



Uppföljning för restaurering

En utvärdering av datamaterial och metodutmaningar i svenska vattendrag utifrån genomförda EU LIFE-projekt

2025-12-15



Författarna har hela ansvaret för innehållet (text och bilder) i denna rapport. Innehållet ska inte tolkas som Europeiska unionens eller EU-kommissionens officiella ståndpunkt.

The authors have full responsibility for the content (text and images) of this report. The content should not be interpreted as the official view of the European Commission or the European Union.

ISBN

978-91-990395-8-9

Grip on LIFE:s rapportserie

2025.08

Författare

Brendan McKie (SLU Vatten och miljö)

Ze Hui Kong (SLU Vatten och miljö)

Joel Segersten (SLU Vatten och miljö)

Daniel Nyqvist (SLU Aqua)

Joacim Näslund (SLU Aqua)

Beställare

Fredrik Nordwall, Havs-och vattenmyndigheten

Omslag

Provtagning i Mösupbäcken, Vindelälvens vattensystem. Fotograf: Stefan Hellgren

Diarienummer hos Havs-och vattenmyndigheten

2024-001032

2024-001220



Med bidrag från Europeiska
unionens LIFE-program

Innehåll

Förord	5
Sammanfattning	6
Summary	7
Bakgrund och syfte	8
Åtgärdsuppföljning inom EU-projektet Vindel River LIFE	9
Vattendragsstationer: överblick och förkortningar	9
Sammanfattningar av tidigare vetenskapligt publicerade studier	11
Tidigare publicerad sammanställning ("review")	11
Tidigare publicerade originalstudier: hydrogeomorfologi	12
Tidigare publicerade originalstudier: Kantzonsvegetation	13
Tidigare publicerade originalstudier: Akvatisk biota (makrofyter, kiselalger, bottenfauna och fiskbestånd)	14
Tidigare publicerade originalstudier: Ekosystemfunktion och bottenfaunans funktionella egenskaper	16
Datasammanställning	17
Datahantering	17
Överblick och initial analys	18
Preliminär analys	21
Bristanalys	22
Åtgärdsuppföljning av fiskbestånd inom svenska EU LIFE-projekt riktade mot vattendragsrestaurering	31
Utvärderingskriterier: elfiskekvalitet	32
Triple Lakes (Jämtlands län)	34
Bedömningar	34
Vindelälven - Lekplatsåterställning (Västerbottens län)	42
Detaljerade platsspecifika bedömningar	43
Översiktliga platsspecifika bedömningar	54
Fiskbestånd - sammanvägd slutsats för elfiskebedömningar	67
Diskussion: Uppföljningsstrategier för fisk i rinnande vatten	69
Före-efter-bedömning med standardmetod	73
Bedömning av lokal täthet mot en referensdistribution	74
Grafisk "helsystemsanalys" över längre vattendragssträckor	76
Alternativ provfiskestrategi: punktprovfiske för bedömning av antal fisk på målområde	78
Teoretiskt exempel på punktprovfiskemetodik	80
Generella slutsatser: fisk	83

Referenser	85
Appendix	89
Datasammanställning	89
Punktprovfiske – fler exempel	89

Förord

Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) har på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten sammanställt föreliggande rapport. Den syftar till att oberoende och kvalificerat utvärdera och syntetisera den effektuppföljning av genomförda åtgärder som skett inom ramen för tidigare genomförda EU Life-projekt i olika delar av landet.

Uppdraget är en del av det EU-finansierade projektet "Using functional water and wetland ecosystems and their services as a model for improving green infrastructure and implementing PAF in Sweden" (Grip on Life IP). Projektet Grip on Life IP utvecklar i sammanhanget nya metoder, bygger kapacitet och sprider fungerande beprövade metoder som stärker viktiga vattenmiljöer i samband med skogsbruk och annan användning av naturresurser.

Arbetet har genomförts gemensamt av institutionen för akvatiska resurser och institutionen för vatten och miljö vid SLU inom aktiviteten C4.2d i projektet. Aktiviteten syftar till att värdera och syntetisera den effektuppföljning som gjorts i tidigare genomförda EU Life-projekt i olika delar av landet och den fortsatta uppföljning (långtids-) som kunnat göras inom ramen för Grip on Life.

Rapporten undersöker möjligheterna till att hitta helhetsperspektiv och belyser tänkbara gemensamma nämnare för en effektiv utvärdering och uppföljning av åtgärder som genomförs. Vidare lämnas förslag på förbättringar av åtgärdsuppföljningen och utveckling av effektkedjorna framöver, vilket förhoppningsvis kan utgöra grund för framtida riktlinjer såväl för åtgärder som för uppföljningsmetoder. Det har också varit av stort intresse att i retrospektiv se vilken dokumentation som skett av den faktiska åtgärdsuppföljningen i tidigare genomförda EU LIFE-projekt som har varit användbara och vilka rekommendationer som kan lämnas i det avseendet för att underlätta framtida arbete.

Förhoppningen är att rapporten kommer att vara till nytta i den långsiktiga omställningen mot en mer systematisk uppföljning av restaureringsinsatser och biologisk återställning i Sverige och EU.

Trots alla goda synpunkter och råd från olika håll är innehållet helt författarnas eget ansvar.

Göteborg, december 2025

Fredrik Nordwall
Temaledare, Havs- och vattenmyndigheten

Sammanfattning

I denna rapport sammanställs och utvärderas den omfattande effektuppföljning som genomförts inom tidigare LIFE-projekt i Sverige, med särskilt fokus på restaurering av vattendrag. Inom ramen för projektet Grip on Life IP har dataunderlag samlats in och harmoniserats i syfte att bedöma datatillgång, datakvalitet och metodiska förutsättningar för långsiktig utvärdering av restaureringsåtgärder. Rapporten syftar inte främst till att analysera ekologiska effekter, utan att klargöra vilket dataunderlag som finns, deras potential för effektbedömning och vilka begränsningar som påverkar framtida analysmöjligheter.

Rapporten består av två huvuddelar. Den första behandlar främst bottenfaunaundersökningar associerade till åtgärder inom EU Life-projektet Vindel River LIFE. Den bygger på ett stort, men ojämnt datamaterial som har harmoniserats avseende stationsnamn, taxonomi, provtagningsmetodik och restaureringskategorier. Här beskrivs hur datamängderna varierar mellan år och organismgrupper, vilka kompletterande kontrollstationer som använts, och hur variationer i kvalitet och täckning påverkar möjligheten till robusta analyser. Den andra delen fokuserar på fiskundersökningar i EU projekten Triple Lakes, Ekologisk återhämtning av Vindel- och Piteälvarna samt Vindel River LIFE. Den innehåller en systematisk genomgång av tillgängliga elfisken, dokumentation av åtgärdsplatser och en metodisk analys av hur provtagningsdesign och datadokumentation påverkar möjligheten att utvärdera restaureringsåtgärder.

En central del av rapporten är en övergripande granskning av datakvalitet, metodik och datatillgänglighet. För makrovertebrater och andra organismgrupper identifieras bland annat brister i enhetlig provtagning, variation i taxonomisk upplösning och ojämn tidsmässig täckning. För fiskundersökningarna framhålls analysutmaningar kopplade till standardiserade elfiskens begränsningar och variation, särskilt när även ytterligare tillgängliga data, som inte samlats in specifikt inom de angivna projekten, inkluderas i dataunderlaget. Rapporten inkluderar även en diskussion om problematik associerad till att provytor inte alltid speglar förändringar i habitatens utbredning eller kvalitet (något som speciellt relaterar till datainsamling som inte planeras inom ramen för ett restaureringsprojekt, men som ändå kan tänkas nyttjas i effektanalyser). Rapporten visar hur effekter av åtgärder kan vara svåra att bedöma även när det finns omfattande datamaterial, om provtagningens utformning inte är anpassad för syftet. Det framgår också att många potentiellt viktiga data relaterat till utvärderade projektområden inte finns tillgängliga i tillräckligt detaljerad form i centrala nationella databaser, vilket försvårar en samlad bedömning.

Genom att sätta dessa praktiska och metodiska frågor i centrum presenterar rapporten förbättringsmöjligheter för framtida projekt, bland annat tydligare dokumentation av åtgärder, samordning mellan aktörer, och mer ändamålsenliga provtagningsmetoder. Fokus ligger dock på hur nuvarande data kan nyttjas på bästa möjliga sätt.

Sammantaget erbjuder rapporten en strukturerad genomgång av identifierat datamaterial och dess användbarhet, samt bedömning av hur datainsamling och metodik skulle kunna utvecklas för att stärka effektuppföljning inom svenska restaureringsprojekt i vattendrag.

Summary

This work compiles and evaluates the extensive impact monitoring carried out within previous EU LIFE projects in Sweden, with a particular focus on river restoration. Within the framework of Grip on Life IP, datasets have been collected and harmonised with the aim of assessing data availability, data quality, and the methodological conditions for long-term evaluation of restoration measures. The purpose of the report is not primarily to analyse ecological effects, but to clarify what data exist, their potential for impact assessment, and the limitations that influence future analytical possibilities.

The report consists of two main parts. The first addresses benthic invertebrate surveys associated with measures implemented under the EU Vindel River LIFE project. It is based on a large but uneven body of data that has been harmonised with respect to station names, taxonomy, sampling methodology, and restoration categories. This section describes how data volumes vary across years and organism groups, which complementary control stations were used, and how variation in quality and coverage affects the potential for robust analyses. The second part focuses on fish surveys in the Triple Lakes project, the Ecological Recovery of the Vindel and Pite Rivers project, and Vindel River LIFE. It presents a systematic review of available electrofishing surveys, documentation of restoration sites, and a methodological analysis of how sampling design and data documentation influence the ability to evaluate restoration measures.

A central component of the report is an overarching review of data quality, methodology, and data accessibility. For macroinvertebrates and other organism groups, shortcomings are identified in areas such as consistent sampling, taxonomic resolution, and temporal coverage. For the fish surveys, analytical challenges are highlighted that relate to the limitations and variability of standardised electrofishing, particularly when additional available data, collected outside the framework of the specified projects, are included in the dataset. The report also discusses issues arising when sampling sites do not reflect changes in habitat extent or quality (a challenge particularly relevant for data not originally collected within a restoration project but still used in impact analyses). The report demonstrates how effects of restoration measures can be difficult to assess even when extensive datasets exist, if the sampling design is not suited to the evaluation objectives. It also becomes clear that many potentially important data related to the evaluated project areas are not available in sufficiently detailed form in national databases, which complicates integrated assessment.

By placing these practical and methodological questions at the centre, the report identifies opportunities for improvement in future projects, including clearer documentation of measures, enhanced coordination between actors, and more purpose-designed sampling methods. The focus is nevertheless on how the currently available data can be used in the most effective way.

Taken together, the report provides a structured overview of the identified datasets and their usefulness, as well as an assessment of how data collection and methodology could be developed to strengthen impact monitoring within Swedish river restoration efforts.

Bakgrund och syfte

Ett brett spektrum av uppföljningsinsatser har gjorts inom Sveriges olika EU LIFE-projekt, med diverse organisationer som utförare, inklusive statliga myndigheter, intresseorganisationer, markägare, lärosäten och konsultföretag. Det integrerade EU LIFE-projektet Grip on Life IP har haft som mål att utveckla nya och bättre metoder för exempelvis skonsamt skogsbruk, skogsskötsel samt restaurering av vattendrag och våtmarker. Grip on Life har målinriktat återvänt till tidigare genomförda LIFE-projekt för att följa upp långtidseffekter av projektens genomförda restaurerande åtgärder och utvärdera dess styrkor och brister med syftet att kunna vägleda framtida projekt och åtgärdsarbete.

Uppföljningsarbete är ofta förenat med flera potentiella problem. Ett av dessa problem är att data och andra uppgifter från tidigare uppföljningar inte nödvändigtvis har sammanställts på ett ställe utan snarare ligger spridda över olika databaser, publikationer (och dess kompletterande datafiler) eller kvar lokalt och opublicerat hos till exempel enskilda utförare eller forskare. Detta kan exemplifieras genom uppföljningar av EU LIFE-projektet Vindel River LIFE, VRL (<https://www.vindelriverlife.se/>), vilket omfattar uppföljningar av åtgärdseffekter på geomorfologi, fisk, bottenfauna, makrofytter, kiselalger och kantzonsvegetation, men endast lite av denna data finns allmänt tillgänglig i de viktigaste nationella databaserna som förvaltas av SLU, t.ex. Miljödata MVM (<https://miljodata.slu.se/MVM/>) och Svenskt elfiskeregister, SERS (<https://www.slu.se/elfiskeregistret/>).

Det primära syftet med rapporterat uppdrag har varit att få en kvalificerad och oberoende rådgivning från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), angående möjligheten att nyttja de effektoppföljningar som genomförts inom ramen för Grip on Life för bedömning av restaurerande åtgärders långsiktiga resultat. Detta för att för framtiden identifiera betydelsefulla förtjänster och brister i den genomförda uppföljningen. Rapporten diskuterar även hur uppföljningen kan analyseras ur ett tvärspektoriellt helhetsperspektiv för identifiering av några gemensamma nämnare för en effektiv åtgärdsutvärdering/-uppföljning ur ett helhetsperspektiv (exempelvis kan både biotopvård och utrivningar av vandringshinder för akvatiska organismer ha genomförts). Slutsatserna förväntas kunna bidra till en framtida övergripande kvantitativ eller kvalitativ analys av resultat och metodik i uppföljningen av genomförda och sedan länge avslutade projekt.

Som ett första steg krävs sammanställning och harmonisering av befintliga data från tidigare gjorda restaureringsuppföljningar. Detta kan sedan stödja omfattande analyser av restaureringsresultat, samt analys av brister i utformningen av tidigare uppföljningsprogram och rekommendationer för förbättrad övervakning och bedömning av resultat från restaureringsprojekt i framtiden.

Rapporten presenteras i två delar. Den första delen fokuserar på Vindel River LIFE-projektet som en potentiell modell för framtidens uppföljningar, med sammanställning av hydromorfologiska data, olika organismgrupper (förutom fisk) och ekosystemprocesser. I den andra delen behandlas uppföljningar från flera olika EU LIFE-projekt, men med fokus på fiskfaunan. Ett antal elfiskeundersökningar från olika målområden utvärderas med avseende på undersökningens generella kvalitet och därefter diskuteras förhållningssätt till dessa data i en effektbedömning.

I rapporten diskuteras också förslag på potentiella framtida riktlinjer för att stärka den svenska effektuppföljningen efter restaurerande åtgärder i vattendrag.

Denna rapport belyser uppföljning av vattenprojekt medan uppföljning av våtmarksprojekt redovisas i en separat publikation (Elf & Ratcovich 2025).

Åtgärdsuppföljning inom EU-projektet Vindel River LIFE (VRL)

Denna del av rapporten behandlar Vindel River LIFE-projektet, VRL (2010–2015), som en fallstudie för framtida uppföljningsinsatser. Tyngdpunkten ligger på att sammanfatta data om hydromorfologi, olika grupper av organismer (exklusive fisk, se särskilt avsnitt), samt ekosystemets processer.

Från VRL:s associerade datainsamlingar har flera vetenskapliga artiklar redan publicerats, vilka rapporterar resultat av restaureringarna i Vindelälvens biflöden med avseende på hydrologi och olika organismgrupper, fram till 2017. Denna rapportdel inleds därför med en kort genomgång av slutsatserna från dessa publikationer. Denna redovisning är relevant för rapportens bristanalys, till exempel för att lyfta fram aspekter av befintliga uppföljningar som har fungerat bra och mindre bra. Vi fokuserar särskilt på artiklar som publicerats efter att den mer komplexa restaureringen (med större rumslig täckning och fler åtgärder) inom VRL påbörjades (2010). Resultat från tidigare restaureringar i Vindelälvens avrinningsområde inkluderas i mer sammanfattande form, genom en översikt av tidigare litteratursammanställningar som redan publicerats.

Efter genomgången av publicerat material beskriver vi analysstegen som tagits för att sammanställa och harmonisera data från dessa tidigare uppföljningar. Vi avslutar denna del med att redovisa en bristanalys och ge rekommendationer för framtida uppföljningar. Djupare analys av sammanställda data var inte ett uppdragsmål inom föreliggande projekt, utan är planerat inom ett pågående fortsättningsprojekt.

Vattendragsstationer: överblick och förkortningar

I både publicerade och icke-publicerade uppföljningar av Vindelälvens restaureringar har de provtagna vattendragsstationerna delats upp i en av fyra kategorier (kontroll, referens – aldrig rensad eller kanaliserad sträcka – grund- och avancerad-restaurerad); i vissa fall förekommer fem kategorier (med kategorin grundrestaurerad ytterligare indelad i äldre och mer nyligen restaurerade platser). Alla stationer som presenteras i denna datasammanställning visas i kartan i Figur 1, tillsammans med några ytterligare stationer provtagna som en del av det nationella miljöövervakningsprogrammet "Trendstationer vattendrag", identifierade som potentiella ytterligare referensplatser för att utvärdera långsiktig variation i regionen.

Följande förkortningar används i den här rapporten, inklusive litteratursammanfattning och bristanalys (med engelska begrepp som har använts i vetenskapliga publikationer):

AVR: Avancerat restaurerad lokal (engelska: "enhanced restored"): en tidigare rensad vattendragssträcka som först restaurerats med grundrestaureringssåtgärder (kategorin GR – se nedan), och därefter återbesökts (fr. och med 2010) för genomförande av ytterligare åtgärder,

inklusive utplacering av stora stenblock och döda träd (död ved: engelska: large woody debris, LWD), rehabilitering av grusbäddar, och öppning av stängda sidokanaler, mm. Dessa kallas även för ”demonstration”- och ”Megarestoration”-lokaler.

GRR: Grundrestaurerad lokal (engelska: ”basic restored”), en tidigare rensad vattendragssträcka som har restaurerats med ”grundrestaurerings” åtgärder. Dessa sträckor kallas även för ”bäst-praxis”-restaurering (engelska: ”best practice”). Huvudåtgärden är att bryta upp den kanaliserade strandbanken och strandkanterna och fördela stenar, inklusive stenfragment (i.e. bergkross och sprängsten) från bortsprängda stenblock, från strandkanterna ut i vattendragsfåran. De flesta av stenarna är i storleksklassen ”kullersten” (engelska: ”cobble”) enligt Wentworth-skalan (ca 60 - 300 mm²). Några GRR projekt har även inbegripit öppnande av avstängda sidofårar som ytterligare åtgärd. I vissa publikationer har GRR-kategorin ytterligare uppdelats i två kategorier enligt nedan, beroende på restaureringsprojektets ålder:

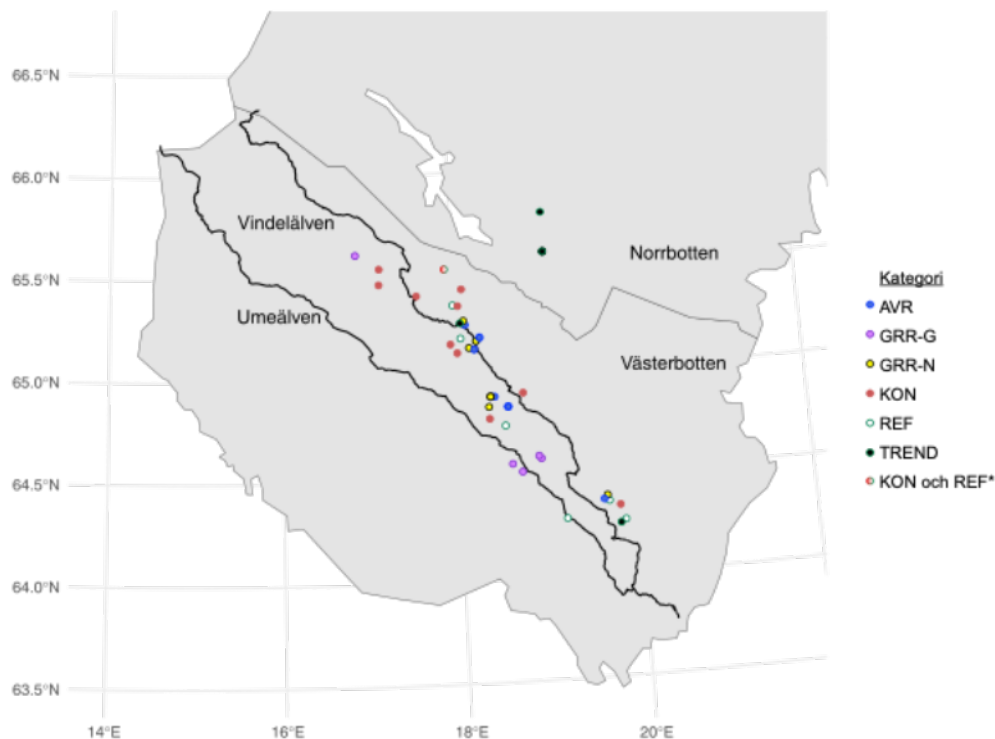
GRR-G: Grundrestaurerad lokal - gammal, äldre projekt som initierades under 1980–1990-talen. Flottningen i Vindelälven upphörde 1976 och ovanstående restaurering var del av avvecklingen av älven som allmän flottled.

GRR-N: Grundrestaurerad lokal – nyare, ett projekt som initierades efter år 2000 (EVP-projektet: Ekologisk återhämtning av Vindel- och Piteälven 2002–2005).

KON: kontroll-lokal, en rensad vattendragssträcka som inte har restaurerats som kan vara belägen antingen i åtgärdat vattendrag eller inte.

REF: referenslokal, en vattendragssträcka som aldrig har kanaliserats eller rensats.

TREND: en station från *Trendstationer vattendrag*, ett delprogram inom nationell miljöövervakning som består av vattendraglokaler med minsta möjliga påverkan, givet andra urvalskriterier, från antropogena störningsfaktorer. Trendstationerna har provtagits sedan åtminstone år 2007, och ger därmed en långsiktig bild av den biologiska och fysikalisk-kemiska bakgrundsvariationen i regionen, mot vilken resultat från de restaurerade, referens- och kontrollplatserna kan jämföras.



Figur 1. Karta över de provtagningsstationer som ingår i datasammanställningen. AVR = Avancerad restaurerad, GRR-G = Grundrestaurerad – gammal, GRR-N = Grundrestaurerad – nyare, KON = Kontroll (rensad), REF = Referens (aldrig rensad), TREND = station från nationella miljöövervakningen, delprogrammet Trendstationer Vattendrag. *Observera att lokalen som har markerats som "KON och REF" (Fårträskbäcken) först betraktades som en KON sträcka men efter geomorfologisk undersökning kategoriserades om till en "naturlig kanaliserad referens". I publicerade artiklarna har båda kategoriseringarna använts för denna lokal.

Sammanfattningar av tidigare vetenskapligt publicerade studier

Tidigare publicerad sammanställning ("review")

Nilsson m.fl. 2015. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? Ecohydrology 8:753–764.

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/eco.1480>

Nilsson m.fl. (2015) granskade 18 tidigare studier för att bedöma abiotisk och biotisk respons på restaurering, av vilka 15 publicerades innan 2010 och en under 2011; medan de 2 sista studierna var opublicerade manuskript. Dessa studier fokuserade alla på boreala vattendrag i norra Sverige och Finland, inklusive 10 uppföljningar av GRR-projekt i Vindelälvens avrinningsområde. Däremot omfattade inte utvärderingen organismresponsen hos de nyare (2010 och senare) Vindel River LIFE-restaureringarna (GRR och AVR).

I allmänhet visar återställda sträckor ökad kanal- och hydraulisk komplexitet, minskad strömhastighet, ökad kanalbredd och ökad retentionskapacitet. Den biotiska responsen var dock svag. De organismgrupper som ingick i denna genomgång var bland annat fisk, bottenfauna och kärlväxter i strandkantzonen. Endast vattenlevande mossor reagerade konsekvent på restaurering och visade en minskning efter restaurering, med en återhämtning till naturliga (och före restaurering) nivåer efter 8 år. Å ena sidan detekterades få positiva responser på restaurering: för bottenfauna (1

av 8 studier) och fisk (1 av 5 studier). Å andra sidan dokumenterade hälften av uppföljningarna (2 av 4) positiv restaureringsrespons från strandkärleväxter. Författarna drog slutsatsen att två decennier förmodligen kan vara en för kort period för de flesta organismer att återhämta sig efter projekt som främst baserats på GRR-åtgärder.

Tidigare publicerade originalstudier: hydrogeomorfologi

Gardeström m.fl. 2013. Demonstration Restoration Measures in Tributaries of the Vindel River Catchment. Ecology and Society 18:art8.

<https://doi.org/10.5751/ES-05609-180308>

Gardeström m.fl. (2013) kvantifierade effekterna av förbättrad restaurering på geomorfologi genom att jämföra GRR-N- och AVR-lokalerna före (2010) och efter (2011) genomförande av AVR-åtgärder under hösten 2010. Studien mätte kanalgeometri, flödeshastighet och flödesvariabilitet. AVR-åtgärder ökade den hydrauliska heterogeniteten hos vattenströmmarna, ökade strukturell heterogenitet genom ökad kanalbredd och minskade den genomsnittliga strömhastigheten. Flödesvariabiliteten visade en signifikant ökning efter restaurering av AVR-lokalerna.

Polvi m.fl. 2014. Potential and actual geomorphic complexity of restored headwater streams in northern Sweden. Geomorphology 210:98–118.

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.12.025>

Polvi m.fl. (2014) kontrasterade den geomorfologiska komplexiteten emellan REF-, KON-, AVR- och GRR-N-lokalerna. Ett flertal aspekter av geomorfologisk komplexitet kvantifierades, bland annat vattendragets sedimentfördelning (t.ex. variation i sedimentets partikelstorlek), longitudinal profil (t.ex. växling mellan grunda och djupare partier, sinuositet), tvärsnittsarea, planform och mängden död ved, inklusive ved som visade tecken på bäveraktivitet. Komplexitetsgradienter drevs främst av longitudinell grovhet (roughness), sedimentsortering, och tvärsnittsregelbundenhet (s.k. "chain and tape ratio"). Generellt hade REF- och AVR-sträckor högre geomorfologisk komplexitet jämfört med KON-sträckor i alla dimensioner utom tvärsnittsarea. REF- och AVR-sträckor visade till och med mer variabilitet i de flesta geomorfologiska variabler än KON-lokalerna. GRR låg oftast mellan KON- och AVR-lokalerna.

Nilsson m.fl. 2017. How do biota respond to additional physical restoration of restored streams? Ecosystems 20:144–162.

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-016-0020-0>

Nilsson m.fl. (2017) kontrasterade den geomorfologiska och hydrologiska komplexiteten hos GRR-N- och AVR-sträckor baserat på en geomorfologisk undersökning år 2012, samt upprepade hydrologiska mätningar under åren 2010, 2011 och 2014. Dessutom, för att bedöma effekterna av restaurering på isdynamiken, kartlades den rumsliga fördelningen av bottenfast is (engelska: "anchor ice"), ytis och andra is-fenomen (t.ex. ankarisdammar, aufeis) 2011 och 2012. AVR kännetecknades av en minskad fraktion finkorniga sediment och ökad förekomst av grövre sedimentstruktur, lägre genomsnittlig strömhastighet, och en allmänt högre sedimentsstorleksfördelning, -grovkornighet och -heterogenitet. Inga större variationer i dessa variabler observerades på GRR-N-sträckor under studieperioden. Det fanns inga skillnader mellan GRR-N- och AVR-sträckor i vårflodens längd eller

skede, eller den genomsnittliga amplituden av vattenståndsfuktuationer över hela året. Inte heller hittades några tydliga skillnader i strandmarkens jordkvalitet mellan de olika kategorierna. Det fanns inga skillnader i yt- eller kravis ("is-sörpa"), men ett högre maximivärde i den procentuella täckningen av bottenfast is observerades på AVR-sträckor.

Hasselquist m.fl. 2015. Time for recovery of riparian plants in restored northern Swedish streams: a chronosequence study. Ecological Applications 25:1373–1389. <https://doi.org/10.1890/14-1102.1>

Hasselquist m.fl. 2018. Contrasting responses among aquatic organism groups to changes in geomorphic complexity along a gradient of stream habitat restoration: implications for restoration planning and assessment. Water 10:1465. <https://doi.org/10.3390/w10101465>

Hasselquist m.fl. (2015, 2018) jämförde geomorfologisk komplexitet och andra miljövariabler mellan alla fem kategorier av vattendrag: KON, GRR-G, GRR-N, AVR och REF. Studiernas responsvariabler inkluderade biomassa, strandzonernas lutning, kantkomplexitet, kanalbredd, översvämningsfrekvens och -varaktighet, innehåll av organiskt material i marken, samt markens kväve och kol. Återställda sträckor hade mer komplexa kanter i förhållande till REF-sträckor och AVR-sträckorna hade båda en bredare fördelning av sedimentstorlekar än KON-sträckorna. AVR-sträckor kännetecknas av större variation i kanal-bredden i förhållande till GRR-G-sträckor, och mer ved i förhållande till REF-sträckor. REF-sträckorna var brantare, mer skuggade och hade högre innehåll av löst organiskt kol (DOC) jämfört med de andra kategorierna. De återstående variablerna skilde sig inte mycket mellan de olika typerna.

Tidigare publicerade originalstudier: Kantzonsvegetation

Hasselquist m.fl. 2015. Time for recovery of riparian plants in restored northern Swedish streams: a chronosequence study. Ecological Applications 25:1373–1389. <https://doi.org/10.1890/14-1102.1>

Hasselquist m.fl. (2015) genomförde vegetationsundersökningar i strandkantszonen längs alla fem vattendragskategorier (2011: artsammansättning och biomassa i undervegetation; 2013: artrikedom på hel vattendragssträck-nivå, inklusive förekomst av semiakvatiska växter). Även om restaurerade områden i allmänhet hade mer komplexa (varierade och mångformiga) kanter i förhållande till KON-områden, fanns det inga skillnader i antal växtarter, arttäthet eller rikedom av funktionella artgrupper. Biomassan var högre i återställd miljö jämfört med KON-sträckorna, främst drivet av högre biomassa av buskar. Det fanns också fler arter som sprider sig med hjälp av djur i restaurerade sträckor. Artsamhällets sammansättning var olika mellan KON och restaurerade sträckor, men inte mellan de olika typerna av restaurerade sträckor. Tid efter restaurering var den viktigaste faktorn för att förklara skillnader mellan de olika typerna av restaurerade sträckor (d.v.s. GRR-G, GRR-N och AVR). Specifikt ökade artrikedom och täthet hos undervegetation med ökande tid efter restaurering. Däremot minskade biomassan hos undervegetation över tid, vilket drevs av graminoida arter (gräs och gräslika växter). Även vattendragets lutning, antalet översvämningsar och bredden av ostörda habitat längs vattendraget (d.v.s. "buffertbredd") förklarade en betydande variation i artrikedom; dessa varierade dock inte mellan de olika restaureringstyperna. Författarna

rekommenderade att tidsramarna för att uppnå artrikedoms målet bör uppgå till minst 25 år. Dessutom rekommenderas att strandbrinkarna görs så flacka som möjligt och att strandkantens buffertbredd ökas (så att restaureringen får största möjliga effekt).

Kuglerová m.fl. 2017. Responses of riparian plants to habitat changes following restoration of channelized streams. *Ecohydrology* 10:e1798.
<https://doi.org/10.1002/eco.1798>

Kuglerová m.fl. (2017) undersökte strandnära vegetation i KON (2012), GRR-N och AVR (både 2010 och 2013), inklusive kvantifiering av vegetationstäckning. Återställda sträckor kännetecknades av en högre vegetationstäckning i strandkantszonen, och detta var mest uppenbart för GRR-N-sträckor. Artrikedomen var högre i de restaurerade sträckorna när den kvantifierades på en liten skala (provyttnivå; 0.25m²), medan ingen skillnad detekterades på sträcknivå (> 700 m²). Detta indikerar att artvariationen ökar småskaligt utan att totalantalet över hela sträckan påverkas nämnvärt. Det fanns också högre artrikedom på lokal skala för restaurerade sträckor jämfört med KON-sträckor. Omsättningen av arter (d.v.s. rumslig variation i artsammansättning inom området) visade sig vara lägst för KON-sträckor och högst i GRR-N, med AVR-sträckor mellanliggande. Artsammansättningen var likartad för GRR-N- och AVR-sträckor, men varierade mer på KON-sträckor. Författarna drog slutsatsen att begränsad respons hos strandvegetationen, framför allt längs AVR-sträckor, kan härledas till den relativt korta tidsperiod som passerat sedan restaureringen, eller alternativt indikera att förändringar i hydrologi och substrattillgänglighet i samband med restaureringen inte var lika viktiga för strandvegetationen som förväntat.

Nilsson m.fl. 2017. How do biota respond to additional physical restoration of restored streams? *Ecosystems* 20:144–162.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-016-0020-0>

Nilsson m.fl. (2017) undersökte de strandnära växtsamhällena i GRR-N- och AVR-vattendrag över en period på tre år (2012–2014). AVR-platser visade högre artrikedom tre och fyra år efter restaureringsåtgärder, och en svag trend mot fler strandarter i AVR-sträckor kunde tydas. Dessutom fanns det högre tätheter av växtplanter i AVR-sträckor efter tre och fyra år i jämförelse med GRR-N-sträckor. Växt- och mossbiomassan skilde sig inte mellan de två typerna av restaureringsplatser efter tre år.

Tidigare publicerade originalstudier: Akvatisk biota (makrofyter, kiselalger, bottenfauna och fiskbestånd)

Nilsson m.fl. 2017. How do biota respond to additional physical restoration of restored streams? *Ecosystems* 20:144–162.
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-016-0020-0>

I den tidigare rapporterade artikeln av Nilsson m.fl. (2017) analyserades även fisksamhällena, baserat på elfiskedata, från GRR-N och AVR-restaurerade sträckor. Jämförelsen var mellan 2010 (d.v.s. före restaureringen av AVR-sträckor) och 2015 (efter restaurering). Det fanns inga tydliga skillnader mellan vare sig sträckor eller provtagningsperioder för vare sig fisktäthet eller biomassa.

Pilotto F m.fl. 2018. First signs of macroinvertebrate recovery following enhanced restoration of boreal streams used for timber floating. Ecological Applications 28:587–597. <https://doi.org/10.1002/eap.1672>

Pilotto m.fl. (2018) fokuserade på samhällsutvecklingen för makrovertebrater (bottenfauna) på GRR-N-, AVR- och KON-sträckor under 2010–2012 och 2015 (d.v.s. före och sedan 1, 2 och 5 år efter genomförandet av AVR-restaureringarna), för att utröna om de ytterligare åtgärder som genomförts som en del av AVR-restaureringen ledde till större miljöförbättringar i förhållande till en GRR-restaurering. Det fanns inga signifikanta skillnader mellan restaureringskategorierna under de första tre åren (2010–2012). Under sista undersökningsåret (2015) framträdde dock uppenbara skillnader, med högre relativa förekomster av insektsgrupperna dagsländor (*Ephemeroptera*) och nattsländor (*Trichoptera*), tillsammans med ärtmusslor (*Mollusca*) i AVR-lokaler. Däremot minskade relativa förekomster av fjädermyggor (Diptera: Chironomidae) på AVR-sträckorna 2015. Dessa resultat tyder på förbättrade miljöförhållanden för bottenfauna, eftersom ärtmusslor, dagsländor och nattsländor betraktas som indikatorer för miljöer med högre kvalitet, medan fjädermyggor ofta ökar under försämrade miljöförhållanden. De första två åren efter restaureringsåtgärder var bottenfaunasamhällena likartade mellan AVR-, GRR-N- och KON-sträckorna, men samhällen på AVR-områden började avvika positivt från de andra två kategorierna fem år efter restaureringen. Dessa resultat tyder på att de extra åtgärder som genomförts som en del av AVR-restaureringen kan ha starkare effekter än GRR-restaureringsmetoder, men att dessa effekter tar tid att etablera.

Hasselquist m.fl. 2018. Contrasting responses among aquatic organism groups to changes in geomorphic complexity along a gradient of stream habitat restoration: implications for restoration planning and assessment. Water 10:1465. <https://doi.org/10.3390/w10101465>

Hasselquist m.fl. (2018) presenterade en övergripande jämförelse av mångfald och samhällssammansättning av kiselalger, makrofyter och bottenfauna mellan alla fem aktuella restaureringskategorier (KON, GRR-O, GRR-N, AVR och REF). Undersökningarna genomfördes 2012, d.v.s. två år efter att de avancerade restaureringarna påbörjades. Statistiska analyser fokuserade på sambanden mellan olika nivåer av geomorfologisk komplexitet (t.ex. substratheterogenitet, variation i längsgående djup) och mångfald samt de tre organismsamhällenas sammanställning.

Artrikedomen av makrovertebrater och kiselalger samt kiselalgernas biovolym (volym alger/volym vatten) ökade med ökande sedimentheterogenitet, medan rikedom av makrofyter minskade. Artrikedom av makrovertebrater var också positivt förknippad med bäverbearbetat trä, men inte med total vedvolym i vattendraget. Variation i vattendjup var positivt associerad med kiselalgernas rikedom, men negativt associerad med kiselalgernas biovolym.

Makrofyternas rikedom minskade med ökande heterogenitet i sedimentstorlek, men ökade med variation i longitudinell djup (t.ex. trappstegspooler: (engelska: "step-pools")) och förändringar i höjd hos kanalbädden längs tvärsnittet (i.e. förändrat vattendjup). Mångfalden (Shannon-index) av makrofyter ökade med de flesta komplexitetsmått, med undantag för ett negativt samband med volymen av träd stockar. Makrofyttäckningen var lägre i AVR i förhållande till GRR-N-räckvidden.

