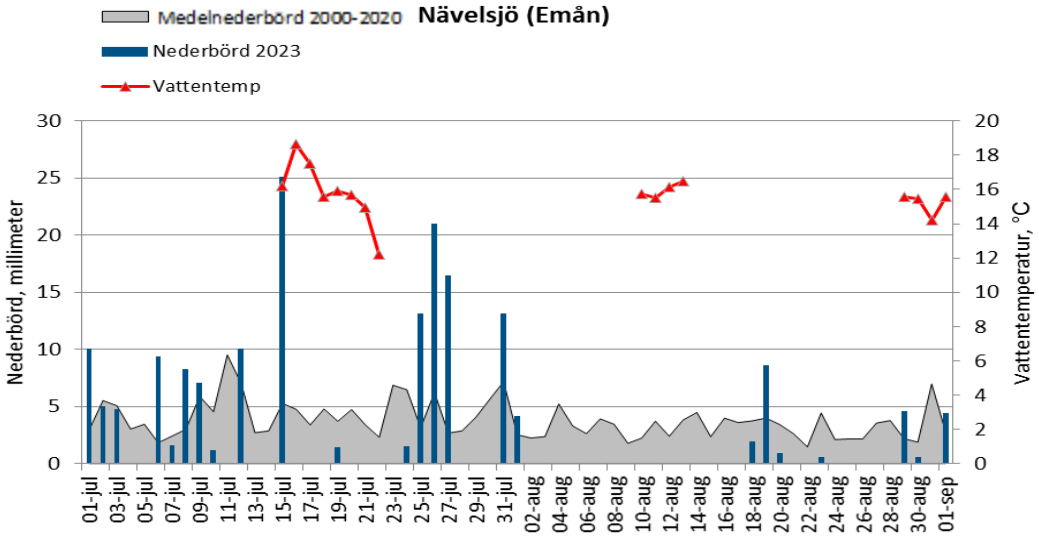
# 5 Resultat

## 5.1 Förhållanden vid elfisket

Vid inledningen av elfiskeundersökningen den 15 juli 2023 var det relativt normala flöden i västra delen av länet där elfisket påbörjades. I östra delen av länet var flödena mellan låga och normala i juli månad. Nederbördsmängden i Hestra (Nissans avrinningsområde), som generellt illustrerar förhållandet i länets västra delar och i Nävelsjö (Emåns avrinningsområde) i länets östra områden, visar att det kom stora nederbördsmängder i västra delen under början av augusti (Figur 1och Figur 2). Återstarten av elfisket fick därför skjutas upp i augusti. Stor nederbördsmängd 12 augusti innebar att elfisket fick skjutas upp igen till slutet av augusti. I länets östra område var nederbörden betydligt lägre. Jämför man med medelnederbörden under perioden år 2000-2020 visar det på normala mängder vid ett parat test, datum mot datum (residualer approximativt normalfördelade). För länets västra delar var nederbördsmängder däremot signifikant högre (t-test, $p<0,01$). Som framgår av diagrammen låg vattentemperaturen, mätta vid genomfört elfiske på olika områden i länet, överlag inom 15-20 grader, vilket kan betecknas som normalt för årstiden.

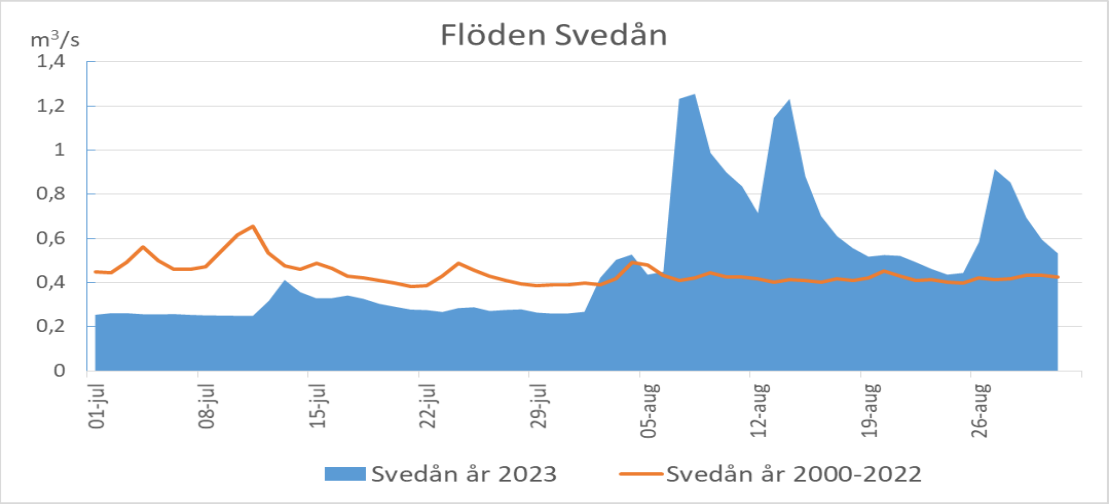



Figur 1. Nederbörd från västra länet och vattentemp (samlad elfiskedata 2023) från 1 juli till 1 september, då elfisket avslutades (Källa: SMHI).

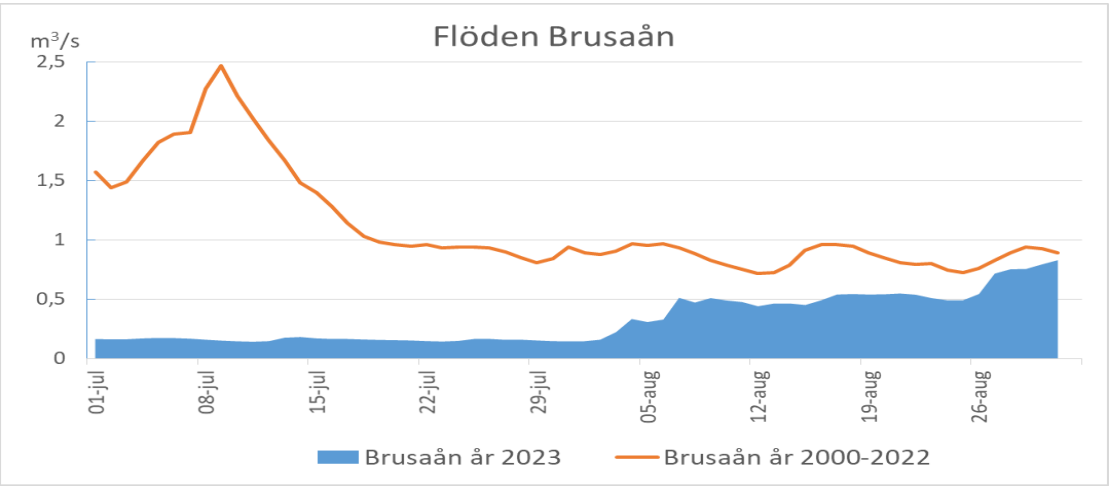



Figur 2. Nederbörd från östra länet och vattentemp (samlad elfiskedata 2023) från 1 juli till 1 september, då elfisket avslutades (Källa: SMHI).

Studerar man vattenflöden på två vattenstationer, Svedån väster om Vättern och Brusaån i länets östra delar, får man en ännu tydligare bild av hur flödesförhållandena var under år 2023 (Figur 3 och Figur 4). Jämförelser mellan år 2023 och medelflödena för åren 2000–2022 visar att flödena var lägre i Brusaån under hela perioden men att de avtog under augusti månad. I Svedån ser man att de stora nederbördsmängderna i början av augusti gav högre flöden under augusti månad. Flödet i Svedån representerar förhållandena för majoriteten av elfiskena som utfördes under augusti månad i vattendragen som rinner ut i västra sidan av Vättern. I jämförelse med flödet under samtliga år mellan 2000–2022 visar att flödet var signifikant högre år 2023 i augusti månad (Mann-Whitney, $p<0{,}001$). De två mätstationerna representerar däremot inte alla små vattendrag. Lokala regleringar och små avrinningsområden kan ge andra resultat.
Sammanfattningsvis var vattenflödena under juli månad låga till normala i flertalet av lokalerna som fiskades under denna period. Detta främst på grund av låga nederbördsmängder under juni månad. Under augusti månad var flödena onormalt höga i länets västra delar där merparten av elfiskena utfördes. Detta innebar att inventeringsförhållandena var svåra jämfört med mer normala år. Under perioder med mycket höga flöden, som bedömdes skulle ha påverkat elfisket tydligt negativt, utfördes ingen undersökning. Flödesförhållandena bedöms dock påverka tätheten av vissa arter som föredrar lägre flödeshastigheter. Mer om detta i kommande avsnitt av rapporten. Totalt bedömdes 20 av vattendragen ha höga flöden, 19 normala och 7 låga flöden.
Vattentemperaturen bedöms vara relativt normal under år 2023 utan avvikande extremvärden.




Figur 3. Vattenflöde vid SMHI mätstation i Svedån under juli till och augusti år 2023, samt medelflöde år 2000–2022 (Källa: SMHI).



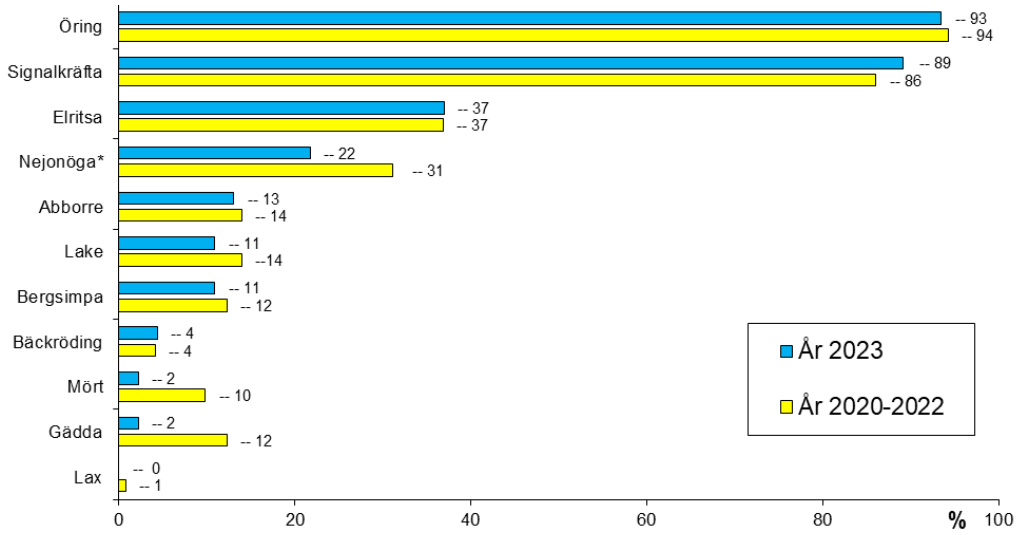

Figur 4. Vattenflöde vid SMHI mätstation i Brusaån under juli till och augusti år 2023, samt medelflöde år 2000–2022 (Källa: SMHI).