Kiselalgsamhällets sammansättning av KON-sträckor tenderade att skilja sig från de återställda sträcktyperna, men varken makrofyternas eller bottenfaunas sammansättning varierade mellan sträckkategorier.

Resultaten visar att bottenfauna och kiselalger reagerar positivt på en aspekt av geomorfologisk komplexitet (sedimentheterogenitet), vilken ökade som en konsekvens av Vindel River LIFE-restaureringarna. Däremot relaterades makrofyter till aspekter av geomorfologisk komplexitet som inte påverkades av restaurering (t. ex. longitudinell djupvariation). Snarare tenderade makrofyter att svara negativt på AVR-restaureringarna. Detta tyder på att olika typer av åtgärder kan behövas för att förbättra förhållandena för makrofyter.

Tidigare publicerade originalstudier: Ekosystemfunktion och bottenfaunans funktionella egenskaper

Pilotto F m.fl. 2018. First signs of macroinvertebrate recovery following enhanced restoration of boreal streams used for timber floating. Ecological Applications 28:587–597. <https://doi.org/10.1002/eap.1672>

Pilotto m.fl. (2018) analyserade variationen i bottenfaunans funktionella egenskaper mellan KON-, BRR-N- och AVR-sträckor. Med funktionella egenskaper hos en organism menas de artgenskaper som reglerar arternas reaktioner på miljön och deras effekter på ekosystemets ekologiska funktion. Restaurering ökade förekomsten av bottenfaunaarter som kännetecknas av mycket specifika flödeshastighetskrav, med taxa anpassade till mycket höga och mycket långsamma flödeshastigheter mer rikligt förekommande i BRR-N respektive AVR-områden. Detta indikerar att ökad habitatheterogenitet i återställda områden stödjer mer specialiserade arter.

Frainer m.fl. 2018. Enhanced ecosystem functioning following stream restoration: The roles of habitat heterogeneity and invertebrate species traits. Journal of Applied Ecology 55:377–385. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12932>

Frainer m.fl. (2018) undersökte sambanden mellan geomorfologisk komplexitet och ekosystemfunktion över en gradient av ökande sedimentheterogenitet, från de mer homogena substraten på vissa KON-sträckor till de mest heterogena BRR-, AVR- och REF-lokalerna. Ekosystemfunktioner med avseende på var algproduktivitet, nedbrytning av lövdetritus, och deposition av fint partikulärt organiskt material (FPOM) kvantifierades i alla vattendragssträckorna under 2011. Även variation i funktionella egenskaper hos bottenfauna (d.v.s. artgenskaper som reglerar deras reaktioner på miljön och effekter) analyserades.

Både lövnedbrytning och FPOM-deposition ökade med ökande habitatheterogenitet, med de högsta sönderdelningshastigheterna observerade i de mest komplexa REF- och AVR-sträckorna. Bottenfauna specialiserad på att äta löv och anpassad till snabba strömhastigheter och grova sediment ökade också i samband med ökande habitatheterogenitet, och var återigen vanligast i de mest komplexa områdena (restaurerade områden och referenser). Tillväxten av algbiomassa varierade inte med heterogenitet i habitatet.

Dessa resultat visar att den ökningen av habitatheterogenitet som har skett i samband med Vindel River LIFE-restaureringen inte bara ökar retention av dextritus (dött

organiskt material, exemplifierat av ökade deposition av FPOM) utan också hastigheten för nedbrytning av lövdetritus, vilket är en nyckelkomponent i kolets och näringsämnenas kretslopp mellan terrestra och akvatiska näringsvävar.

Datasammanställning

Data från återställda (AVR-, GRR-G- och GRR-N-), KON- och REF-sträckor begärdes från forskare som tidigare arbetat med datainsamling på dessa platser. Uppgifterna som mottogs omfattade bland annat biologisk mångfald hos olika organismgrupper, vattenkemi, geomorfologi, och ekosystemfunktioner. En del av de inkomna uppgifterna har analyserats och publicerats tidigare och en fullständig publikationslista finns i referenslistan. Dock finns det även data från vissa år som aldrig har publicerats, och för andra år har endast en delmängd av tillgängliga data publicerats. Till exempel, Pilotto m.fl. (2018) analyserade bottenfaunadata från åren 2010–2012 och 2015, utan att inkludera majoriteten av KON- och REF-stationer, och Frainer m.fl. (2016) publicerade inte tillgängliga lövnedbrytningsdata från tiden innan restaureringen.

Som en extra baslinje sammanställdes även data från provtagningsstationer som ingår i det nationella övervakningsprogrammet *Trendstationer vattendrag*. Trendstationerna i Norrland ligger på vattendrag utan betydande påverkan som provtagits årligen, från tiden före VRL-restaureringar fram till idag, och bidrar därmed till att ge en bild av bakgrundsvariation i regionen mot vilken data från det restaurerade vattendraget kan jämföras. Även en del stationer som ingår i regionala övervakningsprogram utvärderades som möjliga extra kontrollstationer, på grund av närheten till de restaurerade vattendragen. Inledningsvis identifierades 14 extra övervakningsstationer baserat på tillgången till taxonomiska data på artnivå för åtminstone bottenfaunan. Av dessa exkluderades stationer som var belägna mer än cirka 100 km från Vindelälvens avrinningsområde och/eller under den högsta postglaciala kustlinjen, samt stationer med en betydande mänsklig påverkan (t.ex. stationen Vormbäcken exkluderades på grund av pågående påverkan från en gruva). Till slut valdes fem extra kontrollstationer ut, samtliga från trendvattendragprogrammet (TREND). Bottenfauna-, vattenkemi- och kiselalldata extraherades för alla tillgängliga år från Miljödata MVM-databasen (<https://miljodata.slu.se/MVM/>). Inga makrofytdata fanns tillgängliga för dessa stationer.

För att komplettera databasen, extraherades ytterligare hydrogeografiska data (inklusive höjd över havet, vattendragslutning, vattenförsörjning) och markanvändning i avrinningsområdet (t.ex. jordbruk, skogsbruk etc.) för varje provtagningsstation med hjälp av GIS.

Datahantering

Det fanns en betydande variation bland de datafiler som samlades in från forskare vad gäller t.ex. namn på provtagningsstationer och restaureringskategorier, exakta koordinater för provtagningslokaler, taxonomisk identifieringsnivå och artnamn. Dessa problem återspeglar de många forskarlag som är involverade i provtagning och identifiering av de olika organismgrupperna: makrovertebrater (4 forskarlag), makrofyter (2 forskarlag) och kiselalger (2 forskarlag). Följande kvalitetssäkrande åtgärder vidtogs för att komma till rätta med detta:

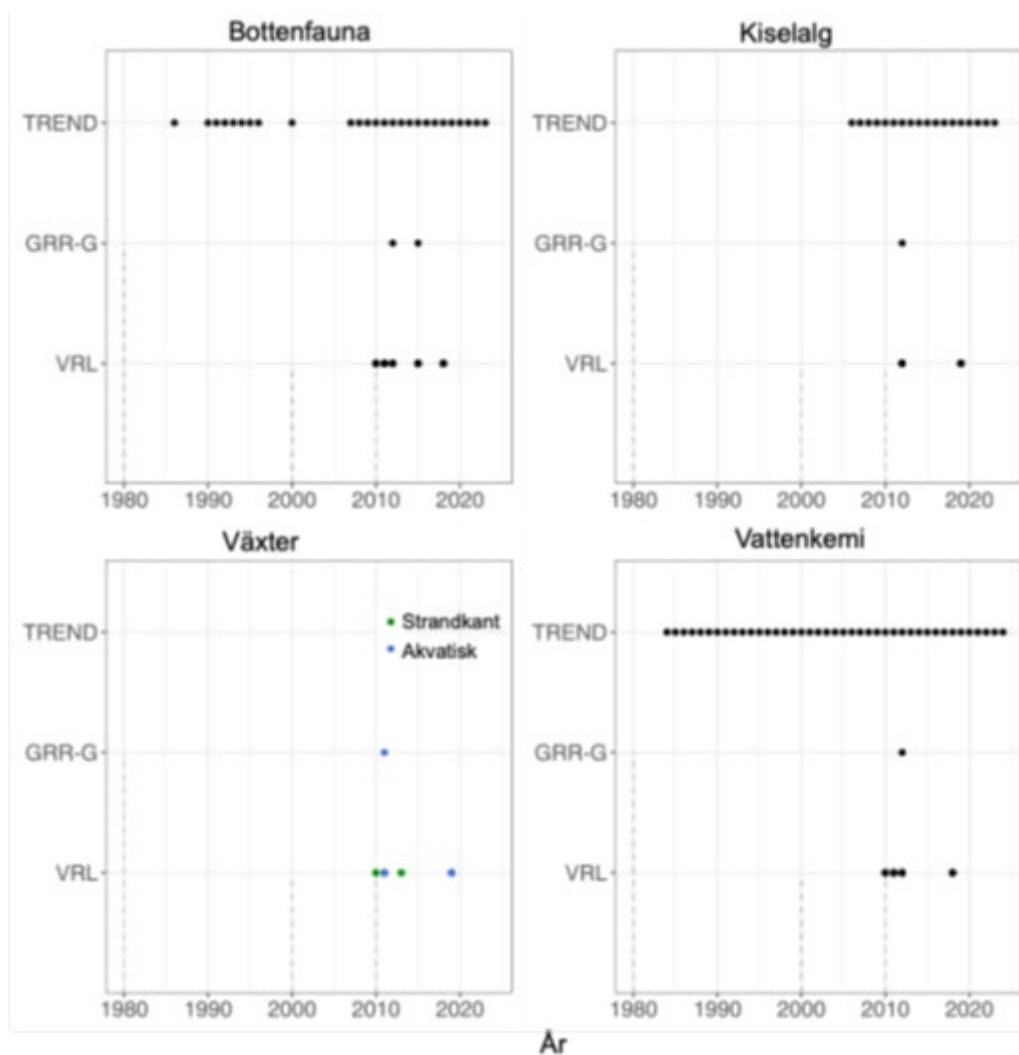
1. Harmonisering av benämning och begrepp, inklusive stationsnamn- och restaureringskategori. Som en del av detta kontrollerades även de rumsliga koordinaterna.
2. Tilldelning av alla provtagningsstationer med en unik kod, med prefix "L" (LIFE) för platser som ingick som en del av uppföljning av Vindel River LIFE, och "T" (TREND) för ytterligare trendstationer som inkluderades i datainsamlingen. L-prefixet användes tidigare vid provtagning av bottenfauna och vattenkemi åren 2010–2012.
3. Taxonomisk harmonisering. Detta var ett omfattande arbete som inkluderade bland annat (i) korrigering av artnamn så att alla taxa stämde med den svenska taxonomiska databasen *Dyntaxa*, (ii) sammanslagning av några artnivåidentificeringar till släktnivå i fall av inkonsekvenser mellan laboratorier, framför allt för släkten som är kända för att vara utmanande att identifiera till artnivå, iii) kontroll av ursprungliga dataprotokoll för att reda ut misstänkta fel och outliers (extremvärden).
4. Borttagning av taxa som inte passar in i definitionen av en viss organismgrupp, till exempel små djur som rundmaskar (*Nematoda*) och musselkräftor (*Ostracoda*) som normalt inte räknas som makroinvertebrater (bottenfauna), och andra taxa som landlevande insekter och amfibier som hittades som bifångst i proverna.

En särskild komplikation uppstod i samband med att harmonisera förekomstdata för bottenfauna, relaterat till skillnader i graden av delprovtagning som tillämpades av olika laboratorier. I vissa fall levererades datafilerna redan korrigerade för delprovtagning, i andra fall var det nödvändigt att hämta delprovtagningsinformation från de ursprungliga protokollen. Från de ursprungliga protokollen upptäcktes även att antalet individer för vissa organismgrupper som kräver väldigt hög expertkunskap för att artbestämma hade inkluderats i de ursprungliga datafilerna. Dessa grupper inkluderar knott (*Simuliidae*), fåborstmaskar (*Oligochaeta*) och subfamiljer av fjädermyggor (*Chironomidae*), vilka räknades på laboratoriet i Uppsala men inte skickades vidare för artbestämning.

Överblick och initial analys

Figur 2 sammanfattar alla provtagningar i MVM-databasen under perioden 1986–2018 för fyra datamängder (bottenfauna, kiselalger, kärlväxter inklusive både strandkants- och vattenvegetation, samt vattenkemi). Data om ekosystemets funktion presenteras i Tabell 1, som ger mer detaljerade uppgifter om vilka parametrar som mättes på de olika stationerna år för år.

Endast bottenfauna, vattenkemi och några funktionella mätningar (dvs. fältmätningar av ekosystemprocesser såsom lövnedbrytning, produktion av alger, osv) finns från perioden innan de avancerade restaureringsåtgärderna inleddes år 2010, medan data för alla responsvariabler finns från minst ett provtagningsstillfälle efter 2010. Mest data finns för KON-, AVR- och GRR-N-stationer, med 5–6 stationer provtagna per år för de olika variablerna. Färre stationer är provtagna för REF- (2–3) och GRR-G-stationer (2–4) per år. För TREND-stationer finns vattenkemi och bottenfaunadata från endast en plats under 1980-talet; efter år 2000 finns data från alla fem TREND-stationerna. Kiselalldata finns för en station 2006. Vattenkemidata var tillgängliga från en plats från och med 1984; ytterligare platser blev med tiden tillgängliga från alla fem TREND-stationer.



Figur 2. Data (minst en lokal) för fyra variabler över perioden 1986–2023 för TREND, GRR-G och VRL provtagningsstationer. VRL-kategorin inkluderar alla AVR-, GRR-N-, KON- och REF-platser, eftersom dessa i allmänhet provtogs samtidigt under ett givet år. Ekosystemfunktionsdata finns från åren 2010–2012 (lövnedbrytning) och 2012 (algtillväxt och deponering av finkorniga organiska material). Mer detaljerad information finns i Tabell 1.

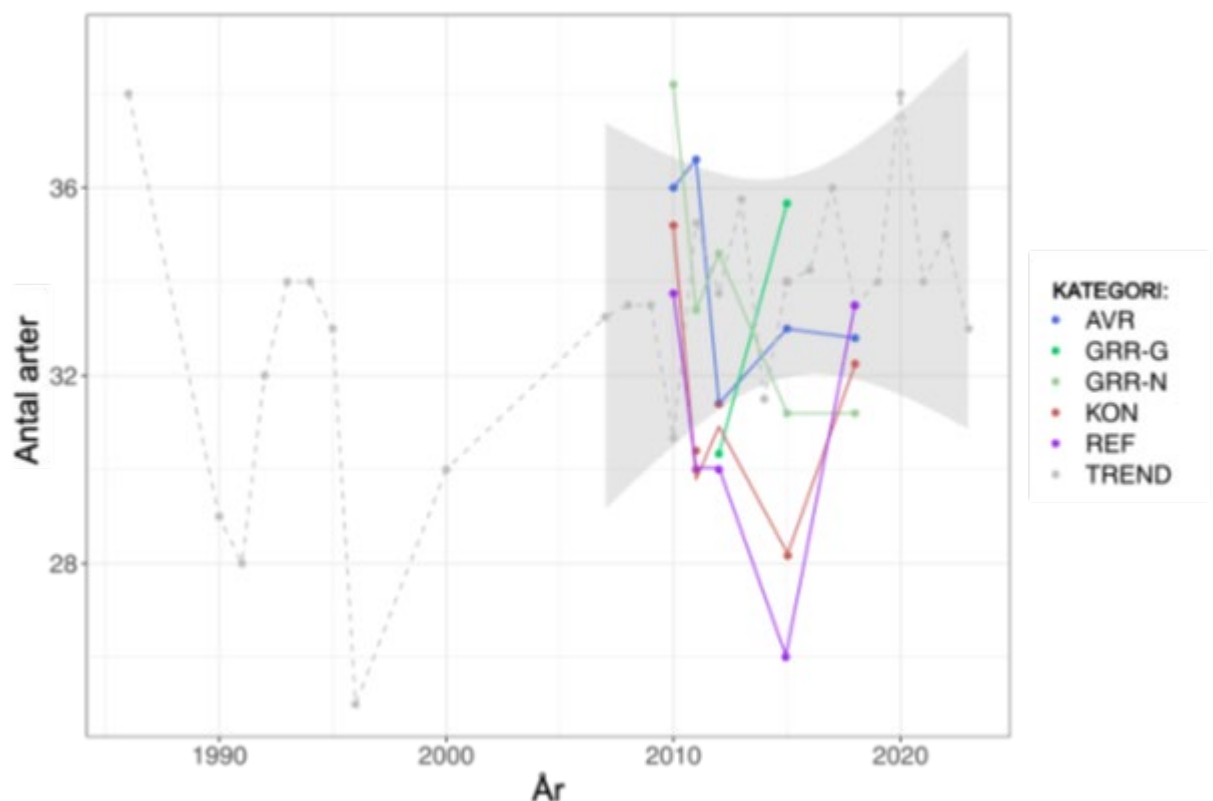
Tabell 1. Sammanfattning av data per station under perioden av VRL-uppföljningar. V = vattenkemi, B = bottenfauna, K = kiselalger, S = strandkantzväxter, M = makrofytter. Ekosystemfunktionsdata finns från år 2010–2012 för "L" stationer. Mer data finns för TREND-stationer innan 2010 och efter 2018 (Figur 2). Se också Figur 1 för stationernas belägenhet i avrinningsområdet.

Kod	Station	Kategori	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
L1	Krycklan	REF	BV	BMV	BKV			B			BV
L2	Kvarnsjöbäcken	KON	BV								
L3	Storkvarnbäcken	REF	BV					B			
L4	Hjuksån, Rest.	GRR-N	BSV			S					
L5	Hjuksån, Dem.	AVR	BSV			S					
L6	Falåström, Dem.	AVR	BSV	BMV	BKV	S		B			BV
L7	Falåström, Rest. Gravmarks	GRR-N	BSV	BMV	BKV	S		B			BV
L8	Mösupbäck., Dem.	AVR	BSV	BMV	BKV	S		B			BV
L9	Mösupbäck., Rest.	GRR-N	BS	BMV	BKV	S		B			BV
L10	Vornbäcken	KON	BV								
L11	Mattjokkbäcken, Rest.	GRR-N	BV	BMV	BKV			B			BV
L12	Mattjokkbäcken, Dem.	AVR	BV	BMV	BKV			B			BV
L13	Vatjoträsk	KON	BV								
L14	Ribbikbäcken	KON	BV								
L15	Näresbäcken	REF	BV								
L16	Baseleträsk	KON	BV								
L17	Rågobäcken, Dem.	AVR	BSV	BMV	BKV	S		B			BV
L18	Rågobäcken, Rest.	GRR-N	BSV	BMV	BKV	S		B			BV
L19	Videträskbäcken	REF	BV								
L23	Beukabäck., Dem.	AVR	S	BMV	BKV	S		B			BV
L24	Beukabäck., Rest.	GRR-N	S	BMV	BKV	S		B			BV
L25	Lycksabäcken	KON		BMV	BKV			B			BV
L26	Bjurbäcken S	KON		BMV	BKV			B			BV
L27	Bjurbäcken N	KON		BMV	BKV			B			BV
L28	Vällingträskbäck.	KON		BV	B			B			
L29	Färträskbäcken	REF		BMV	BKV						
L30	Sikträskbäcken	REF		BMV	BKV			B			BV
L31	Isbergsbäcken	REF		BV				B			
L32	Stockbäcken	KON		BM	BKV			B			BV
L33	Kvarnbäcken	GRR-G		BM	BKV			B			
L34	Bastutjärnen	GRR-G		BM	BKV						
L35	Långträsket	GRR-G		BM	BKV						
L36	Tannbäcken	GRR-G						B			
L37	Dergabäcken	GRR-G						B			
T1	Stortjärnsbäcken, Svartberget	TREND	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV
T2	Mattjokkbäcken - Uppstr väg	TREND	BV	BV	BV	BV	BV	BV	BV	BV	BV
T3	Mattjokkbäcken	TREND	K	K	K	K	K	K	K	K	K
T4	Laxtjärnsbäcken	TREND	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV
T5	Bergmyrbäcken - Tallberget	TREND	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV	BKV

Preliminär analys

En omfattande analys av sammanställda data ligger utanför ramen för denna rapport. För att stödja en bristanalys av VRL:s restaureringsuppföljningar presenteras dock här en graf (Figur 3) som visar artrikedom för den mest datarika gruppen - bottenfauna. Målet är att belysa utmaningen i att separera variationen orsakad av restaureringsaktiviteter från andra variationskällor i regionen (bakgrundsvariationen).

Det är viktigt att notera att artrikedom bara är ett av flera mått på biologisk mångfald och ofta inte det mest informativa (om inte påverkansgradienterna är väldigt starka, som t.ex. försurning eller pesticidpåverkan). Dessutom finns det många alternativa tillvägagångssätt för att utforska förändringar i samhällssammansättning (multivariata analysmetoder, gruppering enligt artegenskaper, analys av specifika indikatorarter, m.m.). De trender som visas här bör alltså inte betraktas som definitiva vad gäller restaureringens effekter.



Figur 3. Variation i biologisk mångfald (antal arter) av bottenfauna i olika kategorier av vattendrag över perioden 1984–2023. Punkterna visar snittvärdet av 3–6 stationer per kategori. Den gråa ytan visar 95% konfidensband bland TREND-stationerna över perioden med data för mer än en station (2007–2023).

Nyckelpunkter från grafen i Figur 3:

1. Innan år 2007 var data tillgänglig för endast en TREND-station (Laxtjärnsbäcken), och grafen visar en väldigt stor mellanårsvariation. Mellanårsvariationen är signifikant lägre efter 2007 då datapunkterna representerar medelvärdet för fem i stället för ett TREND-vattendrag.
 - Punkt 1 visar riskerna med att övervaka endast en plats, där variationen mellan år kan vara både större än den regionala variationen (medelvärde för många platser) och större än effekterna av en restaurering i sig.

2. Under perioden 2010–2018 ligger variationen i de restaurerade platserna generellt inom det grå området som representerar konfidensintervallen bland TREND-platser. Detta visar att variationen förknippad med en habitatrestaurering kan vara mindre än den årliga "bakgrundsvariationen" i regionen (vilken sannolikt återspeglar mellanårsvariationer i klimat och väderlek).
3. Dessutom syns tydliga trender som påverkade samtliga lokaler under vissa år – framför allt minskningen i antal arter som verkar ha påverkat alla kategorier, med början redan under 2010 för TREND stationerna och 2011–2012 (alla andra kategorier).
 - Punkterna 2 och 3 tillsammans understryker vikten av att ha en bra provtagningsdesign som sedan kan stödja lämpliga statistiskanalys som kan separera effekterna av restaureringen från sådan bakgrundsvariation.
4. Mellanårsvariationen bland kontroll- och referensstationer var större än den bland trendlokaler under 2010–2018. Vid tolkningen av dessa resultat är det viktigt att notera att uppsättningen av vattendrag och sträckor som representerar dessa kategorier förändrades under de tre första åren av provtagning, på grund av t.ex. tidigare rensade kontrollsträckor som återstälts (och därmed kan inte användas som kontroll lokaler längre). Några vattendrag som valts som referenser skilde sig dessutom för mycket från de återställda platserna för att fungera som lämpliga referenser (t.ex. den väldigt branta Isbergsbäcken). Följaktligen kommer den årliga variationen som dokumenteras för dessa kategorier delvis återspegla variationen i sammanställningen av resultaten från vattendrag i dessa kategorier.
 - Punkt 4 understryker vikten av att upprätthålla övervakning av samma lokaler under hela övervakningsperioden, och problemet för uppföljningar som kan uppstå när kontrollplatserna successivt återställs
5. Data ger underlag för att testa några hypoteser med statistiska analyser, bland annat:
 - a) Finns det indikationer på att AVR-sträckorna efter 2012 tenderar att stödja en högre artrikedom än de GRR-N sträckor? Detta kräver en mer grundlig statistisk analys för att utvärdera.
 - b) GRR-G-sträckorna hade den högsta artrikedomen av de sträckor som provtogs år 2015, vilket kan tyda på att det krävs en längre tid efter restaurering för att upptäcka de starkaste effekterna. Det finns dock ett behov av mer provtagning av dessa äldre restaureringar för att utvärdera denna hypotes.

Bristanalys

1.1.1.1 Överblick: hur uppfyller VRL:s restaureringsutvärderingar grundkrav för en effektiv restaureringsuppföljning?

1. Målbild

Uppföljningar av habitatrestaureringar är mest effektiva när de planeras mot en uppsättning av tydliga och på förhand definierade projektmål (Figur 4). Sådana mål bör först definiera vilka aspekter av den abiotiska miljön, biologisk mångfald, ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster som sannolikt har påverkats av tidigare mänskliga aktiviteter/miljöförstöring. Mål fastställda i bevarandeplaner och förvaltningsplaner (d.v.s. natur- och vattenförvaltningen) ger i sin tur underlag för att prioritera förvaltningen mot aspekter av den fysiska miljön och vilka organismgrupper som är mest i behov av åtgärder. När dessa väl är fastställda, bör målen för ett restaureringsprogram styra allt som kommer efter, från planering (vilka åtgärder krävs och var), samråd till genomförande, övervakning och uppföljning (Figur 4). Om målet med en restaurering är att öka habitatkomplexiteten för att gynna biologisk mångfald av bottenfauna och makrofyter bör en utvärdering fokusera på förändringar i hydromorfologisk komplexitet och dessa två organismgrupper. På samma sätt bör restaurering av grusbäddar (i.e. lekbottnar) för att stödja reproduktion av laxfisk fokusera på stabiliteten över tid hos de återställda grusbäddarna och övervakning av laxfisk, inklusive separata analyser av årsungar och äldre fisk, eftersom olika åldersgrupper har olika habitatpreferens (d.v.s. årsungar kan gynnas medan äldre fisk söker nya ståndplatser).

VRL: De restaureringsmål som presenterades i den ursprungliga VRL-ansökan var mycket breda: att öka livsmiljöernas heterogenitet och biologisk mångfald, och förbättra miljön för fisk. Ändå definierade forskarna som ledde de olika uppföljningarna sina egna mer specificerade mål utifrån ekologisk teori och geomorfologisk kunskap.



Figur 4. Kopplingar emellan mål för restaureringsprojekt och åtgärdsplanering, övervakning, och uppföljning.

2. Kontroll av implementering och effekt

En fullständig utvärdering av restaureringsframgång kräver två element:

Funktionskontroll (Engelska: *implementation control*) och **effektkontroll**.

Funktionskontroll (även kallat *teknisk uppföljning*, t.ex. i *Åtgärder i vatten-databasen*), används för att kontrollera om, var och hur åtgärderna faktiskt utfördes, samt huruvida åtgärderna har etablerats/finns kvar (t.ex. att en restaurerad grusbädd inte har sköljts bort). Effektkontroll fokuserar istället på vad som uppnåddes i förhållande till projektmål, för att stödja lärande och förståelse för åtgärder i systemet. En effektkontroll av en habitatrestaurering som t.ex. syftar till att öka habitatkomplexiteten och biologisk mångfald bör testa om de uttalade målen har uppnåtts: i) att habitatheterogeniteten har ökat (d.v.s. att habitaterna (livsmiljöerna) inte bara ser ut att vara mer komplexa, utan faktiskt också är det på en mätbar skala) och, till följd av det, ii) att den biologiska mångfalden för målorganismgrupperna har ökat.

I Sverige görs ofta tekniska åtgärdsuppföljningar (implementeringskontroll) i stor utsträckning och detta rapporteras för många restaureringsprojekt i databasen *Åtgärder i vatten*. Däremot finns det mycket få noggranna effektkontroller.

VRL: I detta avseende sticker VRL ut med de omfattande data som samlats in för bland annat vattenkemi, geomorfologi och biologisk mångfald, vilka finns tillgängliga från de restaurerade platserna.

3. Provtagningsdesign och replikering

En effektiv provtagningsdesignen för att utvärdera ett restaureringsprojekt är en enkel **BACI**-design ("Before-After-Control-Impact"; svenska: "Före-Efter-Kontroll-Påverkan"), där en restaurerad plats ("impact" i BACI-terminologin; platsen är "påverkad" av restaureringen) provtas både före och efter restaurering och som jämförs med en kontrollplats (som inte har restaurerats) under samma tidsperiod (Christie et al. 2019). Om en förändring från perioden före restaurering till efter restaurering upptäcks på den återställda platsen, men inte på kontrollplatsen finns det underlag för att konstatera att återställningsåtgärden har haft någon form av effekt. För ett program som omfattar flertal rumsligt diskreta restaureringsprojekt (d.v.s. ett flertal "I"-lokaler inom BACI-kontexten) är det också viktigt med replikering av kontroll-lokalerna. Den allra bästa designen för uppföljning av restaureringsprogram är den som omfattar provtagning av de restaurerade platserna både **före och efter** restaureringen, helst vid flera tidpunkter, på både **kontroll-** och **referenslokaler**, som representerar de ekologiska tillstånden som restaureringen syftar till att flytta ekosystemet bort från respektive mot. Denna "**mBACRI**"-design (Downes et al. 2002) representerar en mer komplex utökning av en enkel BACI-design, och ger en väl replikerad grund för att dra slutsatser om huruvida restaureringsprojekt både har lyckats förändra ett ekosystem bort från det påverkade tillståndet mot ett referenstillstånd, i förhållande till bakgrundsvariationen både före och efter restaureringen.

VRL: Det flesta publicerade uppföljningar av VRL-restaureringarna har tillämpat en extensiv mBACRI design. Den preliminära analysen av bottenfaunans artrikedom (Figur 3) demonstrerar värdet av att övervaka både kontroll och restaurerade lokaler samtidigt som andra lokaler ger en bild av bakgrundsvariation i regionen.

En bedömning av hur mycket temporal och rumslig replikering av återställda och kontrollerade lokaler som krävs borde egentligen baseras på en förståelse och kunskap om graden av variation som är typisk för regionen. Större bakgrundsvariation innebär att fler stickprov kommer att krävas för att nå den statistiska styrka som krävs för att upptäcka signifikanta effekter av restaurering (Figur 2).

VRL: Beräkningar av lämplig stickprovsstorlek var inte möjliga innan VRL-restaureringarna påbörjades, men det finns i teorin goda möjligheter att använda data från andra uppföljningar och nationella trendprogrammet för att utvärdera vilken replikeringsnivå som kan krävas i storskaliga uppföljningar av framtidens restaureringsprojekt (vilka kan förväntas genomföras som respons på t.ex. EU:s restaureringsförordning).

1.1.1.2 Nio principer som kännetecknar ett bra uppföljningsprogram

Weber m.fl. (2018) presenterade ett konceptuellt ramverk för planering och genomförande av restaureringsuppföljningar som bygger på standardiserade undersökningar och systematisk jämförelse mellan projekt, för att underlätta samarbete, lärande, och adaptiv förvaltning och -övervakning. Som en del av detta arbete presenterade författarna nio principer som bör uppfyllas för att ett sådant program för effektoppföljning ska bli framgångsrikt (Box1). Här bedöms VRL-utvärderingarna i förhållande till Webers (2018) nio principer, som har omgrupperats för att stödja en mer systematisk och kortfattad genomgång:

- a. Säkerställ intressenters engagemang för att stödja samhällsrelevanta restaureringar och ömsesidigt lärande (Principer 1 och 8; Box 1)
- b. Verifiera i vilken utsträckning restaureringen har lyckats, och identifiera de faktorer som styr restaureringens framgång. (Principer 2, 3 och 6; Box 1)
- c. Använd en lämplig provtagningsdesign och metodik för att utvärdera effekterna av restaurering och deras bakomliggande orsaker. (Principer 5 och 7; Box 1)
- d. Koordinering och samordning, inklusive revidering och anpassning. (Principer 3 och 9; Box 1)

Box 1. Nio principer för framgångsrika uppföljningar av restaureringsprogram, presenterade i originalform på engelska (från Weber m.fl. 2018).

1. **Assure stakeholder commitment (vision, funding, personnel, time):** Formation of long-term partnerships of key stakeholders based on shared visions.
2. **Evaluate against clear objectives:** Formulation and verification of agreed-upon objectives on abilitation outcome.
3. **Coordinate with related activities:** Creation of synergies and common language across management sectors.
4. **Answer well-defined questions:** Identification of key questions from practice to be answered in a systematic way.
5. **Standardise the sampling design (indicators, methods, spatio-temporal scale):** Standardisation of the design to allow for comparability and explanatory power.
6. **Compare multiple projects:** Spatial replication to account for spatial variation in the observed effects.
7. **Decide on where and when to learn:** Distribution of funds according to the learning potential and stakeholder needs.
8. **Process and disseminate the findings:** Feedback of findings to the stakeholders and wider public.
9. **Review the program at regular intervals:** Reflection and adaptation of the program based on lessons learned.

1.1.1.3 VRL bristanalys och rekommendationer i detalj

- a. *Försäkra intressenters engagemang för att stödja samhällsrelevanta restaureringar och ömsesidigt lärande*

Huvudprinciper: Samordnat engagemang med avseende på visioner och tillgängliggörande av resurser

Varför: Dessa principer betonar behovet av engagemang från intressenter, hela vägen från planeringsstadiet av ett restaureringsprojekt till dataanalys och kommunikation av resultat. Det slutliga målet är att främja gemensamt lärande bland intressenter, forskare och praktiker. I synnerhet bör engagemanget hos intressentorganisationer som tillhandahåller finansiering för både restaureringsarbete och uppföljningar säkerställas under en tillräcklig tidsperiod för att både slutföra arbetet och utvärdera dess framgång. Om bedömning av ett mål (t.ex. restaurering av strandnära vegetation) kräver en inventering 10 år efter restaurering, då måste ett långsiktigt åtagande om övervakning finnas. Ytterligare nyckelintressenter inkluderar praktiker som genomför åtgärderna, grupper som sannolikt kommer att påverkas av restaureringen (både under genomförandet av projektet och efteråt), miljöanalytiker och forskare. Formulering av restaureringsmål som tar hänsyn till prioriteringarna för en så bred grupp av intressenter bidrar till att stärka den samhälleliga relevansen av, och stödet för, de planerade åtgärderna. Intressenternas engagemang i dataanalys säkerställer ytterligare att samhällsrelevanta och även sakägarnas frågor tas upp. Intressenter som varit involverade under hela processen kommer att ha en starkare grund för att förstå lärdomarna från uppföljningar; vad som har fungerat och vad som inte har fungerat. Kommunikation av resultat bör anpassas till olika intressentgruppers behov och expertis.

Utvärdering och rekommendationer VRL: Ansökningar till EU:s LIFE-program kräver integrerat engagemang mellan sökande myndigheter, intressenter och forskare för att lyckas; detta gällde även den ursprungliga VRL-ansökan. Möjligen behövdes en mer systematisk dialog mellan intressenter och forskare för att stödja formulering av mer specifika mål för projekten (d.v.s. mer specifika än "förbättra biologisk mångfald"). Därefter var inblandning av intressenter i uppföljningsarbetet ojämn. Vid urvalet av studieplatser hade olika delprojekt stor nytta av kunskapen och input från t.ex. Vindelälvens fiskeråd, och resultat har kommunicerats och diskuterats på regional nivå, t.ex. på workshops och i naturskolan, men även vid nationella forum som Miljöövervakningsdagarna. Däremot har det varit mindre samarbete mellan forskare och andra intressenter vad gäller dataanalys och utarbetande av publikationer (Vindelälvens fiskeråd har bidragit till några), och det är oklart om de vetenskapliga publikationerna som granskas i denna rapport har fått stor spridning utanför akademien.

EU:s LIFE-program ger en utmärkt plattform för att stödja samarbete mellan intressenter och forskare vid planering och genomförande av restaureringar, och det skulle vara fördelaktigt för framtida tillämpningar att mer fullständigt utnyttja sådana möjligheter i t.ex. formulering av restaureringsmål kopplade till åtgärdsplanering och andra planer.

EU:s LIFE-program tillhandahåller vanligtvis begränsade resurser för uppföljningar, särskilt sådan som inbegriper forskning, vilket innebär att det är en utmaning att säkra finansiering för långtidsövervakning inklusive såväl abiotiska som biotiska indikatorer och kräver oftast identifiering av alternativa finansieringskällor.

b. Verifiera i vilken utsträckning restaureringen har lyckats, och identifiera de faktorer som styr restaureringens framgång

Huvudprinciper: Utvärdering mot tydliga mål, svar på väldefinierade frågor och jämförelse mellan flera (del)projekt.

Varför: Framgången för ett restaureringsprojekt bör utvärderas mot tydliga och på förhand definierade mål. I första hand så styrs valet av vilka variabler som kvantifierats under fältinventeringar av deras direkta relevans för att utvärdera programmålen (Figur 4). Helst bör datainsamlingen också planeras så att ytterligare frågor kan besvaras för att bidra till anpassningar i både redan initierade och planerade restaureringar. Till exempel är det bra att inte bara bekräfta om en restaurering har haft en effekt eller inte, utan även undersöka varför en förväntad effekt observerades eller inte observerades. Andra viktiga frågor kan ställas om restaureringen har haft ytterligare positiva eller negativa utfall för organismer som inte är föremål för restaureringen, eller för mänskliga aktiviteter. Förmågan att svara på dessa ytterligare frågor kan kräva provtagning av ytterligare variabler (t.ex. vattenkemi eller fritidsfiskefångster), och datainsamling från andra källor (till exempel data om markanvändning). Slutligen finns det betydande fördelar med att samtidigt utvärdera flera projekt, för att därav kunna dra generella slutsatser.

Utvärdering och rekommendationer VRL: Målen för restaureringen i den ursprungliga VRL-ansökan var mycket breda: att öka livsmiljöernas fysiska heterogenitet och därigenom den biologiska mångfalden, samt stärka fiskpopulationer. I de flesta fall har publicerade uppföljningar av VRL-restaureringarna utvärderat restaureringsframgången mot mer specifikt definierade mål, grundade på geomorfologisk kunskap och ekologisk teori. Dessa inkluderar geomorfologiska uppföljningar, vilka kvantifierade variabler som förväntas svara på AVR-projekten, biologiska inventeringar som till stor del fokuserade på de bentiska organismer (bottenfauna, kiselalger) som förväntas svara på ökad habitatkomplexitet, samt ekosystemfunktioner som förväntas förändras av ökad retentionsförmåga i AVR-områdena. Enskilda forskare har ibland samlat in ytterligare data om t.ex. vattenkemi eller strömhastighet, vilka bedömdes vara relevanta för just deras specifika frågeställningar. Dock var insamlingar av sådana stöddata oftast starkt begränsade p.g.a. begränsad finansiering eller tillgång till utrustning. Den här rapporten inkluderar stöd-data från både fält (temperatur, vattenkemi, m.m.) och GIS-data som kan användas även i framtida ytterligare analyser.

De publicerade utvärderingarna är, å ena sidan, vetenskapligt välgrundade och har gett viktiga insikter om effektiviteten och begränsningarna hos de GRR- och AVR-åtgärder som implementerats inom VRL-programmet. Å andra sidan saknas en mer systematisk utvärdering av socioekologiska effekter, vilket återspeglar både bristen på väldefinierade mål och involvering av ämnesexpertis på detta område.

En tydlig fördel med VRL-programmet är dess förmåga att producera generaliserbara resultat från jämförelser mellan flera (del)projekt. Det är dock värt att notera att de största vattendragen som återställts i programmet (t.ex. Olsbäcken) inte ingick i de flesta uppföljningar, eftersom dessa system helt enkelt var för stora för att provta med standardövervakningsmetoder. Detta understryker behovet av att identifiera mer specialiserade provtagningsmetoder för system som på något sätt skiljer sig från de som normalt provtas vid den rutinmässiga miljöövervakningen, eller möjligen användning av alternativa och mer generellt gångbara metoder, såsom eDNA-provtagning.

- c. **Använd en lämplig provtagningsdesign och metodik för att utvärdera effekterna av restaurering och deras bakomliggande orsaker**

Huvudprinciper: Standardiserad provtagningsdesign (inklusive lämpliga referenser och kontroll-lokaler, indikatorer, metoder, spatio-temporal skala) och prioritera projekt för uppföljningar för att maximera lärandet (beroende på när och vad man ska lära sig av projektet).

Varför: Förutom en tydlig målbild kräver en framgångsrik restaureringsuppföljning lämplig provtagningsdesign och metodik. Detta inkluderar provtagningsmetoder som uppfyller alla vanliga standarder som tillämpas vid rutinövervakning (t.ex. standardiserad utrustning och provtagningsmetod), vilka tillämpas i rätt rumslig och tidsmässig skala. Exempelvis kan provtagning inom de återställda livsmiljöerna vara lämpligast utförd för bentisk biota (bottenfauna och kiselalger). I vissa fall kan det dock vara lämpligare att ta prover på mer rörliga organismer (fiskar) på en större skala.

Tidpunkten för provtagningen kan också skilja sig åt beroende på vilken parameter som utvärderas. Förändringar i habitatheterogenitet kommer sannolikt att upptäckas omedelbart (även om en senare kontroll av stabiliteten hos dessa förändringar kan krävas). Men detta kommer sannolikt att vara för tidigt för att upptäcka några positiva effekter på långsamt växande eller långlivade organismer, såsom kärlväxter i strandkanten och vissa makrofyter (t.ex. mossor). Dessa grupper är mer benägna att påverkas negativt av de störningar som är involverade i restaureringsarbetet på kort sikt, med ett längre perspektiv på provtagning som krävs för att upptäcka positiva förändringar.

I ett omfattande restaureringsprogram kommer potentialen för olika projekt att ge användbar information sannolikt att variera. Med begränsade resurser för uppföljningar är det bra att ha tydliga kriterier för att prioritera insatser bland projekt, t.ex. beroende på projektstorlek, implementering av nya åtgärder eller relevans för intressenternas mål eller det lokala samhället.

Utvärdering och rekommendationer VRL: De allra flesta publicerade uppföljningar av VRL-projektet genomfördes inom en explicit mBACRI-design, med replikerad provtagning av flera återställda, kontroll- och referensplatser både före och efter att AVR-projekten implementerades (om än med endast en provtagning före restaurering). Replikeringen var relativt bra i förhållande till andra liknande projekt (med 5–6 lokaler för GRR-N och AVR).

I praktiken är äkta referensplatser ofta svåra att identifiera, och så var fallet även för VRL. Det finns idag i princip inga vattendrag inom Vindelälven som inte påverkats av flottledsrensning. De få helt orensade sträckor som finns är oftast udda på något sätt – till exempel väldigt branta (Isbergsbäcken, Sikträskbäcken) eller mer meandrande än vad som är typiskt för regionen (t.ex. Krycklan som ligger på den geologiskt viktiga gränslinjen som representerar den högsta postglaciala kustlinjen, HK).

Ett problem representeras av Fårträskbäcken, som från början betraktades som en kontroll i vissa studier, men senare omklassificerades som en "naturligt kanaliserad" referens, efter detaljerad geomorfologisk utvärdering. Detta vattendrag var också mycket mindre än de flesta av de restaurerade vattendragssträckorna. Den preliminära analysen av bottenfaunans artrikedom (Figur 3) visar att den årliga variationen för referenslokalerna ofta var hög (vilket sannolikt återspeglar deras heterogenitet) och ofta avvek från de andra lokalerna i programmet. Sammantaget är

det oklart om dessa referensplatser ska anses representera den mest lämpliga målbilden för de restaurerade sträckorna. Istället kan de bäst anses ge en indikation på magnituden av variationen som finns i regionen (liknande trendplatserna). Med tanke på svårigheterna med att hitta bra referenser bör framtida uppföljningar lägga större vikt på formuleringen av tydliga mål, grundade i ekologisk teori, mot vilka restaureringsframgången kan utvärderas (Palmer *et al.* 1997, Nilson m. fl. 2007, Weber m. fl. 2018, Gann *et al.* 2019).

Provtagningsmetoder var mycket väl standardiserade inom varje forskargrupp. Viktigt att poängtera är dock att provtagningen ibland tillämpade mer kvantitativa metoder än vad som används inom rutinmässig övervakning. Till exempel utfördes bottenfaunaprovtagning med en kvantitativ Surber-håv och inte den multihabitatmetod som används för statusbedömning inom arbetet med ramdirektivet för vatten och vattenförvaltningen.

En svaghet inom VRL-programmet är att de flesta av de restaureringsutvärderingar som gjorts "läggs på" efter planeringen av programmet, till stor del av forskare vid Umeå universitet och Sveriges lantbruksuniversitet, SLU. Trots att många av dessa forskare var involverade i den ursprungliga EU LIFE-ansökan för finansiering av restaureringsprojekten, var både planering och finansiering av uppföljningar väldigt begränsad. Som en konsekvens av detta utfördes de flesta uppföljningar mot mål som togs fram utanför ansökan, av forskarna själva. Dessutom valdes kontroll- och referensstationer ut hastigt under 2010; några av dessa visade sig senare vara olämpliga av olika anledningar. Det fanns också stor variation i de stationer som provtogs av olika forskare, och ibland i datavärdskap. Alla dessa faktorer komplicerar en direkt jämförelse mellan olika publicerade uppföljningar. Både Hasselquist m.fl. och Pilotto m.fl. presenterar t.ex. data för bottenfauna, men Hasselquist m.fl. inkluderade alla lokaler provtagna i programmet och analyserade variation i relation till geomorfologisk komplexitet, medan Pilotto m.fl. fokuserade på jämförelse mellan GRR-N och AVR lokaler. Dessa skillnader behöver beaktas vid en jämförelse av resultaten. Datainsamlingen inom ramen för detta projekt kommer att ge nya möjligheter att utföra nya analyser som tar bättre hänsyn till variation i t.ex. de provtagna objekten.

Prioriteringar av vilka objekt (åtgärder och lokaler) som ingick i uppföljningarna baserades till stor del på logistiska frågor (huruvida systemen kunde provtas med standardmetoder eller ej) snarare än att ha maximerat lärande som huvudmål. På liknande sätt styrdes mikrohabitat som provtogs inom återställda vattendrag till stor del av provtagningsmetoden. Till exempel fokuserade provtagningen av bottenfauna till stor del på steniga livsmiljöer mitt i älvfåroarna, något som var det mest lämpliga för den valda, kvadratbaserade, Surbermetoden. Som en följd av detta har flera nyckelbiotoper, som potentiellt påverkats av restaureringsåtgärderna, inte undersökts systematiskt, inklusive kantvegetation, död ved och substrat. På samma sätt fokuserade kiselalgsprovtagningen endast på stenarnas påväxt, vilket är standard vid rutinövervakning, och inte påväxt på död ved.

Användningen av multihabitatprovtagning i framtida uppföljningar bör övervägas för att mer fullständigt bedöma effekterna av restaurering på biologisk mångfald.

d. Koordination och samordning, inklusive revidering och anpassning

Huvudprinciper: Samordning med andra aktiviteter, regelbunden adaptiv revidering av programmet.

Varför: En långsiktig och storskalig uppföljning av ett restaureringsprogram kräver samordning för att maximera resultatens användbarhet. Helst används data från uppföljningarna för att bedöma vad som har fungerat och inte, och med denna kunskap görs sedan justeringar i de befintliga projekten (t.ex. genom att lägga till nya åtgärder, eller göra om felaktigt genomförda åtgärder) eller i programmet (återställa ytterligare lokaler) för att maximera den ekologiska nyttan. Befintliga uppföljningsdata kan också belysa ytterligare datainsamlingsbehov, inklusive data om ytterligare variabler som krävs för att bättre kvantifiera och bedöma framgången eller misslyckandet hos ett restaureringsprojekt. Det kan också uppstå möjligheter att synkronisera restaureringsprojekt och uppföljningar med nya förvaltningsaktiviteter. Ett möjligt scenario som kan vara aktuellt är att synkronisera uppföljningar av existerande habitatåterställningsprojekt med uppföljningar av planerade dammutrivningar, vilket utökar uppföljningens perspektiv och syfte (scope).

Utvärdering och rekommendationer VRL: VRL-uppföljningsprogrammet uppstod ur ett samarbete mellan forskare och några intressenter, utan fasta planer för långsiktig samordning. Ändå har det skett betydande justeringar av programmet under åren, inklusive borttagande av lokaler som visade sig vara olämpliga som kontroller eller referenser, och kvantifiering av ytterligare variabler som bedömts vara nödvändiga av enskilda forskare för att angripa deras specifika forskningshypoteser. Det finns en klar potential för resultat från de publicerade utvärderingarna att påverka framtida restaureringsarbete (t.ex. valet av en annan uppsättning åtgärder för förbättringar i makrofytssamhällen, som lyfts fram av Hasselquist m.fl. 2015). Samordning med närliggande verksamheter har inte varit framträdande i de befintliga uppföljningarna, vilket delvis speglar avrinningsområdets relativt ostörda karaktär som helhet (Vindelälven är i sin helhet Natura 2000-område i glesbygd som saknar t.ex. vattenreglering). Det finns dock potential att samordna med andra typer av åtgärder relaterade till exempelvis fiskevård och naturvårdande skötselinsatser (skyddade områden).

Åtgärdsuppföljning av fiskbestånd inom svenska EU LIFE-projekt riktade mot vattendragsrestaurering

I denna rapportdel utvärderas data från fiskundersökningar inom två olika geografiska områden. Dels tittar vi på data från EU LIFE-projektet Triple Lakes som pågick 2014–2019 (<https://www.triplelakes.se>) i Jämtlands län, och dels på data från Vindelälvens avrinningsområde med specifikt fokus på lekbottenåtgärder för laxfisk (enkelt beskrivet som grusbäddar med några kvadratmeter stora ytor av 10–50 mm naturgrus, med några decimeters mäktighet) i Vindelälvens biflöden. Data utvärderas främst med utgångspunkt i elfiskemetodikens kvalitet och elfiskelokalernas placering i förhållande till genomförda åtgärder. Vi sammanfattar data från olika delprojekt och diskuterar styrkor och brister. Avslutningsvis presenterar vi ett nytt material som beskriver idéer om möjliga vägar framåt för att dels utnyttja de data som redan finns insamlade för utvärdering, dels utveckla uppföljningsmetodiken för framtida projekt med hänsyn till de begränsningar som ofta förekommer vid datainsamling ur uppföljningssyfte.

Utvärderingar har baserats på en lista av elfisken och/eller åtgärdslokaler från de olika EU LIFE-projekten, av LIFE-projektdeltagare. Denna lista har gått genom med avseende på datatillgänglighet relaterad till åtgärdsinformation, delvis genom databasen *Åtgärder i vatten* (ÅiV) (<https://www.atgarderivatten.se>) och delvis genom kommunikation med projektdeltagare.

Detaljnivån skiljer något i presentationerna för de olika projekten som utvärderas. För Triple Lakes-projektet, vilket bestod av sex delavrinningsområden presenteras samtliga vattendrag mer i detalj; för vattendragen i Vindelälvens avrinningsområde, där en större mängd (32) vattendrag har gått genom, presenteras mer detaljerade redovisningar för elva vattendrag medan övriga presenteras mer översiktligt.

Ett antagande för utvärderingen har varit att projekten till stor del är intresserade av att följa upp effekter i enskilda vattendrag, snarare än att få en genomsnittlig bild av hur restaureringar fallit ut över större områden som inkluderar flera åtgärdade vattendrag. Med andra ord har vi här ett mer lokalspecifikt perspektiv, jämfört med den mer övergripande bild som ofta bedöms och presenteras inom den vetenskapliga forskningen. Detta perspektiv antas vara mer i linje med ett förvaltningsmål för lyckade projekt i varje enskilt åtgärdsområde.

Utvärderingen har utförts från ett generellt ”naivt” perspektiv; d.v.s. data utvärderas huvudsakligen från tillgängligt dokumenterat material för att få en bild av hur analyserbarheten är vid avsaknad av lokal expertis. Vissa detaljer har initialt samlats in från personer med lokal expertis, för att få in så mycket material som möjligt och för att kunna filtrera data på ett rimligt sätt. Det efterföljande arbetet, där vi utgår från en avsaknad av lokal sakkunskap, anses vara en situation som kan uppstå på flera olika sätt (uppsägningar, pension, olyckor m.m.) och motsvarar en relativt dålig situation för uppföljning. Den naiva approachen innebär att vissa tolkningsmisstag kan ha begåtts i vår analys, vilket man bör ha i åtanke om bilden som presenteras inte motsvarar den som finns hos läsare med lokalexpertis. Eventuella misstag kan dock vara illustrativa för att påvisa vilken typ av information som behöver tydliggöras inför framtiden. En alternativ metodik där expertkunskap inkorporeras löpande vid varje

påträffad oklarhet i data bedömdes tidigt i projektet vara alltför tidskrävande för att vara realistisk att genomföra med tillgängliga medel.

Parallellt med de projekt som föreliggande rapport går igenom har även en mindre omfattande utvärdering av data från Blekinge (Nättrabyån och Bräkneån, åtgärder utförda inom projektet *Unio Crassus* for LIFE (UCFORLIFE) åren 2012–2016) genomförts (Nygqvist och Näslund 2025). I detta parallellprojekt (C4.2a inom Grip on Life har framför allt en utvärdering av automatiska fiskräknare gjort, men rapporteringen inbegriper även grafiska utvärderingar av öringpopulationens respons på åtgärder baserat på elfisken (enligt den här benämnda ”helsystemsanalysen” som beskrivs i diskussionsdelen).

Utvärderingskriterier: elfiskekvalitet

Utvärderingen av elfisken baserades på en kombination av instruktioner, rekommendationer och krav som finns beskrivna i den nationella övervakningsmanualen för fisk i rinnande vatten (HaV 2023), den nationella vägledningen för statusklassificering av fiskfauna (HaV 2018), samt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25; HaV 2019). Dessa dokument fokuserar på metodik och datakvalitet lämplig för trendanalyser och bedömning av ekologisk status, men har sitt ursprung i tidigare arbeten som rör elfiske i Sverige och Norden, vilka till stor del fokuserar på att få goda skattningar av tätheten av olika arter (och för laxfisk även specifikt årsungar) på själva provfiskeytan (Bohlin m.fl. 1989; Bergquist m.fl. 2014). I praktiken kan avvikelser från dessa rekommendationer accepteras vid vissa specifika frågeställningar som avviker från de frågor som ovan refererade publikationer diskuterar. Om man till exempel är intresserad av tätheter på ett litet yngeluppväxtområde så kan det i vissa fall vara lämpligt att elfiska en yta som är mindre än den rekommenderade ytan. Detta eftersom generella rekommendationer om fiskad yta kan överstiga den yta som själva målområdet har och om man då fiskar utanför målområdet så blir data mindre representativ. Det är alltså viktigt att ta frågeställningen i beaktande när en studie planeras så att data som har förutsättningar att ge ett svar på frågeställningen samlas in. Här bedöms dock elfisken utifrån ett mer generellt perspektiv, där en mer övergripande representativitet för en vattendragssektion är i fokus. Baserat på de tre ovan nämnda dokumenten (HaV 2018, 2019, 2023) identifierades följande rekommendationer för ett elfiske av god kvalitet:

- **Avfiskad yta:** minst 50 meter sträcka längs vattendraget, alternativt minst 20 m och 200 m² av en provplats har fiskats¹
- **Antal utfisken:** minst två utfisken utförts (d.v.s. kvantitativt elfiske)²
- **Fiskeperiod:** fisket har utförts under perioden 15 juli – 30 september³

¹ **Övervakningsmanual: Fisk i rinnande vatten - vadningselfiske, version 2.0 (HaV 2023).** Instruktion: [...] den avfiskade sträckan ska alltid vara minst 20 m. Rekommendation: [...] den undersökta sträckan bör vara minst 50 m, då med hänsyn tagen till att den avfiskade ytan inte behöver överstiga 200–300 m².

² **Övervakningsmanual: Fisk i rinnande vatten - vadningselfiske, version 2.0 (HaV 2023).** Rekommendation: Vid bedömning av ekologisk status eller potential rekommenderas att kvantitativ metodik används.

³ **Fisk i vattendrag – vägledning för statusklassificering (HaV rapport 2018:37).** Rekommendation: Fisken utförda utanför angiven tidsperiod ska bedömas med försiktighet. Anledningen är att årsyngel av laxfiskarter används för bedömning, och dessa är enklast bedömda under sensommar och tidig höst.

Utöver ovanstående kriterier så gjordes bedömningar om hur mycket data som krävs för en adekvat utvärdering, hur mycket avvikelse i fångstdatum som kan accepteras mellan år, samt hur mycket avvikelse från rekommendationerna som kan accepteras. Dessa bedömningar är grova och ska tas som indikativa för kvalitet, snarare än strikta riktlinjer. Huvudsyftet med denna utvärdering är att identifiera de mest konsekventa svagheter som finns i undersökningarna, inte ett absolut värde på kvalitet (vilket skulle kräva långtgående analyser med avseende på t.ex. statistisk styrka, baserat på ett större datamaterial; sannolikt krävs också systematiska experimentella studier för att nå ett sådant mål i utvärderingen).

Kriterierna för bedömningspunkterna före-data, efter-data, antal utfisken, avfiskad sträcka/yta och tidpunkt presenteras i Tabell 2.1. Varje bedömningspunkt bedöms efter en fyrgradig kategorisk skala. Vid bedömning av resultat från dessa bedömningskriterier ska man ha överseende med att det inte alltid går att följa bästa möjliga metodik; i många fall kan låga bedömningsvärden vara en konsekvens av påtvingade avvägningar såsom begränsade resurser (se t.ex. Våra Fiskevatten 2024) eller miljöfaktorer som inte går att göra något åt (t.ex. kan torka eller höglöden göra att provtagningstidpunkter tvingas flyttas längre än vad som är lämpligt).

Tabell 2.1. Bedömningskategorisering för elfisken.

Utvärdering av "före-data"	Bedömning
5–10 datapunkter senaste 10 åren innan åtgärd	Mycket bra
3–5 datapunkter senaste 10 åren innan åtgärd	Bra
Enstaka (1–2 datapunkter senaste 10 åren innan åtgärd)	Måttlig
Inga data	Dålig
Utvärdering av "efter-data"	
>4 år med insamlade data efter åtgärd	Mycket bra
3–4 år med insamlade data efter åtgärd	Bra
2–3 år med insamlade data efter åtgärd	Måttlig
1 år med insamlade data efter åtgärd	Dålig
Inga data	Kan ej utvärderas
Antal utfisken	
Typvärde ≥ 3 utfisken; minimum 2 utfisken	Mycket bra
Typvärde ≥ 2 utfisken; minimum 1 utfiske	Bra
Typvärde = 1 utfiske (förekomst av fisken med ≥ 2 utfisken)	Måttlig
Typvärde = 1 utfiske	Dålig
Avfiskad sträcka och/eller yta	
Samtliga fisken med sträcka ≥ 50 m, alternativt sträcka ≥ 20 m och yta ≥ 200 m ²	Mycket bra
Majoriteten av fisken utförda med ovanstående ansträngning	Bra
Majoriteten av, men inte alla, fisken avviker från ovanstående ansträngning	Måttlig
Samtliga fisken avviker från ovanstående ansträngning	Dålig
Tidpunkt	
Spann fiskedatum: max 2 veckor	Mycket bra
Spann fiskedatum: 2–4 veckor	Bra
Spann fiskedatum: 5–8 veckor	Måttlig
Spann fiskedatum: >8 veckor	Dålig

Triple Lakes (Jämtlands län)

Triple Lakes (<https://www.triplelakes.se/>) var ett restaureringsinriktat EU LIFE-projekt som löpte mellan 2014 och 2019 i Jämtlands län. Projektet berörde de tre sjöarna Locknesjön, Näkten och Revsundssjön och deras närområden. Alla tre sjöarna har kallt och näringsfattigt vatten och är klassade som Natura 2000-områden för sina höga naturvärden. Sjöarna var dock ansedda att vara påverkade av mänsklig aktivitet, t.ex. övergödning och hydromorfologisk påverkan i tillflöden (orsakat av dränering, flottledsrensning och vattenkraft). Initiativtagare till projektet var Länsstyrelsen i Jämtlands län.

Här utvärderas det uppföljningsarbete som genomförts efter flottledsrestaurering i ett antal tillflöden till sjöarna. Restaureringens målsättning var återställning av sedimentstruktur för återskapande av lekbottnar för öring *Salmo trutta*. I ett fall anges åtgärdsarbetet även riktas mot harr *Thymallus thymallus*, men harr är en art som inte anses kunna bedömas speciellt väl med hjälp av vadningselfiske.

Bedömningar

För bedömningar av åtgärdsuppföljande elfisken inom Triple Lakes-projektet identifierades alla elfisken som låg inom åtgärdsområdena i Svenskt elfiskeregister ('SERS'; <https://www.slu.se/elfiskeregistret/>). Många, men inte alla, elfisken från Triple Lakes hade registrerats med Lokalnr="Triple". Vaxsjöån, Orrbodån och Forsaån hade inte angivits tillhöra Triple Lakes-projektet; dessutom fanns vissa lokaler i Bensjöån som förefaller felaktigt ha angetts tillhöra Triple Lakes (troligen i efterhand; en lokal som angetts tillhöra Triple Lakes fiskades 2008, innan projektet startats). Med hjälp av en lista över provfiskeplatser som levererats av Länsstyrelsen i Jämtlands län kunde alla relevanta provplatser identifieras. Från data i elfiskeregistret identifierades relevant data för bedömning av elfiskenas kvalitet (rapporteras i Box 2.1–2.6).

Information om åtgärdsområde, åtgärdsperiod, åtgärdstyp och målart hämtades från databasen Åtgärder i Vatten ('ÅiV'; <https://atgarderivatten.lansstyrelsen.se/>). Åtgärderna är fördelade över längre vattendragssträckor men representeras här med koordinater [enligt WGS84 decimal (lat,lon)] från mitten av varje åtgärdsområde (Box 2.1-2.6). Elfisken som genomförts under den angivna åtgärdsperioden räknas varken som "före"- eller "efter"-data, men noteras separat tillsammans med "efter"-data. Fisketidpunkt rapporteras som det maximala spannet mellan fiskedatum olika år [format: månad (M) och dag (D) – MMDD; exempelvis "0819" betyder 19:e augusti].

I denna rapport har vi valt att inte inhämta detaljerad information om vilka avvägningar som legat bakom beslut att fiska på ett visst sätt, utan perspektivet är att en person som ska analysera dessa data enbart har tillgång till den information som finns publikt tillgänglig vilket ofta kan vara fallet över tid. Tolkning av elfiskenas kvalitet kan således vara annorlunda om mer kännedom om projekt och lokala förutsättningar finns tillgängligt.

1.1.1.4 Bensjöån

Åtgärder i Bensjöån riktades mot (åter-)skapande av lekhabitat för öring och harr (enligt ÅiV). Harr är en relativt svårinventerad art vid elfiske, så ett antagande är att elfiskena har riktats mot att undersöka öring.

Två lokaler finns tillgängliga för analys (Box 2.1) inom det angivna åtgärdsområdet. Ytterligare en lokal finns en bit (ca. 100 m) nedströms det angivna åtgärdsområdet

(Lokal = Nedersta), varför denna exkluderats (data finns från 2015 och 2022). En fjärde lokal (utan angivet lokalnumn) belägen inom åtgärdsområdet (350 m nedströms Bensjön; position: 62.702968, 15.447711), som fiskats enbart år 2008, noteras; denna ligger dock en kilometer från närmsta uppföljningslokal, varför den inte anses kunna nyttjas för att beskriva läget före åtgärd.

I fallet Bensjön finns ingen föredata att jämföra mot men antalet provfiske efter åtgärd är mycket bra i förhållande till vad som är möjligt (enbart åren 2020 och 2022 saknar data; dessutom finns fiske från åtgärdsåret 2015). Tillgängliga analysstrategier handlar därmed om att undersöka trender efter åtgärd (en rimlig förväntad respons är en ökande trend), alternativt en jämförelse med identifierade referens och/eller kontrolllokaler (exempelvis en jämförelse mot en referensdistribution av täthetsdata från liknande vattendrag; se Diskussion).

Antal utfisken är tillfredsställande eftersom kvantitativ bedömning av öringtätheter är möjlig från samtliga elfisken. Sträckan som avfiskats faller dock under de rekommendationer som finns för standardiserade elfisken, eftersom mindre än 200 m² fiskats. Spannet av provfiskedatum ligger inom en månad, under sensommar-höst, vilket innebär att data torde vara relativt väl jämförbara över år eftersom den största initiala mortaliteten hos öringyngel då antas ha avtagit substantiellt och kan anses representera reproduktionsframgången.

Box 2.1: Bensjön

Åtgärd:	Flottledsåterställning (Utläggning eller omfördelning av substrat)
Koordinater, åtgärd:	62.705391, 15.444932
Åtgärdens storlek:	Yta: 6200 m ² ; Sträcka: 1500 m
Åtgärdsperiod:	2015
Målart:	Öring, Harr
Antal elfiskelokaler:	2
Före-data:	Nej
Efter-data:	6 år (mellan 2016–2023) + åtgärdsår (2015)

Lokal: Ovan kraftledning

"Före"-data	0 år	Dålig
"Efter"-data	6 år	Mycket bra
Antal utfisken:	2–3	Mycket bra
Fiskad sträcka/yta:	29 m/155–175 m ²	Dålig
Fisketidpunkt:	0821 - 0918	Bra

Lokal: Nedstr kraftledning

"Före"-data	0 år	Dålig
"Efter"-data	6 år	Mycket bra
Antal utfisken:	2–3	Mycket bra
Fiskad sträcka/yta:	27 m/135–156 m ²	Dålig
Fisketidpunkt:	0828 - 0918	Bra

1.1.1.5 Idbäcken

Åtgärder i Idbäcken riktades mot (åter-)skapande av lekhabitat för öring och anges i databasen ÅiV ha utförts på två separata sträckor inom vattendraget.

För vardera av de två åtgärdsområdena finns en elfiskelokal tillgänglig för analys (Box 2.2). Båda elfiskelokalerna har en ”före”-datapunkt från år 2014; dessa fisken är dock genomförda med enbart ett utfiske vilket innebär att skattningen av tätheter enbart baseras på nationellt genomsnittlig fångstbarhet för varje fångad art (enligt Bergquist m.fl. 2014). För målarten spelar detta mindre roll eftersom ingen öring har fångats på någon av lokalerna i ”före”-fisket 2014; möjligen hade fler utfisken kunnat fånga upp enstaka öringar (genomsnittliga sannolikheten att fånga en öring ligger omkring 50% och är de få så kan de missas med endast ett utfiske), men data tyder oavsett detta på att antalet öring på lokalerna var mycket lågt till obefintligt. Således kan dessa ”före”-data nyttjas för bedömning av målarten, även om data från fler år vore fördelaktigt. ”Efter”-data finns från 5 till 6 år och tidserien inkluderar därmed majoriteten av de år som löpt efter åtgärd. Fiskad sträcka är oftast mindre än vad rekommendationerna för standardiserat elfiske anger. Avvikelse i fisketidpunkt anses adekvat (se resonemang i Bedömning Bensjöån).

Vi noterar att ingen öring har påträffats vid något fiske som följer efter åtgärderna. Därmed borde ytterligare uppföljning vara lämplig innan analys genomförs för att dra slutsatser om åtgärdernas verkan. Inga positiva åtgärdseffekter för målarten öring kan påvisas fram till 2023 med de data som finns tillgängliga, men detta kan bero på att återkolonisering av öring kan ta tid. Eftersom öring förefaller saknas eller ha mycket låga tätheter i systemet så torde en positiv åtgärdseffekt helt enkelt kunna påvisas genom förekomst av öring över några efter varandra påföljande år. Eftersom öringen ännu inte kommit tillbaka år 2023 skulle man kunna vänta några år innan man genomför vidare uppföljning. I Bodbäcken som ligger uppströms Bodsjön (som Idbäcken avvattnar) finns inte heller någon öring i tidigare elfisken (elfiske utfört på två lokaler under perioden 2014–2018).

Box 2.2: Idbäcken

Åtgärd:	Flottledsåterställning/Lekplatsförbättring (Utläggning eller omfördelning av substrat)
Koordinater, åtgärd:	62.983835, 15.218983; 62.98228, 15.222394
Åtgärdens storlek:	Yta: 2000 m ² ; Sträcka: 310 m
Åtgärdsperiod:	2015
Målart:	Öring
Antal elfiskelokaler:	2
Före-data:	1 år (2014; kvalitativt)
Efter-data:	5–6 år (mellan 2016–2023)

Lokal: Övre

”Före”-data	1 år	Måttlig
”Efter”-data	5 år	Mycket bra
Antal utfisken:	1–3	Bra
Fiskad sträcka/yta:	25–33 m/75–208 m ²	Måttlig
Fisketidpunkt:	0821 - 0918	Bra

Lokal: Nedre

”Före”-data	1 år	Måttlig
”Efter”-data	6 år	Mycket bra
Antal utfisken:	1–3	Bra
Fiskad sträcka/yta:	32 m/120–166 m ²	Dålig
Fisketidpunkt:	0828 - 0918	Bra

1.1.1.6 Vaxsjöån

Åtgärder i Vaxsjöån riktades mot (åter-)skapande av lekhabitat för öring och anges i ÅiV ha utförts längs hela sträckan från Vaxsjön till utloppet i Bodsjön (värt att notera är att Orrbodån, vilken bedöms i nästa sektion, hör till samma vattendragssystem och har sitt utlopp i Vaxsjön). Målarten som anges i ÅiV är öring.

En elfiskelokal, i mitten av åtgärdssträckan, finns tillgänglig för uppföljningsanalys (Box 2.3). Från denna lokal saknas ”före”-data. Provfiske har skett under fem år, varav ett av dessa ligger under åtgärdsperioden (2017). Provfisket år 2019 ligger några veckor efter åtgärdsperiodens slut, möjligen bör även detta provfiske räknas som ett fiske under åtgärdsperioden, men detta bör bedömas utifrån vilka åtgärder som utfördes 2019 och hur omfattande störning dessa kan förväntas ha åstadkommit.

Antal utförda utfisken ligger konsekvent på tre, vilket ger en god förutsättning för täthetsberäkningar. Fiskad sträcka på 25 m följer rekommendationer eftersom mer än 200 m² har fiskats. Vad gäller spannet för fiskedatum kan noteras att det senaste fisket (2023) utfördes något senare än rekommenderat, något som dock kan ha att göra med svårigheter att fiska vid en tidigare tidpunkt och att vattentemperatur fortfarande kan ha varit tillfredsställande. Det totala spannet överskrider dock inte en månad med mer än en dryg vecka, men den relativt sena tidpunkten kan tas i beaktande vid tolkning av analysresultat.

Eftersom det saknas före-data handlar analysstrategin främst om att undersöka trender efter åtgärd (med en förväntning om en ökande trend över åren närmast åtgärdsåret, som senare borde plana ut), alternativt kan en jämförelse mot en referensdistribution av täthetsdata från liknande vattendrag göras (se Diskussion). Möjligen kan en grafisk ”helsystemsanalys” (se Diskussion) vara informativ trots ganska få elfiskelokaler; en sådan kan göras gemensamt för Vaxsjöån och Orrbodån.

Box 2.3: Vaxsjöån

Åtgärd:	Flottledsåterställning/Lekplatsförbättring (Utläggning eller omfördelning av substrat)
Koordinater, åtgärd:	62.777448, 14.983721
Åtgärdens storlek:	Yta: 17150 m ² ; Sträcka: 1800 m
Åtgärdsperiod:	2016-06 till 2019-08
Målart:	Öring
Antal elfiskelokaler:	1
Före-data:	Nej
Efter-data:	4 år (mellan 2019–2023) + åtgärdsår (2017)

Lokal: Uppströms bron

”Före”-data	0 år	Dålig
”Efter”-data	4 år	Bra
Antal utfisken:	3	Mycket bra
Fiskad sträcka/yta:	25 m/200–225 m ²	Mycket bra
Fisketidpunkt:	0829 - 1005	Måttlig

1.1.1.7 Orrbodån

Åtgärder i Orrbodån, vilken ligger uppströms Vaxsjöån och Vaxsjön, riktades mot (åter-)skapande av lekhabitat för öring. I de delar av avrinningsområdet som benämns Orrbodån (d.v.s. ej medräknat Vaxsjöån) anges fyra åtgärdade delsträckor i ÅiV: i) en sträcka mellan Vaxsjön (nedströms) och Mellsjön (uppströms), ii-iii) två sammanhängande sträckor i de nedre delarna av sträckan mellan Mellsjön (nedströms) och Stor-Gårdtjärnen (uppströms), samt iv) en sträcka strax nedströms Stor-Gårdtjärnen. Den elfiskelokal som finns att analysera (Box 2.4) ligger i den uppströms-liggande delen av de två sammanhängande delsträckorna (ii-iii), strax nedströms ett från väster tillkommande biflöde från Malmarmyren. Det är alltså främst åtgärder i detta område som kan bedömas, även om spridning av individer från uppströms-liggande område (iv) också är möjliga. Ytterligare en elfiskelokal från Orrbodån finns i elfiskeregistret SERS (med fisken 1989 och 2022), men denna ligger mer än en mil uppströms åtgärdsområdet.

Från den analyserbara elfiskelokalen finns tre fisken efter åtgärdsperioden (2021–2023), samt två fisken under åtgärdsperioden (2018–2019). Elfiskena är utförda enligt rekommendationer för standardiserat elfiske. ”Före”-data saknas. Visserligen anges öringtätheten vara noll under det första fiskade året under åtgärdsperioden (2018), men analyser behöver göras i mer detalj om exakta datum för åtgärd för att bedöma huruvida detta är ett lämpligt referensvärde eller om avsaknaden av öring kan ha att göra med temporär störning från åtgärdsarbetet. Även efter åtgärd är tätheterna låga (0,2 till 0,4 öringar per 100 m²) och årsungar saknas helt. Med tanke på att lekplatsförbättring är ett mål för genomförda åtgärder så vore det troligen lämpligt att avvakta med analys och utföra ytterligare uppföljning vid senare tidpunkt. För att tolka resultat behövs även information om hur elfiskelokalen ligger i förhållande till lekplatsförbättrande åtgärder; detta för att bättre förstå huruvida man ska förvänta sig årsungar på lokalen eller om en förbättring istället bör förväntas kunna detekteras i äldre årsklasser, efter att de har spridit sig från lekplatserna.