## 5.2 Artförekomst

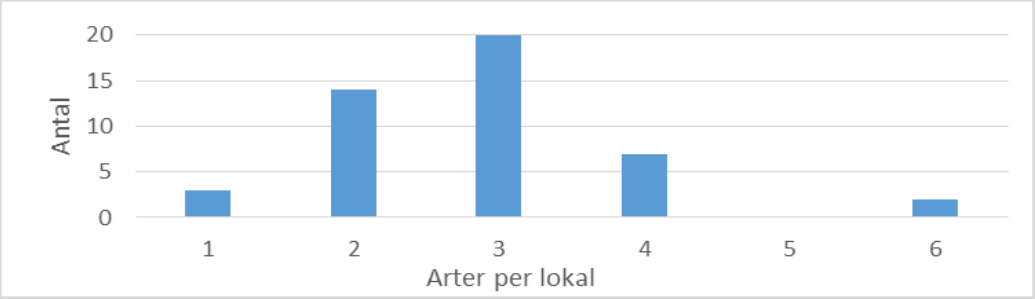
Antalet fångade arter per lokal varierar beroende på biotiska och abiotiska faktorer som påverkar fisken vid elfiskelokalen. Exempel på biotiska faktorer som reglerar fiskfaunans sammansättning är konkurrens mellan och inom arter, samt tillgång på föda. Abiotiska faktorer är exempelvis vattenkemi, vattenreglering och tillgång på lekbottnar.

Under år 2023 fångades sammanlagt tio fiskarter samt signalkräfta (Figur 5). Öringen var vanligast förekommande art, på samma nivå som föregående treårs-period. Förekomsten av signalkräfta i vattendragen ligger på normalt höga nivåer, 89 procent. Tre arter, nejonöga, mört och gädda, skiljer ut sig då de förekom i mindre omfattning. För nejonöga är delvis förklaringen att de ligger mer nedgrävda i sedimenten vid höga flöden, det vill säga fångsteffektiviteten blir då lägre. Mört och gädda missgynnas av den högre vattenhastigheten som skapar ett sämre habitat för arterna vid högre flöden. Överlag fångades relativt många arter under 2023. Förklaringen till detta bedöms delvis bero på betydligt mer normala lågvattenflöden och något högre vattentemperaturer, vilket gynnar många arter som normalt inte förekommer i typiska öringhabitat, det vill säga i mer strömmande områden. Vid en lokal fångades ingen fisk. I övrigt var antalet fångade arter

för respektive lokal mellan 1–6 med ett medelvärde på 2,85 fångade arter per lokal och var signifikant lägre jämfört med närmast föregående elfisketillfälle (Wilcoxon, p=0,031). Majoriteten av lokalerna hade en förekomst av 2–4 arter där lokaler med 3 arter var vanligast (Figur 6).




Figur 5. Arternas förekomst i procent (%) på samtliga undersökta lokaler under år 2023 och vid de tillfällen där samma lokaler undersökts åren 2020–2022 (n=46, år 2023, n=122, år 2020-2022).
*Bäcknejonöga och flodnejonöga läggs i samma artklass "nejonöga" då man inte kan urskilja mindre individer av arterna i vattendrag som rinner till Vättern nedan vandringshinder.



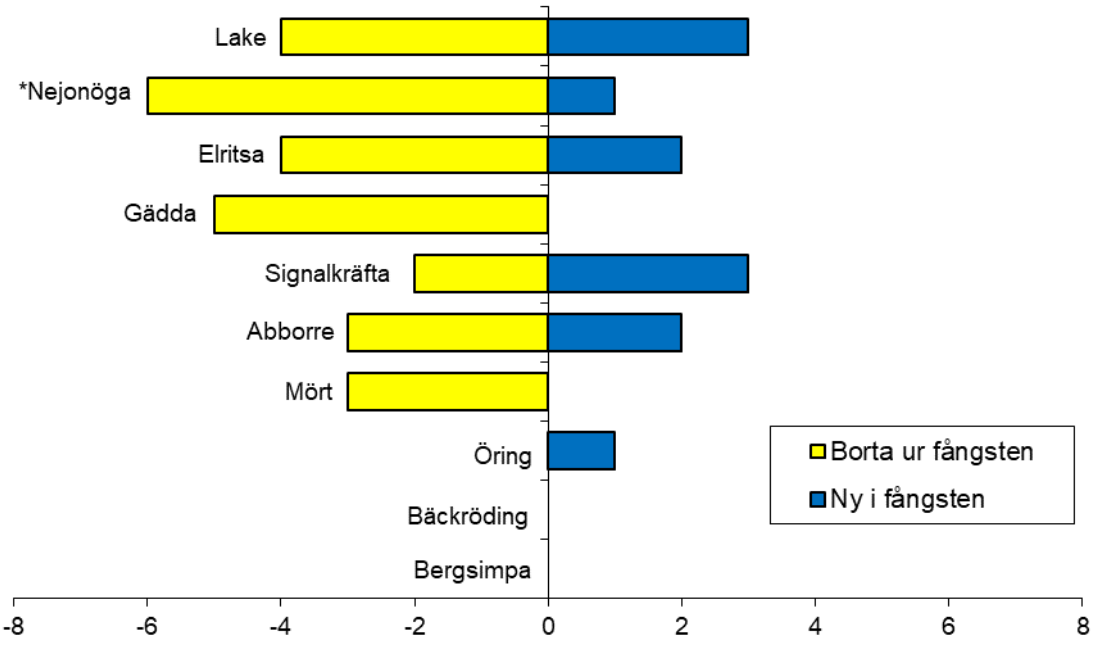

Figur 6. Fördelning av lokaler med förekommande arter (n) fångade vid elfisket.

Jämförelsen av artförekomst som presenteras i Figur 5 sammanfattar resultatet över länet. Studerar man nettoförändringen i artförekomst mellan år 2023 och föregående 3-årsperiod för abborre ser det ut som om förekomsten var mycket stabil över länet. Om man i stället jämför artförekomsten vid de lokaler som fiskades under 2023 med närmast föregående undersökningstillfälle (n=46 lokaler) får man en mer detaljerad bild av rörligheten. Resultatet visar att förekomsten av flera arter varierar en hel del vid ett stort antal lokaler (Figur 7). Jämförelsen visar, till skillnad från Figur 5 att abborre saknas i fångsten eller tillkommit vid totalt fem lokaler i jämförelse mellan år 2023 och närmast föregående elfisketillfälle. Lake, nejonöga och elritsa varierar mest. Förklaringen för lake är att den ofta fångas slumpmässigt, det vill säga ofta enstaka exemplar. Nejonöga ligger ofta gömda i bottensedimenten och är lätta att missa vilket innebär en låg fångstbarhet vilket delvis förklarar den stora variationen. För övrigt visar resultatet att gädda och mört endast försvunnit från elfisket i jämförelse med närmast föregående fiske i samma lokal.

En relativ stor rörlighet orsakas ofta av arter som representeras av enstaka individer som mer slumpmässigt fångas, ofta när de migrerar genom lokalerna. Minskningen kan

förmodligen korreleras till de relativt ökade flödena under augusti månad eftersom de skapar ett sämre habitat för flertalet arter som föredrar mer lågsamflytande habitat. Mer om detta i avsnitt 5.4 som studerar effekten av detta (sidan 27).

Denna kunskap är av stor vikt när bedömning av ekologisk status och försurningspåverkan skall göras. Närvaron av arter som tenderar att variera i förekomst som abborre, gädda och lake får ofta en avgörande betydelse som därför lätt kan överskattas. Man bör därför eftersträva mer långsiktiga förändringar inom enskilda lokaler som skall bedömas. Vid expertbedömningar av ekologisk status (justeringar av VIX-klassning) och försurningspåverkan i denna rapport tas hänsyn till sådana faktorer. Med andra ord bedöms VIX underskattas av toleranta arter som fångas mer slumpmässigt. Sammanfattningsvis visar resultatet från 2023 på relativt låg artförekomst och med statistisk säkerhet att färre arter fångades under år 2023 än närmast föregående fisketillfälle.



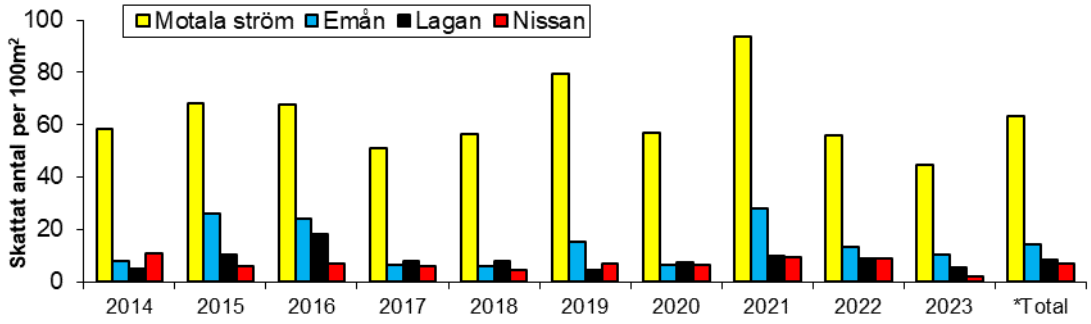

Figur 7. Förändring av artförekomst vid elfiskelokaler (antal lokaler). Jämförelsen avser skillnader mellan lokaler som undersökts 2023 och samma lokal vid närmast föregående tillfälle.

# 5.3 Öring

Öringtätheten i de undersökta vattensystemen Nissan (101), Lagan (098), Emån (074) samt Motala ström (067) varierar betydligt mellan de olika områdena. Orsaken till skillnaden kan sökas i ett flertal faktorer, såväl naturliga som mänskligt betingade. Naturliga fluktuationer i beståndstäthet kan till exempel påverkas av tillgången på lämpliga habitat, näringshalt eller om det är sjövandrande eller stationära öringbestånd. Observera att både tillgången på lämpliga habitat och näringshalter ofta kan härledas till mänskliga ingrepp och det naturliga förhållandet kan vara svårt att avgöra. Rent mänskliga aktiviteter som påverkar beståndet är försurning, skogsbruk, dikningsverksamhet, anläggande av vandringshinder och vattenreglering. Rent fysisk påverkan av lek- och uppväxtområden, till exempel rensning och rätning, har ofta en starkt negativ effekt på öringbestånden, men även på andra förekommande arter (Spjut & Degerman 2015).

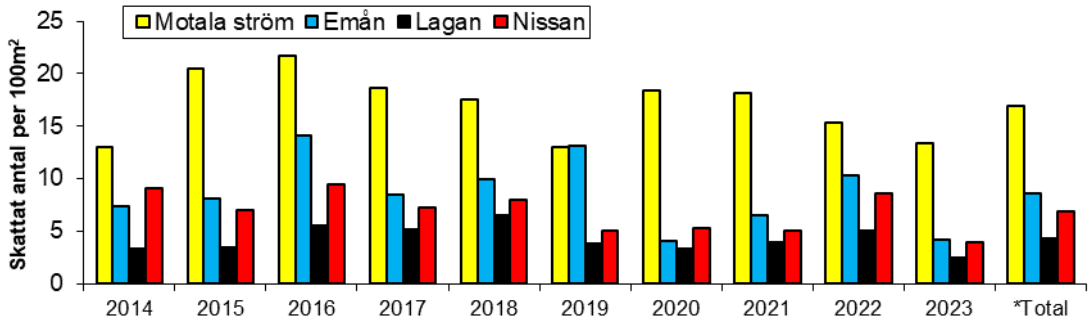
Denna rapport redovisar resultaten från 46 utvalda lokaler år 2023. För att ge en bild av fångstresultatet och trender i ett större perspektiv analyseras resultaten av samtliga elfisken utförda i Jönköpings län samt närliggande lokaler i andra län som ingår i länsstyrelsens undersökningsprogram. Med andra ord även lokaler som fiskats av andra aktörer utöver de som utförs i länsstyrelsens regi. Materialet omfattar 316 lokaler inom länet och lokaler fiskade 2023 i direkt anslutning till länet inom undersökningsprogrammet (n=44), där det någon gång fångats öring och elfiske genomförts under juli eller augusti månad åren 2014–2023. Lokaler där det aldrig har fångats öring utvärderas inte i denna jämförelse, eftersom de bedömts inneha ett olämpligt öringhabitat. I övrigt redovisas inte heller lokaler som enbart undersökts under annan period (sep-okt) än länsstyrelsens fisken i denna rapport. Resultaten hämtas från SERS (n=1157 tillfällen) och redovisas för olika avrinningsområden med värden på tätheter som viktats i förhållande till lokalens yta. Detta innebär att mindre lokaler med allmänt högre tätheter får mindre betydelse när lokaler slås ihop inom avrinningsområdena.

Analysen visar att tätheten av öringungar är högst i Motala ströms vattensystem (Figur 8). Detta beror på att nedre delen av vattendragen är tillgängliga för den sjövandrande öringen i Vättern. Beräknad medeltäthet åren 2014–2023 av öringungar i de undersökta vattendragen inom Motala ströms vattensystem uppgår till drygt 62 öringungar per 100 $m^2$. Tätheterna under år 2023 (44,6/100$m^2$) låg således på en låg nivå. Övriga vattensystem har avsevärt glesare öringbestånd normalt mellan 5-10 öringar per 100 $m^2$. Testar man 10-logaritmerade (normalfördelade) medelvärden visar det sig att 2023 års tätheter var signifikant lägre i länet och Motala ström, Lagan och Nissans vattensystem (t-test, $p<0,05$). Sammantaget var tätheten normal i Emån men i övriga vattensystem lägre än normalt.



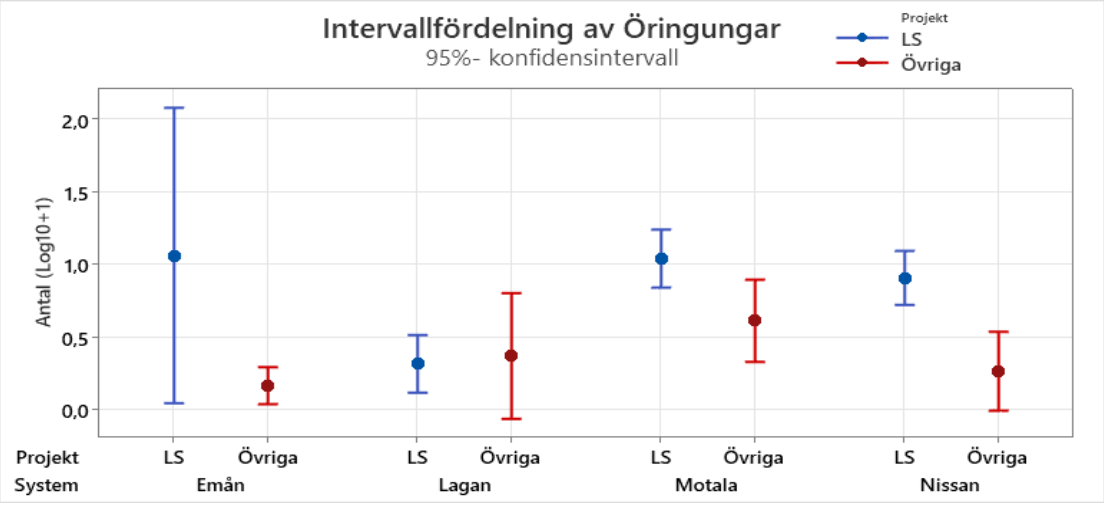

Figur 8. Skattad medeltäthet (viktat) av **öringungar** per huvudavrinningsområde under perioden år 2013-2022. Källa: Svensk elfiskeregister (Lokaler där öring fångats och där man elfiskat under juli-augusti månad - enstaka lokaler belägna utanför länet). *Medelvärdet (Total) av skattade tätheter för år 2014-2023.

Studerar man äldre öring visar analysen att tätheten även här är högst i Motala ströms vattensystem (Figur 9). Detta beror på att förekomsten främst baseras på den sjövandrande öringen i Vättern. Dödligheten är dock betydligt större vilket innebär att förekomsten av äldre öring, omkring 17 per 100 $m^2$, är cirka 2–3 gånger högre än övriga vattendrag. Medeltätheterna (10-logaritmerade) under år 2023 var signifikant lägre i jämförelse med tätheterna åren 2014–2022 (t-test, <0,01). Sammantaget var tätheterna av äldre öring onormalt låga i hela länet.




Figur 9. Skattad medeltäthet (viktat) av **äldre öring** per huvudavrinningsområde under perioden år 2014-2023 Källa: Svensk elfiskeregister (Lokaler där öring fångats och där man elfiskat under juli-augusti månad - enstaka lokaler belägna utanför länet). *Medelvärdet (Total) av skattade tätheter för år 2014-2023.

Resultatet från olika år som presenteras i Figur 8 och Figur 9 härstammar delvis från helt olika lokaler och flera olika projekt än de 46 lokaler som föreliggande rapport fokuserar på. Det kan vara av intresse att studera om dessa lokaler under år 2023 skiljer sig från övriga lokaler detta år (n=44) eller om de kan anses representera länet som helhet. För att kunna se om det finns några statistiskt signifikanta skillnader (statistiskt säkerställda) så måste man 10-logaritmera faktiska tätheter då dessa är normalfördelade.
Studerar man då förekomsten av öringungar (Figur 10) visar det sig att det finns signifikant högre tätheter i lokaler som inventerats år 2023 i länsstyrelsens undersökningsprogram i Nissans avrinningsområde (T-test, p<0,01). I övrigt fanns inga statistiskt säkerställda skillnader. För äldre öring visade motsvarande jämförelser på högre tätheter inom undersökningsprogrammet i Motala ström och Nissans vattensystem (T-test, p<0,05). Sammantaget visar detta att de 46 lokaler inom undersökningsprogrammet för år 2023 har högre tätheter av öring men att det varierar mellan olika vattensystem.

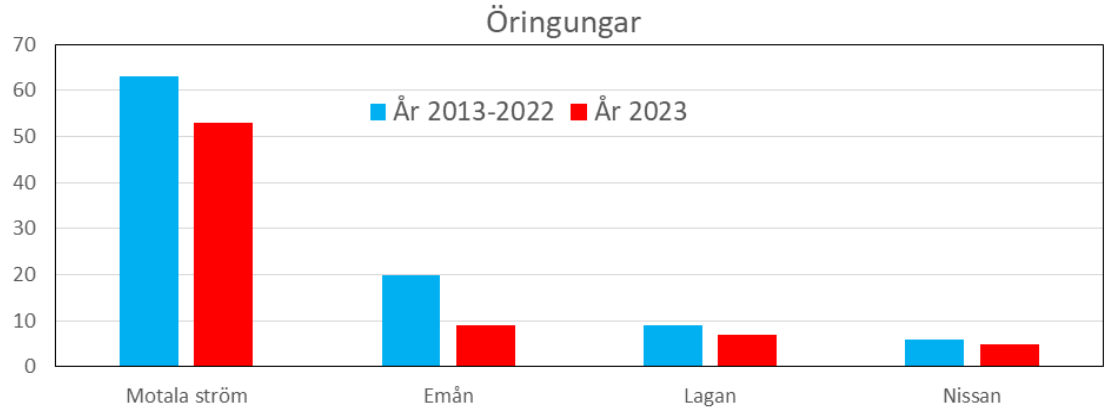



Figur 10. Logaritmerade tätheter av **öringungar** per huvudavrinningsområde under år 2023. Blåmarkerade intervaller motsvarar de lokaler som undersökts under år 2023 i länsstyrelsens undersökningsprogram (n=46). Rödmarkerade motsvarar andra lokaler som fiskats i länet (n=44).

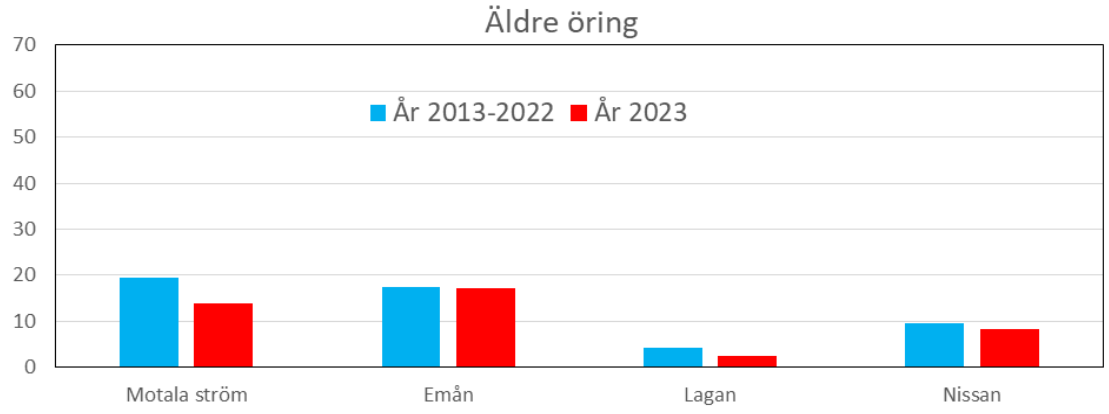
Resultatet från olika år som presenteras i Figur 8 till Figur 10 härstammar delvis från helt olika lokaler och flera olika projekt. Rapporten kommer fortsättningsvis beskriva de lokaler som inventerades år 2023 och som ingår i länsstyrelsens övervakningsprogram. För att kunna göra en mer noggrann analys om förändringar i länets öringbestånd, och sätta in 2023 års resultat i ett längre historiskt perspektiv, används alltså enbart lokalerna utförda i länsstyrelsens regi under 2023. Resultatet från dessa lokaler jämförs med värdet från föregående 10-årsperiod 2013–2022. Jämförvärdet är ett framräknat medelvärde från de lokaler som fiskats år 2023 och minst tre gånger (för att reducera värdet av enstaka extremvärden). Enbart lokaler där öring fångats vid åtminstone ett tillfälle finns med. Tätheter har sedan viktats i förhållande till lokalens yta så att ett litet vattendrag påverkar resultatet mindre när alla lokaler slås ihop. Vid genomgången av resultaten från åren 2013–2022 visar det sig att 42 av de lokaler som undersöktes år 2023 hade undersökts vid minst tre tillfällen och har således ett så pass säkert värde att de ingår i jämförelsen (Figur 11 och Figur 12).