Box 2.4: Orrbodån

Åtgärd:	Flottledsåterställning/Lekplatsförbättring (Utläggning eller omfördelning av substrat)
Koordinater, åtgärd:	62.736665, 14.989042
Åtgärdens storlek:	Yta: 15 800 m ² ; Sträcka: 1900 m
Åtgärdsperiod:	2016-06 till 2019-08
Målart:	Öring
Antal elfiskelokaler:	1
Före-data:	Nej (finns fiske från 1989; men inte i närmre åtgärdsdatum)
Efter-data:	3 år (mellan 2021–2023) + 2 åtgärdsår (2018, 2019)

Lokal: Ny lokal

”Före”-data	0 år	Dålig
”Efter”-data	3 år	Bra
Antal utfisken:	2–3	Mycket bra
Fiskad sträcka/yta:	50 m/280–550 m ²	Mycket bra
Fisketidpunkt:	0912 - 1005	Bra

1.1.1.8 Forsaån

Åtgärder i Forsaån riktar sig mot flottledsåterställning genom utläggning eller omfördelning av substrat; målartern är öring. Åtgärdssträckan definieras i ÅiV som hela vattendragssträckan mellan Båthusselet (uppströms) och Långselet (nedströms). De två elfiskelokalerna (Box 2.5) ligger båda två i de nedströms liggande delarna av åtgärdsområdet (lite förvirrande är att den lokal som ligger längst bort från Långselet benämns "Långselet" i SERS, vilket dock potentiellt kan förklaras med att den upprättades först av de två lokalerna och troligen anges med en grövre geografisk referensbild än den andra lokalen "Närmast väg").

Två "före"-datapunkter finns, en på vardera lokalen; datum för dessa provfisker ligger 7–8 år innan åtgärd och borde rimligen ge en hyfsad före-bild, givet att man kan anta att 2008/2009 var representativa år vad gäller potentiellt påverkande miljöfaktorer såsom väder. Fångstdata från "före"-perioden indikerar att öringrekryteringen fungerade och att äldre årsklasser fanns på lokalerna. Efter åtgärd år 2016 finns fyra fisker från 2019 till 2023 (2020 saknas). Detta får anses vara en helt rimlig ansträngning för att följa upp åtgärdseffekter; perioden strax efter åtgärd saknar data, men detta bör inte vara något problem om man inte är specifikt intresserad av den omedelbara effekten (t.ex. störning p.g.a. åtgärd eller åtgärdsresponsens hastighet). Lokalen "Närmast väg" fiskas en för kort sträcka i förhållande till rekommendationer, men i övrigt följer elfiskerna standard.

Givet att öringen verkar ha funnits och reproducerat sig på åtgärdssträckan innan åtgärderna implementerades bör data analyseras i förhållande till "före"-data, trots den låga stickprovsstorleken. Förväntningen på responsen på åtgärd torde rimligen vara att tätheterna borde öka, men det finns komplicerande faktorer att ta hänsyn till. Till exempel kanske andelen habitat ökat, så att man förväntar sig samma tätheter men över ett större område (d.v.s. fler fiskar). För att kunna demonstrera så är fallet skulle dock en annan undersökningsmetodik krävas (se Diskussion: *Punktprovtagning: ett alternativ till standardiserat elfiske*); det som går att göra i dagsläget är att extrapolera tätheterna från provfiskelokalerna till den totala ytan med likvärdigt eller bättre habitat (för jämförelser mot "före"-data krävs då att man vet hur stor yta av motsvarande habitatkvalitet som fanns åren 2008/2009). En jämförelse av efter-data mot en referensdistribution av täthetsdata från liknande vattendrag kan också potentiellt göras (se Diskussion)

Box 2.5: Forsaån

Åtgärd:	Flottledsåterställning/Lekplatsförbättring (Utläggning eller omfördelning av substrat)
Koordinater, åtgärd:	62.907045, 14.951856
Åtgärdens storlek:	Yta: 9850 m ² ; Sträcka: 650 m
Åtgärdsperiod:	2016-06 till 2016-08
Målart:	Öring
Antal elfiskelokaler:	2
Före-data:	2 år (1 år per lokal; 2009 resp. 2008)
Efter-data:	4 år (mellan 2019–2023)

Lokal: Närmast väg

"Före"-data	1 år	Måttlig
"Efter"-data	4 år	Mycket bra
Antal utfisken:	3	Mycket bra
Fiskad sträcka/yta:	12–13 m/84–300 m ²	Dålig
Fisketidpunkt:	0829 - 0928	Bra

Lokal: Långelet

"Före"-data	1 år	Måttlig
"Efter"-data	4 år	Mycket bra
Antal utfisken:	3	Mycket bra
Fiskad sträcka/yta:	12–30 m/138–324 m ²	Bra
Fisketidpunkt:	0829 - 0928	Bra

1.1.1.9 Strulån

Åtgärder i Strulån riktar sig mot flottledsåterställning och återställning av lekplatsområden för fisk genom förändring av substrat och strukturer. Målarten anges vara flodpärlmussla, varför lekplatsåterställningen riktad mot fisk antas vara specifikt för mussellarvernas värd fisk öring. Data från tre elfiskelokaler finns tillgängliga (Box 2.6), vilka alla följer rekommendationer för standardiserat elfiske. "Före"-data finns från minst ett år på varje lokal; en lokal (Baddammen – Nr 31) har två "före"-fisken inom 10 år från åtgärd och dessutom två ytterligare fisken 1997 och 1999. Efter åtgärd finns sex till sju års fisken och dessutom är åtgärdsåret (2016) fiskat. Elfiskelokalerna är fördelade så att en lokal finns i varje ände av åtgärdssträckan, vilken löper mellan Strulsjön (uppströms) och Sjöändviken i Näkten (nedströms), samt en lokal i mitten av den övre halvan av sträckan (d.v.s. närmre Strulsjön än Näkten). Fisken genomförs huvudsakligen enligt rekommendationer (enstaka fiske med ett utfiske förekommer och ibland fiskas kortare sträcka eller mindre yta än rekommenderat).

Överlag finns åtminstone en viss möjlighet att analysera åtgärdseffekter, givet att "före"-data är representativ för åren före åtgärd. Det kan noteras att öringtätheter från 2014 (före åtgärd) är relativt höga i förhållande till de observerade tätheter som kan noteras efter åtgärd; på den lokal där data från slutet av 1990-talet finns tillgänglig (Baddammen – Nr 31) noteras tätheter av årsungar som substantiellt överstiger maxvärden från perioden efter åtgärd. Fördjupade analyser krävs dock för att erhålla en mer detaljerad bild av åtgärdseffekter. En jämförelse av efter-data mot en referensdistribution av täthetsdata från liknande vattendrag kan också potentiellt göras (se Diskussion).

Box 2.6: Strulån

Åtgärd:	Flottledsåterställning/Lekplatsförbättring (Utläggning eller omfördelning av substrat)
Koordinater, åtgärd:	62.651243, 14.745712
Åtgärdens storlek:	Yta: 9850 m ² ; Sträcka: 650 m
Åtgärdsperiod:	2015-07 till 2016-10
Målart:	Flodpärlmussla (Öring)
Antal elfiskelokaler:	3
Före-data:	1–2 år (2 år på en lokal där även fisken finns från 1997 och 1999)
Efter-data:	6–7 år (mellan 2017–2023) + 1 åtgärdsår (2016)

Lokal: 50 m nedstr dammen

"Före"-data	1 år	Måttlig
"Efter"-data	7 år	Mycket bra
Antal utfisken:	1–3	Mycket bra
Fiskad sträcka/yta:	21–38 m/137–342 m ²	Bra
Fisketidpunkt:	0827 - 0926	Bra

Lokal: Baddammen - Nr 31

"Före"-data	2 år (+ 2 år, > 10 år före åtgärd)	Måttlig
"Efter"-data	7 år	Mycket bra
Antal utfisken:	3	Mycket bra
Fiskad sträcka/yta:	45 m/278–293 m ²	Mycket bra
Fisketidpunkt:	0827 - 0926	Bra

Lokal: Ovan stuga

"Före"-data	1 år	Måttlig
"Efter"-data	6 år	Mycket bra
Antal utfisken:	2–3	Mycket bra
Fiskad sträcka/yta:	18–25 m/90–200 m ²	Bra
Fisketidpunkt:	0827 - 0926	Bra

Vindelälven - Lekplatsåterställning (Västerbottens län)

Undersökningar som utvärderas följer upp åtgärder som främst genomförts inom projekten Ekologisk återhämtning av Vindel- och Piteälvarna ("EVP"; 2002–2005) och Vindel River LIFE ("VRL"; 2010–2015; Nilsson 2016). Båda projekten riktade sig mot återställning av flottledsrensade vattendragssträckor. Åtgärder utfördes i vissa fall i samma eller närliggande områden, vilket komplicerar uppföljning av specifika åtgärder ur ett före-efter-perspektiv (före-data från ett VRL-perspektiv kan t.ex. vara efter-data ur ett EVP-perspektiv). Utöver detta har åtgärder inom andra projekt också utförts inom Vindelälvens avrinningsområde.

Projektet Ekologisk återhämtning av Vindel- och Piteälvarna (EVP) var ett samarbete mellan Umeå universitet och Sveriges lantbruksuniversitet som löpte i början av 2000-talet med syfte att återställa flottleder till ett naturligt tillstånd i två av de outbyggda svenska älvarna (Umeå universitet 2003; Nilsson 2007). Återställningsarbetet innebar att många flottledskonstruktioner (t.ex. stenkistor och stenvallar) avlägsnas och att stenblock återförts till älvfåran.

Vindel River LIFE⁴ (<https://vindelriverlife.se/>) var ett omfattande restaureringsprojekt i norra Sverige som pågick mellan 2010 och 2015 (Nilsson 2016). Projektet syftade till att återställa och förbättra den ekologiska funktionen i Vindelälven och dess biflöden. Restaureringsarbetet omfattade bland annat återförande av block och lekgrus till vattendragen, skapande av nya strömmar och sidofårar samt förbättringar av vandringsvägar för fisk. Projektet integrerade även socioekonomiska mål genom att främja ekoturism, kunskapsspridning och lokal förankring. Vindel River LIFE (VRL) var ett samarbete mellan flera aktörer, däribland Länsstyrelsen i Västerbotten, Umeå universitet, Skogsstyrelsen, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och lokala intressenter, främst Vindelälvens fiskeråd.

Utvärderingen baseras på sammanställda datamaterial⁵, databasen Åtgärder i vatten (ÅiV; <https://atgarderivatten.lansstyrelsen.se/>), publicerade rapporter och vetenskapliga artiklar, samt övrig information tillgänglig på internet. För tydliggörande av sammanställda datamaterial har expertkunskap inhämtats (D. Holmqvist, Vindelälvens fiskeråd, pers. komm.), men överlag har ett "naivt" förhållningssätt till data antagits [se beskrivning i introduktionen till denna rapportdel]. Ytterligare information om de olika vattendragen som gåtts igenom har inhämtats från Eniro.se (<https://www.eniro.se/>; Eniro Group, 2025; flygfoton), Kartbild.com (<https://www.kartbild.com/>; A. Ekholm, 2025; historiska flygfoton och kartor), SMHI:s dammregister (<https://vattenwebb.smhi.se/svarwebb/>; SMHI, 2025; damminformation), Nakarte.me (<https://nakarte.me/>; S. Orlov, 2025; satellitbilder och vägbilder från bilkameror) och Google Maps (<https://www.google.com/maps/>; Google Inc., 2025; satellitbilder). Material har sammanställts i QGIS (<https://qgis.org/>; QGIS Core Team, 2024).

⁴ Restoration of tributaries of the Vindel river combined with monitoring and evaluation of ecological responses of species and habitats (LIFE08 NAT/S/000266; Vindel River LIFE). Bryssel: Europeiska Kommissionen. <https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE08-NAT-S-000266/restoration-of-tributaries-of-the-vindel-river-combined-with-monitoring-and-evaluation-of-ecological-responses-of-species-and-habitats>

⁵ C4.2_dataunderlag_syntes_preliminär.xlsx – lista med potentiella vattendrag för utvärdering, erhållen vid projektstart från referensgrupp; C.1 lekbottnar Vindel River LIFE.xlsx – Sammanställning av åtgärdade lekbottnar i Vindelälvens avrinningsområde (D. Holmqvist); Åtgärdsstatistik sammanställning sidoflöden Vindelälven -2024.xlsx – Sammanställning av åtgärder (flottledsåterställning och lekbottnåtgärder) i Vindelälvens biflöden (D. Holmqvist); Mason 2024-03-18.xlsx – Sammanställning av koordinater för lekbottnåtgärder i Vindelälvens biflöden (D. Holmqvist); Lekbottnar_Samtliga_PlusExtra.csv – sammanställning av lekbottnåtgärder baserat på ett antal olika datakällor (källmaterial: D. Holmqvist).

Utvärderingar av elfisken presenteras i en mer sammanfattad tabellform, jämfört med utvärderingar för projektet Triple Lakes ovan. Till exempel skriver vi inte ut bedömningen ("Dålig" till "Mycket bra") i tabellen, utan använder bara färgkodningen från Tabell 2.1. Vissa data presenteras som spann som antingen indikerar variation mellan olika elfisken (t.ex. 1–3 utfisken, vilket innebär att det vissa år utförs ett utfiske och andra år 3) eller osäkerhet (t.ex. 1–3 års efter-data, vilket innebär att antal år av efter-data beror på hur man definierar åtgärdsår). Fisketidpunkt rapporteras som det maximala spannet mellan fiskedatum olika år [format: månad (M) och dag (D) – MMDD; exempelvis "0819" betyder 19:e augusti].

Detaljerade platsspecifika bedömningar

1.1.1.10 Abmobäcken

Åtgärd, lekbotten: 2011 | **Åtgärd, flottled:** 1995–1997 | **Åtgärdskoordinat:** 65.408334, 17.742721
| **Antal elfiskelokaler:** 1 | **Fiskeår:** 2010, 2019, 2021

Tabell 2.2. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Abmobäcken.

Lokal:	C1 Demo vägbro
"Före"-data:	1 år
"Efter"-data:	2 år
Antal utfisken:	1–3
Fiskad sträcka/yta:	32,5–38,5 m/160–243 m ²
Fisketidpunkt:	0801 - 0907

Abmobäcken restaurerades initialt 1995–1997 (D. Holmqvist, pers. kom.), dock utan lekplatsåterställning. Undersökningar från 2003 kunde inte påvisa att restaureringen gynnade årsungar av öring (Lepori et al. 2005; Styffe 2008). År 2011 återställdes lekbottnar (även utplacering av block och trädstammar) på en 80 m lång åtgärdssträcka vid Abmoträskets utlopp. En elfiskelokal (Tabell 2.2) finns från målområdet för lekplatsåterställning (*C1 Demo vägbro*). Ytterligare fem elfiskelokaler finns nedströms, fiskade mellan 2003 och 2010. Den närmsta av dessa lokaler ligger över en kilometer från målområdet; det är inte tydligt i Elfiskeregistrets data vilka lokaler som är restaurerade och vilka som är påverkade referenser (tre har noterad flottledspåverkan, men en av dessa saknar sådan annotering i ett tidigare fiske; alla tre uppges vara uppföljningsfisken år 2009). Enligt Lepori m.fl. (2005) utfördes fisken i Abmobäcken både på restaurerade och kanaliserade sträckor. Lekbäddarnas varaktighet inom ett område analyserades 2024 (Eckerlid 2024).

Målsträckan i Abmobäcken som utvärderats här är kort och lider av bristande dataunderlag, givet att sträckan ska utvärderas i sig själv och inte som en datapunkt i ett större geografiskt stickprov (som t.ex. i Lepori m.fl. 2005 och Styffe 2008). Därmed bedöms det lämpligt att nyttja en referensdistribution av fisktätheter från vattendrag med liknande karaktär för jämförelse (se Diskussion).

1.1.1.11 Akersbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2010–2012 | **Åtgärd, flottled:** 2007 | **Åtgärdskoordinat:** [65.601699, 17.393372] till [65.599921, 17.407254] | **Antal elfiskelokaler:** 1 (+1 inom 600 m) | **Fiskeår:** 1991, 2007, 2018, 2021

Tabell 2.3. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Akersbäcken.

Lokal:	Akers2	Kvarnen [2]	Kvarnen [1]
”Före”-data:	1 år (?)	1 år (?)	1 år
”Efter”-data:	2 år	2 år	0 år
Antal utfisken:	1	1	1
Fiskad sträcka/yta:	45 m/63–284 m ²	36 m/72–257 m ²	43 m/215 m ²
Fisketidpunkt:	0716–0906	0716–0906	0920

I Akersbäcken har lekbotten anlagts och vattendraget har flottledsrestaurerats (dokumenterade åtgärder riktade mot stenkistor och öppnande av sidofåror). Akersbäcken (”Kvarnbäcken Akersb” i Elfiskeregistret) har en elfiskelokal (*Akers2*) inom ett målområde beläget i uppströmsdelen av sträckan mellan Akersträsket och Akersviken, samt en lokal som ligger cirka 600 m nedströms vid utloppet till Akersviken (*Kvarnen* ”[2]”) (Tabell 2.3). Lokalen *Kvarnen* ”[1]” fiskades även 1991, men med osäkra startkoordinater (i skogen, cirka 50 m från vattendraget); denna lokal kan potentiellt nyttjas som indikativ ”före”-data. Ytterligare en lokal fiskad 1991 finns över 7 km uppströms målområdet (uppströms sjön Akersträsket); denna lokal bedöms inte kunna bidra som ”före”-data. För lokalerna *Akers2* och *Kvarnen* [2] ligger ”före”-data på datumet 2007-07-16, vilket är samma år som flottledsrestaureringen (öppnande av sidofåra och stenutläggning för skapande av ståndplatser för fisk) anges pågå inom målområdet. Åtgärdens genomförandetid är inte tillräckligt väl specificerad (”2007-01-01 – 2007-12-31”) för att bedöma om störning kan ha påverkat elfiskeresultatet detta år; fisket anges dock som ett uppföljningsfiske. Noterbart är att båda lokalerna registrerats som flottledspåverkade 2018 i Elfiskeregistret. År 2021 anges torka vara den starkaste påverkan och flottledspåverkan noteras ej längre. Utrivning av Akersträskdammen år 2015, direkt uppströms målområdet (300 m från elfiskelokalen *Akers2*), kan ha påverkat fiskpopulationen i målområdet. Lekbäddarnas varaktighet inom tre områden analyserades 2024 (Eckerlid 2024).

Målsträckan i Akersbäcken har ett litet dataunderlag för bedömning av effekter och en dammutrivning som kan påverka tolkning av uppföljningsresultat. Därmed bedöms det lämpligt att nyttja en referensdistribution av fisktätheter från vattendrag med liknande karaktär för jämförelse (se Diskussion); i detta fall bedöms då alla åtgärders effekter på fisksamhället tillsammans kumulativt.

1.1.1.12 Beukabäcken

Åtgärd, lekbotten: 2003, 2010–2011, 2016 | **Åtgärd, flottled:** 2003 | **Åtgärdskoordinat:** [65.251807, 18.096148] till [65.255764, 18.10906] | **Antal elfiskelokaler:** 3 | **Fiskeår:** (1990, 1994), 2010, 2019, 2021, 2022

Tabell 2.4. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Beukabäcken.

Lokal:	C1 Demo	C1 Reference	[utan namn]
”Före”-data:	0 år	0 år	(2 år; 1990, 1994)
”Efter”-data:	3–4 år	1–2 år	0 år
Antal utfisken:	1–3	1–2	1
Fiskad sträcka/yta:	21 m/157–205 m ²	33 m/161–229 m ²	50–75 m; 125–375 m ²
Fisketidpunkt:	0731 - 0907	0726–0811	0813–0822

Beukabäcken anses vara ett av de mest värdefulla vattendragen för öring i Vindelälven och är även potentiellt viktig för lax (Nilsson 2016). Efter den sista restaureringen 2016 (2 km restaurering, 2,3 ha; 0,92 ha extra våtare) ansågs Beukabäckens restaurering vara komplett (Nilsson 2016).

Beukabäcken ingick i den vetenskapliga analysen av hydromorfologiska karaktärer av Polvi m.fl. (2014), med en lokal som representerar ”demorestaurering” enligt VRL (återrestaurering på tidigare EVP-restaurerad lokal; områdesspecifik information⁶ och foto finns i Carlström och Dagman 2021) och en som representerar flottledsrestaurering enligt EVP. Vid dessa två områden finns även elfiskelokaler (Tabell 2.4): *C1_Demo* vid det förra området och *C1_Reference* vid det senare (observera att denna lokal, trots namnet, inte är ett referensområde enligt BACRI-terminologi)⁷. Ytterligare en elfiskelokal finns belägen en bit nedströms, cirka 200 m från mynningen i Vindelälven; även denna lokal ligger på ett område som restaurerats under VRL, men elfiskedata finns enbart från åren 1990 och 1994.

29 stycken områdeskoordinater för lekplatsåtgärder (de flesta med fler än en anlagd lekplats; spann: 1–9 per område) år 2010–2011 finns noterade i granskat datamaterial. Inga av områdena finns noterade i ÅiV; däremot finns de tre dammutrivningar som genomförts år 2012 (Nilsson 2016) med i databasen (Stenträskdammen, Kanaldammen/Olsdammen och Nedre Beukaträskdammen; den senare ligger bara ett hundratal meter uppströms elfiskelokalen *C1_Reference*, övriga två ligger uppströms en eller två sjöar i systemet). Restaureringar genomförda inom EVP finns ej koordinatsatta i genomgången material, förutom den sträcka som analyserats och anges i Polvi m.fl. (2014) och Nilsson m.fl. (2017)⁸. Lekbäddarnas varaktighet inom tjugofem områden analyserades 2024 (Eckerlid 2024).

Ett optimalt dataunderlag före-efter-analys saknas för vattendraget. Som noteras ovan finns en lokal som har före-data från 1990-talet, men vid denna lokal saknas efter-data. För övriga två lokaler finns tidigaste data från 2010, vilket enligt Nilsson m.fl. (2017) är efter-data (men skulle kunna anses vara ”under”-data; d.v.s. under pågående restaurering, eftersom den är genomförd samma år). För *C1_Reference* utgör data från 2010 efter-data i förhållande till den EVP-restaurering som genomförts på platsen (givet att inga ytterligare restaureringar utförts i området efter EVP-projektet). Lokalen *C1_Demo* ligger i övre delen av en längre (ca 500 lång) sträcka som innehåller 25 åtgärdsområden och har tre fisken som är tydligt utförda efter restaurering. Givet lokalkoordinaten torde denna lokal, trots att den är kort (21 m), överlappa väl med någon eller några faktiska åtgärdsytor (de trädstammar som utplacerats under ”demo”-restaureringen syns tydligt på satellitbilder⁹ kring koordinaten). Enligt Nilsson m.fl. (2017) elfiskades de två C1-lokalerna även 2015, men dessa data finns inte i elfiskeregistret SERS. Även Erikoinen (2016) beskriver fiske 2015, längs en kontinuerlig sträcka uppdelad i 13 50-meterssektioner, med syfte att märka fisk för att undersöka deras förflyttningar i systemet; dessa data kan i

⁶ EVP: Traditionell restaurering – återförsel av stenar, block och grus, frilagt lekgrus; VRL: Omrestaurering av EVP-område – tillförsel av stora block, död ved (trädstammar) och externt lekgrus (Carlström och Dagman 2021).

⁷ Dessa lokaler stammar ursprungligen från en studie som jämför områden som genomgått ”basic restoration” (EVP) och ”enhanced restoration” (demo-restaurering, d.v.s. omrestaurering av EVP-restaurerat område; VRL) (Nilsson m.fl. 2017).

⁸ Polvi m.fl. (2014) och Nilsson m.fl. (2017) anger koordinater som ligger cirka 50 m ifrån varandra, vilket i praktiken innebär att det är samma områden som undersökts.

⁹ Satellitbild från Google Inc. (”Google Hybrid”), vilken råkar hålla hög upplösning just i detta område, bara ett tiotal meter uppströms försämrats upplösningen kraftigt. Det går alltså inte att konsekvent nyttja just dessa satellitbilder för analys av olika områdets karaktär.

rapporterad form ge en indikation på hur mycket fisk som fanns i vattendraget år 2015. Givet karaktären på data är de inte väl lämpade för före-efter-analyser. Snarare bör restaureringseffekter på fisktäthet analyseras mot en referensdistribution (se Diskussion). En trendanalys över åren efter restaurering indikerar en potentiell ökning i täthet av öringyngel i Beukabäcken, men trenden drivs av ett enskilt särskilt högt värde 16 år efter restaurering (Carlström och Dagman 2021).

1.1.1.13 Bjurbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2002 (alt. 2004–2006), 2011–2010 | **Åtgärd, flottled:** 2002–2004 | **Åtgärdskoordinat:** [64.93263, 18.494892] till [64.927007, 18.531667] | **Antal elfiskelokaler:** 2 | **Fiskeår:** 2003–2007, 2010, 2018

Tabell 2.5. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Bjurbäcken.

Lokal:	C1 Demo Vitertjärnb	Ned Bjurforsdammen
”Före”-data:	0	1 år (?)
”Efter”-data:	1 år?	1-3 år (?)
Antal utfisken:	1	1-3
Fiskad sträcka/yta:	29 m/141 m ²	24 m/240-270 m ²
Fisketidpunkt:	0817	0804-0821

Dokumenterade åtgärder i form av lekbottenåterställning är genomförda i den nedre sträckan av Bjurbäcken, på 7 koordinatangivna lokaler (flera lekbottnar per lokal), åtgärder saknas dock i ÅiV. För koordinatangivna lekbottenåtgärder anges åtgärdsår till 2002 (d.v.s. EVP), men andra granskade dokument anger 2004 och 2006¹⁰. Även 2010 (VLR) anges som åtgärdsår ett dokument. Två elfiskeplatser (Tabell 2.5) är belägna på sträckan och förefaller ligga på själva åtgärdsområdet från projektet EVP. Lokalen *C1 Demo Vitertjärnb*. antyder med namn (”C1 Demo”) att den är fiskad i samband med VLR (där ”Demo”-områden relaterar till ytterligare restaurerade områden på tidigare restaurerade EVP-platser). Från denna lokal finns enbart fiske från 2010, d.v.s. genomförandeår (öringfångst = 0 individer); eftersom både före-data och efter-data saknas går denna lokal inte uttala sig om i analyser. Lokalen *Ned Bjurforsdammen* är belägen i den översta delen av det totala åtgärdsområdet och är fiskad 2003–2007, samt 2018. Inget av åren fångas årsungar av öring men åren 2006, 2007 och 2018 fångas enstaka äldre individer (en individ per år). Huruvida denna lokal kan nyttjas för uppföljning kräver en djupare analys av åtgärdsdatum.

Ytterligare två elfiskelokaler (båda benämnda *Bjurtorpskojan*; kan vara samma lokal med skillnad i koordinatangivelser) finns ca. 1,5 km nedströms det angivna åtgärdsområdet (ca. 700 m från mynningen i Bjuravan, Vindelälven). Dessa är fiskade 1990, 2003 (inventering), 2004–2007 (uppföljning), 2017 (uppföljning), 2018 (monitoring) och 2023 (Grip on Life). Givet syftesbeskrivningen så används denna lokal för uppföljning av åtgärder. Givet att det inte finns fler lekbottenåtgärder i närheten så kan analyser potentiellt fokusera på äldre juveniler som flyttat nedströms från de åtgärdade lekplatserna. Det fångas enstaka öring, harr och ett år även lax på lokalen. Fler elfiskelokaler finns även uppströms, dock över 1,5 mil från åtgärdsområdet. En av dessa lokaler (*Bergvattenforsen*) ligger vid ett flottledsrestaurerat område som inte finns med i genomgången datamaterial (beskrivs med foto i Helfield m.fl. 2007 och Nilsson 2007). Lokalen ligger också nära utloppet för biflödet Olsbäcken som också är åtgärdad (flottledsåterställning 2002 och lekbottenåtgärder 2012); detta är dock inte samma Olsbäcken som går igenom nedan).

¹⁰ 2002: C.1 lekbottnar Vindel River LIFE.xlsx; 2004 och 2010: Åtgärdsstatistik sammanställning sidoflöden Vindelälven -2024.xlsx; 2006: C4.2_dataunderlag_syntes_preliminär.xlsx

Bjurbäcken (Bjurbäcken S och Bjurbäcken N) anges vara en kanaliserad kontroll i Polvi m.fl. (2014); dessa lokaler ligger längre uppströms. Här saknas dock elfisken och Bjurbäcken N ligger nära en damm som revs ut 2014 [”Övre Tväråträskdammen (Vännforsdammen)”]; ÅiV].

Generellt bedöms Bjurbäcken bäst utvärderas enligt en grafisk ”helsystemsanalys” (se Diskussion), åtminstone initialt, där åtgärder och resultat från elfisken (inklusive nedströms liggande lokal/-er) kan visualiseras på årsbasis. Detta för att få en generell bild av utvecklingen av fisksamhället över tid i ett bedömt svåranalyserat system. Analysen kan kompletteras med en jämförelse av skattad fisktäthet mot en referensdistribution av data från andra liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.14 Mattjokkbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2003, 2010 | **Åtgärd, flottled:** 2003 | **Åtgärdskoordinat:** [65.172705, 18.245405] till [65.176124, 18.256929] | **Antal elfiskelokaler:** 5 | **Fiskeår:** 1990–1991, 1993–1997, 1999–2001, 2003, 2007–2023

Tabell 2.6. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Mattjokkbäcken.

Lokal:	C1 Demo ned fall	C1 Referens ravin	Mattjokkberget	Mynning 124	Uppstr väg
”Före”-data:	0 år	0 år	0 år	10–13 år	0–3 år
”Efter”-data:	0 år	1 år	12 år	13 år	0–3 år
Antal utfisken:	3	3	3	1–3	3
Fiskad sträcka/yta:	38 m/194 m ²	38 m/206 m ²	34–36 m/>400 m ²	19–100 m/>200 m ²	35 m/291–317 m ²
Fisketidpunkt:	0810	0810	0822–0928	0816–1025	0904–0926

Mattjokkbäcken har lekbottenåtgärder från 2010 i dess nedre sträckning (15 åtgärdskoordinater, vardera med 1 till 5 åtgärdade lekbottnar). Utöver lekbottenåtgärder har en serie dammutrivningar gjorts i systemet (ÅiV; åtgärdsår 2010); dessa ligger dock uppströms sjön Kvarnträsket relativt långt uppströms lekbottenåtgärderna. En tröskling vid Kvarnträskdammen är enligt ÅiV också utförd 2010 (ca 2,5 km uppströms lekbottenåtgärderna). Flottledsåterställning noteras också från ÅiV, i en koordinat i mynningsområdet (under namnet ”*Biotopvärd OLSBÄCKEN*”, vilket verkar vara ett återkommande felaktigt åtgärdsnamn i flera biflöden till Vindelälven); denna åtgärd saknar åtgärdsdatum. Polvi m.fl. (2014) noterar flottledsåtgärder från EVP år 2003 på en koordinat mitt i åtgärdsområdet för lekbottnar och Nilsson m.fl. (2016) inkluderar foto på ett EVP-restaurerat område från vattendraget (flera vetenskapliga studier undersöker effekter av EVP- och VRL-åtgärder i Mattjokkbäcken, ur flera olika perspektiv; t.ex. Polvi m.fl. 2014; Nilsson m.fl. 2016; Frainer m.fl. 2018; Pilotto m.fl. 2018).

Mattjokkbäcken har förhållandevis många elfiskelokaler (Tabell 2.6) och är en intressant fallstudie på grund av att vattendraget ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet för trendvattendrag (NMÖ TREND, se t.ex. Näslund och Strömberg 2023). I och med detta finns 3 elfiskelokaler med minst 10 års provfiskedata, där metodiken följt det som anses vara bästa praxis under själva trenddataserien (en lokal, *Mynning 124*, har fiskats en längre period än under trendprogrammet); trendlokaler har syfte ”NMÖ” i elfiskedata. En trendlokal (*Mattjokkberget*) ligger mitt i åtgärdsområdet, denna lokal har data från 2010 och framåt, vilket innebär att den började fiskas under själva åtgärdsåret (några år senare än övriga ”NMÖ”-lokaler); möjligen kan denna ha lagts till i övervakningsprogrammet i samband med restaureringen (ett par av kriterierna för

inkludering i programmet är god fisktäthet och god ekologisk status; Näslund och Strömberg 2023; detaljer om varför lokalen har valts har dock inte hittats). Trendlokalen *Mynning 124* har en tidsserie av data från 35 år, och ligger nära mynningen i Vindelälven, strax nedströms lekbottenåtgärdsområdet. Den tredje trendlokalen ligger ungefär en kilometer uppströms åtgärdsområdet och har 16 års data, med start 2007. Ytterligare en lokal (*Uppstr väg*) är noterad att ha syfte ”NMÖ” och är fiskad 2007–2009; sannolikt är detta den lokal som först valts ut som trendstation inom miljöövervakningsprogrammet, innan övervakningen flyttades upp ett par hundra meter till *Mattjokkberget* år 2010. Det är noterbart att denna lokal, vilken ligger inom åtgärdsområdet, har ansetts vara tillräckligt bra för att inkluderas i trendvattendragsprogrammet (en möjlig förklaring är att genomförda flottledsåtgärder från EVP har ansetts vara bra nog för att sträckan ska bedömas ha god ekologisk status; alternativt har just denna lokal inte varit lika påverkad som omgivande områden).

Andra elfiskelokaler inkluderar VRL-lokalerna *C1 Demo ned fall* (från ett ”demorestaurerat” område, d.v.s. först flottledsrestaurerat under EVP, senare återrestaurerat under VRL) och *C1 referens ravin* (enbart EVP-restaurerad). Båda dessa lokaler är enbart fiskade år 2010 (åtgärdsår för den förra lokalen; efter-data för den senare). Mattjokkbäcken har både öring och lax som kan nyttja lekbottnarna (Nilsson m.fl. 2016).

Generellt bedöms Mattjokkbäcken kunna utvärderas enligt en grafisk ”helsystemsanalys” (se Diskussion), för att få en övergripande bild av utvecklingen i fisktäthet (öring och lax) över tid. Analysen kan kompletteras med en jämförelse av skattad fisktäthet mot en referensdistribution av data från andra liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.15 Mösupbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2005–2006, 2010 | **Åtgärd, flottled:** 2005 | **Åtgärdskoordinat:** [64.861748, 18.54221] till [64.900159, 18.415034] (total åtgärdssträcka) | **Antal elfiskelokaler:** 4 | **Fiskeår:** 2003, 2005–2007, 2010, 2018, 2023

Tabell 2.7. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Mösupbäcken.

Lokal:	C1 Effektlokal ålkis	Mösupbäcken 4	Mösupbäcken 1	Mösupbäcken 2
”Före”-data:	0 år	2 år	1 år	1 år
”Efter”-data:	2 år	3 år	1 år	2 alt. 4 år
Antal utfisken:	1–3	1–3	1–3	1–3
Fiskad sträcka/yta:	22 m/171–213 m ²	38–55 m/≥200 m ²	36–37 m/>250 m ²	42 m/>250 m ²
Fisketidpunkt:	0801–0821	0801–0926	0804–0827	0801–0910

Mösupbäcken, som ligger uppströms Ruskträsket, är åtgärdad upp till Mösupsjön. Närmast Mösupsjön är vattendraget tydligt kanaliserat, bl.a. verkar en ny kanal grävd förbi själva sjön upp till tillrinnande vattendrag som rinner från Yttre Gurkasjön. Även nedströms detta område finns närmast spikraka sektioner där ursprungsfåran löper parallellt eller korsar den kanaliserade fåran och skapar ”sidofåror”. I systemet finns många åtgärdskoordinater för lekplatsåtgärder, främst är dessa koncentrerade i kanaliserade sträckor närmast Mösupsjön, men de förekommer sporadiskt även nedströms. De flesta lekplatsåtgärder är genomförda 2005–2006, men ett område har även åtgärder från 2010 (VRL-åtgärder; i ett område där Bjurforsdammen revs ut ett par år senare, 2012, ÅiV; just detta område, tillsammans med ett område cirka 300 m

uppströms (EVP-åtgärder), har även studerats av Polvi m.fl. 2014). Flera ytterligare flottledsåterställningar från 2005 noteras i ÅiV, på en samlad koordinat vid vattendragets utlopp i den mindre sjö som ligger strax uppströms Ruskträsket.

Elfiskelokaler (Tabell 2.7). finns på de två områdena studerade av Polvi m.fl. (2014), d.v.s. nedströms f.d. Bjurforsdammen (*C1 Effektlokal ålkis*; ”ålkis” = ålkista) samt 300 m uppströms denna (*Mösupbäcken 2*; antal år med efter-data beror på hur man antar påverkan vara från nedströms åtgärder 2010 och 2012). Dessutom finns två lokaler längre nedströms, mellan Åtjärnen och Mösupjärnen (*Mösupbäcken 1*, nära Åtjärnen; *Mösupbäcken 4*, i mitten av sträckan); båda dessa lokaler ligger nära åtgärdskoordinater (*Mösupbäcken 1* är dock dåligt koordinatsatt, då den anges ligga 100 m in i skogen söder om vattendraget; det är inte tydligt exakt var denna lokal ligger). För samtliga elfiskelokaler finns data från ett eller flera åtgärdsår (under-data) utöver före-/efter-data. Givet mycket under-data och longitudinellt utspridda åtgärder, bedöms det att en översiktlig bild av spatiotemporal utvecklingen i fisktäthet lämpligen fås genom en grafisk helsystemsanalys (se Diskussion), vilken kan kompletteras med en bedömning mot data från andra vattendrag (referensdistribution; se Diskussion).

1.1.1.16 Nackbäcken/Nackträskbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2004, 2011 | **Åtgärd, flottled:** 2004 | **Åtgärdskoordinat:** [64.773808, 19.048728] till [64.790739, 19.053353] | **Antal elfiskelokaler:** 4 | **Fiskeår:** 1990, 2004–2007, 2013, 2019, 2022

Tabell 2.8. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Nackbäcken.