Resultatet vid jämförelser mellan år 2023 och tidigare utförda fisken i samma lokaler under perioden 2013-2022 visar att den uppmätta tätheten av öringungar år 2023 ligger lägre än medelfångsten i samtliga vattensystem (Figur 11). Skillnaderna är tydliga i Motala ström och Emåns vattensystem.

För äldre öring är skillnaderna mindre men även där lägre i samtliga vattendrag även om det bara är en marginellt lägre i Emån (Figur 12). Den övergripande bilden är således att fångsterna under år 2023 var relativt låga i förhållande till föregående 10-årsperiod.




Figur 11. Den beräknade medeltätheten (viktade värden) för **öringungar** (0+) på lokaler (n=42) som fiskats under år 2023 och även under minst tre olika tillfällen under perioden år 2013-2022 med öringfångst.




Figur 12. Den beräknade medeltätheten (viktade värden) för **äldre öring** på lokaler (n=42) som fiskats under år 2023 och även under minst tre olika tillfällen under perioden år 2013-2022 med öringfångst.

## 5.3.1 Fångster 2023

De resultat som presenteras i Figur 8 till Figur 12 ger en övergripande bild över öringtätheterna på länsnivå och inom olika vattensystem. Ett annat syfte med denna elfiskerapport är att bryta ner redovisningen på lokalnivå och identifiera lokaler som avviker från tidigare årsresultat inom ramen för länsstyrelsens undersökningsprogram, det vill säga att uppmärksamma anmärkningsvärda förändringar och försöka finna orsaker och samband till detta. Av denna anledning görs en jämförelse med årets resultat och närmast föregående elfisketillfälle i samma lokal.

Under 2023 utfördes elfiske på 46 lokaler (en ny lokal) varav 38 även fiskades föregående år. I övrigt var närmast föregående elfiske för sex lokaler år 2021 och resterande två lokaler fiskades år 2020. Samtliga jämförelser härstammar således inom fyra år, vilket ger förutsättningarna för att upptäcka och undersöka större kortsiktiga förändringar. Lokaler där förekomster av öringungar tillkommit eller saknas sedan föregående fiske redovisas i Tabell 3. Speciellt höga tätheter samt stora antalsmässiga och relativa förändringar sedan närmast föregående fisketillfälle, finns sammanställda i Tabell 4 till Tabell 8.

Resultatet visar att förändring av öringungars närvaro i resultatet år 2023 varierade relativt lite även om tendensen var att öring saknades helt var större än där den åter fångades, vilket följer mönstret att öringfångsterna var lägre under 2023. På fem lokaler har förekomsten av öringungar tillkommit varav den största förändringen var i Flankabäcken (Tabell 3). Den andra ligger i en sträcka som kraftigt påverkas av reglering vilket förklarar variation/försämringen. I Flankabäcken är det däremot svårt att finna någon orsak till att inga öringungar fångades.

Vid endast en lokal i Modalaån fångades åter öringungar 2023 i jämförelse med närmast föregående elfisketillfälle år 2021 (Tabell 3). Skillnaden var dock liten då endast tre öringungar fångades år 2021.

**Tabell 3. Lokaler där förekomst av öringungar antingen tillkommit eller saknats vid elfisket år 2023 jämfört med föregående elfiske (n=65). Diff.=Förändrad täthet av öringungar per 100 m².**

| Tillkomst av öringungar sedan föregående elfiske | | | Avsaknad av öringungar sedan föregående elfiske | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Vattendrag** | **Lokal** | **Diff.** | **Vattendrag** | **Lokal** | **Diff** |
| Modalaån | Rosendal | 1,5 | Flankabäcken | Nedan tillflöde sjön | 10,4 |
| | | | Svedån | Torrfåran övre del | 5,7 |
| | | | Duveledsbäcken | Södra Duveled | 2,7 |
| | | | Rödån | Brännemossen | 1,7 |
| | | | Nissan | Spafors | 0,9 |

Högsta tätheterna av öring återfanns liksom tidigare år i Motala ström som har sjövandrande bestånd från Vättern (Tabell 4 och Tabell 5). Högst täthet av öringungar återfanns liksom under fjolåret 2022 i Rödån (239 per 100 $m^2$) (Tabell 4). Högsta tätheten av äldre öring fanns även i samma lokal (Tabell 5). Förklaringen är att bäcken är liten, ligger nära Vättern och försörjs av källvatten vilket ger ett svalt och stabilt flöde även vid låga nederbördsmängder.

**Tabell 4. Lokaler fiskade år 2023 med speciellt höga tätheter av öringungar.**

| Huvudvattendrag | Vattendrag | Lokal | Årsungar/ 100m² |
|---|---|---|---|
| Motala ström | Rödån | Nära mynningen | 239 |
| Motala ström | Svedån | Kröken stenmuren | 126 |
| Motala ström | Knipån | Alarp väg Kivarp-Dyk | 118 |
| Motala ström | Knipån | Gäbo-Nybrokvarn | 97 |
| Motala ström | Skämningsforsån | Skogshemmet nedre | 81 |

**Tabell 5. Lokaler fiskade år 2023 med speciellt höga tätheter av äldre öring.**

| Huvudvattendrag | Vattendrag | Lokal | Äldre/ 100m² |
|---|---|---|---|
| Motala ström | Rödån | Nära mynningen | 44 |
| Motala ström | Hornån | Ned Myrebo | 42 |
| Motala ström | Knipån | Alarp väg Kivarp-Dyk | 37 |
| Emån | Lillån | Gamla stenbron | 33 |
| Motala ström | Hornån | Ned fallsträckan | 28 |

Antalsmässiga förändringar i jämförelse med närmast föregående fiske i samma lokal baseras på faktisk **skattad fångst** (inte täthet) till skillnad från redovisningen av tidigare elfiskerapporter från Jönköpings län fram till år 2019. Detta för att ta bort en ofta missvisande effekt av förändringar i flödet mellan olika år. Man jämför således antalet skattat fiskantal man fångar inom samma sträcka (längd) oavsett vattendragets bredd/djup. Största ökningar och minskningar av öringungar finner man i Motala vattensystem. Som framgår av Tabell 6 så fluktuerar öringbestånden mycket i sjövandrande bestånd vilket är naturligt då reproduktionen i vattendragen försörjs med lekfisk från Vättern. Tillgången av dessa varierar mycket mellan olika år och är ofta kopplade till vattenföringen. Dessutom spelar inomartskonkurrens en viktig roll. Största ökningen inträffade i Svedån. Detta orsakar migration från och till området beroende på vattenflödet och kan förklara varför antalet fiskar ökade mycket i denna lokal.

**Tabell 6. Lokaler fiskade år 2023 med speciellt avvikande nivåer med avseende på skattat antal öringungar i jämförelse med närmast föregående undersökningstillfälle.**

| Huvudvattendrag | Vattendrag | Lokal | Förändring skattat antal årsungar |
|---|---|---|---|
| Motala ström | Svedån | Kröken stenmuren | 118 |
| Lagan | Stödstorpaån-Högafors | Stödstorp | 31 |
| Motala ström | Gagnån | Ö Bjälkatorp | 28 |
| Motala ström | Knipån | Öster Kivarp | 23 |
| Lagan | Hylletoftaån | Såg 700m upp Hylleto | 20 |
| Motala ström | Röttleån | Turbinfundamentet | -133 |
| Motala ström | Hornån | Ned Myrebo | -107 |
| Motala ström | Hökesån | Reningsverket | -97 |
| Motala ström | Granviksån | Granviks värdshus | -96 |
| Motala ström | Skämningsforsån | Skogshemmet nedre | -53 |

Förändringar i antal visar inte den relativa förändringen. Förändras antalet från 200 till 250 är ökning antalsmässigt stor men endast 25 % ur relativ synvinkel. Därför är det även intressant att titta på denna del. Liksom tidigare år finner man ofta stora relativa förändringar i glesa stationära bestånd där ett fåtal individer kan orsaka stora förändringar. Vid redovisningen ingår därför enbart vattendrag med lokaler där skattat total antal öring överstiger 5 per 100 $m^2$ år 2023 och närmast föregående år (n=43 lokaler öringungar och n=37 lokaler äldre öring). Observera att man vid jämförelserna använder sig av faktisk skattad fångst och inte täthet.

Den klart största relativa ökningen (190 %) av öringungar inträffade i ”Svedån, Kröken stenmuren” (Tabell 7). Detta kan förklaras av vattendragets korttidsreglering vilket orsakar stora fluktuationer. Nivån var även mycket låg under år 2023. Största minskning inträffade i Granviksån som är en liten bäck där flödet under flera år varit mycket lågt vilket delvis förklarar dålig produktion av öringungar (Tabell 7).

För äldre öring var den största relativa ökningen vid lokaler i Motala ströms vattensystem (Tabell 8). Största ökningen inträffade i ”Hökesån, Lampen upp vägtrumma” (406 %). I Knipån är resultatet märkligt då det fanns lokaler både med klart ökade och minskade tätheter. Förklaringen till variationen kan ofta, som nämnts, kopplas till inomartskonkurrens. ”Svedån, Kröken stenmuren” hade en rejäl minskning av äldre öring under förra året 2022 vilket resulterade i en stark årsklass år 2023. Lokalen ”Ned Skårhultsdammen” i Knipån, hade under fjolåret en rejäl ökning av äldre öring vilket resulterat i en rejäl minskning av äldre öring under år 2023. Förändringen i sjövandrande bestånd förklaras till stor del av inomartskonkurrens än faktiska förändringar i habitat.

**Tabell 7. Lokaler fiskade år 2023 med speciellt avvikande relativa nivåer med avseende på skattat antal öringungar i jämförelse med närmast föregående undersökningstillfälle.**

| Huvudvattendrag | Vattendrag | Lokal | Förändring i procent av antal öringungar |
|---|---|---|---|
| Motala ström | Svedån | Kröken stenmuren | 190 |
| Lagan | Hylletoftaån | Såg 700m upp Hylleto | 163 |
| Lagan | Stödstorpaån-Högafors | Stödstorp | 131 |
| Lagan | Vämmesån | SO Ängeberget | 94 |
| Motala ström | Granviksån | Granviks värdshus | -84 |
| Nissan | Älgån | Klerebo | -78 |
| Motala ström | Svedån | Ned Engelmanndamm | -73 |
| Motala ström | Hornån | Ned Myrebo | -73 |

**Tabell 8. Lokaler fiskade år 2023 med speciellt avvikande relativa nivåer med avseende på skattat antal äldre öring i jämförelse med närmast föregående undersökningstillfälle.**

| Huvudvattendrag | Vattendrag | Lokal | Förändring i procent av antal äldre öringar |
|---|---|---|---|
| Motala ström | Hökesån | Lampen upp vägtrumma | 406 |
| Motala ström | Tabergsån | Ned hembygdsgården | 103 |
| Motala ström | Knipån | Alarp väg Kivarp-Dyk | 62 |
| Motala ström | Hornån | Ned Myrebo | 56 |
| Motala ström | Knipån | Ned Skårhultsdammen | -76 |
| Motala ström | Knipån | Lilla Simontorp | -69 |
| Motala ström | Gagnån | Ö Bjälkatorp | -66 |
| Motala ström | Röttleån | Turbinfundamentet | -60 |

## 5.3.2 Statistiska jämförelser av öringtätheter

En annan metod att bedöma årets resultat i relation till tidigare års resultat på läns- och vattensystemnivå, är att testa materialet genom ett parat t-test med normalfördelade 10-logaritmerade öringtätheter. Man jämför då bara lokal mot lokal vilket är bättre då lokaler med extremvärden får mindre betydelse. Vid detta test tar man även större hänsyn till variationer mellan olika lokaler inom en grupp, exempelvis vattensystem, till skillnad från tidigare jämförelser som presenterats i rapporten. Vid t-testet räknar man ut differensen mellan resultatet före och efter en bestämd tid (skillnad = approximativt normalfördelad).

För att minska effekterna av flödesförändringar mellan år för de lokaler som ingår i jämförelserna med år 2023, används i denna rapport inte tätheter från SERS där tätheten baseras från ytan för år 2023. Utan i stället på en så kallad normalyta för lokalen som baseras på medelvärdet av bredden sedan år 2012 (arean = medelbredden * längden). Samma antal fisk olika år ger då samma tätheter vilket är ett mer representativt mått vid jämförelser (Thorfve 2019). Tätheterna baserades på normalyta skiljer sig något från SERS vid mer extrema låga och höga flöden. Under år 2023 var flödena exempelvis ovanligt höga under augusti månad i de lokaler som fiskades i Jönköpings län, effekterna av detta reduceras på detta sätt. I kommande avsnitt 5.4 studeras detta vidare.

För att studera kortsiktiga förändringar år 2023 jämförs resultatet detta år med närmast föregående elfisketillfälle (år 2020-2022) och då finner man endast statistisk säkerställda (signifikanta) skillnader i Motala ströms vattensystem och länet i sin helhet, där tätheten av öringungar minskat (Tabell 9). Samtliga vattensystem påvisar dock negativ utveckling av täthet av öringungar vilket även ger signifikant lägre nivå sett till hela länet. Man kan även påstå att produktionen av öringungar minskat i Motala ström där sjövandrande öring från Vättern dominerar i resultatunderlaget. Men bryter man ner materialet i strömstationär och vandrande bestånd i Motala ström finner man ingen signifikant skillnad på öringungar men däremot på äldre öring (t-test, $p<0,05$). Orsaken är delvis att underlaget då blir svagare med färre lokaler och därmed större variation mellan resultaten. Slår man ihop tätheten av ungar och äldre öring blir det även signifikant lägre tätheter år 2023 i jämförelse med närmast föregående år i vandrande bestånd (parat t-test, $p<0,05$). Resultatet pekar därför mot att inomartskonkurrens har spelat en roll för utvecklingen. Detta eftersom färre äldre öringar i lokaler med vandrande bestånd gör att fler öringungar överlever (minskad konkurrens).

**Tabell 9. Resultat från parat t-test om fångsterna av öring (10-log+1 värden) har förändrats mellan år 2023 och närmast föregående elfiske. P-värde < 0,05 visar på signifikanta skillnader (fetlagda i tabellen).**

| Område | N | Medel (Differens) | SE Mean | T-Värde | P-Värde |
|---|---|---|---|---|---|
| **Öringungar** | | | | | |
| Länet | 46 | -0,172 | 0,055 | -3,09 | **0,003** |
| Motala ström | 24 | -0,156 | 0,069 | -2,25 | **0,035** |
| Emån | 3 | -0,520 | 0,220 | -2,37 | 0,142 |
| Lagan | 11 | -0,074 | 0,113 | -0,65 | 0,530 |
| Nissan | 8 | -0,223 | 0,164 | -1,36 | 0,217 |
| **Äldre öring** | | | | | |
| Länet | 46 | -0,078 | 0,043 | -1,81 | 0,077 |
| Motala ström | 24 | -0,076 | 0,074 | -1,03 | 0,313 |
| Emån | 3 | -0,129 | 0,066 | -1,97 | 0,188 |
| Lagan | 11 | -0,056 | 0,079 | -0,71 | 0,494 |
| Nissan | 8 | -0,094 | 0,043 | -2,17 | 0,067 |

För att se på skillnader i ett längre perspektiv kan man jämföra tätheterna av öringungar år 2023 med hela föregående 10-årsperiod (medelvärdet under åren 2013-2022, n=46). Man finner då att skillnaden ökar för samtliga vattensystem med andra ord tätheten avviker mer än på kort sikt (Tabell 10). För äldre öring var tätheten år 2023 signifikant lägre på länsnivå och i Lagans vattensystem. Förklaringen är att tätheten var ovanligt hög av äldre öring vid närmast föregående elfisketillfälle före år 2023 (Tabell 11). För vandrande öringbestånd var här skillnaden signifikant lägre för öringungar (parat t-test, p=0,018)

I föregående tester har man jämfört det senaste fisket år 2023 med föregående tillfällen. För att se om det finns någon mer "trend" i materialet kan man exempelvis jämföra medelvärdet av tätheterna de fyra senaste åren (2020-2023) med resultatet från närmast föregående 8-årsperiod som omfattar åren 2012-2019. Testet omfattade 44 lokaler (2 lokaler tillkom under år 2020-2023). Observera att testet endast omfattar lokaler som undersöktes år 2023, eftersom utvärderingen fokuserar på dessa. Resultatet visar att det finns signifikant (Figur 12) fler vandrande öringar i Motala ström och färre äldre öringar i Lagans vattensystem (parat t-test, p<0,05). Den senaste 4-årsperioden ökade förekomst av öringungar i vandrande bestånd i jämförelse med föregående 8-årsperiod visar således att de låga tätheterna 2023 var en kortsiktig förändring men att trenden är ökande tätheter. I övrigt varierade förändringarna en hel del mellan vattensystemen.

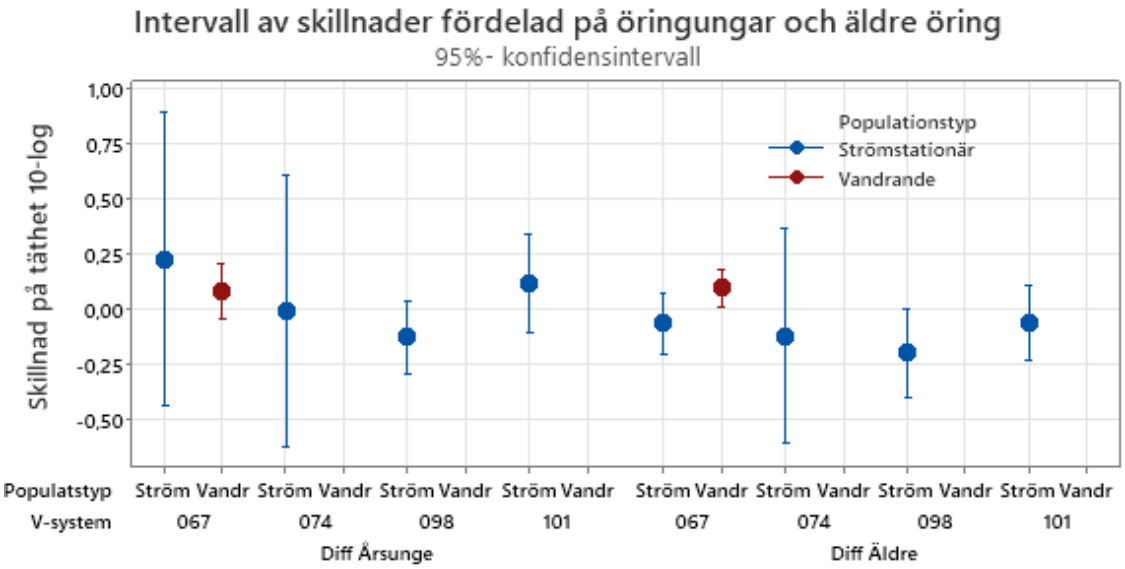
Sammanfattar man genomförda tester visar resultaten från år 2023 på ovanligt låga tätheter av öringungar i hela länet och då speciellt i Motala ströms vattensystem. Även äldre öring fångades i mindre omfattning i hela länet men inte lika tydligt. Försämringen var störst i Nissans vattensystem. Försämringen av tätheterna av öring ökar när man jämför år 2023 med föregående 10-årsperiod vilket visar att förändringen inte är av kortsiktig karaktär. Jämförelsen mellan tidsperioderna (2020–2023 och 2012–2023) visar dock att trenden inte är generellt negativ i Jönköpings län. Undantaget är Lagans vattensystem där både antalet ungar och äldre öring tenderar att minska (Figur 13). Förmodligen kan detta kopplas till låga flöden de senaste åren. Detta skiljer sig mot föregående år då tätheterna varierat i högre grad.