Lokal:	Forsholm	Gångbron nästnederst	Kvarnberget nästöver	Nackträsket övre
”Före”-data:	1 år	0–4 år	0–4 år	0–4 år
”Efter”-data:	0 år	3 (+ 3) år	3 (+ 3) år	3 (+ 3) år
Antal utfisken:	1	1–3	1–3	1–3
Fiskad sträcka/yta:	100 m/400 m ²	32–49 m/154–392 m ²	21–31 m/174–248 m ²	39 m/>200 m ²
Fisketidpunkt:	0911	0729–0902	0729–0902	0729–0902

I Nackbäcken finns 15 lekplatsområden noterade för år 2004, vardera med flera lekbottnar (spann: 1–7 stycken per område). Dessutom noteras ytterligare 9 områden åtgärdade 2011 (med 2–3 lekbottnar per område). I vissa fall ligger koordinaterna för 2011 på eller nära koordinaterna för 2004. Databasen Åtgärder i vatten inkluderar inga av dessa åtgärdsområden, däremot anges att ett omlöp (naturlig faunapassage) förbi Forsholmdammen, cirka 150 m uppströms mynningen i Vindelälven, stod färdigt 2005 (påbörjad 2004), ett år efter det att många av lekbottenåtgärderna fanns på plats i vattendraget.

Det identifierade åtgärdsområdet ligger 1 km uppströms Nackbäckens utlopp i Vindelälven och sträcker sig till sjön Stor-Nackträskets utlopp. Elfiskelokaler finns i detta områdes övre halva (Tabell 2.8). Tre av lokalerna har lokalkoordinater som ligger nära åtgärdskoordinater för både 2004 och 2011; en av lokalerna (*Nackträsket övre*) ligger i ett område 250 m uppströms och 450 m nedströms närmsta åtgärdskoordinat.

Nedersta granskade elfiskelokal (Forsholm) har enbart data från 1990. De andra tre lokalerna har data från 2004–2007 som antingen ses som före-data för åtgärder utförda 2011, eller ”mellan-data” för perioden mellan de två åtgärdsperioderna (undantaget 2004 som är från själva åtgärdsåret och kan ses som ”under-data”); det är svårt att hantera dessa fisken som ”äkta” före-data (med avseende åtgärder

generellt) med tanke på de omfattande åtgärder som utfördes 2004. Med avseende på 2011 har de tre övre lokalerna tre års efterdata och sett från åtgärdernas start kan ”mellanåren” 2005–2007 även ses som efterdata. Ytterligare en elfiskelokal finns belägen mellan åtgärdsområdet och vattendragets utlopp (*Forsholm nedre refer*), vilken förefaller fungera som referens (alternativt icke-restaurerad kontroll); denna är inte inkluderad i granskningen här men en översikt ger bilden av att den är fiskad på liknande sätt som de tre övre lokalerna. Elfiske utfördes även 2015, längs en kontinuerlig sträcka uppdelad i 17 50-meterssektioner, med syfte att märka fisk för att undersöka deras förflyttningar i systemet (Erikoinen 2016). Dessa data finns inte i elfiskeregistret, men kan i rapporterad form ge en indikation på hur mycket fisk som fanns i vattendraget år 2015.

Oavsett hur data kategoriseras finns inte tillräckligt datamaterial för att göra en robust före-efter-analys. Istället bedöms en mer lämplig strategi vara att nyttja en referensdistribution av elfiskedata från liknande vattendrag för jämförelser av fisktäthet (se Diskussion), samt nyttja en grafisk helsystemsanalys för att illustrera utveckling i fisktäthet över tiden (se Diskussion). En trendanalys för tiden efter 2004 indikerar en viss ökning av öring, både årsungar (0+) och äldre (> 0+) ; uppsatsen nämner dock inte åtgärder från år 2011 i översikten över analyserade åtgärdsområden (Carlström och Dagman 2021).

1.1.1.17 Olsbäcken

Åtgärd, lekbottnen: 2011 | **Åtgärd, flottled:** 2002–2003 | **Åtgärdskoordinat:** [65.512682, 17.306182] till [65.511843, 17.303886] | **Antal elfiskelokaler:** 1 | **Fiskeår:** 2010, 2019

Tabell 2.9. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Olsbäcken.

Lokal:	C1 Demo upp Hällfors
”Före”-data:	0–1 år
”Efter”-data:	1 år
Antal utfisken:	1–3
Fiskad sträcka/yta:	22–24 m/192–269 m ²
Fisketidpunkt:	0723–0813

I Olsbäcken finns ett mindre åtgärdsområde (VRL demorestaurering, 2010–2011; se foton i Gardeström m.fl. 2013) beläget vid Hällforsen. Åtgärdskoordinater finns för fem platser i området (1–5 lekplatser per koordinat). Lekbäddarnas varaktighet på tre områden analyserades 2024 (Eckerlid 2024). Ytterligare geomorfologisk undersökning av det restaurerade området presenteras i Sundin (2020).

Enligt ÅiV återställdes Olsbäcken efter flottledspåverkan hösten år 2002; åtgärdskoordinaten för denna åtgärd ligger i vattendragets utlopp i Vindelälven, vilket tyder på att denna enda koordinat gäller hela vattendraget utan information om var åtgärderna mer specifikt är belägna. Uppströms Olsträsket, i biflödet Harrträskbäcken (se separat beskrivning ovan) har ytterligare åtgärder genomförts (lekbottnåterställning 2007–2008, utrivning av konnektivitetsbarriärer 2012). I ett annat biflöde uppströms Olsträsket, Njuktjerbäcken, har ett flertal dammar rivits ut.

Elfiskelokalen *C1 Demo upp Hällfors* (Tabell 2.9) ligger i övre delen av åtgärdsområdet och är omgiven av fyra av åtgärdskoordinaterna; lokalen förefaller vara väl placerad för att följa upp lekframgång av öring. Dock finns bara ett år med efter-data i elfiskeregistret. Lokalen fiskades även under åtgärdsåret 2010, vilket ger någon form av jämförvärde; det förefaller dock finnas en potentiell risk att området varit något påverkat av restaureringsaktiviteten detta år.

En ”referenslokal” från VRL (EVP-restaurerad) finns 1,5 km uppströms lekbottenåtgärdsområdet (800 m från Olsträskets utlopp); denna är bara fiskad år 2010. Ytterligare elfiskelokal (lokalnamn: *Väg 1132*) finns långt nedströms i vattendraget (ca 900 m uppströms utloppet i Vindelälven; 3 km nedströms åtgärdsområdet), vilken dock bara är fiskad år 1991.

Analysen på öringtrender från en demolokal och en referenslokal utförda av Carlström och Dagman (2021) indikerar att fler elfisken finns, då studien inkluderar data från 4 år (2010, 2013, 2015, 2019) i trendanalysen (rapporterade täthetsvärden för öring verkar dock inte stämma överens med data från lokalen *C1 Demo upp Hällfors*, detta kan potentiellt bero på att man använder den direkta elfiskefångsten utan korrigering för fångstbarhet). Inga andra data från andra vattendrag med samma namn i Vindelälvens avrinningsområde finns rapporterade i elfiskeregistret SERS.

Givet det fåtal elfiskelokaler som finns i vattendraget bedöms en analys mot en referensdistribution av elfiskedata (se Diskussion) vara lämpligast.

1.1.1.18 Ruskträskbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2005–2016 | **Åtgärd, flottled:** 2005 | **Åtgärdskoordinat:** [64.825292, 18.771192] till [64.825889, 18.755618] | **Antal elfiskelokaler:** 5 | **Fiskeår:** 1990, 1991, 2004, 2005, 2006, 2007, 2009, 2013, 2018, 2020, 2021, 2022, 2023

Tabell 2.10. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Ruskträskbäcken.

Lokal:	Metsekvägen	Nedre vänster sida	Utlopp	Övre	Övre ngt annorlunda
”Före”-data:	0 år	1 år	2 år (’90-’91)	1 år	0 år
”Efter”-data:	0–1 år	3 år	0 år	2 år	2 år
Antal utfisken:	1	1–3	1	1–3	1–3
Fiskad sträcka/yta:	18,4 m /142 m ²	17–35 m /119–315 m ²	30–80 m />600 m ²	15–26 m /95–222 m ²	19–20 m /126–400 m ²
Fisketidpunkt:	0703	0801–0910	0815-0911	0702–0904	0703–0910

Ruskträskbäcken sträcker sig cirka 1 km mellan sjön Ruskträsket och Vindelälven. Åtgärdskoordinater för lekbottenåtgärder finns i princip längs hela vattendragets längd (16 unika koordinater från 2005, 2007, 2011, och 2012; flera åtgärder med olika ID-koder kan dock ligga på samma koordinat och flera lekbottenytor ingår på varje koordinat). *Åtgärder i vatten* har enbart notering om lekbottenåtgärder 2005 och åtgärdskoordinaten som är angiven ligger vid vattendragets mynning; enligt de koordinater som åtgärdskoordinater som granskats representerar detta potentiellt flera områden i vattendraget. Enligt Nilsson (2007) tillfördes dock ”avsevärda mängder” lekgrus specifikt i mynningsområdet under EVP-projektet som löpte 2002–2005 (det nämns dock även att grus forslats upp till forsnackar och höljors utlopp. Exempel på restaurering visas i Holmqvist (u.å.). Ruskträskdammen i vattendragets övre del (vid övre vägbron) förefaller från flygfoton vara utrivna, men information saknas i ÅiV (beroende på åtgärdsår kan detta potentiellt påverka tolkning av data). Uppströms Ruskträsket ligger även Mösupbäcken och Falåströmsbäcken, samt Västibäcken som ligger uppströms den senare (dessa vattendrag bedöms separat).

Fem elfiskelokaler finns längs sträckan (Tabell 2.10), jämt utspridda i rum, men med olika förutsättningar för att ingå i analys. Lokalen vid utloppet till Vindelälven har t.ex. enbart data från 1990–1991 och ett par lokaler saknar före-data. Generellt finns data från fler år än vad som aviseras i den summerande tabellen; i och med att

åtgärdsperioden är så pass utdragen så har data från åren 2005–2013 varken kategoriserats som före- eller efter-data.

Eftersom åtgärder är fördelade över hela vattendragets sträckning och det finns relativt mycket elfiskedata över många år, samt att vattendraget har restaurerats upprepade gånger över lång tid kan en översiktlig grafisk helsystemsanalys (se Diskussion) vara en väg att gå för spatiotemporal analys. En komplikation är att Ruskträskbäcken har en sidofåra där åtgärder också är genomförda, vilket kan kräva lite innovation vad gäller grafens uppbyggnad.

Ruskträskbäcken anses vara en lyckad restaurering vad gäller förbättrad produktion av öring (Våra Fiskevatten 2024), något som stöds av trendanalys av årsungar i Carlström och Dagman (2021).

1.1.1.19 Storkvarnbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2009–2011 | **Åtgärd, flottled:** 2010 | **Åtgärdskoordinat:** [64.347913, 19.676529] till [64.358948, 19.662408] | **Antal elfiskelokaler:** 6 | **Fiskeår:** 2007, 2009, 2013, 2014, 2018, 2023

Tabell 2.11. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Storkvarnbäcken.

Lokal:	Utlopp Storsandsjön	200 m N Storsandsjön	Kvarnbrånet	Uppstr vägen 100 m	Kvarnbäcksdammen	Nedstr vägen
”Före”-data:	0–1 år	0 år	1 (?) år	0–1 år	0–1 år	0 år
”Efter”-data:	2 år	4 år	4 år	4 år	2 år	2 år
Antal utfisken:	3	1–3	1–3	1–3	1	3
Fiskad sträcka/yta:	30–32 m/30–32 m ²	25 m/160– 180 m ²	21–31 m/71– 181 m ²	30 m/126– 194 m ²	19–29 m/ 73–117 m ²	26 m/99– 104 m ²
Fisketidpunkt:	0706–0910	0807–0824	0706–0824	0807–0828	0804–0831	0821–0828

I Storkvarnbäcken finns 22 åtgärdskoordinater för områden med lekbottenåtgärder (generellt flera lekbottnar per åtgärdskoordinat). Dessa är fördelade på tre kluster, ett vid utloppet till Stor-Sandsjön, ett nedströms f.d. Kvarnbäcksdammen och ett där väg AC 715 korsar vattendraget. Lekbottnar anges åtgärdade mellan 2009 och 2011. Åtgärder i vatten har inga lekbottenåtgärder registrerade, däremot finns två dammutrivningar i området: Sandsjödammen vid sjöns utlopp (utriven 2010) och Kvarnbäcksdammen (utriven 2014) cirka 500 m nedströms sjön.

Vad som räknas som före-data, sett till elfisket (Tabell 2.11), kan vara lite svårdefinierat och beroende på spatialt perspektiv. Till exempel genomförs provfiske vid utloppet till Stor-Sandsjön (*Utlopp Storsandsjön*) år 2009 och åtgärder i det direkta närområdet, i form av lekbottnar och dammutrivning, genomförs 2010; lekbottnar restaureras dock drygt 200 m nedströms samma år (2009; vid elfiskelokalen *200 m N Storsandsjön*). Vid lokalen *Kvarnbrånet* finns elfisken från 2007 och 2009; den närmsta åtgärdade lekbotten restaurerades 2010, men några tiotal meter uppströms finns ett annat område som åtgärdades 2009, samt Kvarnbäcksdammen som revs ut 2014. I detta fall verkar det rimligast att anse att bara fisket 2007 är före-data från ett generellt åtgärdsperspektiv, även om 2009 är ett före-år vad gäller dammutrivningen och den allra närmsta lekbottenåtgärden; det ska dock nämnas att båda fiskena 2007 och 2009 anges vara uppföljningsfisken i elfiskeregistret (syfte ”Uppf”), vilket indikerar att ytterligare åtgärder, som inte finns med i det genomgångna materialet, kan genomförts i området innan eller under 2007. Carlström och Dagman (2021) anger åtgärdsår till 2009. Ett område av Storkvarnbäcken ingick som referenslokal i studien av Lepori m.fl. (2005), vilken inkluderar analys av fiskdata; elfiskedata före år 2007 finns dock inte rapporterad i elfiskeregistret.

Givet en större mängd åtgärdslokaler, flera olika åtgärder utförda olika år förefaller det lämpligt att undersöka effekter genom en kombination av grafisk helsystemsanalys och jämförsvärdet för fisktäthet från en referensdistribution av data från (se Diskussion). Grafiska analysen ger spatiotemporal bild av fisksamhällets utveckling över tid och referensdistributionen kan ge en indikation på om bra tätheter har uppnåtts.

1.1.1.20 Åman

Åtgärd, lekbotten: 2006, 2020 | **Åtgärd, flottled:** 2020 | **Åtgärdskoordinat:** [64.538119, 19.34966]
| **Antal elfiskelokaler:** 2 | **Fiskeår:** 2018, 2020–2023

Tabell 2.12. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Åman.

Lokal:	Åman ns. Skoterbron	Sågforsen
”Före”-data:	1 år	1 år
”Efter”-data:	0 år	4 år
Antal utfisken:	1	1
Fiskad sträcka/yta:	18 m/270 m ²	23–33 m/106–503 m ²
Fisketidpunkt:	0814	0808–1008

I Åman finns tre lekplatsförbättrande åtgärder rapporterade i ÅiV, från år 2006 (projekt: ”Miljöåterställning i Vindelälven 2005–2007”). Samtliga av dessa är angivna att ligga på samma plats i mitten av vattendraget, vilket förefaller vara en punkt som representerar hela vattendraget. Åtgärder från 2020 saknas.

I ÅiV finns också rapporterat att Åmseledammen rivits ut 2018, vilken var belägen nedströms lekbottenåtgärder. I planen för utrivningen beskrivs återställning av dammutlopp och en ytterligare sträcka på 150 m nedströms, med utläggning av bl.a. stenblock och naturgrus (100–600 mm diameter); lekplatsåtgärder beskrivs inte uttryckligen (Norconsult 2016). Vid och strax nedströms den f.d. dammen finns ytterligare två elfiskelokaler (fiskade 2019); dessa lokaler förefaller vara direkt olämpliga som jämförelsedata för lekbottenuppföljning på grund av dammutrivning och efterföljande återställning. Även om lekplatser potentiellt har skapats så bedöms själva dammutrivningen kunna leda till sammanblandningseffekter som inte specifikt representerar en åtgärd specifikt riktad mot lekbottenåterställning.

Rådande dataunderlag innefattar få elfiskedata (Tabell 2.12) och indikerar att åtgärder är utförda under flera olika perioder, med förefallande brister i information om var åtgärder specifikt är belägna i Åman. Därför bedöms Åman i dagsläget bäst utvärderas genom grafisk helsystemsanalys (från Hjukensjön till utloppet i Vindelälven), vilken bör inbegripa en täthetsmålbild för öring som sätts baserat på ett antal liknande vattendrag med motsvarande karaktärer. I ett sådant utvärderingsscenario kan alla elfiskedata ingå (även de som rör uppföljning av dammutrivning), men analyser gynnas sannolikt om data från ytterligare (nya) lokaler samlas in.

Översiktliga platsspecifika bedömningar

1.1.1.21 Arvån

Åtgärd, lekbotten: 2007 | **Åtgärd, flottled:** 2007 | **Åtgärdskoordinat:** [64.508805, 19.185863] till [64.511378, 19.187181] | **Antal elfiskelokaler:** 2 | **Fiskeår:** 2007, 2019

Tabell 2.13. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Arvån.

Lokal:	Nedre lokal	Övre lokal
"Före"-data:	1 år	1 år
"Efter"-data:	1 år	1 år
Antal utfisken:	1	1
Fiskad sträcka/yta:	21 m/215–292 m ²	18 m/212–256 m ²
Fisketidpunkt:	0722–0725	0722–0725

Arvån mynnar i Arvavan/Arvselet, Vindelälven, strax nedströms Åmsele. Elfiskelokalen *Nedre lokal* (Tabell 2.13) ligger strax uppströms mynningen till Arvavan, i anslutning till den nedersta av fyra åtgärdskoordinater för lekbottenåtgärder. Elfiskelokalen *Övre lokal* ligger några hundra meter uppströms dokumenterat åtgärdsområde. Flera kilometer uppströms åtgärdsområdet har en damm rivits ut (Mörkandammen, uppströms sjön Nedre Arvträsket; utriven 2014). Bedöms utvärderas bäst mot en referensdistribution av data från liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.22 Ekorrbacken

Åtgärd, lekbotten: 2006, 2011 | **Åtgärd, flottled:** 2004 | **Åtgärdskoordinat:** [64.502591, 19.079032] till [64.500075, 19.079502] | **Antal elfiskelokaler:** 1 | **Fiskeår:** 1990, 2003–2007, 2017, 2018

Tabell 2.14. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Ekorrbacken.

Lokal:	Ekorrträsk utl
"Före"-data:	4 år
"Efter"-data:	1–2 år
Antal utfisken:	1–3
Fiskad sträcka/yta:	30–80 m/81–640 m ²
Fisketidpunkt:	0801–0918

Ekorrbacken mynnar i strax uppströms Ekorrselet i Vindelälven. Åtgärdsområdet är koncentrerat till Ekorrträskets utloppsområde, där en elfiskelokal är belägen (Tabell 2.14). Två ytterligare elfiskelokaler finns drygt en mil nedströms åtgärdsområdet, vid vattendragets mynning till Ekorrsele i Vindelälven (*Ekorrsele ns bro*, fiskad 2017–2018 och *Utlopp*, fiskad 1990). Inga övriga åtgärder finns angivna i genomgången material. Bedöms utvärderas bäst mot en referensdistribution av data från liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.23 Falåströmsbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2010 | **Åtgärd, flottled:** 2010 | **Åtgärdskoordinat:** [64.846131, 18.579938] till [64.847052, 18.583007], samt [64.84734, 18.594954] till [64.84783, 18.597515] | **Antal elfiskelokaler:** 1 | **Fiskeår:** 2010, 2023

Tabell 2.15. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Falåströmsbäcken.

Lokal:	C1 Demo ned dammen
”Före”-data:	0
”Efter”-data:	1 år
Antal utfisken:	1
Fiskad sträcka/yta:	22–30 m/169–303 m ²
Fisketidpunkt:	0806–0807

Falåströmsbäcken, vilken ligger uppströms Ruskträskbäcken (inkluderad i detaljerad bedömning) och sjön Ruskträsket. Vattendraget är ett kraftigt rätat vattendrag med ”sidofåror” som korsar fram och tillbaka i meandrande mönster genom den nuvarande huvudfåran.

I vattendragets övre del, nära Österavans (Falåträskets) utlopp, finns ett VRL-restaurerat område med lekbottenåtgärder (demorestaurering; Polvi m.fl. 2014). Dessutom finns ytterligare ett område med två åtgärdskoordinater noterade omkring 600–700 meter nedströms detta område. En elfiskelokal (Tabell 2.15) ligger i anslutning till demoområdet, fiskad åtgärdsåret 2010 och även 2023. Falåträskdammens nuvarande existens (vilken antyds genom elfiskelokalens namn) går ej att bedöma från flygfoton; information om eventuell utrivning saknas i ÅiV. Bedöms utvärderas bäst mot en referensdistribution av data från liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.24 Gargån

Åtgärd, lekbotten: 2007, 2010–2011 | **Åtgärd, flottled:** 2007 | **Åtgärdskoordinat:** [65.383986, 17.886407] till [65.385384, 17.884624] | **Antal elfiskelokaler:** 1 | **Fiskeår:** 2010

Tabell 2.16. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Gargån.

Lokal:	C1 Demo Hällforsen
”Före”-data:	0
”Efter”-data:	0 år
Antal utfisken:	3
Fiskad sträcka/yta:	21 m/202 m ²
Fisketidpunkt:	0823

Gargån har ett 250 m långt åtgärdsområde (VRL; demorestaurering) med sju åtgärdskoordinater (år 2010–2011) för lekbottenåtgärder nedströms Bäverselet. Åtgärder i vatten har även information om flera olika åtgärder genomförda 2007 (”Gargån med biflöden 2007”); dessa rapporteras på en koordinat vid Ratslet (uppströms Gargnäs). Åtgärder 2007 inkluderar skapande av forsnackar, stenuläggning för fiskståndplatser, öppnande av sidofåror och lekplatsförbättring. En elfiskelokal finns i demoområdet (Tabell 2.16), men enbart med fiske från åtgärdsåret 2010. Fler elfiskelokaler finns uppströms (fyra lokaler) och nedströms (en lokal), men går med bedömt material inte knyta till specifika åtgärder (vissa ligger dock i uppenbart flottledsåtgärdade områden, bedömt från historiska flygfoton; det förefaller även finnas före- och efterdata, exempelvis vid lokalen Skavelforsen). Givet nuvarande dataunderlag bedöms Gargåns lekbottenåtgärder inte kunna utvärderas, möjligen kan ytterligare data om specifika åtgärdslokaler insamlas. En grafisk helsystemsanalys bedöms dock lämplig för en övergripande spatiotemporal

utvärdering av fisksamhället (kan kombineras med bedömning av fisktätheter mot en referensdistribution av data från liknande vattendrag) (se Diskussion).

1.1.1.25 Harrträskbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2007 | **Åtgärd, flottled:** 2007 | **Åtgärdskoordinat:** [65.502197, 17.262752] till [65.501832, 17.262408] (nedre delen), samt [65.477719, 17.281963] till [65.460641, 17.298217] (mellersta delen; flera områden med småsjöar emellan), samt [65.449362, 17.301262] till [65.429975, 17.258072] (övre delen; längre sträcka, flera separerade områden) | **Antal elfiskelokaler:** 3 | **Fiskeår:** 2004, 2018, 2021

Tabell 2.17. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Harrträskbäcken.

Lokal:	Nedstr timmerränna	Skravelknösvägen	Mittenlokalen ?
"Före"-data:	0	1 år	1 år
"Efter"-data:	2 år	0	0
Antal utfisken:	1–3	3	3
Fiskad sträcka/yta:	20 m/182–208 m ²	41 m/205 m ²	44 m/165 m ²
Fisketidpunkt:	0806–0906	0804	0804

I Harrträskbäcken, vilken rinner ut i nedre delen av Olsträsket (som sedan rinner ut i Olsbäcken; se detaljerad bedömning) finns många åtgärdsområden. I den nedre delen (litet område med två åtgärdskoordinater, genomförda 2008, nära mynningen; den nedre av dessa åtgärdskoordinater är angiven i ÅiV "Sidovattendrag Vindelälven" med specificerat syfte "Återställning av lekplatsåtgärder för fisk") finns en elfiskelokal (*Nedstr timmerränna*) som ligger bra belägen för bedömning av dessa åtgärder, det saknas dock före-data (data finns från 2018 och 2021), vilket innebär att utvärdering av fisktätheter bedöms bäst utföras mot referensdistribution av data från andra liknande vattendrag (se Diskussion). Uppströms detta område noteras en dammutrivning 2012 (vid Geristräsket; "Harrträskdammen (5)" i ÅiV). I den mellersta delen (åtgärdsår 2007–2008) finns inga elfiskelokaler. I den övre delen (åtgärdsår 2007–2008) finns två elfiskelokaler (Tabell 2.17), varav en (*Mittenlokalen*) anses ligga bra belägen för direkt lekplatsåtgärdsbedömning (med avseende på rekrytering); den andra lokalen (*Skravelknösvägen*) ligger en bit ifrån (mellan) lokaliserade åtgärdsområden. Ingen av dessa två lokaler har dock efter-data (båda fiskade samma datum år 2004). Därmed går inte övre sträckan att bedöma. I övre delen finns tre dammutrivningar noterade i ÅiV (två kallas "Harrträskdammen (3)" och den tredje "Harrträskdammen (4)"; alla utrivna 2012)

Lekbäddarnas varaktighet inom sex områden analyserades 2024 (Eckerlid 2024).

1.1.1.26 Hemsjöbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2005–2016 i omgångar | **Åtgärd, flottled:** Ja (oklart åtgärdsår) | **Åtgärdskoordinat:** [65.357647, 17.808493] till [65.35901, 17.809241] | **Antal elfiskelokaler:** 2 | **Fiskeår:** 2007, 2019

Tabell 2.18. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Hemsjöbäcken.

Lokal:	Vänster gren	Dammfåra
"Före"-data:	0	0
"Efter"-data:	1–2 år	1–2 år
Antal utfisken:	2–3	1–3
Fiskad sträcka/yta:	45 m/158 m ²	21 m/189–268 m ²
Fisketidpunkt:	0718–0730	0718–0730

Hemsjöbäcken utgör en kort vattendragssträcka (ett kvillområde efter restaureringen) mellan Stagträsket och Hemsjön (Abmobäcken ligger uppströms Hemsjön och

Staggträskbäcken ligger nedströms Staggträsket; den senare rinner ut i Gargån, uppströms Gargnäs. Lekbottenåtgärder finns i hela området, utförda i omgångar över en längre tid¹¹. Området är påtagligt flottledsrestaurerat (tolkat enligt historiska flygbilder: ledarmar, damm, öppnad sidofåra), dock utan annan information i ÅiV än att dammen revs ut år 2012. Elfiskelokaler i området (Tabell 2.18) är väl belägna för att bedöma lekplatsåtgärder; dock saknas tydlig före-data (åtgärder hade påbörjats innan första provfiske); fisket 2007 utgör snarare ”mellan-” eller ”under”-data än efter-data. Fisktätheter i området bedöms bäst utvärderas mot referensdistribution av data från andra liknande vattendrag (det kan dock vara svårt att hitta strikt liknande sträckor givet Hemsjöbäckens korta lopp (100–150 m beroende på vilken kvillfåra som mäts).

Lekbäddarnas varaktighet inom fem områden analyserades 2024 (Eckerlid 2024).

1.1.1.27 Hjuksån

Åtgärd, lekbotten: 2010–2012 | **Åtgärd, flottled:** 2003 | **Åtgärdskoordinat:** [64.368259, 19.607555] till [64.368416, 19.609132] | **Antal elfiskelokaler:** 2 | **Fiskeår:** 2007, 2010, 2019, 2023

Tabell 2.19. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Hjuksån.

Lokal:	Långmyran	C1 nedstr Lappänget
”Före”-data:	1 år	0 år
”Efter”-data:	0 år	2 år
Antal utfisken:	1	1-3
Fiskad sträcka/yta:	29 m/174 m ²	17,3 m/199-234 m ²
Fisketidpunkt:	0928	0724-0831

I Hjuksån finns tre åtgärdskoordinater noterade i granskat material, inom ett kortare åtgärdsområde på drygt 100 m (enligt koordinater). Området ligger strax nedströms det myrområde om ansluter till Lappängestjärnarna (till vilken Storkvarnbäcken rinner; se detaljerad bedömning). En elfiskelokal [*C1 nedstr Lappänget*; fiskad 2010 (åtgärdsår), 2019, 2023] ligger mitt i åtgärdsområdet och en (*Långmyran*; fiskad 2007) ligger cirka 250 m nedströms; ytterligare en elfiskelokal (*Lappänget*; fiskad 2007, 2019, 2023) ligger cirka 800 m nedströms åtgärdsområdet (Tabell 2.19).; denna kan möjligen nyttjas för uppföljning (åtminstone för äldre fisk) men har inte kvalitetsbedömts i detalj på grund av avståndet till åtgärdsområdet (detta är dock enda lokalen med både före- och efter-data).

1.1.1.28 Huftabäcken

Åtgärd, lekbotten: 2007–2008 | **Åtgärd, flottled:** 2005–2007 | **Åtgärdskoordinat:** [65.328027, 17.57698] till [65.327677, 17.573929] (nedre område), samt [65.334471, 17.542005] till [65.334852, 17.541686] (övre område) | **Antal elfiskelokaler:** 4 | **Fiskeår:** 1990, 1992, 2007, 2021

Tabell 2.20. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Huftabäcken.

Lokal:	Kraftledn vid utlopp	Kraftledning	S Blattnicksele	Nedstr damm
”Före”-data:	1 år (2 fisken)	0–1 år	1 år	0–1 år
”Efter”-data:	0 år	1 år	0 år	0 år
Antal utfisken:	1	1	1	1
Fiskad sträcka/yta:	50–75 m/300–600 m ²	24 m/270 m ²	25 m/260 m ²	20 m/260 m ²
Fisketidpunkt:	0813–0905	0719–0907	0928	0719

¹¹ Notering från D. Holmqvist (via e-mail): Vad gäller Hemsjöbäcken har lekområden restaurerats i omgångar med start 2005 (endast Hartijoki-metod) och senaste omgång var 2015–2016 då hela området restaurerades m.a.p. lekområden och externt lekgrus kördes ut. Lekområdena slutjusterades därefter manuellt. Nedströmsvandrande öring leker och växer upp längs sträckan; stora vuxna fiskar.

Huftabäcken, mellan Huftasjön och Blattnickselet i Vindelälven, har två mindre områden med kluster av åtgärdskoordinater. Det nedre klustret ligger nära mynningen och omfattar både lekplatsåtgärder (2007–2008; i detalj angivna i granskat material från D. Holmqvist; sammanfattade i en koordinat i ÅiV) och utrivning av Nedre Huftabäcksdammen (2012, ÅiV). Tre elfiskelokaler finns i området. En av dessa, *Kraftledn vid utlopp*, är bara fiskad 1990 (två gånger samma år) och koordinaten är osäker (ligger ett tiotal meter in i skogen, och inte direkt vid kraftledningen som namnet antyder); möjligen är lokalen densamma som den senare registrerade lokalen *Kraftledning*, vilken är fiskad en gång under åtgärdsåret 2007 och en gång 2021 (efter-data). Strax uppströms den senare ligger lokalen *S Blattnicksele* (fiskad 1992).

Elfiskelokalerna (Tabell 2.20) är ojämnt fördelade. I det övre åtgärdsområdet (åtgärdat 2008) finns inga elfiskelokaler registrerade; en lokal (*Nedstr damm*; fiskad 2007) är belägen cirka 550 m uppströms i ett område som förefaller ha en något annorlunda karaktär än åtgärdsområdet, men kan potentiellt hysa fisk äldre än årsungar som producerats på åtgärdsområdet. Det vore dock sannolikt mer informativt att göra framtida uppföljningsfisken på nya lokaler vid själva åtgärdslokalen, snarare än att återfiska *Nedstr damm*, då de föredata som finns från platsen antas ha mer begränsat informationsvärde i sammanhanget. Ytterligare en elfiskelokal (*Ned abborrsjön*) finns strax nedströms Abborrsjön i övre delen av vattendragssystemet; denna är fiskad 1992 (utan fångst) och ligger troligen för långt från åtgärdsområdena för att vara relevant (> 1 mil uppströms, och vattendraget passerar fyra sjöar på vägen).

Lekbäddarnas varaktighet inom fyra områden analyserades 2024 (Eckerlid 2024).

1.1.1.29 Joppträskbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2013 | **Åtgärd, flottled:** 2013 | **Åtgärdskoordinat:** [64.471423, 19.480338] | **Antal elfiskelokaler:** 1 | **Fiskeår:** 2017, 2019, 2020–2023

Tabell 2.21. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Joppträskbäcken.

Lokal:	Utlopp Åmträsket
”Före”-data:	0 år
”Efter”-data:	6 år
Antal utfisken:	1
Fiskad sträcka/yta:	20 m/84–120 m ²
Fisketidpunkt:	0808–0914

För Joppträskbäcken finns en åtgärdskoordinat för lekplatsåtgärd, samt en dammutrivning (Joppträskdammen, ÅiV), båda utförda samma år (2013). Cirka 250 m nedströms åtgärdskoordinaten för lekplatsåtgärden (strax uppströms utloppet till Åmträsket) ligger den enda elfiskelokalen (Tabell 2.21). Även om elfiskelokalen ligger en bit ifrån åtgärdskoordinaten (lekområden kan vara mer utspridda; ej noterat i granskade data) så ligger den nedströms inom en distans dit årsungar skulle kunna driva eller aktivt förflytta sig över sommaren.

Med ett åtgärdsområde och en elfiskelokal med sex år av efter-data så förefaller den lämpligaste analysmetoden för utvärdering vara enkel trendanalys (förändring i täthet över tid) samt en jämförelse av tätheter mot en referensdistribution av data från liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.30 Kulbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2014 | **Åtgärd, flottled:** 2014 | **Åtgärdskoordinat:** [64.168600, 19.66600] (approx.) | **Antal elfiskelokaler:** 4 | **Fiskeår:** 1990, 1994, 1997, 2007, 2019

Tabell 2.22. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Kulbäcken.

Lokal:	Utlopp	Mynningen	Degerön	Degerön 2
"Före"-data:	1 år	2 år	1 år	0 år
"Efter"-data:	1 år	0 år	0 år	1 år
Antal utfisken:	1	1–3	1	1
Fiskad sträcka/yta:	22–40 m/200–203 m ²	50–80 m/275–320 m ²	65 m/121 m ²	23,5 m/167 m ²
Fisketidpunkt:	0724–0912	0809–0910	0913	0724

För Kulbäcken, strax söder om Vindeln, fanns inga koordinater för åtgärder. Däremot finns vattendraget med i åtgärdsstatistik över inventerade områden från 2014, där man kan se att både flottledsåtgärder och lekbottenåtgärder genomförts. Det noteras att enbart Degerö-sträckan är åtgärdad (3 åtgärder för lekbottenar). Vid Degerön, i mynningen av Kulbäcken finns fyra elfiskelokaler belägna med relativt jämna mellanrum (Tabell 2.22). Två av dessa saknar efter-data och två har vardera ett fiske år 2019. En rimlig utvärderingsmetodik för fisktäthet bedöms vara bedömning mot en referensdistribution av data från liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.31 Låktabäcken

Åtgärd, lekbotten: 2007, 2010 | **Åtgärd, flottled:** 2007 | **Åtgärdskoordinat:** [65.72162, 16.96543] | **Antal elfiskelokaler:** 4 | **Fiskeår:** 2007, 2018

Tabell 2.23. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Låktabäcken.

Lokal:	Läkta 5	Nedre romback	Vägbro Läkta 8	Naturdam Läkta 2
"Före"-data:	0–1 år	0 år	0–1 år	0–1 år
"Efter"-data:	0 år	1 år	1 år	0 år
Antal utfisken:	3	1	1	1
Fiskad sträcka/yta:	38 m/547 m ²	20 m/ 232m ²	18–20 m/176–178 m ²	25 m/238 m ²
Fisketidpunkt:	0717	0906	0717–0906	0717

Låktabäcken är åtgärdad i princip hela sträckan från Nedre Låktaträsket till mynningen, med en större mängd lekplatsåtgärder. Databasen *Åtgärder i vatten* inkluderar fyra åtgärder, men samtliga är koordinatsatta på samma koordinat i mynningen, vilket indikerar att de representerar hela vattendraget, utan specificitet. De fyra elfiskelokaler som finns (Tabell 2.23) bedöms väl placerade för uppföljning. Alla lokaler saknar dock strikt före-data (två har data från åtgärdsår, 2007), och två saknar dessutom efter-data. Åtgärder för habitatsförbättring utfördes i vattendraget redan på 1980-talet (Näslund 1987, 1989).

För utvärdering bedöms en översiktlig grafisk helsystemsanalys (se Diskussion) kunna ge en överblick och en jämförelse mot en referensdistribution av data från liknande vattendrag kan ge en indikation på måluppfyllelse. Låktabäcken bedöms generellt ha goda förutsättningar för en mer detaljerad uppföljning av öringrekrytering baserat på nya elfisken, kanske även test av nya undersöknings- och analysmetoder (se Diskussion); detta på grund av att det finns en lång sträcka med beskrivna åtgärder och många delsträckor av varierande karaktär som förefaller vara intressanta att undersöka (bedömt från flygbilder).

1.1.1.32 Manjaurån

Åtgärd, lekbotten: 2005–2007 | **Åtgärd, flottled:** 2005 | **Åtgärdskoordinat:** [64.740832, 19.291367] till [64.748829, 19.295742] | **Antal elfiskelokaler:** 4 | **Fiskeår:** 2007, 2015–2021

Tabell 2.24. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Manjaurån.

Lokal:	Gammkvarngrubba	Inlopp Månträskån	Kvarnen	Kvarngrubba
”Före”-data:	0 år	0 år	0 år	0 år
”Efter”-data:	7 år	9 år	1 år	7 år
Antal utfisken:	1	1–3	1	1
Fiskad sträcka/yta:	55–60 m/>600 m ²	16–63 m/169–851 m ²	17 m/255 m ²	46 m/ >500 m ²
Fisketidpunkt:	0828–0927	0724–0925	0724	0828–0927

Manjaurån, som rinner från Ajaurkalven till Manjaurträsket, har 13 åtgärdskoordinater i över delen av vattendraget. Åtgärder är även genomförda cirka 2 km uppströms området år 2012, i Månträskån (se separat bedömning) som rinner in i övre delen av Manjauråns åtgärdsområde. Fyra elfiskelokaler (Tabell 2.24) finns inom eller i relativt nära anslutning till åtgärdsområdet (nedströms; *Kvarnen* och *Kvarngrubba*). En till elfiskelokal (*Nygarn*) finns ytterligare en bit nedströms (ca 500 m från åtgärdsområdet), vilken dock bara har data från 1990.

Även om det i princip saknas före-data så finns en relativt god mängd efter-data där trender kan följas. För utvärdering av åtgärdseffekter bedöms en grafisk helsystemsanalys (se Diskussion) kunna ge en god bild av utvecklingen, då med Månträskån inkluderad i den grafiska analysen. Grafiska analysen kan kompletteras med jämförelse mot en referensdistribution av täthetsdata från liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.33 Månträskån

Åtgärd, lekbotten: 2011–2012 | **Åtgärd, flottled:** 2011 | **Åtgärdskoordinat:** [64.756273, 19.316325] till [64.755527, 19.32544] | **Antal elfiskelokaler:** 3 | **Fiskeår:** 2013, 2015–2021, 2023

Tabell 2.25. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Månträskån.

Lokal:	Uppstr vägbron	Gångbron	Änget
”Före”-data:	0 år	0 år	0 år
”Efter”-data:	9 år	7 år	8 år
Antal utfisken:	1	1	1
Fiskad sträcka/yta:	60–100 m/>300 m ²	19–101 m/91–1030 m ²	59 m/>300 m ²
Fisketidpunkt:	0828–1002	0828–0926	0827–0926

Månträskån (alternativt ”Månsträskån” enligt den parallellt löpande vägen *Månsträskånvägen*) rinner in i Manjaurån precis vid Ajaurkalvens utlopp i den senare. Jämfört med Manjauråns åtgärder är Månträskåns åtgärder utförda några år senare (färdigställda 2012). I det direkta åtgärdsområdet finns två elfiskelokaler (*Gångbron* och *Änget*); dessutom finns en lokal (Uppstr vägbron) mellan åtgärdsområdena i Månträskån och Manjaurån som kan vara relevant i utvärderingar (Tabell 2.25). Ytterligare en lokal (utan namn; fiskad 1993) ligger en bit uppströms. För bedömning av lämplig utvärdering, se sammanställning för Manjaurån ovan.

1.1.1.34 Näresbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2012 (2014?) | **Åtgärd, flottled:** 2014 | **Åtgärdskoordinat:** [65.35254, 18.002161] till [65.346946, 18.013469] | **Antal elfiskelokaler:** 1 | **Fiskeår:** 2018, 2022

Tabell 2.26. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Näresbäcken.

Lokal:	Uppstr trumman
”Före”-data:	0 år
”Efter”-data:	2 år
Antal utfisken:	1–2
Fiskad sträcka/yta:	35 m/210–298 m ²
Fisketidpunkt:	0829-0917

Näresbäcken, som rinner från Näresträsket till Reutoträsket, i Gargåns system, har 23 åtgärdskoordinater för lekbäddsåtgärder i vattendragets övre halva (alla noterade åtgärdade 2012; i ett dataunderlag noteras dock 2014 som sista åtgärdsår). Näresbäcksdammen, mitt i åtgärdsområdet, revs ut 2012.

En elfiskelokal (*Uppstr trumman*; uppströms vägen Svältsnöret som korsar vattendraget) ligger precis vid en av åtgärdskoordinaterna och har två års efter-data (Tabell 2.26). Givet den begränsade datamängd som finns bedöms analyser bäst genomföras genom jämförelse mot data från andra liknande vattendrag (d.v.s. mot en referensdistribution av data, se Diskussion).

Lekbäddarnas varaktighet inom tolv områden analyserades 2024 (Eckerlid 2024).

1.1.1.35 Ribbikbäcken/Ripisbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2009, 2012 | **Åtgärd, flottled:** 2012 | **Åtgärdskoordinat:** [65.396162, 17.562719] till [65.39777, 17.567927] (nedre område), samt [65.403976, 17.574975] till [65.405149, 17.575183] (övre område) | **Antal elfiskelokaler:** 2 | **Fiskeår:** 1990, 2009, 2017, 2019–2021

Tabell 2.27. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Ribbikbäcken.

Lokal:	Växthuset	Järnvägskurvan
”Före”-data:	0 år (+1, 1990)	0 år
”Efter”-data:	4 år	4 år
Antal utfisken:	1	1
Fiskad sträcka/yta:	39–60 m/192–251 m ²	37 m/167–208 m ²
Fisketidpunkt:	0723–1006	0723–1006

Ribbikbäcken, som rinner från Ribbträsket till Vindelälven (utlopp vid Kvarnbränna) har två distinkta områden med åtgärdskoordinater, ett nedre område vid samhället Kvarnbränna (åtgärdat 2009 och 2012), och ett övre strax nedströms Övre Dammtjärnen (åtgärdat 2012); distans mellan områdena är cirka 900 m. I det nedre området revs även Kvarnbrännadammen ut 2012.

Vid vardera områden finns en elfiskelokal (Tabell 2.27); vid nedre områdets lokal (*Växthuset*) finns ett fiske från åtgärdsåret 2009, samt ett fiske från 1990. Båda lokalerna har efter-data från år 2017, 2019, 2020 och 2021. Med fyra års efter-data kan potentiellt grova trender efter åtgärd följas, men dessa bör utvärderas mot data från andra liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.36 Rågobäcken

Åtgärd, lekbotten: 2002–2003, 2010–2011 | **Åtgärd, flottled:** 2002–2004 | **Åtgärdskoordinat:** [65.130861, 18.247979] till [65.12944, 18.243757] (nedre), samt [65.133221, 18.224749] till [65.134534, 18.22457] (mellersta), samt [65.141711, 18.164831] (övre) | **Antal elfiskelokaler:** 4 | **Fiskeår:** 1990, 2003–2007, 2010, 2017, 2021

Tabell 2.28. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Rågobäcken.

Lokal:	Renhagen	[utan namn]	Bro vid utlopp	Damm referens
"Före"-data:	0–5 år	1 år (1990)	1–? år (1990)	0 år
"Efter"-data:	2 år	0	4 år?	5 år?
Antal utfisken:	1–3	1	1–3	1–3
Fiskad sträcka/yta:	28–30 m/28–30 m ²	80 m/400 m ²	20–23 m/20–23 m ²	32–34 m/218–224 m ²
Fisketidpunkt:	0804–0906	0905	0804–0905	0804–0816

I Rågobäcken, som rinner mellan Rågoträsket och Vindelälven (utlopp strax ovan Vindelgransele), finns tre åtgärdsområden, med åtgärder utförda under flera perioder.

I ett nedre område finns tre åtgärdskoordinater för lekbottenåtgärder (utan angivet åtgärdsår) (Tabell 2.28). Längs sträckan finns två elfiskelokaler, en utan namn i övre delen av området (enbart fiskad 1990) och *Bro vid utlopp* i nedre delen av området (fiskad 1990 och 2003–2007). Fisket 2004 anges vara ett uppföljningsfiske medan fisket året innan har syftet inventering; någon form av åtgärd kan ha utförts mellan dessa fisken. Fisket 1990 utgör tidig före-data, men utöver detta är det lite svårt att avgöra hur data ska klassificeras; det verkar dock röra sig om ett EVP-område, givet registrerade fiskeår, och i så fall rör det sig sannolikt huvudsakligen om efter-data från 2004 till 2007. I detta område anges även en koordinat för lekbottenåterställning 2008 i ÅiV, men det bedöms vara osäkert om detta gäller just detta nedre område eller Rågobäcken generellt (många andra åtgärder förefaller rapporteras för ett helt vattendrag just i området nära utloppet). Det mellersta området har nio åtgärdskoordinater för lekbottenåtgärder, från 2010–2011. I detta område finns en elfiskelokal (*Renhagen*), fiskad 2003–2007, 2010, 2017 och 2021; eftersom detta anges vara en VRL-restaurering (demonstrering; Polvi m.fl. 2014) så förefaller flottledsåtgärder även ha utförts tidigare under EVP-perioden, vilka senare påbättrats under VRL-projektet. Därmed blir det lite osäkert hur fiskena mellan 2003 och 2007 ska bedömas; fisket 2010 ligger på ett åtgärdsår och de senare utgör efter-data. Det övre området är noterat i Polvi m.fl. 2014, som ett område som flottledsrestaurerats 2002 (ej specificerat huruvida specifika lekbottenåtgärder gjorts). Här har även en damm (Rågoträskdammen) rivits ut år 2010 enligt ÅiV. En elfiskelokal (*Damm referens*) ligger vid den koordinat som Polvi m.fl. (2014) anger som undersökningslokal. Ytterligare en elfiskelokal (*Hällbergsträsket utl*) finns i ett område som ligger cirka 850 m uppströms mellersta åtgärdsområdet.

Givet komplexiteten och osäkerhet i granskade data vad gäller åtgärdsår och specifika genomförda åtgärder bedöms data från Rågobäcken främst kunna utvärderas baserat på en grafisk helsystemsanalys (se Diskussion), där man även kan väga in data från liknande vattendrag (referensdistribution av tätheter; se Diskussion), speciellt för de data som med säkerhet kan anses vara efter-data.

1.1.1.37 Rödån

Åtgärd, lekbotten: 2007 | **Åtgärd, flottled:** 2003, 2007 | **Åtgärdskoordinat:** [64.123052, 20.005112] (nedre), [64.139116, 20.006698] till [64.140531, 20.005924] (mellersta), samt [64.178499, 19.986049] till [64.178655, 19.988133] (övre) | **Antal elfiskelokaler:** 1 | **Fiskeår:** 2003–2007

Tabell 2.29. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Rödån.

Lokal:	Fäboträsket
”Före”-data:	0–5 år
”Efter”-data:	0 år
Antal utfisken:	1–3
Fiskad sträcka/yta:	30 m/225–255 m ²
Fisketidpunkt:	0801–0903

Rödån som mynnar i Vindelälven vid Rödånäs har flera åtgärdsområden för lekbottnar i undersökt material. Det nedre området består av en åtgärdskoordinat (år 2007), drygt 6 km från mynningen (nedströms Rengård). Vid detta område finns inga närliggande elfiskeplatser, men tre stycken finns 550, 600 och 900 m uppströms (alla tre med namnet *Rengård*; de två övre lokalerna är bara fiskade år 1990, den nedersta fiskad 2003–2007 och 2019). I elfiskedata för den nedre *Rengård*-lokalen anges 2004–2007 vara uppföljningsfisken (åtgärdsinformation saknas i vårt material, men elfiske är utfört samma år som andra uppföljningar av flottledsrestaurering från EVP; inkluderas ej här då syftet är att bedöma elfiskelokaler för lekbottenåtgärds-uppföljning). Mellersta området har två åtgärdskoordinater för lekbottenåtgärder, år 2007. I detta område saknas elfisken i elfiskeregistret. Det övre området ligger vid Fäboträskets utlopp och har sju åtgärdskoordinater för lekbottenåtgärder från 2007. En elfiskelokal belägen i områdets övre del (*Fäboträsket*) (Tabell 2.29). Lokalen är likt den nedre *Rengård*-lokalen fiskad 2003–2007 (med syfte ”uppföljning” under 2004–2007, vilket indikerar en tidigare flottledsåtgärd med efterföljande elfiskeundersökningar).

Ett antal åtgärder är inrapporterade till ÄiV (under projekt Miljöåterställning av Vindelälven 2005–2007), alla har koordinatsatts till samma koordinat, strax uppströms Kvarnsvedjan. Dessa åtgärder inkluderar lekbottenåterställning 2007 (samma år som de åtgärdskoordinater som rapporteras ovan, vilka inte kommer från ÄiV), vilket indikerar att koordinaten representerar hela vattendraget. Ytterligare elfiskelokaler finns nedströms nedre åtgärdsområdet (*Sågen* vid Kvarnsvedja) och strax uppströms sjön Bergvattnet, mellan mellersta och övre åtgärdsområdet (*Bergvattnet uppstr*).

Givet att ingen efter-data finns så är utvärderingar inte möjliga. Dock kan man notera att det vore intressant att följa upp åtgärderna med nya elfisken eftersom en relativt lång tid gått sedan åtgärderna utfördes.

1.1.1.38 Staggträskbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2012, (2014?) | **Åtgärd, flottled:** 1999, (2014?) | **Åtgärdskoordinat:** [65.322118, 17.897577] till [65.320414, 17.888469] (nedre), samt [65.329715, 17.868506] till [65.333029, 17.85513] (övre) | **Antal elfiskelokaler:** 1 | **Fiskeår:** 2018, 2023

Tabell 2.30. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Staggträskbäcken.

Lokal:	U372
”Före”-data:	0 år
”Efter”-data:	2 år
Antal utfisken:	1
Fiskad sträcka/yta:	28 m/294 m ²
Fisketidpunkt:	0801–0918

Staggträskbäcken leder från sjön Staggträsket till Gargån och längre sträckor består av bletikar (grunda småsjöar med genomgående djupare åfåra). Två områden med lekbottenåtgärder (samtliga genomförda 2012) finns i vattendraget. Ett nedre område ligger i mellersta delen av vattendraget (mellan Svanabletiken och Mittibletiken), där elfisken saknas. Detta område har även flottledsrestaurerats år 1999 (Polvi m.fl. 2014). Ett övre område ligger vid Staggträskets två utlopp (vilka går samman inom åtgärdsområdet. I det övre området finns en elfiskelokal (Tabell 2.30) som är fiskad efter åtgärderna som genomfördes 2012. Fisktätheten i området bedöms bäst utvärderas mot referensdistribution av data från andra liknande vattendrag (se Diskussion), eftersom det bara finns en elfiskelokal med två års efter-data.

1.1.1.39 Stenträskbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2013 | **Åtgärd, flottled:** 2013 | **Åtgärdskoordinat:** [64.417162, 19.251748] till [64.415568, 19.250031] | **Antal elfiskelokaler:** 3 | **Fiskeår:** 1990, 2007

Tabell 2.31. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Stenträskbäcken.

Lokal:	Nedstr Stenträskdamm	Stenträsk[1]	Stenträsk[2]
”Före”-data:	0 år	1 år (1990)	1 år (1990)
”Efter”-data:	1 år	0 år	0 år
Antal utfisken:	3	1	1
Fiskad sträcka/yta:	22 m/65 m ²	50 m/150 m ²	50 m/150 m ²
Fisketidpunkt:	0725	0910	0910

Stenträskbäcken är ett cirka 1 km långt vattendrag mellan Stenträsket och Vindelälven (fortsätter uppströms Stenträsket som Pyltbäcken). Två åtgärdskoordinater för lekbottenåtgärder finns i övre sträckan vid samhället Stenträsk. Totalt tre elfiskelokaler finns tillgängliga för någon form av analys (Tabell 2.31). En elfiskelokal (*Stenträsk [1]*) ligger i åtgärdsområdet, men denna saknar efter-data (fiskad 1990). En elfiskelokal (*Nedstr Stenträskdamm*) ligger 100 m uppströms, vid Stenträskdammen nära Stenträskets utlopp. Denna lokal har ett års efter-data. Ytterligare en lokal (*Stenträsk [2]*) ligger omkring 400 m nedströms åtgärdsområdet. Dessutom finns en lokal (*Stenträsk [3]*) vid mynningen till Vindelälven.

Givet att det enbart finns en lokal med ett års efter-data bedöms åtgärdseffekt bäst utvärderas mot referensdistribution av täthets data från andra liknande vattendrag (se Diskussion).

1.1.1.40 Vormbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2011–2013 | **Åtgärd, flottled:** 2011–2013 | **Åtgärdskoordinat:** [64.87901, 18.739524] till [64.885815, 18.744936] (nedre), [64.890486, 18.756138] till [64.904966, 18.767856] (mellersta), samt [64.914444, 18.775183] till [64.914387, 18.776234] (övre) | **Antal elfiskelokaler:** 4 | **Fiskeår:** 1990, 1991, 1994, 2017, 2018, 2023, 2024

Tabell 2.32. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Vormbäcken.

Lokal:	Ned bro väg 363	Nyvägen	Vormbäcken 4	Vormbäcken 5
”Före”-data:	1 år (1990)	0 år	0 år	0 år
”Efter”-data:	0 år	3 år	3 år	3 år
Antal utfisken:	1	1–2	1–3	2–3
Fiskad sträcka/yta:	20–80 m/240–420 m ²	19–34 m/242–319 m ²	12–58 m/194–247 m ²	10–30 m/200–428 m ²
Fisketidpunkt:	0815–0905	0807–0820	0801–0818	0801–0818

Vormbäcken rinner mellan Vormträsket och Vindelälven (utlopp vid Vormselet). Ett större antal lekbottenåtgärder (27 åtgärds koordinater med tre lekplatser representerade per koordinat) fördelas på tre åtgärdsområden (mellersta området kan dock i sig delas upp i flera mindre områden). Alla åtgärder noteras genomförda år 2012. Databasen *Åtgärder i vatten* innefattar inga lekbottenåtgärder men inkluderar en dammutrivning strax uppströms övre åtgärdsområdet, vid Vormträsket (Vormträskdammen, utriven 2012).

I nedre åtgärdsområdet finns en elfiskelokal (*Ned bro väg 363*; namnet på lokalen verkar felaktigt då lokalen inte ligger nedströms väg 363; ytterligare en lokal som ligger nedströms bron har samma namn; alternativt är koordinaterna felaktiga). Lokalen är bara fiskad år 1990. Nedströms området finns ytterligare två elfiskelokaler: den andra lokalen med namnet *Ned bro väg 363* som omnämns ovan, vilken ligger vid mynningen till Vindelälven (fiskad 1991 och 1994; ej med i tabellen ovan), samt *Vormbäcken 5* (fiskad 2017, 2020 och 2022). Mellersta åtgärdsområdet avskiljs från det nedre av Fräkentjärnen och sträcker sig cirka 2 km uppströms tjärnen. Här finns en elfiskelokal i mitten av området (*Vormbäcken 4*; fiskad 2017, 2020 och 2022) och en i den allra översta delen (*Nyvägen*; fiskad 2018, 2020 och 2023).

Det övre åtgärdsområdet är betydligt kortare än de andra två och ligger precis vid Vormträskets utlopp, där Vormträskdammen revs ut 2012. Här finns inga elfiskelokaler. Ytterligare elfiskelokaler finns i sträckor som ligger uppströms Vormträsket, men dessa bedöms inte vara informativa med avseende på lekbottenåtgärdernas effekt.

Givet att det finns flera elfiskelokaler (Tabell 2.32) och åtgärdsområden förefaller en grafisk helsystemsanalys (se Diskussion) vara lämplig för en översikt av systemet, kompletterat med en bedömning av tätheter mot data från liknande vattendrag (referensdistribution av tätheter; se Diskussion).

Lekbäddarnas varaktighet inom två områden analyserades 2024 (Eckerlid 2024).

1.1.1.41 Västibäcken/Tväråbäcken

Åtgärd, lekbotten: 2006 | **Åtgärd, flottled:** 2006 | **Åtgärdskoordinat:** [64.825465, 18.441076] till [64.84802, 18.366616] | **Antal elfiskelokaler:** 2 | **Fiskeår:** 2007, 2010, 2013, 2018, 2023

Tabell 2.33. Kvalitetsbedömning av elfiskedata, Västibäcken.

Lokal:	Gravmarksdammen	Nedstr Brattforsdamm
"Före"-data:	0 år	0 år
"Efter"-data:	3 år	4 år
Antal utfisken:	2–3	1–3
Fiskad sträcka/yta:	28–38 m/108–173 m ²	28–52 m/129–283 m ²
Fisketidpunkt:	0718–0821	0723–0911

Västibäcken ("Tväråbäcken" i övre sträckningen) rinner mellan Yttre Tväråträsket och Falträsket (västligaste bassängen av Storträsket) i övre delen av Ruskträskbäckens avrinningsområde. Lekbottenåtgärder, genomförda år 2006, är spridda över vattendragets sträckning, undantaget den nedersta sträckan upp till den f.d. Kvarndammen (vilken revs ut 2012; ÅiV). Ytterligare flottledsåtgärder (återkopplade sidofåror; potentiellt vattendragets gamla naturliga fåra vilken i vissa områden syns förbikanaliserad på gamla flygbilder) finns noterade för år 2006 i ÅiV, i en gemensam koordinat vid vattendragets mynning i Falträsket. Polvi m.fl. (2014) noterar flottledsrestaurering från 2004, på en koordinat något uppströms den översta lekbottenåtgärden, nära Yttre Tväråträskets utlopp.

Två elfiskelokaler finns i vattendraget (Tabell 2.33). En (*Nedstr Brattforsdamm*; fiskad 2007, 2013, 2018 och 2023) på den nedersta lekbottenkoordinaten, strax uppströms den nu rivna dammen Kvarndammen (enligt åtgärdskoordinaten för dammutrivningen låg dammen i en annan gren av vattendraget än den som åtgärderna är utförda i; dammen har möjligen inte påverkat åtgärdsområdet). Namnet på elfiskelokalen antyder att den ligger strax nedströms Brattforsdammen, men enligt SMHI:s dammregister verkar det vara Ödlingsdammen som ligger närmast (givet att denna finns kvar; ingen utrivning är noterad i ÅiV); Brattforsdammen är koordinatsatt dryga kilometern uppströms elfiskelokalens koordinater enligt dammregistret (vad som är korrekt är inte möjligt att bedöma från tillgängligt material). Den andra elfiskelokalen (*Gravmarksdammen*; fiskad 2007, 2010 och 2018) som ligger strax uppströms den övre lekbottenkoordinaten [nära den koordinat som Polvi m.fl. (2014) noterar som ett restaurerat område 2004].

Givet flera olika åtgärder och enbart två elfiskelokaler (utan före-data) bedöms åtgärdseffekt bäst utvärderas ur ett generellt åtgärds perspektiv, mot referensdistribution av täthets data från andra liknande vattendrag (se Diskussion).

Fiskbestånd - sammanvägd slutsats för elfiskebedömningar

Att gå igenom datamaterial på det sätt vi har gjort här är tidskrävande, men också mycket lärorikt eftersom man får en relativt god bild av åtgärdshistoriken inom större områden som under årtionden i olika omgångar varit föremål för olika miljöåtgärder ända sedan 1970-talet. Vi bedömer att en ordentlig genomgång för ett vattendrag, baserat på tillgängligt material (datasammanställningar från projekt, databasinformation, publicerade rapporter och vetenskapliga artiklar, samt annat material tillgängligt via internet), tar flera timmar (även efter det att material sammanställts i olika GIS-lager). För att även få med expertkunskap via personlig kommunikation krävs naturligtvis att tiden ökas ytterligare. För att samla ihop ett bra material för vidare vetenskapliga analyser (t.ex. analys av generella restaureringseffekter över flera vattendrag) bedöms det vara lämpligt att först identifiera de starkaste kandidatområdena för uppföljningsanalyser (liknande de bedömningar som gjorts här) och därefter samla expertis för en mer detaljerad genomgång av datamaterialet. Det ska dock poängteras att även områden som inte skulle införlivas i en vetenskaplig analys potentiellt kan bedömas i sig själva, med olika nivå av säkerhet och kvalitet på slutsatser.

Få, om någon, av de bedömda elfiskelokalerna kan anses uppfylla alla ”kraven” för goda analysförutsättningar. Detta faktum bedöms dock till stora delar vara relaterat till logiska eller naturliga förklaringsgrunder. Även om kravlistan för metoden som den beskrivs för den Nationella miljöövervakningen är relevant ur ett analytiskt perspektiv, är den också i flera avseenden godtycklig vad gäller klassningsgränser och gränser är inte direkt jämförbara mellan olika utvärderingskategorier. Det är viktigt att inte nedslås av rapporterad utvärdering, utan istället hantera de stora mängder data som finns tillgängliga på ett sätt som tar hänsyn till de analytiska begränsningar som finns. Det är också viktigt att tolka analytiska resultat från samma perspektiv. Även om förutsättningarna inte är perfekta, går det att arbeta även med data från elfisken som inte får en hög kvalitetsbedömning, vilket är viktigt att ha med sig i denna diskussion. Det ska också poängteras att det finns ett egenvärde i att besöka och elfiska lokaler efter åtgärd, för att få en känsla för vad som händer i vattendraget.

En av de största anledningarna till brister i elfiskedata, med avseende på möjlighet till en vetenskapligt grundad utvärdering av åtgärd enligt bästa praxis (t.ex. BACI-/mBACRI-design; se första delen av denna rapport), är förekomst och kvalitet på före-data. För att lägga elfisken på optimala lokaler och erhålla bra kvalitet på före-data (replikerad tidsserie från lokaler representativa för ett åtgärdsområde) krävs i princip att man känner till projektet och dess mål flera år innan det är påbörjat och vilka lokaler som ska följas upp redan på förhand, något som är en stor utmaning och ofta praktiskt omöjligt eftersom också åtgärderna utvecklas adaptivt över tid. I de flesta fall finns bara enstaka eller ett fåtal fisken från perioden före åtgärd och om inte lokaler är utplacerade med direkt syfte att följa upp en kommande restaurering så är syftet med dessa fisken generellt ett annat än att utgöra referensmaterial (t.ex. kalkeffektuppföljning, generell miljöövervakning, inventering, övervakning av misstänkt påverkan, m.m.).

I flera fall finns data från själva åtgärdsåret (antingen med avseende på lekplatsåtgärder, eller på annan flottledsrestaurering). Dessa ”under”-data (data från tiden då vattendraget är under restaurering) har inte bedömts som före-data här, då det kan finnas tillfällig negativ påverkan (störning) på fisk i anslutning till att arbete genomförs i vattendraget. I andra fall finns ”mellan”-data, d.v.s. data från en tid som ligger mitt emellan olika åtgärder. Dessa data är svåra att klassificera då de är efter-

data för föregående åtgärder, men före-data för efterliggande åtgärder; dessa data bör hanteras i analyser som är mer flexibla än rena före-efter-designer.

En annan brist består i att det saknas elfisken baserade på kvantitativ metodik (d.v.s. enbart ett utfiske genomfört), vilket hindrar en god kvantifiering av fisktätheten. Kvalitativa fisken baserade på ett utfiske kan nyttjas för att grovt skatta tätheter baserat på genomsnittliga fångstbarheter för uppföljningens målarter, men preliminära utvärderingar¹² av svenska elfisken efter öring indikerar att det i realiteten finns stora lokalberoende skillnader i fångstbarhet som leder till felskattningar i tätheter när dessa beräknas från genomsnittliga tabellvärden (variationen i fångstbarhet sträcker sig åtminstone mellan 40-70 %; d.v.s. på vissa lokaler kan 30% av öringen fångas per utfiske och på andra fångas istället 70%). Variationen i fångstbarhet beror sannolikt på faktorer såsom vattendragets komplexitet, djup och bredd, men även utrustning och personliga egenskaper hos enskilda elfiskare. Detta innebär att det kan introduceras bias i data när t.ex. elfiskelokalernas fysiska utseende och även våtyta ändras över tid, vilket är själva syftet med restaurering, eller när personal och utrustning byts ut. Vid upprepade utfisken skattas själva fångstbarheten från fångsten, vilket innebär att skattningarna generellt blir säkrare. Anledningen till att kvalitativa elfisken utförs är ofta begränsade av resurser i form tid, personal och ekonomiska medel.

Även tidpunkten för elfisken kan variera, vilket innebär att data inte blir helt jämförbar. En viss naturlig mortalitet sker löpande och därmed kan tätheter för varje årsklass förväntas minska under årets lopp. En standardiserad tidpunkt för elfiske är i grova drag satt till sensommar/höst, men det finns elfisken som avviker från denna period, något som kan bero på både planering och oförutsedda väderfenomen (t.ex. torka och höglöden) som gör det omöjligt att fiska vid "rätt" tidpunkt. Generellt bör elfisken planeras så att de förläggs vid samma tid varje år. Det ska dock noteras att olika klimatfaktorer (temperatur, regnmängd, m.m.) och störningsfaktorer varierar mellan år, vilket innebär att en viss osäkerhet i elfiskenas jämförbarhet ändå alltid finns (även om de skulle ligga på exakt samma datum varje år. Effekterna jämnar sannolikt ut sig ju fler elfisken som finns att tillgå, men i fall där bara enstaka fisken finns tillgängliga blir jämförelser mer osäkra. Fiskedatum kan vara speciellt viktigt att ta hänsyn till vid jämförelser av täthet i årsungar över tid, eftersom denna åldersklass genomgår en mycket stor reducering i antal genom naturlig mortalitet under dess första levnadsmånader (Mortensen 1977). Om t.ex. före-data kommer från juli och efter-data samlas in i september så riskerar man att plocka upp effekten av naturlig mortalitet istället för effekten av restaurering i analyser. Från utvärderingen är det uppenbart att det i vissa fall finns substantiella skillnader i fiskedatum, vilket innebär att ett visst bortfall av data kan förväntas om analyser inkorporerar begränsningar i hur mycket olika fisken får avvika från varandra i fiskedatum.

Den fiskade sträckan/ytan är också viktig att ta i beaktande. Elfiskeresultat är mycket beroende av de habitat (livsmiljöer) som inkluderas på en elfiskesträcka, så om fiskad yta ändras riskerar man resultat som påverkas av att det är olika representation av mikrohabitat mellan år. I vår bedömning av datakvalitet har vi utgått från rekommendationer för hur lång vattendragssträcka och hur stor yta som bör fiskas för standardiserade elfisken (för att få en representativ bild av fiskpopulationen). Dessa rekommenderade värden underskrids ofta i här genomgångna data. Detta är

¹² Preliminära analyser utförda inom projektplanering för BAYeFISH, ett forskningsprojekt som löper mellan 2025 – 2027 (R. Whitlock, K. Magnusson, J. Näslund, E. Myrstener; Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet.

inte nödvändigtvis ett problem, givet att man faktiskt har fiskat ett målområde av intresse och konsekvent på samma sätt fiskar samma yta i uppföljande elfisken. Om man t.ex. är intresserad av tätheter på ett yngeluppväxtområde så är det rimligt att fiska en mindre yta än vad standardmetodiken rekommenderar om detta område bara täcker en mindre yta.

Eftersom tätheter beräknas över hela den fiskade ytan blir det dock problem om man ett år fiskar en mindre yta som utgörs av ett yngeluppväxtområde och i uppföljande fiske täcker en större yta som också inkluderar habitat olämpliga för årsungar – givet identiskt antal fisk i yngeluppväxtområdet så blir den beräknade tätheten lägre i det senare fisket eftersom samma antal fisk fördelas på en större yta täthetsberäkningen. Standardisering av fiskad sträcka/yta är delvis en planeringsfråga, men man har naturligtvis ingen kontroll på vad som är gjort tidigare. Med samma logik är resultat från olika elfiskelokaler inom samma vattendragssträcka inte direkt jämförbara (de har sannolikt olika representation av mikrohabitat). Detaljerad utvärdering av problem relaterade till olika fiskad yta är svår eftersom lokalernas exakta placering/utbredning och inkludering av mikrohabitat inte kan härledas från elfiskedata; istället får man en grövre bild av lokalens placering och egenskaper [lokalen beskrivs med en koordinat (inte alltid perfekt placerad, speciellt i äldre data), längd, bredd och genomsnittliga värden för bottenstruktur, djup, m.m.].

Givet att underlagsdata generellt inte håller den kvalitet som önskas för en robust BACI- eller BARI-design, är slutsatsen att alternativa och pragmatiska analysvägar måste tas för många uppföljningsanalyser. I grova drag förespråkar vi här en Grafisk helsystemsanalys som vi tycker är tilltalande (se Diskussion) i de fall där flera elfiskelokaler finns och där fisken finns från flera år. Till detta kan man lägga en bedömning av fisktätheter (vanligen med fokus på öring, som är målart i de flesta områdena) där man nyttjar så mycket data som möjligt från liknande vattendrag för att bygga upp en referensdistribution av data (se Diskussion) och där observerade tätheter förväntas ligga i den övre delen av distributionen om restaureringen varit lyckad. Lämplig design på analyser kommer kräva vidare arbete, något som förväntas kunna åstadkommas inom det uppföljande projekt som påbörjats 2025. I vissa fall skulle utvärdering gynnas av att mer data samlas in. Några konceptuella analysförslag presenteras i påföljande delar i denna rapport.

Diskussion: Uppföljningsstrategier för fisk i rinnande vatten

I Sverige utförs vadningselfiske ofta baserat på en standardiserad metodik (SIS 2006; Bergquist m.fl. 2014). Data som samlas in nyttjas för att beräkna tätheter av fisk inom avgränsade provfiskeplatser i vattendragen. Dessa provfiskeplatser ligger typiskt på grunda strömmade områden med hård eller sandig botten där vadning är relativt enkel; i de delar av vattendragen som är djupa och/eller har mjuk botten blir vadningselfiske svårutfört eller omöjligt. Standardiserat elfiske på en avgränsad lokal är ofta en lämplig metodik för att följa trender över tid, givet att fisket utförs inom samma lokal på samma sätt över tid. Fisken på olika provfiskeplatser olika år kan leda till en dålig jämförbarhet eftersom förutsättningarna för fisken som beror av mikrohabitatskaraktärer sannolikt skiljer mellan de olika platserna. Värt att notera vad gäller uppföljningsstudier är att man måste kunna förvänta sig att genomförda åtgärder faktiskt leder till en ökning av fisktätheten på provfiskeplatsen. Om detta är ett rimligt antagande så är vadningselfiske enligt standardmetod en mycket lämplig metodik, speciellt när det gäller juvenila laxfiskar som har en god fångstbarhet med

metoden. När tätheten inte förväntas ändra sig på elfiskelokalen efter åtgärd (t.ex. om provfiskeplatsen utgör bra habitat med höga tätheter redan från början och restaureringen huvudsakligen skapar ytterligare goda habitat i omkringsliggande områden) så finns ett behov av att tänka mer på uppföljningsmetodik (se Figur 5.1 för illustration av problematiken).

Anledningen till att just laxfisk har god fångstbarhet har att göra med en stark galvanotaxisk respons (anlockning till elfiskestaven), samt att de är territoriella och inte gärna lämnar sitt territorium utan snarare försöker gömma sig vid störning. Äldre laxfisk såsom vattendragsstationära vuxna öringindivider, har betydligt sämre fångstbarhet än ungfisk (givet att man inte avgränsar elfiskelokalen med nät, vilket är relativt ovanligt enligt svensk metodik) på grund av att de känner av det elektriska fältet från ett längre avstånd (detektionsradien ökar generellt med fiskens kroppsstorlek) och är mer benägna att fly iväg (Nordwall 1999). Andra arter har, till olika grad, generellt sämre fångstbarhet beroende på ett flertal faktorer såsom svag galvanotaxisk respons eller artspecifika beteenden (Bergquist m.fl. 2014). Vissa arter (t.ex. nejonögon) gräver ner sig i finsediment vilket gör dem svårångade på grund av att sedimentet leder elektricitet bättre än vad fiskkroppen gör. Andra arter kan leva i komplexa miljöer som gör att håvningseffektiviteten blir lidande (t.ex. stensimpa i områden med stor mängd av större sten och mindre block). Ytterligare andra arter lever mer fritt simmande i grupper eller stim (t.ex. elritsa), vilket innebär en stark flyktrespons och låg håvningseffektivitet. Arter som är mycket mobila och nyttjar stora områden är generellt svåra att skatta eftersom resultat beror på huruvida arten är i undersökningsområdet eller ej vid provfisketillfället.

Elfiskets lämplighet som uppföljningsmetod beror inte bara på målart, utan även på vilket levnadsstadium som är målet för undersökningen. Som noteras ovan är t.ex. vuxen laxfisk svårångad jämfört med juvenil laxfisk. Även för den juvenila laxfisken finns dock saker att tänka på vad gäller provtagningsmetodik. Om åtgärder förväntas förbättra produktionen av årsyngel så bör en provfiskeplats innefatta lämpligt habitat för årsyngel. Det är också viktigt att årsynglen finns kvar på platsen vid provfisketillfället. Ofta sprider dessa ut sig mer och mer ju längre tiden går under sommaren. I tillägg är den naturliga mortalitet generellt oftast mycket hög över sommaren, särskilt i produktiva system, vilket också leder till både minskat antal och minskad täthet över tid (se t.ex. Mortensen 1977). Detta innebär också att provfiskedatum inte bör variera för mycket mellan år, det går t.ex. inte att jämföra resultat från juni med resultat från september.