**Tabell 10. Resultat från parat t-test om fångsterna av öringungar (10-log+1 värden) har förändrats mellan år 2023 och medelvärdet för tätheter under perioden år 2012-2022. P-värde < 0,05 visar på signifikanta skillnader (fetlagda i tabellen).**

| Område | N | Medel (Differens) | SE Mean | T-Värde | P-Värde |
|---|---|---|---|---|---|
| Länet | 46 | -0,213 | 0,057 | -3,77 | **0,000** |
| Motala ström | 24 | -0,180 | 0,077 | -2,35 | **0,028** |
| Emån | 3 | -0,415 | 0,140 | -2,95 | 0,098 |
| Lagan | 11 | -0,245 | 0,137 | -1,79 | 0,103 |
| Nissan | 8 | -0,193 | 0,136 | -1,42 | 0,200 |

**Tabell 11. Resultat från parat t-test om fångsterna av äldre öring (10-log+1 värden) har förändrats mellan år 2023 och medelvärdet för tätheter under perioden år 2012-2022. P-värde < 0,05 visar på signifikanta skillnader (fetlagda i tabellen).**

| Område | N | Medel (Differens) | SE Mean | T-Värde | P-Värde |
|---|---|---|---|---|---|
| Länet | 46 | -0,135 | 0,045 | -2,99 | **0,004** |
| Motala ström | 24 | -0,098 | 0,068 | -1,44 | 0,164 |
| Emån | 3 | -0,172 | 0,161 | -1,06 | 0,399 |
| Lagan | 11 | -0,242 | 0,096 | -2,51 | **0,031** |
| Nissan | 8 | -0,085 | 0,071 | -1,19 | 0,272 |

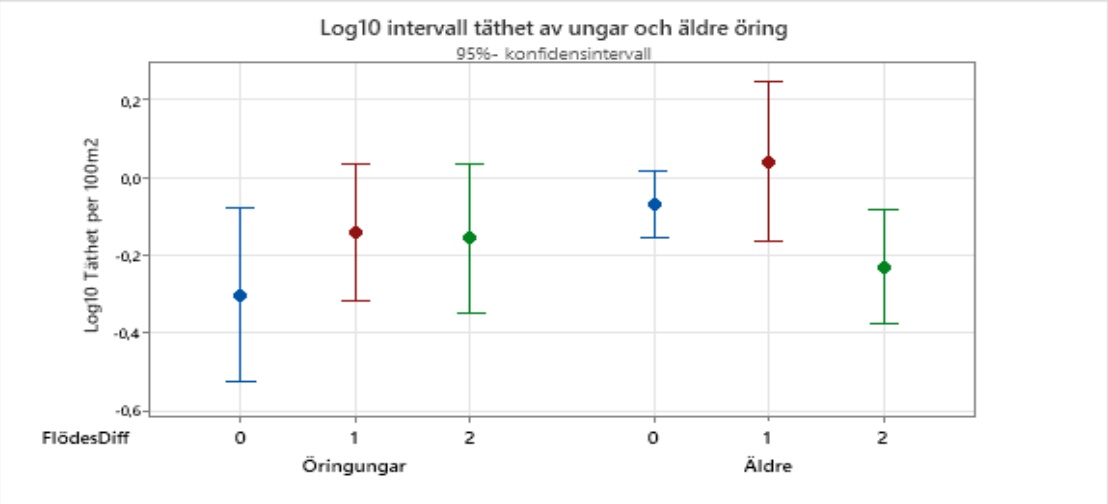



Figur 13. Residualer (skillnader) på täthet 10-log per 100 m2 mellan medeltätheten år 2020-2023 och medeltätheten föregående 8 år (2012-2019) fördelat på vattensystem och populationstyp (n=44).

# 5.4 Flödets påverkan på resultatet

Som framgår av redovisningen i avsnitt 5.1 kan man dela in elfiskeperioden i två delar. En del i juli med låga till relativt normala flöden och en del i augusti där flöden var högre än normalt. Ett snabbt ökat vattenstånd och högre vattenhastighet kan innebära att fisk migrerar från området, speciellt de arter som föredrar långsammare flödesförhållanden. Fångsteffektiviteten påverkas även, speciellt då en del individer gömmer sig under strandbrinken och fastkilade mellan stenar som innebär att de inte får en aktiv simrörelse mot anoden och kan fångas vid elfiske.

Vi kan jämföra det relativa utfallet mellan lokalerna fiskade år 2023 och närmast föregående fisketillfälle i samma lokal. Ingen vattennivå bedömdes vara större föregående fisketillfälle. Skillnaden kan vara oförändrad eller ett eller två steg. Antigen var flödet lågt, medel eller högt. Två stegs skillnad innebär att flödet ökade från lågt till högt under år 2023. Jämför man skillnaden för ungar och äldre individer finner man att enbart äldre fångas signifikant lägre (ANOVA, p=0,028) då flödet går från klassen lågt till högt på länsnivå (Figur 14).




Figur 14. Den beräknade medeltätheten (viktade värden) för äldre öring på lokaler (n=39) som fiskats under år 2023 och även under minst tre olika tillfällen under perioden år 2013-2022 där öring fångats. 0=Samma flödesklassning (oförändrat), 1=Ökat ett steg från lågt till medel eller medel till högt och 2= Från lågt till högt.

För öringungar finns ingen koppling mellan täthet och flödesförändring. Man kan notera att jämförelsen bygger på tätheter från SERS och inte normalytor. Sedan kombinerar testet även stationär öring och sjövandrande öring. Den senare ingår oftare i lokalerna med högt flöde då lokaler med så kallad vätternöring fiskades under augusti månad. Slutsatsen bedöms därför vara att använder man sig av normalytor så är inte flödesförhållandena avgörande för tätheten av öring. Trots att förhållanden skiljer sig en del mellan mer normala och höga flöden (Figur 15 och Figur 16). Viktigt är dock att man inte genomför fisken vid extremt höga flöden vilket undveks under år 2023.

Figur 15. Exempel på normalt flöde.

Figur 16. Exempel på hög vattenföring där fiske kunde utföras.

# 5.5 Försurningspåverkan

## 5.5.1 Allmänt

Eftersom elfiske är en viktig del av kalkeffektuppföljningen görs, utöver bedömning av ekologisk status, alltid en försurningsbedömning. Kriterierna för klassindelning framgår av Tabell 12. Några vanliga fiskarters försurningskänslighet återges i Tabell 2.

**Tabell 12. Klassning av försurningspåverkan. Begreppet försurningskänsliga arter avser bland annat öring, elritsa, karpfiskarter samt flod- och signalkräftor (se Tabell 2).**

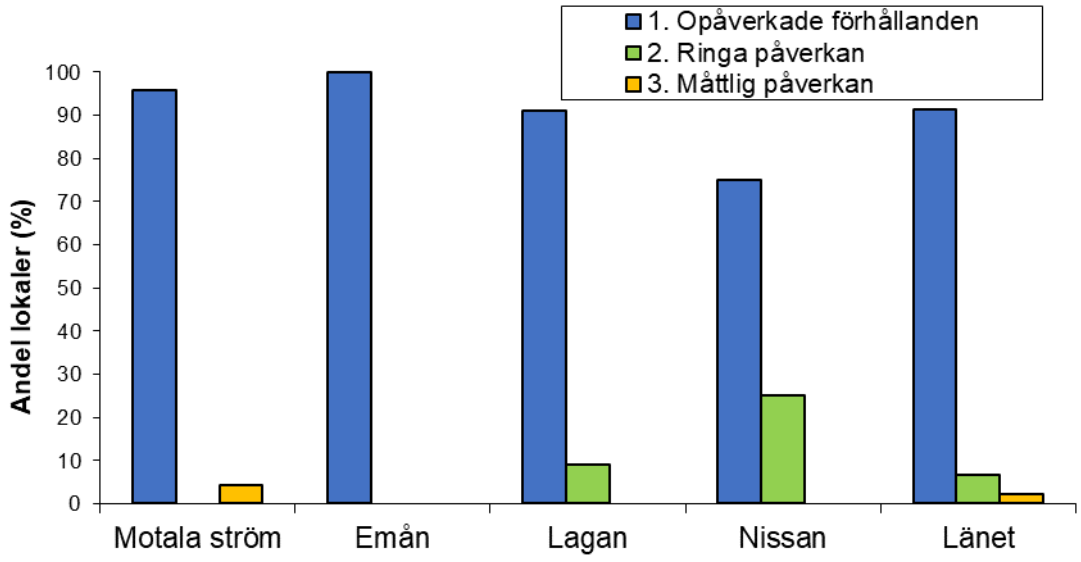
| Klass | Definition | Motivering | Exempel | Kalkmål uppfyllt |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Opåverkade förhållanden | Optimal eller nära optimal reproduktion (höga tätheter av årsyngel) hos en eller flera försurningskänsliga arter. | | Ja |
| 2 | Ringa påverkan | Reproduktionen fungerar men är inte optimal. Tätheterna av årsyngel hos försurningskänsliga arter är lägre jämfört med klass 1. | 1. Tätheten av årsyngel av öring är något lägre än förväntat om lokalen hade varit opåverkad.<br>2. Årsyngel av öring uppvisar höga tätheter, men föryngring av kräfta har minskat på lokalen. | Ja |
| 3 | Måttlig påverkan | Reproduktionen påverkad av försämrad vattenkvalitet eller annan negativ påverkan. | 1. Avsaknad av årsyngel av försurningskänsliga arter, men fjolårsyngel förekommer i relativt höga tätheter.<br>2. Totaltätheten av årsyngel och fjolårsyngel är låg hos samtliga försurningskänsliga arter. | Nej |
| 4 | Kraftig påverkan | Utebliven reproduktion av försurningskänsliga arter. | 1. Avsaknad av reproduktion hos samtliga försurningskänsliga arter.<br>2. Avsaknad av försurningskänsliga arter sedan föregående elfiske. | Nej |
| 0 | Ej bedömd | Försurningspåverkan är inte möjlig att bedöma. | 1. Avsaknad av försurningskänsliga arter, men lokalen är inte elfiskad tidigare.<br>2. Avsaknad av försurningskänsliga arter under flera års tid. | Okänt |

## 5.5.2 Bedömning av påverkan

Försurningspåverkan, baserad på fångsten vid elfisket, visar att 45 av 46 lokaler (98 procent) bedöms vara opåverkade eller ringa påverkade av försurning (Figur 17) , det vill säga uppfyller kalkmålet (Tabell 12). I en lokal i Suttran samt en lokal i Hökesån uppströms Hökesjön fångades ingen fisk eller kräfta, vilket indikerar att måttlig försurningspåverkan kan förekomma. Lokalerna har dock dåligt öringhabitat.
Totalt bedömdes tre lokaler kunna vara utsatta för en ringa påverkan varav två lokaler ligger i Nissans vattensystem och en i Lagans. Orsaken till detta var avsaknad eller tydlig minskning av öringungar i jämförelse med tidigare utförda elfisketillfällen och brist på andra försurningskänsliga arter eller storleksklasser. Baserat på detta så finns indikationer på att försurningspåverkan fortfarande är störst i Nissans vattensystem. I jämförelse med närmast föregående elfisketillfälle visar det sig att två lokaler bedöms ha en lägre försurningspåverkan medan en lokal har en större och resterande lokaler oförändrad. Sammantaget visar detta alltså på en marginellt lägre bedömd försurningspåverkan under år 2023.

Fiskpopulationerna kan således användas som en indikator på försurningspåverkan. Poängteras bör att vattenkemidata kan ge ett annat resultat. Fördelen med att använda fisk som indikator är att kortsiktiga förändringar i vattenkemin inte påverkar bestånden utan att det krävs mer långsiktiga och stabila förhållanden innan de normalt påverkas. Skillnaden är som väntat liten då mer än 95 procent av lokalerna har en stabil förekomst av både fiskarter och antal årsungar av fisk och kräftor.