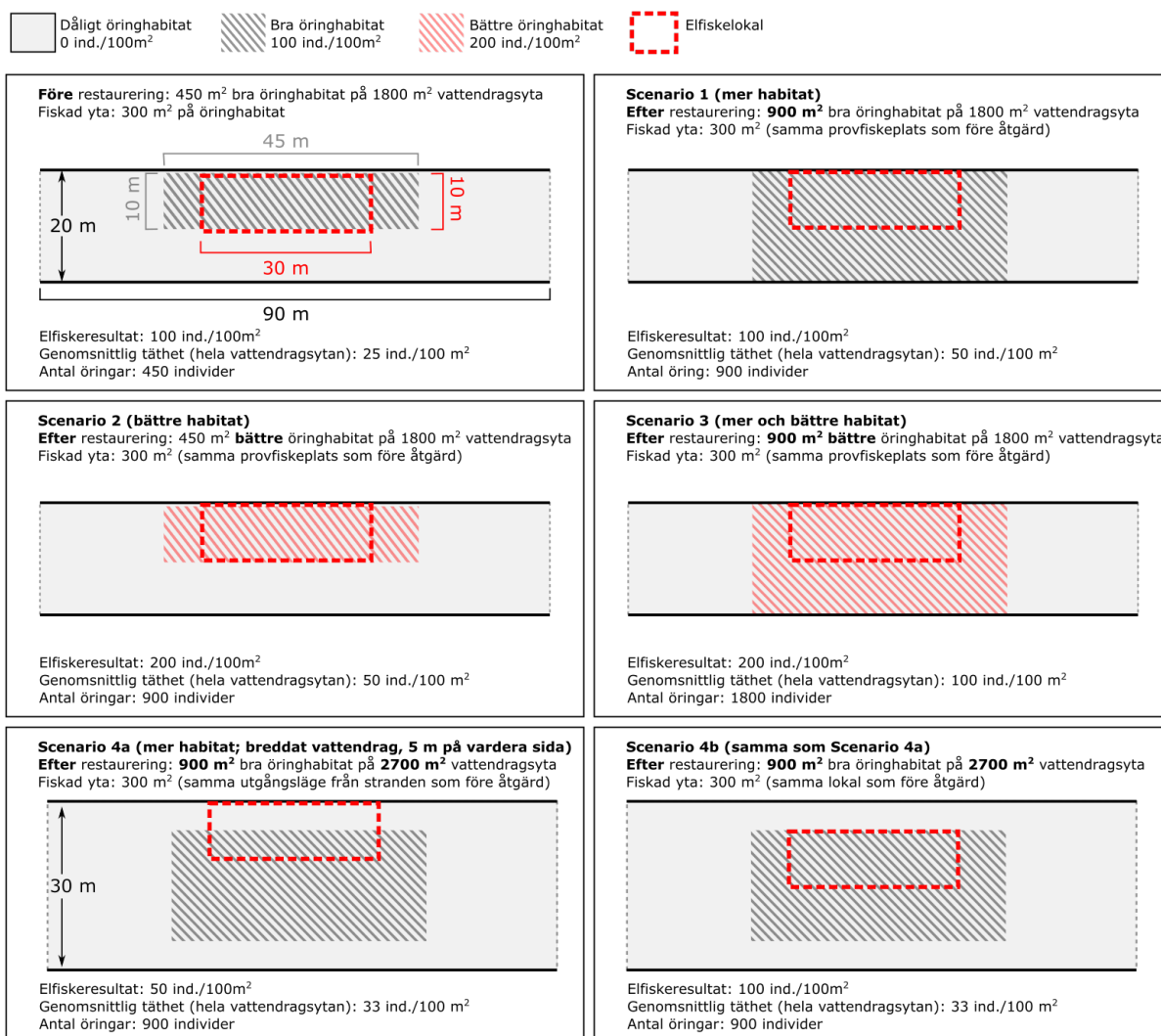
För en adekvat tolkning av elfiskeresultaten är det också viktigt att ta olika levnadsstadiers habitatval och miljöpreferenser i beaktande. Om en provfiskeplats t.ex. har förändrats från ett typiskt habitat för äldre juveniler till ett typiskt yngelhabitat (vilket exempelvis kan ske vid lekplatsåterställning), då är en minskning av de äldre juvenilernas täthet inte överraskande.

Åtgärder som leder till stora förändringar i vattendragsfårans morfologi kan göra uppföljande elfisken svåra att planera. Om vattendraget t.ex. har breddats så blir det svårt att avgöra var den representativa provfiskeplatsen ska läggas. Två alternativ finns för provplatsens läge: antingen utgår man direkt från den nya strandlinjen (Figur 5.1: Scenario 4a), eller så identifierar man den gamla provfiskeplatsens exakta läge (vilket kommer vara en bit ut från den nya strandlinjen; se Figur 5.1: Scenario 4b). I det första fallet måste man också bedöma huruvida samma yta ska fiskas som tidigare, eller om en större yta ska fiskas. Valet man gör beror på vad man kan anse vara mest jämförbart med tidigare elfisken i området (frågeställning: vilken rumslig

definition av provfiskeplatsen ger skattningar av fiskens täthet som är direkt jämförbara med föregående provtagningar?) och kan sannolikt variera från fall till fall.

I teorin kan man alltså med full kontroll över provtagningsdesignen utradera många representativitetsproblem relaterade till standardiserat elfiske genom att utöka den provfiskade arean till dess att den fiskade arean faktiskt kan representera de förändringar som antas ske i vattendragssträckan som åtgärdas. Dessutom kan kvaliteten på täthetsskattningar ökas genom ökat antal utfisken (normalt för standardiserat fiske är tre utfisken, men ofta förekommer enkla utfisken där tätheten beräknas baserat på genomsnittliga fångstbarhetsvärden från en tabell; Bergquist m.fl. 2014). Utan kontroll över designen av insamling av data från tiden före åtgärd så står man potentiellt med ett representativitetsproblem (med avseende på jämförelser före och efter åtgärd) oavsett vad man gör i sin åtgärdsuppföljning. Enda tillfället som historisk data, insamlad med andra syften, är användbar för direkta jämförelser i en uppföljningsstudie är de fall då den tidigare elfiskelokalen ligger i ett område där täthetsförändringar är förväntade. Även i detta scenario finns dock en risk att den totala förbättringen vad gäller ökning i antal fisk inte kan skattas på ett adekvat sätt om inte elfiskelokalen är habitatsmässigt representativ för hela området som ska utvärderas. Provtagningen sker kanske helt enkelt inte på samma objekt som tidigare.

I vissa fall kan det vara en god idé att avvika från den standardiserade elfiskemetodiken för att samla data som är mer lämpliga för den frågeställning man har i uppföljningsstudien. Om det totala antalet fisk över en vattendragssträcka är vad som bäst indikerar en förbättring (se t.ex. olika scenarier i Figur 5.1), då kan det vara en god idé att försöka skatta detta, snarare än tätheter. Nästföljande sektion av rapporten går igenom en möjlig metod för skattning av abundans i stället för täthet.



Figur 5.1. Illustration av den potentiella problematik som finns vid uppföljningsstudier som baseras på klassiska standardiserade elfisken. Presenterade scenarier är enkelt och schematiskt upplagda och baseras på skattning av öringtäthet för att göra exemplen tydliga. **Överst till vänster – Före restaurering:** en vattendragssektion på totalt 1800 m² med 450 m² sammanhängande area bra öringhabitat; en elfiskeprovplats (lokal) på 300 m² har placerats inom det bra öringhabitatet med avsikt att följa öringens beståndsutveckling över tid. **Överst till höger – Scenario 1:** Efter restaurering har andelen habitat med bra öringhabitat ökat med 100% och därmed har antalet öringar också ökat med 100%. Provfiskeloken är densamma som före restaurering och kan inte påvisa någon förbättring (fortfarande samma täthet). **Mitten till vänster – Scenario 2:** Efter restaurering har det ursprungliga bra öringhabitatet förbättrats (100% ökning i öringtäthet). Med samma elfiskelokal som före restaurering kan man i detta fall påvisa förbättringen. **Mitten till höger – Scenario 3:** Efter restaurering har öringhabitatet både förbättrats (100% ökning i öringtäthet) och utökats (100% mer habitat, även detta av bättre kvalitet). En förbättring påvisas men denna relaterar bara till förbättringen av habitatet på provfiskeplatsen (100% ökad täthet) och reflekterar inte den totala ökningen av antalet fisk på vattendragssträckan (antal fisk ökar med 400%); resultatet från elfisket är ekvivalent med Scenario 2. **Nederst till vänster – Scenario 4a:** Restaurering har lett till breddning av vattendraget, samt en utökning av arean öringhabitat med 100%. Provfiskeplatsen definieras baserat på utgångsläge från strandkanten, vilket gör att en del av den nyligen våtlagda delen av vattendraget nu ingår i elfiskeloken; denna nyligen våtlagda yta består av dåligt öringhabitat och elfiskeresultatet indikerar en halvering av öringtätheten. Tätheten på det ursprungliga öringhabitatet är dock densamma som före restaurering och antalet fisk har fördubblats i och med utökningen av öringhabitatsarean. **Nederst till höger – Scenario 4b:** Samma restaureringsresultat som i Scenario 4a, men elfiskeloken ligger på sin ursprungliga plats (nu med startpunkt en bit ut i vattendraget). Elfiskeresultat påvisar ingen förändring, men det absoluta antalet fisk har fördubblats på grund av utökningen av arealen öringhabitat.

Före-efter-bedömning med standardmetod

En före-efter-jämförelse av lokal täthet av en art är en stark uppföljningsstrategi under rätt förutsättningar. Detta gäller särskilt i de fall då BACI/BARI/BACRI-designer kan tillämpas [B = före ("before"); A = efter ("after"); C = påverkningskontroll ("control"); R = opåverkad referens ("reference"); I = åtgärd ("impact")], vilket kräver att temporalt matchade data även finns för kontrollplatser (fortsatt påverkade lokaler, d.v.s. icke-restaurerade) och/eller referenslokaler (med minsta möjliga påverkan). BACI och relaterade koncept diskuteras i större utsträckning i första delen av denna rapport. Det kan noteras att inkorporering av referenssträckor är en stor utmaning, eftersom kvarvarande sträckor som har liten historisk påverkan tenderar att ha en annorlunda ursprunglig karaktär jämfört med påverkade sträckor, t.ex. brant lutning eller varit så pass blockrika, att det varit olämpligt att rensa sträckorna för timmerflottning (Polvi m.fl. 2014). Att påverkansfaktorn inte är den enda faktor som skiljer mellan "I"- och "R"-sträckor gör att det är svårt att konstruera en solid BARI/BACRI-design.

Rätt förutsättningar för en före-efter-jämförelse handlar till stor del om hur, var och hur ofta datainsamling sker. För att kunna bedöma om en åtgärd har förbättrat fiskfaunan (t.ex. ökad rekrytering, eller bidragit till fler ståndplatser och högre täthet) måste elfisken vara genomförda på platser där sådana förändringar kan förväntas observeras.

- Föredata bör ej vara från en redan bra lokal.
- Efterdata på samma lokal.
- Storlek och placering på undersökningsyta så lik som möjligt. Placeringen är inte alltid möjlig att replikera!

Noterbart är att före-efter-bedömning inte alltid kan förväntas ge ett rättvisande resultat, något som leder tillbaka till illustrationerna i Figur 5.1 och är värt att återbesöka vid diskussion om före-efter-analyser. När föredata är insamlat på en elfiskelokal som inte direkt restaurerats (d.v.s. ingen habitatförändring inom elfiskelokalens faktiska gränser) och har bra fisktäthet redan innan restaurering kan man t.ex. förvänta sig att restaurering med förbättrande effekt inte ger förväntad respons i insamlade elfiskedata. Eftersom fiskar kan förväntas fördela sig enligt en någorlunda ideal fri fördelning (d.v.s. de väljer de ståndplatser som optimerar fitness, t.ex. i form av individuell tillväxtmöjlighet och/eller överlevnadschans; t.ex. Gilliam och Fraser 1987; Tyler och Gilliam 1995), kan de potentiellt aggregera i bra habitat, till dess att konkurrensen (eller någon annan täthetsberoende fitnesspåverkande faktor) blir för hög så att sämre habitat har ekvivalent "värde" för fiskindividen.

Exakt vad som är den ideala fördelningen av individer i en habitatsmosaik beror sannolikt på många faktorer (konkurrens inom och mellan årsklasser och arter, styrka i territorialitet, relativa värden på olika resurser i förhållande till mortalitetsrisk, m.m.) och kan vara svårt att förutsäga i annat än förenklade tester och modellstudier (Järvi och Pettersen 1991; Gibson m.fl. 2008). Men, eftersom tydliga habitatspreferenser kan observeras är det rimligt att utgå från att relativa vinster och kostnader spelar roll i den individuella fiskens val. Om då före-data kommer från ett bra habitat och en bra lokal (i vissa fall kanske den enda yta där fisk funnits i ett område), kan det vara så att tätheten i detta habitat inte ökar trots att man restaurerat upp ett större omgivande område till en mycket bättre habitatkvalitet. Initialt (innan områdets nya bärkraft, den maximala tätheten, har nåtts) kan man istället förvänta sig en minskning av tätheten när fiskarna har fler bra ståndplatser, lek och uppväxtområden att välja

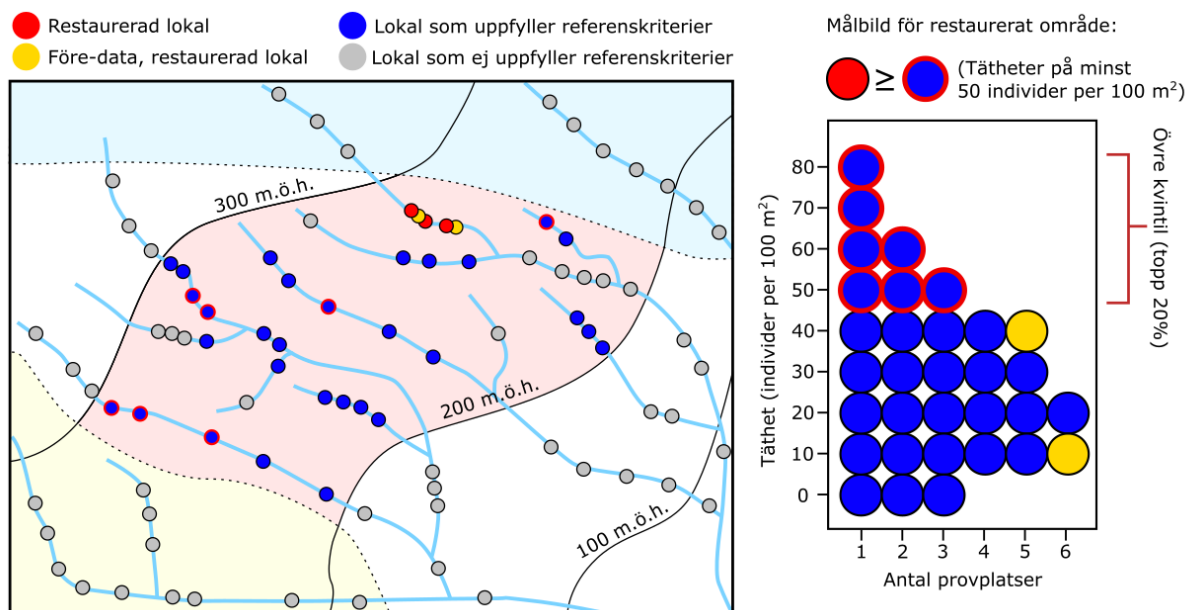
på. Denna risk att få missvisande resultat i uppföljningsfisken är sannolikt som störst när man nyttjar lokaler som innan restaureringen fiskats av andra anledningar än att utgöra en före-referens för just restaureringen.

Lokaler som nyttjas inom t.ex. nationell miljöövervakning, kalkeffektsuppföljning och liknande trenddatainsamling är ofta valda utifrån det faktum att de har förhållandevis goda fisktätheter (detta för att man tydligt ska kunna följa trender, vilket bara är möjligt om det finns fisk att följa på provfiskeplatsen...). Ett möjligt undantag är fall då målarten är generellt negativt påverkad i hela vattendraget, d.v.s. att rekryteringspotentialen är så låg att även de bästa ståndplatserna är tydligt underbesatta av målartsindivider. I dessa senare fall kan t.ex. en anlagd fungerande lekplats öka produktionen i området så att de bra habitaterna fylls upp med individer (man ser alltså en positiv effekt även i goda habitat).

Bedömning av lokal täthet mot en referensdistribution

Ett beslut att analysera före- och efter-data, under förutsättningen att före-data enbart består av ett eller enstaka år, lutar sig mot antagandet att de få före-data som finns är pålitliga data som verkligen representerar tiden före åtgärd (och inte t.ex. ett extremår vad gäller regn, torka, värme, sjukdomsutbrott, etc.). Istället för detta antagande kan man göra andra antaganden som potentiellt är mer robusta. Vi kan t.ex. anta att det i ett större elfiskedatamaterial (representativt för vattendragstypen som restaurerats) alltid finns några data från bra habitat inkluderade, vilka motsvarar en grov målbild för åtgärdsområdet. Samlar vi ihop alla elfiskedata från vattendrag som har likande miljöförutsättningar för målarten, t.ex. vad gäller altitud, latitud och vattendragsbredd (fler variabler kan naturligtvis läggas till), så har vi ett datamaterial som kan innehålla det hypotetiska svaret för hur höga fisktätheter som kan förväntas efter åtgärd. Exempelvis kan man ha som mål att det åtgärdade området ska vara ett av de 20% bästa områdena i den geografiska region där vattendraget ligger, med avseende på den vattendragstyp man jobbar i. Detta innebär i så fall att det kvantitativa målet för åtgärden är nå fisktätheter som placerar sig i referensmaterialets övre kvintil (de övre 20 procenten av alla täthetsdata från liknande vattendrag). Denna metod är potentiellt flexibel och så länge valet av referenspercentil (övre 10%, 15%, 20% eller 25%) dokumenteras i projektets planeringsfas så finns inga direkta problem med godtycklighet.

Målbilden vad gäller fiskabundans (mätt med en proxyvariabel i form av täthet) i målområdet är i detta fall en kombination av en dataanalys (histogram över olika observerade tätheter) och en expertbedömning. Denna teoretiska metod (illustrerad i Figur 5.2 nedan) för att analysera om restaureringsmål för fisk uppnått förväntas lämpa sig både när få före-data finns och när de saknas. Den genererade datadistributionen kan nyttjas redan innan ett projekt sätter igång för att specificera projektets mål vad gäller fisktäthet efter restaurering.



Figur 5.2. Exempel på en hypotetisk bedömning mot en referensdistribution av representativa elfiskedata. Vänstra bilden visar ett kartutsnitt med 100-m höjdlinjer (svarta linjer) och vattendrag markerade som ljusblå linjer. Elfisken från en restaurerad sträcka är markerade med röda punkter, elfisken från samma sträcka innan restaurering (föredata; enbart två fisker, dessutom inte från exakt samma elfiskeprovplats) är markerade med gula punkter. Elfiskelokaler som i detta fall anses vara tillräckligt jämförbara med målområdet, med avseende på altitud (spann 200–300 meter över havet) och en miljöfaktor som avgränsas med ljusgul och ljusblå area, är markerade med blå punkter (dessa hittas alltså inom den ljusröda arean). Lokaler som anses icke-representativa för målområdet är markerade med grå punkter (alla punkter utanför den ljusröda arean, plus några inom den ljusröda arean som i detta exempel är tänkta att vara platser med substantiellt mindre eller större våtbredd). Notera att ”referens” i detta fall inte innebär lokaler med minsta möjliga påverkan, utan syftar på att lokalen ingår i referensdistributionen. Referensdistributionen, i form av ett stående histogram, syns till höger i figuren; här ser man vart i datadistributionen varje referenslokal (blå punkter) och före-data (gula punkter) hamnar. Blå punkter med röd kontur ligger i den övre kvintilen, vilket här utgör målbilden för restaureringen – för att anse att restaureringen har nått sitt mål ska alltså tätheterna ligga inom detta intervall i datadistributionen (> 50 individer per 100 m^2). Även om före-data (gula punkter) kommer från andra lokaler än efter-data inom den restaurerade sträckan, så kan man i detta fall få en bild av hur deras täthet förhåller sig till referensdistributionen (en lokal har förhållandevis låga tätheter, medan den andra har tätheter något över genomsnittet).

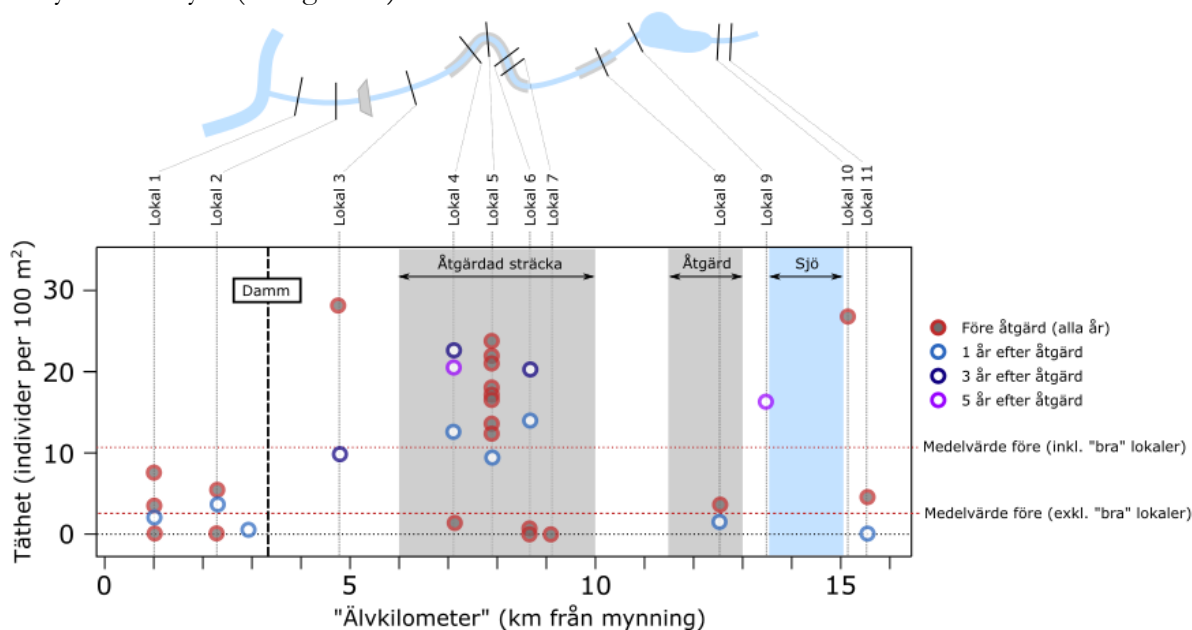
Vad gäller dataurval för referensdistributionen för täthetsdata så bör, i idealfallet, enbart det bästa året (högsta värdet) från varje enskild lokal ingå, för att alla olika lokaler ska ha lika stor tyngd i referensdata. När man sedan kommer till de data som kommer representera målbilden (den övre percentil som valts som referensintervall) så kan dessa analyseras vidare i mer detalj. Vet man t.ex. att en lokal med goda tätheter inte har förändrats fysiskt över en längre tid, då kan fler års data från denna lokal vara användbara för att få en bild av de naturliga årsfluktuationerna i täthet.

För urval av data för referensdistributionen är inte bara provfiskelokalernas fysiska förhållanden viktiga att ta hänsyn till. Provfisken bör även vara utförda under rätt period på året för att de skattade tätheterna ska vara relevanta. Detta gäller speciellt när man ska utvärdera täthet av årsungar som typiskt uppvisar en kraftig minskning i täthet över sommaren (Mortensen 1977). Följer man standardmetodik så utförs elfisket under sensommar-höst, d.v.s. under en period då man kan förvänta sig att en stor andel av de kläckta ynglen som initialt förekommer på lekplatserna antingen har dött eller spridit ut till omgivande områden (åtminstone ett tiotal till hundratal meter; Palm m.fl. 2023). Planeras elfisket till en annan period på året så bör även referensdistributionen baseras på fisken från samma period (men vid avvikelse från standardperioden så riskerar man att hitta få eller inga jämförbara data).

Som redan nämnts tidigare är det vanligt att tidigare elfiskelokaler i många fall har placerats i bra habitat (livsmiljöer) för att ha en möjlighet att fånga målarten och följa dess trender på ett bra sätt och dessa lokaler har inte nödvändigtvis förändrats så mycket i sin bärkapacitet (sannolikt de områden som förändrats minst på grund av utförda åtgärder). Referensdistributionsmetoden möjliggör istället att uppföljningsfiske placeras mitt i själva åtgärdsområdet, där åtgärden kan förväntas ha förbättrat fisktätheten, istället för att vara låst i gamla elfiskelokaler för att göra uppföljningsfiskena.

Grafisk "helsystemsanalys" över längre vattendragssträckor

Ett problem som ofta uppstår i genomgången av datamaterial från åtgärdade vattendrag är en stor komplexitet vad gäller spatiotemporal fördelning av både åtgärder och elfisken. Detta gäller särskilt laxförande vattendrag där åtgärder ofta gjorts i omgångar över lång tid. Vissa objekt, antropogena eller naturliga, längs vattendraget kan dessutom påverka fiskfaunan och modifiera förväntade effekter (t.ex. dammar, sjöar, naturliga vandringshinder, m.m.). Dessutom förekommer ofta flera olika typer av åtgärder. Allt detta vill man i bästa fall ta hänsyn till i en analys, men komplexiteten i data gör analyserna svåra. Av denna anledning presenterar vi här en möjlig metod för att visualisera ett komplext system, i form av en grafisk "helsystemsanalys" (se Figur 5.3).



Figur 5.3. Konceptuellt exempel på grafisk helsystemsanalys. På x-axeln representeras vattendragets sträckning (här i km från mynning, kallat "älvkilometer"); på y-axeln visas täthet av fisk (t.ex. total täthet eller täthet av årsungar av en art). Längs x-axeln markeras olika objekt och områden i vattendraget markeras (en damm, åtgärdade sträckor och en sjö). Datapunkter från olika perioder eller år markeras med olika färg eller symboler. Ovanför grafen visas den vattendragssträcka som analyseras. Två referenslinjer för före-data har dragits genom grafen, en som visar genomsnittstätheten i före-data baserat på samtliga fisk utförda före åtgärd, och en som visar genomsnittstätheten exklusive de tre "bästa" lokalerna (med > 15 individer per 100 m²).

I Figur 5.3 ovan visas ett exempel på en grafisk analys över ett helt vattendrag. I denna graf visas vattendragets sträckning längs x-axeln och de skattade tätheter som kommer från elfisken på elva olika elfiskelokaler över olika år visas längs y-axeln. I grafen markeras också placeringen av ett dämme i systemet, vilka sträckor som åtgärdats och placeringen av en sjö i vattenområdet. I exemplet (vilket är ett hypotetiskt exempel) kan man notera olika mönster av respons på åtgärder. I

exemplet antas åtgärder vara utförda under ett år inom två olika områden; elfiskedata kategoriseras som antingen före-data (rödlinjade grå punkter), eller baserat på hur många år efter åtgärd som fisket skett (en färg per år). Nedan följer en genomgång av tolkningen av grafen:

- I den nedre sträckan nedströms dammen (älvkilometer 0 till 3,3), där inga åtgärder utförts, kan inga tydliga positiva effekter på täthet ses (tätheter skattade ett år efter åtgärder högre upp i systemet skiljer sig inte från tätheter från perioden före åtgärder).
- I sträckan uppströms dammen, fram till åtgärdsområdet (älvkilometer 3,3 till 6) finns en elfiskelokal fiskad en gång före och en gång tre år efter åtgärdsåret. Här är tätheter från perioden efter åtgärd lägre än tätheterna före åtgärd. Med få datapunkter är det svårt att konstatera en negativ effekt, men inga tecken på förbättringar kan ses.
- I det nedre åtgärdsområdet (älvkilometer 6 till 10) har fler efter-data samlats in på tre av fyra elfiskelokaler, specifikt för uppföljning av åtgärder. På två av tre lokaler är skattade tätheter betydligt högre under åren efter åtgärd än före åtgärd (mycket låga tätheter före åtgärd); på en lokal är tätheten lägre än före åtgärd; ett flertal år av före-data (8 år) indikerar alla relativt bra tätheter. Tätheter i efter-data är dock fortsatt relativt höga jämfört med resten av vattendraget. Scenariot som indikeras här är att en del av det restaurerade området (d.v.s. kring Lokal 5) har haft goda habitat för målarten. Lokal 5 förefaller ha nyttjats i något miljöövervakningsperspektiv (där man sannolikt valt ut en lokal med bra habitat för att ha goda möjligheter att följa fiskpopulationens respons på någon övergripande vattenkvalitetsfaktor). När sedan restaureringsåtgärder utökar ytan av goda habitat så fördelar sig fisken initialt över den åtgärdade sträckan och tätheterna på Lokal 5 minskar. Den övergripande bilden för området är dock en förbättring i skattade tätheter.
- I området som löper mellan älvkilometer 10 och 11,5 finns inga data insamlade; här går det därför inte att säga något om effekt, även om överspillningseffekter från de angränsande åtgärdade områdena skulle kunna vara möjliga. I detta område kan man tänka sig placering av en ny elfiskelokal för att undersöka tätheter; även om detta enbart inkluderar efter-data kan det vara informativt för den översiktliga bilden av vattendragets respons på åtgärder.
- I det övre åtgärdsområdet (älvkilometer 11,5 till 13) finns bara en elfiskelokal, med en punkt vardera för före- och efter-data. Ingen stark slutsats kan dras baserat på ett så litet datamaterial, men ingen förbättring kan indikeras eftersom tätheter efter åtgärd är något lägre än tätheter skattade före åtgärd (och dessutom generellt låga, jämfört med responsen i det nedre åtgärdsområdet).
- I området högst upp i systemet (älvkilometer 13 till 16,5; d.v.s. området strax nedströms och uppströms sjön) finns tre elfiskelokaler (en vid sjöns utlopp, en vid vattendragets inlopp till sjön och ytterligare en lokal en halv kilometer uppströms sjön. Båda lokalerna som ligger i anslutning till sjön uppvisar goda tätheter, sett till vattendraget i stort. För utloppslokalen kommer data från perioden efter åtgärd, medan data från lokalen vid inloppet kommer från perioden före. Möjligen kan sjön förstärka produktiviteten i området. Det

finns inget datamaterial som går att tolka i förhållande till åtgärder eftersom lokalerna saknar antingen före- eller efter-data. Även lokalen högst upp i systemet är svår att tolka från ett åtgärdsperspektiv, möjligen kan området ha en påverkansfaktor som trycker ner tätheterna, eller så kan det röra sig om ett lågproduktivt litet källflöde med naturligt låga tätheter (lokalkänedom i ett sådant här fall är viktig för tolkning).

Den övergripande bilden som fås från den grafiska helsystemsanalysen är att åtminstone det nedre åtgärdsområdet (älvkilometer 6 till 10) förfaller ha haft en tydligt positiv respons på åtgärderna, något som kan vara värt att kontrollera med ytterligare elfisken. Det har skapats en hypotes om hur stora tätheterna fortsatt bör vara i detta område, vilken nu kan testas (d.v.s. åtminstone över 10 individer per 100 m² men snarare upp emot 20–25 individer per 100 m², givet utvecklingen över tid). I övriga delar av systemet finns inga starka indicier på förbättringar i fisktäthet, vilket kan följas upp i form av fortsatt fiske (även på nya lokaler) eller undersökning av åtgärdernas utformning och funktion. Man kan notera att Lokal 5 har en stor påverkan på den genomsnittliga tätheten för vattendraget under perioden före åtgärd; därmed är det rimligt att även titta på ett genomsnittsvärde där denna lokal (samt två ytterligare lokaler med liknande tätheter i före-data) exkluderas.

Metodiken som presenteras är starkt beroende av expertbedömningar, och kommer hålla en kvalitet som motsvarar den expertis som tolkar datamaterialet. Huvudsakliga ändamålet med analysmetoden är dock att på ett översiktligt sätt dokumentera vattendraget för att åtminstone kunna formulera hypoteser om vad som hänt efter åtgärd, på olika platser i systemet (både inom och utanför åtgärdsområden) som en grund i en adaptiv förvaltning. Metoden kan med fördel kombineras med den förra analysmetodiken där tätheter jämförs mot en referensdistribution av data som härstammar från andra vattendrag med liknande karaktär.

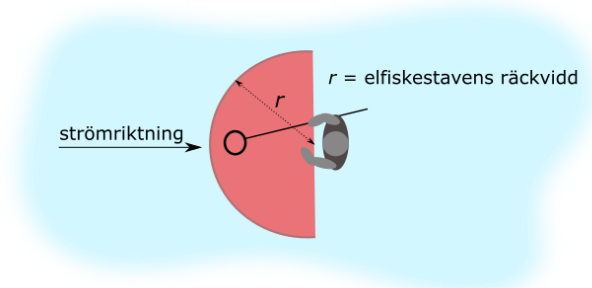
Grafer kan byggas upp på många olika sätt, inte nödvändigtvis med exakt de komponenter som presenteras i Figur 5.3. I vattendrag där åtgärder utförs över flera perioder på olika sätt är det svårt att specificera före- och efter-data, så i dessa fall kan det vara bättre att färga punkter efter årtal och sedan även färga in olika åtgärdsområden baserat på åtgärdsår. Olika åtgärder som genomförts kan också markeras med olika färger. För variabeln "Älvkilometer" på x-axeln behöver inte startpunkten (0) ligga vid utloppet; t.ex. kan man istället ange en annan punkt i vattendraget som startpunkt (t.ex. en dammkonstruktion) och markera avstånd från denna med negativa värden nedströms och positiva värden uppströms (se t.ex. Nyqvist och Näslund 2025).

Alternativ provfiskestrategi: punktprovfiske för bedömning av antal fisk på målområde

En viktig metodologisk fråga inom åtgärdsuppföljning är valet av rumslig strategi för datainsamling; att antingen genomföra intensiva undersökningar på en enda, större plats (enligt den svenska standardmetoden för elfiske) eller att använda punktprovtagning över ett större rumsligt område.

Punktprovtagning innebär att en mängd mindre ytor fiskas på ett standardiserat sätt. I vissa fall innebär punktfiske med elfiskeutrustning att anoden hålls stilla på en enskild punkt och aktiveras under ett givet antal sekunder under vilka all attraherad fisk håvas (t.ex. Lapointe m.fl. 2006; Kaspersson m.fl. 2012). I detta fall menar vi dock att en provpunkt kan vara något större och fiskas mer aktivt. Till exempel kan

en ”punkt” utgöras av att man fiskar av en halvcirkel, med en radie av elfiskestavens räckvidd, uppströms en fixerad position i vattendraget (Figur 5.4); detta för att maximera antalet fiskar som fångas inom en punkt.



Figur 5.4. Illustration av hur en enskild provfiskepunkt kan se ut vid punktprovfiske. I detta fall fiskas en yta motsvarande en halvcirkel med radie av elfiskestavens effektiva räckvidd (r), från en fixerad utgångspunkt. Till elfiskestavens fysiska räckvidd bör anodens attraktionszon läggas till för att få fram den effektiva räckvidden (kan skattas i fält). Fiskad punktarea beräknas som arean A_p av en halvcirkel med radie r (om t.ex. $r = 2$ m, så blir $A_p = 0.5 \pi r^2 = 6,25$ m²). Notera att detta exempel på en ”punkt” kan behöva modifieras efter fälttest; det skulle t.ex. kunna vara bättre att fiska en sträcka på ett par meter istället för en statisk punkt.

Det finns flera teoretiska argument för att nyttja punktprovtagning snarare än kontinuerligt elfiske efter den traditionella svenska standarden:

- **Fångar rumslig variation:** Vattendrag är naturligt varierade system där habitatstruktur, vattenflöde, bottensubstrat och artsammansättningar kan skilja sig markant över korta avstånd. Effekterna av restaureringsåtgärder är ofta inte jämnt fördelade längs en sträcka utan påverkas av t.ex. geomorfologi, tillflöden och omkringliggande markanvändning. Punktsampling möjliggör insamling av data som fångar denna rumsliga heterogenitet, vilket ger en mer heltäckande bild av restaureringsåtgärdernas effekter. En enda större provtagningsplats riskerar att endast spegla väldigt lokala förhållanden som inte är representativa för hela området.
- **Undviker platsberoende bias:** Att fokusera på en eller ett fåtal större enskilda provplatser kan ge en snedvriden bild av restaureringens effekter. Detta är en särskilt viktig fråga att tänka på när historiska data finns tillgänglig från området. Givet att man i optimala uppföljningsstudier vill ha ordentligt med data från tiden före restaureringen är det naturligtvis lockande att nyttja provfiskeplatser där historiska data redan finns tillgänglig. Historiskt nyttjade provfiskeplatser är dock normalt specifikt utvalda för andra ändamål än att fungera som representativa referenser för restaureringsåtgärder i området. Många provfiskeplatser nyttjas för att följa trender i populationer och kan vara belägna på de bästa habitaterna i området, d.v.s. de inkluderar de områden som förväntas påverkas minst av restaureringen då de har begränsad förbättringspotential. Övervakning av åtgärdseffekter på sådana provplatser riskerar alltså att inte visa någon positiv effekt. Genom att provfiska många spridda punkter inom ett större restaurerat område

minskar risken för denna typ av felslut eftersom varje enskild plats får mindre inflytande över helhetsbedömningen.