Slutsatsen är därför att försurningspåverkan på fisk- och kräftbestånden i länet är liten och relativt oförändrad för de lokaler som undersöktes år 2023.




Figur 17. Bedömd försurningspåverkan baserad på fisk- och kräftbestånd i lokaler i vattensystemen.

# 5.6 Bedömning av fiskfaunans status (VIX)

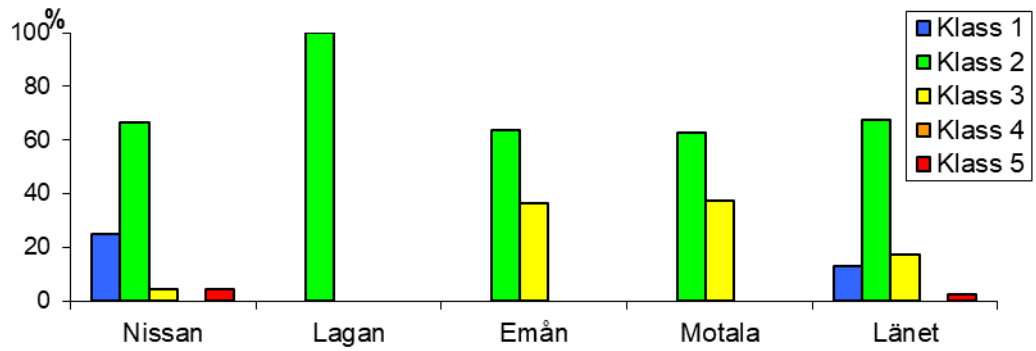
VIX är ett index för bedömning av ekologisk status i rinnande vatten. Ett flertal av variablerna som används vid bedömningen av den ekologiska statusen baseras på fiskbeståndet. Det underlag som behövs för bedömningen är elfisken, avrinningsområdes storlek, sjöandel, minsta avstånd till upp- respektive nedströms liggande sjö, höjd över havet, lutning, medeltemperatur för helår och juli månad, vattendragets bredd samt lokalareal och karaktär av lokalens öringbestånd (strömlevande, havs- eller sjövandrande).

Sex indikatorer ingår i klassningen av den ekologiska statusen i vattendraget (Tabell 13). VIX anger i praktiken sannolikheten för att lokalen uppnår god status som är det miljökrav Sverige har att följa i enlighet med de internationella konventionerna och EU-direktiven för miljön. Den ofta avgörande gränsen vid statusklassning mellan god och måttlig status sattes i första hand när VIX skapades (Beier m.fl. 2007). Med avseende på att särskilja generell påverkan sattes detta gränsvärde på VIX 0,467 då sannolikheten för att klassa en påverkad lokal (måttlig, otillfredsställande eller dålig status) rätt är 66 procent samt sannolikheten att klassa en ”opåverkad” lokal (hög eller god status) också 66 procent. Gräns mellan hög och god (VIX=0,749) valdes på samma sätt så att sannolikheten för att klassa en referens felaktigt som påverkad var mindre än fem procent.

Resultatet visade att totalt 38 lokaler (83 procent) hade god eller hög status (Tabell 13). Totalt åtta lokaler (17 procent) hade måttlig, otillfredsställande eller dålig status. Lokaler med klassningen hög och god ekologisk status dominerade således i länet. Lagans vattensystem (enbart 3 lokaler) hade den högsta andelen lokaler som klassats som hög eller god status i övrigt hade Motala ström den genomgående högsta klassningen av VIX (Figur 18). Notera att detta avser den ekologiska statusklassningen enbart baserad på VIX. Vissa lokaler har fått den ekologiska statusklassningen justerad efter expertbedömning (Tabell 1).

**Tabell 13. VIX-klassindelning med klassgränser samt fördelning av lokaler fiskade 2023. Data baserat på SERS innan expertbedömning.**

| Klass | Ekologisk status | Klassgränser | Antal lokaler 2023 | Summa lokaler > Klass |
|---|---|---|---|---|
| 1 | Hög | ≥0,749 | 4 | 4 |
| 2 | God | 0,467-0,748 | 34 | 38 |
| 3 | Måttlig | 0,274-0,466 | 4 | 42 |
| 4 | Otillfredsställande | 0,082-0,273 | 3 | 45 |
| 5 | Dålig | ≤0,081 | 1 | 46 |




Figur 18. Procentuell fördelning av 2023 års elfiskelokaler (n=46) inom olika VIX-klasser och vattensystem.

VIX är anpassat främst för strömmande lokaler med god syresättning. Sådana lokaler utgör också passande öringbiotoper. Däremot lämpar sig bedömningen sämre för lugnflytande lokaler där förekomsten av sjölevande arter är större. Val av lokal har därför stor betydelse för resultatet. Klasstillhörighet ligger inom intervall och ger grupperade värden. Undersöker man i stället medelvärde på VIX hade Nissans vattensystem det lägsta värdet, på 0,489 och Motala ström det högsta, på 0,663. Observera att den ekologiska statusbedömningen är ett framräknat index med flera dokumenterade brister och att det i flertalet fall krävs en expertbedömning för att korrigera statusen. Tittar man exempelvis på lokalen ”Nedan tillflöde sjön” i Flankabäcken klassades den som god år 2022 och 2023. År 2023 var tätheten av öring var låg och det lägsta sedan år 2009 samt att öringungar saknas helt. Försämring av öringtätheten är statistiskt säkerställd och under VIX-predikterade värden. VIX-värdet ligger nära gränsen för måttlig status, statusklassningen bedöms därför inte vara rimlig utan klassningen bör justeras till måttlig med anledning av nämnda orsaker.

Länsstyrelsen i Jönköpings län använder sig därför av en fördjupad analys av resultatet för att korrigera statusen. För att studera förändringar av VIX i ett större perspektiv bör jämförelse göras enbart inom samma lokaler mellan olika undersökningstillfällen. Av denna anledning utfördes en jämförelse av 2023 års resultat med närmast föregående fisketillfälle (n=46). Resultatet visade att 30 lokaler hade ett sämre VIX-värde och 16 lokaler hade bättre VIX-värde år 2023 jämfört med föregående elfiske på samma lokaler. VIX är ingen normalfördelad variabel vilket gör att det inte går att utföra ett parametriskt test. Förändringar kan man dock studera och testa då residualerna (skillnaderna) mellan exempelvis två olika tillfällen (år) är approximativt normalfördelad. Detta kräver dock helst ett stort antal observationer. Till skillnad mot öringtätheterna, då t-test användes, så handlar VIX om en sannolikhet att något ska uppnås. Säkrare är då att använda icke-parametriska metoder som Wilcoxons teckenrangtest. Även detta test använder skillnader inom en och samma lokal. I hela länet var medelvärdet på skillnaden av VIX 0,009. Det fanns ingen signifikant skillnad i länet som helhet eller för respektive vattensystem (Wilcoxon, p=0,165). Majoriteten av lokalerna hade förändringar som var små och låg på ± 0,1 för 35 (76 %) av lokalerna. Enstaka lokaler påvisade däremot stora skillnader (Tabell 14). Största negativa förändringen var i Suttran och största positiva i ”Vämmesån, SO Ängeberget”. Orsakerna till detta var att ingen fisk fångades Suttran (VIX=0) samt att tätheten ökat av öring samt att en abborre och mört fångades år 2020 (toleranta arter). Detta illustrerar hur förekomst av ett par fiskar förändrar VIX en hel del. I båda dessa fall bedöms förändringen vara av delvis slumpmässig karaktär vilket leder till att VIX justerats efter slutlig expertbedömning (se Tabell 1).

**Tabell 14. Lokaler fiskade år 2023 med speciellt avvikande nivåer på VIX i jämförelse med närmast föregående undersökning.**

| Huvudvattendrag | Vattendrag | Lokal | Förändring VIX |
|---|---|---|---|
| Motala ström | Suttran | Vägbro nedstr travbana | -0,257 |
| Nissan | Flankabäcken | Nedan tillflöde sjön | -0,168 |
| Lagan | Modalaån | Rosendal | -0,157 |
| Motala ström | Svedån | Torrfåran, övre del | -0,156 |
| Lagan | Vämmesån | SO Ängeberget | 0,361 |
| Motala ström | Granviksån | Granviks värdshus 1 | 0,195 |
| Lagan | Storkvarnsån | Storkvarnen | 0,146 |
| Lagan | Lomsjöån | Ned Lomsjön vändplan | 0,144 |

# 5.7 Sambandet mellan VIX och fisktäthet

## 5.7.1 Allmänt

Som nämnts i rapporten är VIX ett index för bedömning av ekologisk status i rinnande vatten. Man kan även använda VIX för att prediktera (förutse) den samlade tätheten av öring (årsungar + äldre) vid en specifik lokal. Frågan är hur bra VIX speglar förekomsten av öring och den ekologiska statusen?

Erkända svagheter med VIX är att indexet räknar vissa arter som indikatorer för en sämre ekologisk status, så kallade toleranta arter. Enstaka individer av dessa arter accepteras men når de för högt antal klassas lokalen ner. VIX fokuserar mycket på laxfiskar som bland annat är känsliga för syrebrist, sedimentation och lågt pH. Då friktionen mot bottenytan är lägre i större vattendrag blir vattenhastigheten högre och därmed syrehalten högre och sedimentationen lägre. Stora vattendrag får därmed generellt en högre ekologisk status även om de utsätts för samma påverkan (Degerman m.fl. 2012).

Vid ett test av indexet, i samband med utvecklingen av det, konstaterades att den ekologiska statusen klassades rätt mellan påverkad (måttlig, otillfredsställande eller dålig) och opåverkad (hög eller god) i 73 procent av fallen. Sannolikheten för att göra en korrekt bedömning vid korrigering av ekologisk status via expertbedömning ökar i regel ju fler undersökningar som genomförts på en lokal (Degerman m.fl., 2012). 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. Detta då vattenströmmen för med sig syre och för bort sediment, och VIX är utvecklat på just denna habitattyp (Degerman m.fl., 2010). Däremot lämpar sig bedömningen sämre för lugnflytande lokaler där förekomsten av sjölevande arter är större. I klassningen för lokalerna tas hänsyn till detta, exempelvis förekomst av toleranta arter nedströms dammar, kan förväntas vilket innebär att VIX underskattas och korrigeras sedan vid så kallad expertbedömning.