- **Ökad statistisk styrka och robusthet:** Spridd punktprovtagning möjliggör en mer detaljerad bild av området, givet att data om miljöfaktorer samlas in på varje provpunkt. Fler provtagningspunkter ger bättre uppskattning av variationen i systemet, vilket ökar möjligheten att upptäcka verkliga förändringar i t.ex. artdiversitet, täthet och abundans. Genom dessa effekter kan punktprovtagning bidra till mer tillförlitliga slutsatser, även i system med naturliga fluktuationer eller osäkerheter.

Sammanfattningsvis erbjuder punktsampling över ett större område (jämfört med klassiska elfiskelokaler) många potentiella fördelar för uppföljning av restaurering i vattendrag. Metoden ger en mer representativ och statistiskt tillförlitlig bedömning av restaureringsutfall, vilket kan stärka framtida förvaltningsbeslut och öka trovärdigheten i restaureringsarbetet. Trots att den kan kräva mer logistik än enstaka platsundersökningar väger dess långsiktiga fördelar sannolikt tyngre, särskilt i komplexa och dynamiska vattendrag där variation är en viktig habitatkaraktär.

En viktig brasklapp att ha med sig i fråga om punktprovtagning är att vi inte har någon utvecklad metodik för detta i Sverige. Detta innebär att optimal design av uppföljningsstudier med denna metod behöver tas fram och utvärderas.

Punktprovtagning med elfiske används i flera länder, t.ex. för att undersöka relativ abundans av både juvenil fisk och äldre fisk (Copp 2010). Punktprovfisken har även nyttjats i nordiska vattendrag (t.ex. Heggenes 1988; Mäki-Petäys m.fl. 1997), inklusive Sverige (Kaspersson m.fl. 2012); dessa exempel på användning av metodiken handlar dock mer om grundforskning där metodikval ofta är mer flexibelt jämfört med undersökningar relaterade till förvaltning. Erfarenheter visar att metoden kan vara mycket effektiv. En tjeckisk studie visade t.ex. att punktprovtagning med tio provfiskepunkter längs 30 m strandlinje, i ett lugnflytande vattendrag, gav liknande estimat av abundans av årsungar som kontinuerligt elfiske (vilket liknar den svenska standardmetoden) (Janáč & Jurajda 2007). Strategin som krävs för uppföljningsstudier efter restaurering har dock sannolikt en annan kravbild eftersom det ofta inte räcker att fiska längs strandkanten. Detta kan innebära att ett punktprovfiske utvecklat för åtgärdsuppföljning inte nödvändigtvis är mer tidseffektivt än normalt standardelfiske; den sannolika vinsten ligger i stället i resultatens styrka.

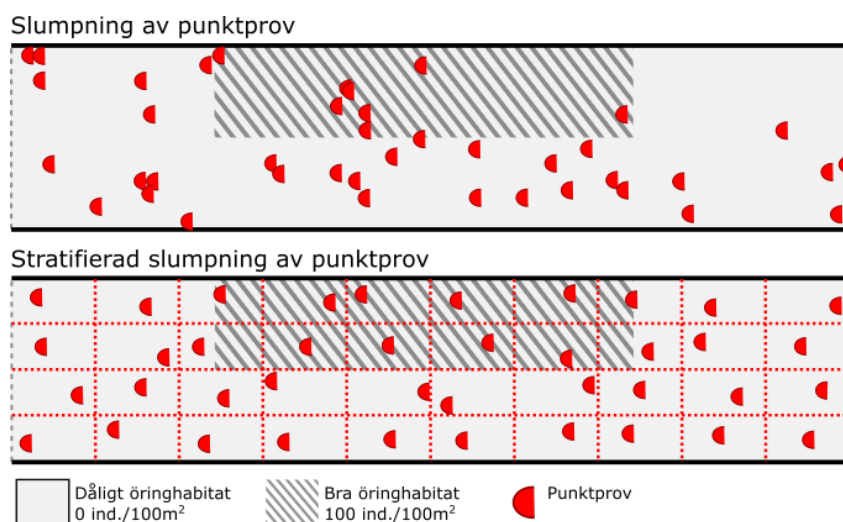
Teoretiskt exempel på punktprovfiskemetodik

Eftersom ingen etablerad svensk standardiserad punktprovfiskemetodik finns beskriver vi här ett exempel på hur en punktbaserad provtagning skulle kunna utformas. Exakt metodik behöver utarbetas och testas i fält, på ett flertal målområden av olika karaktär, innan en robust metod finns att tillämpa. Alla exempel är här förenklade för att tydliggöra och illustrera principer. Exempelen är också specifikt inriktade mot provfiske efter årsungar av öring (lämpligt för uppföljning av återställning av öringlekplatser).

Metoden som presenteras syftar att skatta det totala antalet fiskar över en relativt stor vattendragssektion, så att de förändringar som skett inom denna sektion kan detekteras i uppföljningsstudier.

En fråga som snabbt dyker upp vid planering av ett punktprovfiske är hur punkterna ska fördelas över den målyta som ska bedömas. En viktig princip är att fiskaren inte

ska få bestämma helt själv vart elfiskestaven ska doppas, eftersom det finns risk att man introducerar bias när man gör sitt val (t.ex. att fiskare tenderar att fiska mer intressanta punkter av nyfikenhet på vad som finns på just den punkten). Någon slags slumpning bör därför ingå i utplaceringen av provpunkter. Rent slumpmässig utplacering är troligen inte bästa alternativet här, om inte ett mycket stort antal punkter slumpas ut; med denna metod finns en risk att vissa punkter hamnar mycket nära varandra och att vissa områden inte blir undersökta (Figur 5.5). Istället kan man utföra slumpningen stratifierat, t.ex. genom att målytan först delars upp i ett rutnät (rutstorlek anpassas till vattendragets storlek och antal punkter som behövs för en statistiskt robust skattning av fiskantal), inom vilket en punkt slumpas ut inom varje ruta (Figur 5.5). Med denna metod täcker man hela målytan samtidigt som man minskar godtyckligheten i valet av provpunkternas placering. I många fall kan vissa delar av vattendraget vara otillgängliga för fiske (t.ex. för djupa), vilket då leder till icke-fiskade rutor (under vissa förutsättningar, t.ex. om syftet är att fiska efter öringyngel och vattnet är djupt, kan man troligtvis anta att fångsten skulle vara 0 inom en icke-fiskbar ruta). För att kunna repetera ett punktprovfiske så behöver rutnät samt t.ex. information om provpunktens area (Figur 5.5) och icke-fiskade rutor bevaras för uppföljande fisken. För att hitta stratifieringsrutornas verkliga placering ständes i vattnet krävs troligen en del förarbete för att orientera sig i miljön. Till exempel behöver man sannolikt notera eller placera ut riktmärken längs strandlinjen (och möjligen även ute i vattendragsfåran i bredare vattendrag; dock inte inom själva undersökningsområdet).



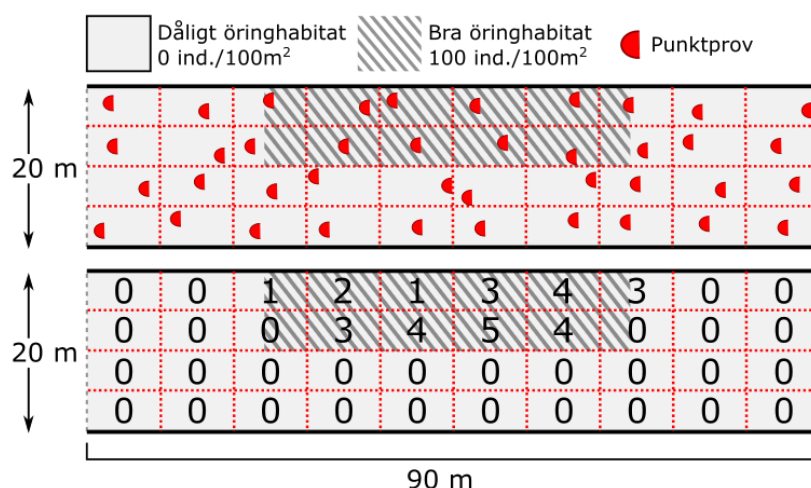
Figur 5.5. Exempel på slumpning (överst) och stratifierad slumpning (nederst) av punktprov inom ett målområde för undersökning. Notera att den rena slumpningen (genererad med slumpfunktions i Microsoft Excel) leder till kluster av punkter och relativt stora ytor som inte fiskas alls (t.ex. blev det dålig provpunktsfördelning inom det bra öringhabitatet), jämfört med den stratifierade slumpningen.

När fisket genomförs kan man vid varje punkt räkna antalet fisk beroende på vilken frågeställning man har i undersökningen. Man kan räkna totalantal av varje art, antal av enstaka arter, eller antal av en årsklass inom en art (såsom årsungar av öring, vilket vi använder som exempel här). Protokoll på antal fångade individer per provpunkt och en enkel habitatbeskrivning förs under fisket. Fiskarna sparas i hink och längd och vikt på fångad fisk tas efter det att fisket är klart för att få en övergripande bild av storleksfördelning och kondition (kroppsvikt i förhållande till längd). Vid standardiserat elfiske krävs inte längre vägning som en del av standardmetodiken, men det rekommenderas för åtgärdsundersökningar eftersom kondition kan ge

betydande information om fiskens allmänna tillstånd, vilket beror av födotillgång, sjukdom, konkurrens, m.m. För vägning av öringyngel krävs högkvalitativa vågar med precision på 0.1 gram.

När fisket är färdigt beräknas det totala antalet fisk genom att för varje ruta extrapolera antalet fångade individer av målart/-årsklass från provpunkten till hela rutans yta, med hänsyn till elfiskets fångstbarhet (hur stor andel av fisken inom provpunktsytan som förväntas fångas i fisket; förmodligen går det inte använda generella fångstbarhetsvärden från standardiserat elfiske utan dessa värden bör skattas för denna typ av fiske i fält). Det antagna antalet individer inom varje ruta summeras för att få en grov skattning av antalet individer hela målområdet. Ju fler rutor som kan fiskas inom ett givet område, desto säkrare bör skattningen bli.

Ett exempel på beräkning av antal fisk och täthet, under idealiserade förhållanden (rektangulär vattendragssektion, en målart, två kategorier av habitatkvalitet), redovisas i Figur 5.6. För varje stratifieringsruta fiskas ett punktprov där antalet fisk (n) räknas; detta antal divideras med fångstbarheten (p) för att skatta antal fisk inom punktprovytan. Denna skattning divideras med arean på punktprovet i kvadratmeter (vilket ger täthet per 1 m²) och multipliceras med stratifieringsrutans area (A_R) för att få skattat antal fisk inom rutan. Skattat antal fisk inom varje stratifieringsruta summeras för att få skattat antal fisk för hela målområdet. Fler exempel, vilka illustrerar fisken före och efter åtgärd, presenteras i Appendix (Figur A1 och Figur A2).



Fångst i punktprov (antal): n

Skattat antal för stratifieringsrutor med n fångade individer: N_n

Antal rutor med fångst n : R_n

Skattad fångstbarhet: p

Punktarea: A_p

Stratifieringsrutans area: A_R

$$N_n = R_n [(n / p) / A_p] A_R$$

$$N_0 = 30 * [(0 / 0.5) / 6 \text{ m}^2] * 45 \text{ m}^2 = 0$$

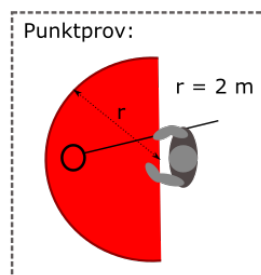
$$N_1 = 2 * [(1 / 0.5) / 6 \text{ m}^2] * 45 \text{ m}^2 = 30$$

$$N_2 = 1 * [(2 / 0.5) / 6 \text{ m}^2] * 45 \text{ m}^2 = 30$$

$$N_3 = 3 * [(3 / 0.5) / 6 \text{ m}^2] * 45 \text{ m}^2 = 135$$

$$N_4 = 3 * [(4 / 0.5) / 6 \text{ m}^2] * 45 \text{ m}^2 = 180$$

$$N_5 = 1 * [(5 / 0.5) / 6 \text{ m}^2] * 45 \text{ m}^2 = 75$$



Totalt skattat antal över hela vattendragsytan: 450 individer

Täthet: 25 individer/100 m²

Figur 5.6. Exempel på beräkningar från stratifierat slumpat punktprovfiske på ett målområde som är 20 m brett och 90 m långt (samma som exemplet "Före restaurering" i Figur 5.5; totala ytan med bra öringhabitat är 10 m brett och 45 m långt). Exemplet är idealiserat så att målområdet för undersökningen är rektangulärt, en målart (öring) eftersöks och räknas, och enbart två typer av habitat förekommer. Ett punktprov antas utgöras av en halvcirkel med radie 2 m² [ca. 6 m² (6,28 m²)] och fångstbarheten p antas vara 0,5 (50% av fisken i en punkt fångas). Övre illustration av målområdet visar stratifierat slumpad fördelning av punktprov (samma som i Figur 5.5); nedre illustration av målområdet visar fångst per stratifieringsruta. Notera att angivna värden för antal fångade individer inom varje stratifieringsruta i exemplet är anpassat för att ge ett resultat som är rätt, givet exemplrets teoretiska egenskaper gällande täthet, punktarea och fångstbarhet (med inbyggd slumpmässighet i fångstantal).

Generella slutsatser: fisk

Övergripande kan noteras att data generellt är välorganiserade, både i Jämtland och i Vindelälven, för att få en bra övergripande bild över de restaureringar som genomförts. För Jämtlands del (Triple Lakes) är data väl tillgängliggjord i form av vektorer och polygoner i databasen *Åtgärder i vatten* och *Elfiskeregistret*. För Vindelälvens del finns data väl organiserad hos Vindelälvens fiskeråd (genom fiskekonsulenten Daniel Holmqvist) och *Elfiskeregistret*, men inte i *Åtgärder i vatten*. För en analys av framgången av restaureringarna bedöms det dock krävas fler detaljer vad gäller kombinationen av precisa åtgärdslokaler och elfiskelokalernas exakta läge i förhållande till åtgärder. Utöver detta behövs även information om huruvida utsättning av öring har skett i restaureringarnas målvattendrag, vilket sker i t.ex. några av Vindelälvens biflöden; Våra Fiskevatten 2024). I Vindelälvens fall bildas en väldigt komplex utvärderingssituation på grund av att många åtgärder, av olika slag, har genomförts vid olika tillfällen; detta gör det svårt att tillämpa en före-efter-analys, i

och med att det även finns ”mellan”-perioder¹³ och flertalet åtgärder vars effekter kan sammanblandas (t.ex. en dammutrivning som leder till ökad konnektivitet och mer naturligt flöde i närheten av en lekplatsåtgärd leder, hypotetiskt sett, till en annorlunda respons jämfört med enbart lekplatsåtgärd).

I dagsläget bedöms att framför allt grövre utvärderingar kan göras, ofta på helsystemsnivå för en överblick av utvecklingen av fiskesamhället. Förslagsvis kan workshops, med utövare, förvaltare, markägare och forskare för att gräva djupare i data och fastställa hur olika data bäst kategoriseras, värderas och analyseras. Brister i dataunderlaget kan då också identifieras och potentiellt följas upp (t.ex. i form av fältbesök när tillfälle ges). En ytterligare workshop på nationell skala skulle kunna relateras till design av framtida uppföljningsstudier, med fokus på strategiska upplägg (under rådande förutsättningar) för både projekt i mindre skala och ur ett större programmatiskt perspektiv. Förslagsvis skulle detta kunna organiseras i samråd med pågående EU LIFE-projekt inriktade mot vattendragsrestaurering i Sverige (och potentiellt även resten av norra Europa).

¹³ Suboptimal studiedesign för före-efter-studier, som innefattar t.ex. ”mellan”-perioder mellan olika restaureringsåtgärder, är något man bör förvänta sig i områden som tillämpar en mer adaptiv förvaltning, något som generellt rekommenderas i den vetenskapliga litteraturen som rör ekologisk restaurering ur ett förvaltningsperspektiv (t.ex. Bouwes m.fl. 2016).

Referenser

- Bergquist B, Degerman E, Petersson E, Sers B, Stridsman S, Winberg S. 2014. Standardiserat elfiske i vattendrag - En manual med praktiska råd. *Aqua reports* 2014:15. Drottningholm: Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet SLU.
https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/datainsamling/quality-assurance/aqua-reports_2014_15_elfiskemanualen.pdf
- Bohlin T, Hamrin S, Heggberget TG, Rasmussen G, Saltveit SJ. 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9-43.
<https://doi.org/10.1007/BF00008596>
- Bouwes N, Bennett S, Wheaton J. 2016. Adapting adaptive management for testing the effectiveness of stream restoration: an intensively monitored watershed example. *Fisheries* 41:84-91.
<https://doi.org/10.1080/03632415.2015.1127806>
- Carlström O, Dagman S. 2021. Restaureringens effekt på öringpopulationen. Kandidatarbete i skogsvetenskap 2021:6. Umeå: SLU. <https://stud.epsilon.slu.se/17465/>
- Christie AP, Amano T, Martin PA, Shackelford GE, Simmons BI, Sutherland WJ. 2019. Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *Journal of Applied Ecology* 56:2742–2754. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13499>
- Copp GH. 2010. Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: a review of 20 years of point abundance sampling by electrofishing. *Fish and Fisheries* 11:439-460. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00370.x>
- Downes BJ, Barmuta LA, Faith DP, Fairweather PG, Keough MJ, Lake PS, Mapstone BD, Quinn GP. 2002. *Monitoring Ecological Impacts: Concepts and practice in flowing waters*. Cambridge: Cambridge University. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542015>
- Eckerlid S. 2024. Can understanding of catchment hydromorphology improve the success of Salmonidae spawning gravel restoration? *Kandidatexamensarbete*. Umeå: Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1869341&dsid=7814>
- Elf A, Ratcovich J. 2025. Restaurering av våtmarker i skogslandskapet – erfarenheter från projektet GRIP on LIFE. *Grip on Life publikation*.
<https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/projektwebbplatser/grip-on-life-ip/trycksaker-film-grip-on-life/restaurering-av-vatmarker-i-skogslandskapet-webb.pdf>
- Erikoinen M. 2016. Intra and interhabitat migration in juvenile brown trout and Atlantic salmon in restored tributaries of the Vindelriver. *Examensarbete i ämnet biologi* 2016:6. Umeå: Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU.
<https://core.ac.uk/download/pdf/42953362.pdf>
- Frainer A., Polvi LE, Jansson R, McKie BG. 2018. Enhanced ecosystem functioning following stream restoration: The roles of habitat heterogeneity and invertebrate species traits. *Journal of Applied Ecology* 55:377–385. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12932>
- Gardeström J, Holmqvist D, Polvi LE, Nilsson C. 2013. Demonstration restoration measures in tributaries of the Vindel River catchment. *Ecology and Society* 18:art8.
<https://doi.org/10.5751/ES-05609-180308>
- Gibson AJF, Bowlby HD, Amiro PG. 2008. Are wild populations ideally distributed? Variations in density-dependent habitat use by age class in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 65:1667-1680.
<https://doi.org/10.1139/F08-087>
- Gilliam JF, Fraser DF. 1987. Habitat selection under predation hazard: test of a model with foraging minnows. *Ecology* 68:1856-1862. <https://www.jstor.org/stable/1939877>
- Hasselquist EM, Nilsson C, Hjältén J, Jørgensen D, Lind L, Polvi LE. 2015. Time for recovery of riparian plants in restored northern Swedish streams: a chronosequence study. *Ecological Applications* 25:1373–1389. <https://doi.org/10.1890/14-1102.1>

- Hasselquist EM, Polvi LE, Kahlert M, Nilsson C, Sandberg L, McKie BG. 2018. Contrasting responses among aquatic organism groups to changes in geomorphic complexity along a gradient of stream habitat restoration: implications for restoration planning and assessment. *Water* 10:1465. <https://doi.org/10.3390/w10101465>
- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). (2018). Fisk i vattendrag – vägledning för statusklassificering (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:37). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2018-12-10-fisk-i-vattendrag---vagledning-for-statusklassificering.html>
- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljo-kvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html>
- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). 2023. Övervakningsmanual: Fisk i rinnande vatten - vadningsfiske, version 2.0. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledningar/ovriga-vagledningar/overvakningsmanualer-for-miljoovervakning/overvakningsmanualer/fisk-i-rinnande-vatten---vadningsfiske.html>
- Heggenes J. 1988. Effect of experimentally increased intraspecific competition on sedentary adult brown trout (*Salmo trutta*) movement and stream habitat choice. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1163–1172. <https://doi.org/10.1139/f88-139>
- Helfield JM, Capon SJ, Nilsson C, Jansson R, Palm D. 2007. Restoration of rivers used for timber floating: effects on riparian plant diversity. *Ecological Applications* 17:840-851. <https://doi.org/10.1890/06-0343>
- Holmqvist D. (u.å.). *Exkursionsguide- miljöaterställning längs Vindelälven inom Lycksele kommun*. Lycksele: Vindelälvens fiskeråd. https://www.researchgate.net/publication/242251393_Exkursionsguide-miljoaterstallning-langs-Vindelalven-inom-Lycksele-kommun
- Janač M, Jurajda P. 2007. A comparison of point abundance and continuous sampling by electrofishing for age-0 fish in a channelized lowland river. *North American Journal of Fisheries Management* 27:1119-1125. <https://doi.org/10.1577/M06-117.1>
- Järvi T, Pettersen JH. 1991. Resource sharing in Atlantic salmon: a test of different distribution models on sexually mature and immature parr. *Nordic Journal of Freshwater Research* 66:89-97. <https://gupea.ub.gu.se/handle/2077/48955>
- Kaspersson R, Höjesjö J, Bohlin T. 2012. Habitat exclusion and reduced growth: a field experiment on the effects of inter-cohort competition in young-of-the-year brown trout. *Oecologia* 169:733-742. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2248-5>
- Kuglerová L, Botková K, Jansson R. 2017. Responses of riparian plants to habitat changes following restoration of channelized streams. *Ecohydrology* 10:e1798. <https://doi.org/10.1002/eco.1798>
- Lapointe NW, Corkum LD, Mandrak NE. 2006. Point sampling by boat electrofishing: a test of the effort required to assess fish communities. *North American Journal of Fisheries Management* 26:793-799. <https://doi.org/10.1577/M06-007.1>
- Lepori F, Palm D, Brännäs E, Malmqvist B. 2005. Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications* 15: 2060-2071. <https://doi.org/10.1890/04-1372>
- Mortensen E. 1977. Population, survival, growth and production of trout *Salmo trutta* in a small Danish stream. *Oikos* 28:9-15. <https://doi.org/10.2307/3543316>

- Mäki-Petäys A, Muotka T, Huusko A, Tikkanen P, Kreivi P. 1997. Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:520–530. <https://doi.org/10.1139/f96-311>
- Nilsson C. 2007. Återställning av älvar som använts för flottning – En vägledning för restaurering. Naturvårdsverket rapport 5649. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:152097/FULLTEXT01.pdf>
- Nilsson C. 2016. *LIFE08NAT/S/266 Vindel River LIFE. FINAL Report Covering the project activities from 01/01/2010 to 31/10/2015*. Umeå: Umeå University. <https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE08-NAT-S-000266/restoration-of-tributaries-of-the-vindel-river-combined-with-monitoringand-evaluation-of-ecological-responses-of-species-and-habitats>
- Nilsson C, Polvi LE, Gardeström J, Hasselquist E, Lind L, Sarneel J. 2015. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? *Ecobydrology* 8:753–764. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/eco.1480>
- Nilsson C, Sarneel J, Palm D, Gardeström J, Pilotto F, Polvi LE, Lind L, Holmquist D, Lundqvist H. 2017. How do biota respond to additional physical restoration of restored streams? *Ecosystems* 20:144–162. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10021-016-0020-0>
- Norconsult. 2016. *Samrådsunderlag ansökan om tillstånd för utrivning av Aman Nedre kraftverk – Åmsele, Vindelns kommun*. Örebro: Norconsult AB. https://www.skekraft.se/wp-content/uploads/2016/02/Samradsunderlag_Aman_nedre.pdf
- Nordwall F. 1999. Movements of brown trout in a small stream: effects of electrofishing and consequences for population estimates. *North American Journal of Fisheries Management* 19:462–469. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1999\)019%3C0462:MOBTIA%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1999)019%3C0462:MOBTIA%3E2.0.CO;2)
- Nyqvist D, Näslund J. 2025. Utvärdering av fiskräknardata i Bräkneån och Nättrabyån. *Grip on Life projektrapport* (slutversion inskickad till Länsstyrelsen i Blekinge län 2025-06-11).
- Näslund I. 1987. Effekter av biotopvårdsåtgärder i Läktabäcken. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* 3. Drottningholm: Fiskeristyrelsen.
- Näslund I. 1989. Effects of habitat improvement on the trout population in a small creek. *Aquaculture and Fisheries Management* 20:187–198. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1989.tb00373.x>
- Näslund J, Strömberg H. 2023. Miljöövervakning – Elprovfiske i trendvattendrag 2022. *Aqua notes* 2023:23. <https://doi.org/10.54612/a.e02jkqa2j1>
- Palm D, Losee J, Andersson S, Hellström G, Holmgren A, Spong G. 2023. Dispersal of brown trout (*Salmo trutta* L.) fry in a low gradient stream – implications for egg stocking practices. *River Research and Applications* 39:790–796. <https://doi.org/10.1002/rra.4093>
- Pilotto F, Nilsson C, Polvi LE, McKie BG. 2018. First signs of macroinvertebrate recovery following enhanced restoration of boreal streams used for timber floating. *Ecological Applications* 28:587–597. <https://doi.org/10.1002/eap.1672>
- Polvi LE, Nilsson C, Hasselquist EM. 2014. Potential and actual geomorphic complexity of restored headwater streams in northern Sweden. *Geomorphology* 210:98–118. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.12.025>
- SIS. 2006. *SS-EN 14011: 2006. Vattenundersökningar – Provtagning av fisk med elektricitet* (Svensk och europeisk standard, Fastställd 2003-10-03). Stockholm: SIS - Swedish Institute for Standards. <https://www.sis.se/produkter/miljo-och-halsoskydd-sakerhet/vattenkvalitet/undersokning-av-vattens-biologiska-egenskaper/ssen14011/>
- Styffe J. 2008. Flottledsåterställning i norra Sverige: Effekter på habitatkvalitet och populationstätheter av juvenila öringar (*Salmo trutta* L.). Examensarbete i ämnet biologi 2008:1. Umeå: Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU. <https://stud.epsilon.slu.se/12985/>
- Sundin J. 2020. Geomorphic and particle attributes influence on entrainment and sediment transport in semi-alluvial streams. *Master thesis in Earth Science*. Umeå: Institutionen för ekologi,

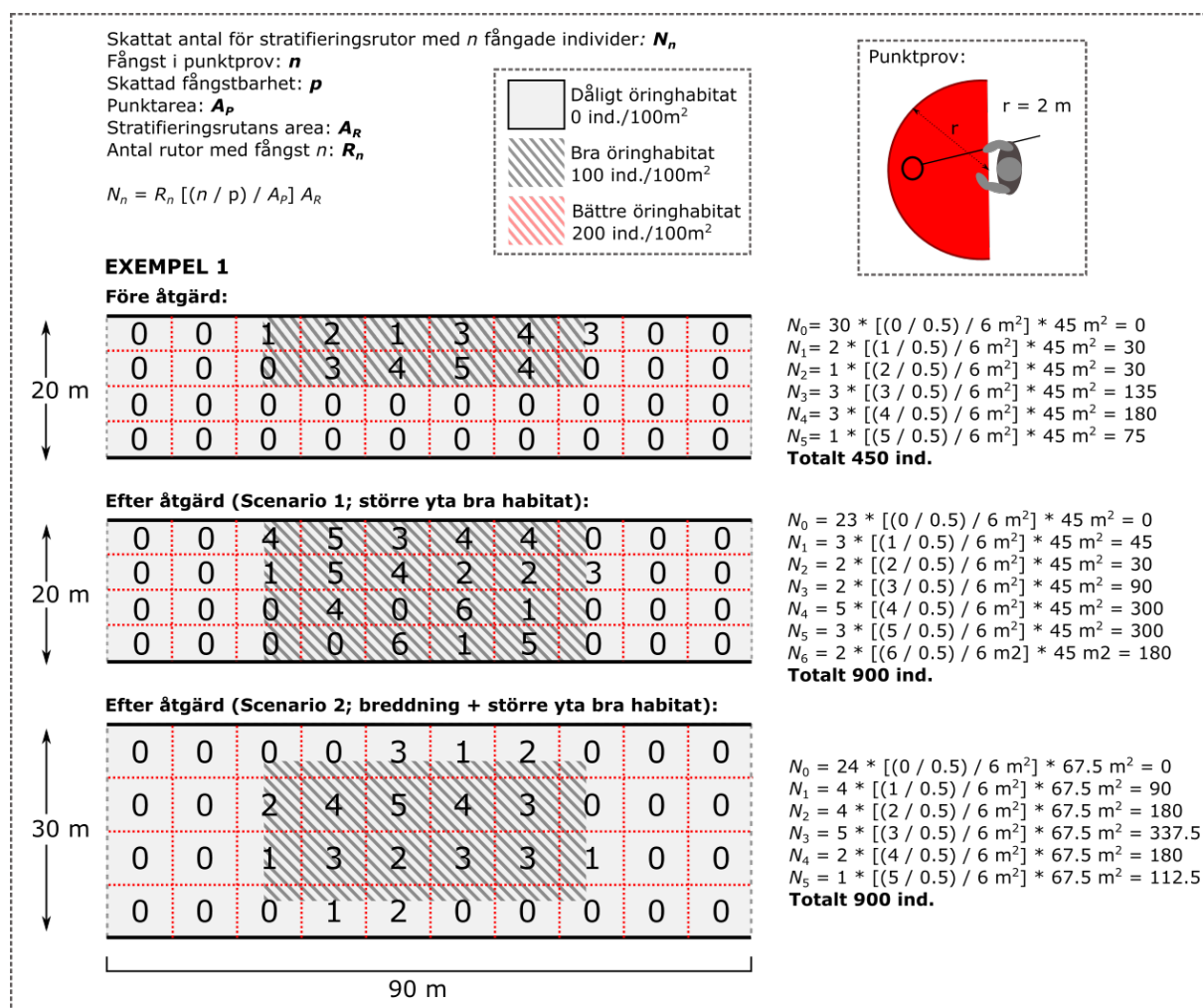
- miljö och geovetenskap, Umeå universitet. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1420908&dswid=-862>
- Tyler JA, Gilliam JF. 1995. Ideal free distributions of stream fish: a model and test with minnows, *Rhinichthys atratulus*. Ecology 76:580-592. <https://doi.org/10.2307/1941215>
- Umeå universitet. 2003. *Vindelälven och Piteälven återställs* [2003-06-26]. Forskning.se. <https://www.forskning.se/2003/06/26/vindelalven-och-pitealven-aterstalls/> [besökt 2025-09-28]
- Våra Fiskevatten. 2024. Daniel håller koll på hela Vindelälven. *Våra Fiskevatten* online-upplaga:2024-09-05. <https://www.varafiskevatten.se/daniel-haller-koll-pa-hela-vindelalven/>
- Weber C, Åberg U, Buijse AD, Hughes FM, McKie BG, Piégay H, Roni P, Vollenweider S, Haertel-Borer S. 2018. Goals and principles for programmatic river restoration monitoring and evaluation: collaborative learning across multiple projects. *WIREs Water* 5:e1257. <https://doi.org/10.1002/wat2.1257>

Appendix

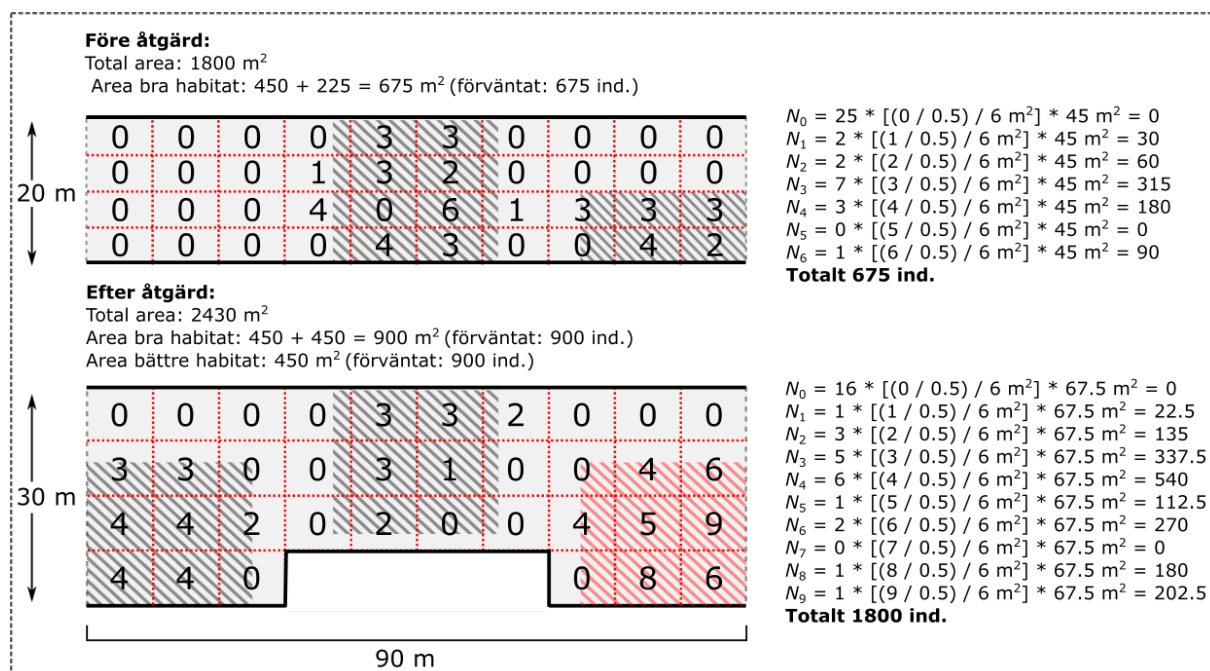
Datasammanställning

Om du är intresserad av att ta del av sammanställningen över insamlade uppföljningsdata från EU-projektet Vindel River LIFE är du välkommen att kontakta Brendan McKie, SLU, Institutionen för vatten och miljö, e-mail Brendan.Mckie@slu.se.

Punktprovfiske – fler exempel



Figur A1. Exempel på tre beräkningar från stratifierat slumpat punktprovfiske. I det övre exemplet (*Före åtgärd*) är målområdet 20 m brett och 90 m långt (samma som i Figur 5.6; totala ytan med bra öringhabitat är 10 m brett och 45 m långt). Mellersta exemplet (*Efter åtgärd, Scenario 1*) visar beräkningar från samma område efter det att åtgärder har genomförts och fördubblat ytan av bra habitat. Det nedre exemplet (*Efter åtgärd, Scenario 2*) visar beräkningar från samma område efter det att åtgärder har inkluderat en breddning av vattendragsfåran med 5 meter på varje sida (här har den återskapade våtlagda ytan dåligt öringhabitat). Exemplet nyttjar samma antal stratifieringsrutor som tidigare, men dessa är större. Alla tre exempel är idealiserade så att målområdet för undersökningen är rektangulärt, en målart (öring) eftersöks och räknas, och enbart två typer av habitat förekommer. Ett punktprov antas utgöras av en halvcirkel med radie 2 m² [ca. 6 m² (6,28 m²)] och fångstbarheten p antas vara 0,5 (50% av fisken i en punkt fångas). Notera att angivna värden för antal fångade individer inom varje stratifieringsruta i exemplet är anpassat för att ge ett resultat som är rätt, givet exemplrets teoretiska egenskaper gällande täthet, punktarea och fångstbarhet (med inbyggd slumpmässighet i fångstantal).



Figur A2. Exempel på två beräkningar från stratifierat slumpat punktprovfiske. I det övre exemplet (*Före åtgärd*) är målområdet 20 m brett och 90 m långt och den totala ytan med bra öringhabitat är fördelat på två delområden inom vattendragssektionen. Det nedre exemplet (*Efter åtgärd*) visar beräkningar från samma område efter det att åtgärder har inkluderat i) habitatrestaurering på ett område med tidigare dålig habitatkvalitet, ii) en förbättring av det tidigare bra öringhabitatet längst till höger i bild, samt iii) en partiell breddning av vattendragsfåran på ena sidan av vattendraget sida (här har den återskapade våtlagda ytan delvis dåligt, bra och bättre öringhabitat). Exemplet nyttjar färre men större stratifieringsrutor jämfört med tidigare. Båda exempel är idealiserade med avseende på vattendragfårens form; en målart (öring) eftersöks och räknas. Ett punktprov antas utgöras av en halvcirkel med radie 2 m² [ca. 6 m² (6,28 m²)] och fångstbarheten p antas vara 0,5 (50% av fisken i en punkt fångas). Notera att angivna värden för antal fångade individer inom varje stratifieringsruta i exemplet är anpassat för att ge ett resultat som är rätt, givet exemplets teoretiska egenskaper gällande täthet, punktarea och fångstbarhet (med inbyggd slumpmässighet i fångstantal).



Havs
och Vatten
myndigheten



Med bidrag från Europeiska unionens LIFE-program