## 5.7.2 VIX-värdets förmåga att prediktera öringtäthet

VIX-värdet kan användas för att säga hur sannolikt det är att statusen vid en elfiskelokal är god eller högre, det vill säga om lokalen anses påverkad eller opåverkad. Är VIX-värdet större än 0,467 anses statusen vara god (Beier m.fl., 2007). VIX ska även prediktera tätheten av lax och öring. När det gäller elfiskelokalerna i Jönköpings län så handlar det enbart om öring eftersom lax saknas i fångsterna. De predikterade värdena visar ett riktvärde på hur tätheterna borde vara i opåverkade vatten (VIX-värde = 1). Ett opåverkat eller relativt opåverkat vatten, det vill säga med hög ekologisk status, ska med andra ord ha en funnen täthet vid elfisket i nivå med predikterat värde, men inte högre om VIX-värdet skall anses fungera bra på regional eller lägre nivå. VIX är främst en bedömning som fungerar bra på nationell nivå.

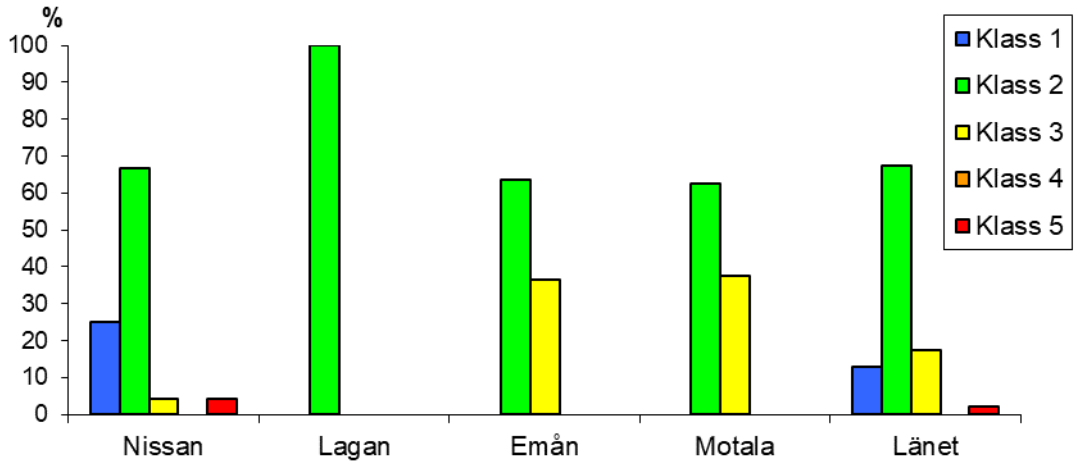
I 2017 års elfiskerapport framgår det att de fyra föregående åren (2014-2017) resulterade i att omkring hälften av lokalerna hade tätheter som översteg de predikterade tätheterna, varav drygt 30 procent hade tätheter av öring som översteg med mer är 50 procent av predikterat värde. Analys av resultaten år 2017 (Thorfve, 2018) visar även att man helst bör använda normalytor för att reducera effekten av extrema lågflöden vilket även framgår av föreliggande rapport.

Genomförda analyser påvisar tydligt att vid lokaler med sjövandrande bestånd av öring överskattas VIX (Thorfve, 2017). För flera av de större vattendragen, exempelvis Årån, där konkurrens och närvaron av mer toleranta arter kan förväntas, underskattas i stället den ekologiska statusen (VIX-värdet). Det finns således flera exempel på brister i VIX. Slutsatsen av detta är att klassning alltid bör kompletteras med expertutlåtande.

Degerman (personlig kommunikation, 2018) betonar alltså vikten av att skattning av VIX baseras på flera års inventeringar av samma lokal och att expertjusteringar genomförs i vissa fall då speciellt habitat kan skilja sig från referenslokalerna i VIX. Man ska med andra ord vara försiktig med att dra förhastade slutsatser baserat på VIX för enstaka år. Den ekologiska statusen bör i stället baseras på mer långsiktig analys och då är medel-VIX ett bra instrument som ger medelvärdet för de senaste tio åren. Länsstyrelsen har i sitt analysarbete tagit hänsyn till de brister och osäkerheter som VIX-klassningen innebär och i vissa fall har den ekologiska statusklassningen justerats. Justeringen som tagits fram i samråd mellan länsstyrelsen och VFK, presenteras i Tabell 15.

1. Framräknat VIX-värde
2. Tidigare års VIX-värden
3. Trender i VIX-klassningen
4. Närhet till dammar
5. Om lokalen har ett habitat som inte är speciellt lämpligt för öring

Totalt avvek den sammanvägda klassningen från den VIX-klassade på 5 lokaler (11 procent), varav en fick högre klassning och fyra lägre. Anledningen till detta bedöms främst vara orsakade av förändrade tätheter av öringungar, bristande habitat som ofta underskattar VIX och därmed statusklassningen samt förekomst av enstaka toleranta arter, främst abborrar. Justerat resultat visar att totalt 37 lokaler (80 procent) hade god eller hög status (Figur 19). En lokal (2,2 procent) dålig status.




Figur 19. Procentuell fördelning av 2023 års elfiskelokaler (n=46) inom olika VIX-klasser och vattensystem efter justering genom expertbedömning.

# 6 Referenser


Beier, U. m.fl. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. Finfo 2007:5.

Bohlin, T., 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 33 p.

Degerman, E. 2018. Forskare vid SLU i Örebro.

Degerman, E. & Lingdell, P.-E., 1993. pHisces – Fisk som indikator på lågt pH. Information från sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 3: 37-54.

Degerman, E. m.fl., 2010, Fisk i vattendrag och stora sjöar. Metoder för miljöövervakning. Länsstyrelsen i Stockholms län. Rapport nr: 2010:07.

Degerman, E., m.fl., 2012. Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten: Resultat från 30 år av elfisken i kalkade vattendrag. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:23

Havs och vattenmyndigheten, 2017. Fisk i rinnande vatten - Vadningselfiske. Version 1:8, 2017-04-25.

Naturvårdsverket, 2007, Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, Bilaga A till Handbok 2007:4.

Naturvårdsverket, 2010, Elfiske i rinnande vatten. Version 1:5, 2010-05-05.

SMHI Öppna data, http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/

Spjut, D. & Degerman, E. 2015. Bedömning av morfologisk påverkan i vattendrag med elfiskedata. Aqua reports 2015:17. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Örebro. 43 s.

Thorfve, S., 2017. Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2016. Meddelande nr 2017:12. Länsstyrelsen i Jönköpings Län.

Thorfve, S., 2018. Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2017. Meddelande nr 2018:11. Länsstyrelsen i Jönköpings Län.

Thorfve, S., 2019. Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2018. Meddelande nr 2021:29. Länsstyrelsen i Jönköpings Län.

Thorfve, S., 2022. Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2021. Meddelande nr 2022:10. Länsstyrelsen i Jönköpings Län.

Zippin, C., 1958. The removal method of population estimation. Journal of Wildlife

# Bilaga 1

## Elfiskemetodik

### Val av lokaler och tid för provtagning

För standardiserat elfiske anges att utvalda lokaler ska vara grundare än 1 m, ha en vattenhastighet <1,5 m/s, helst i intervallet 0,2-0,7 m/s. Lokalerna bör vara lämpliga lek- och uppväxtområden för laxfisk med hårdbotten och sten-grus i substratet. Provytan bör vara 200-300 $m^2$, om inte tätheten av nyckelarten (ofta öring) är hög. Vid förväntade populationstätheter av öring på 100 individer per 100 $m^2$ eller mer kan provytan halveras. Initialt vald provyta bör bibehållas påföljande år, även om populationstätheten förändras (Degerman, m.fl., 2010). Ofta ökar sannolikheten att fånga fler arter med ökande storlek på lokalen (upp till 400 $m^2$) (Degerman, m.fl., 2012). Elfisket bör ske under mitten av juli till mitten av september, beroende på klimatzon, och helst vid en vattentemperatur av 10-20 °C. Samma provtagningsdatum, ±5 dagar, bör tillämpas vid återbesök påföljande år (Degerman, m.fl., 2010).

### Faktorer som påverkar elfiskeresultatet

Elfiske är en metod vars utfall, liksom hos många andra biologiska provtagningsmetoder, påverkas av flera olika faktorer. Olika utförare har olika vana av elfiske och fiskar därmed olika effektivt. Utöver den mänskliga faktorn kan andra förutsättningar, exempelvis vattenstånd, vattenhastighet, grumlighet och vattenfärg, påverka resultatet.

### Kvantitativt elfiske

Kvantitativt elfiske innebär att det på varje lokal genomförs tre utfisken. Fångsten för varje art vid varje utfiske redovisas separat, vilket gör det möjligt att matematiskt beräkna beståndstätheten inom lokalen. Förutom att en kvantifiering av beståndet låter sig göras är även kvantitativt elfiske lämpligt att använda sig av då målet är att studera förändringar i tätheter och förekommande arter, jämföra tätheter och artförekomster mellan olika lokaler eller vattendrag, eller bedöma ekologisk status (Naturvårdsverket, 2010).

Fångsteffektiviteten, eller p-värdet ger ett mått på hur effektivt elfisket varit. Fångsteffektivitetsmåttet baseras på att fisk fångas så effektivt att fångsterna vid en serie identiskt utförda fisken sjunker. Ju större fångsteffektivitet (p) desto snabbare faller fångsterna (Bohlin, 1984). Fångsteffektivitet har beräknats på varje elfiskelokal där kvantitativt elfiske utförts. Beräkningar av populationstätheter (Tabell 1) och fångsteffektiviteten genomfördes enligt Zippins beräkningsmodell (Zippin, 1958 och Bohlin, 1984).

# Kvalitativt elfiske

Kvalitativt elfiske innebär att lokalen endast elfiskas med ett utfiske. Kvalitativt elfiske är användbart om syftet är att inventera många lokaler och bedömning av ekologisk status och beräkning av tätheter inte är av stor vikt. Då syftet med elfisket är att följa upp kalkningens effekt på fiskfaunan kan det i vissa fall räcka att undersöka om öring eller mer försurningskänsliga arter som elritsa kan reproducera sig på lokalen. I dessa fall kan kvalitativt elfiske vara att föredra ur kostnadssynpunkt. Då kvalitativt elfiske utförts kan beståndstätheten uppskattas genom en så kallad relativ skattning. Denna skattning bygger på att även fångstbarheten för de olika fångade arterna skattas. Normalt används ett riksmedelvärde på fångsteffektiviteten för respektive fiskart som räknats fram av elfiskade lokaler i elfiskeregistret (SERS).

Om det är av stor vikt att erhålla en säker beståndsuppskattning rekommenderas dock inte ett skattat värde på fångstbarhet eftersom denna normalt sett varierar något beroende på förutsättningar vid elfisketillfället och beroende på vem som utför elfisket. Av denna anledning beräknas öringtätheter vid kvalitativa elfisken i Jönköpings län av den genomsnittliga fångsteffektiviteten (p) för första omgångens utfiske vid de kvantitativa elfiskena som utförts under samma år.

# Bilaga 2

Bilaga 2 ligger som en separat fil och innehåller kartor samt en mer omfattande resultatredovisning för varje enskild lokal. Denna del av rapporten är inte tillgänglighetsanpassad.

Länsstyrelsen
i Jönköpings län