



Restaurering av lekområden

Funktion och hållbarhet av restaurerade lekområden i Vindelälvens
avrinningsområde

2025-10-21



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

978-91-990395-5-8

GRIP on LIFE's rapportserie

2025.05

Författare

Richard Mason, Umeå Universitet
Lina Polvi Sjöberg, Umeå Universitet

Beställare

Länsstyrelsen Västerbotten
Ume/Vindelälvens fiskeråd

Projektledare

Tobias Eriksson

Projektgrupp

Tobias Eriksson, Länsstyrelsen Västerbotten
Daniel Holmqvist, Ume/Vindelälvens fiskeråd
Richard Mason, Umeå Universitet
Jonathan Nordin, Länsstyrelsen Västerbotten
Lina Polvi Sjöberg, Umeå Universitet

Omslag

Lekområde i Låktabäcken, Vindelälven avrinningsområde. Foto: Richard Mason



Med bidrag från Europeiska
unionens LIFE-programme

Innehåll

Förord	4
Sammanfattning	5
Summary	6
Introduktion	7
Restaurering av lekområden i Vindelälvens avrinningsområde	8
Syfte och mål	11
Metod	12
Avrinningsområdesanalys	12
Fiskerådets bedömning av lekbottnar	12
Fjärranalys	12
Riktade undersökningar av vattendragssträckor	14
Flygbildstagning och bildbehandling	14
Topografiska och hydrologiska mätningar	14
Lekbottensundersökningar	15
Statistisk analys	17
Resultat	18
Bedömning av lekgrusets tillstånd	18
Avrinningsområdesanalys	20
Riktade sträckundersökningar	22
Diskussion	24
Lekgrusens tillstånd i Vindelälvens avrinningsområde	24
Faktorer som styr lekgrusets hållbarhet - från bås till avrinningsområde	24
Geomorfologisk förståelse i restaurering av lekområden	25
Rekommendationer för restaurering av lekområden	29
Referenser	30
Bilagor	33

Förord

Detta projekt syftar till att bedöma tillståndet och hållbarheten hos restaurerade lekområden i Vindelälvens avrinningsområde i norra Sverige. Arbetet bygger på data insamlade sedan 2018 av Ume/Vindelälvens fiskeområde, i kombination med fjärranalys av sträck- och avrinningsområdesfaktorer som påverkar erosion av lekgrus. Undersökningen omfattar 25 biflöden och nära 300 lekbottnar. Riktade sträckundersökningar har också genomförts för att fördjupa förståelsen av lokala hydrauliska och geomorfologiska faktorer som påverkar lekbottnars hållbarhet.

Syftet med rapporten är att ge rekommendationer för hur effektiviteten och kostnadseffektiviteten i lekgrusrestaurering kan förbättras, samt att öka lekgrusens hållbarhet genom att integrera kunskap om hydrauliska och geomorfologiska processer i restaureringsarbetet.

Arbetet har genomförts inom EU-Life-projektet GRIP on LIFE i samverkan mellan Länsstyrelsen Västerbotten, Ume/Vindelälvens fiskeområde och Umeå universitet.

Många personer har bidragit till denna rapport, och vi är tacksamma för deras expertis. Ett särskilt tack riktas till Arnaud Forét för fältarbete och GIS-stöd, samt till Sara Eckerlid, vars kandidatuppsats gav en första översikt av landskapsfaktorer som kan påverka lekgrusens rörlighet.

Umeå, oktober 2025

Richard Mason, Umeå Universitet

Sammanfattning

Tillgången på lämpliga lekområden utgör en flaskhals för laxfiskpopulationer i Vindelälvens avrinningsområde och är en global utmaning. Mellan 2002 och 2015 genomfördes omfattande restaureringsinsatser i Vindelälvens biflöden, inklusive restaurering av lekområden. Detta gjordes genom att anlägga lekbottnar med lokalt grus från bäcken alternativt externt grus som ibland krattades för hand enligt Hartijokki-metoden.

Restaureringen har fokuserat på att skapa optimala lekmiljöer, men detta är utmanande eftersom tillfört grus ofta eroderas bort, och storskaliga lekområden är kostsamt att anlägga och underhålla. I denna rapport bedömer vi tillståndet hos konstruerade lekbottnar (5–19 år efter restaurering) och analyserar hur vatten- och sedimentprocesser påverkar erosionen av lekgrus.

Vi visar i rapporten att hälften av lekbottnarna fortfarande fungerar, medan den andra hälften uppvisar betydande förluster av grus. Mängden kvarvarande grus styrs av lokala faktorer, såsom vattendjup och flöde över lekbotten. Lekbottnar anlagda direkt vid sjöutlopp behåller generellt mer grus. Mer grus eroderades från botten som restaurerats enbart med Hartijokki-metoden jämfört med de där externt grus tillförts.

Vi uppmuntrar framtida restaureringsinsatser att utöver anläggning av lekbottnar se till att främja erosion av naturliga gruskällor och transport till vattendragen – exempelvis genom att styra flödet mot sluttningar eller aktivera erosionskanter. Storskalig grustillförsel bör också övervägas, vilket möjliggör naturlig sortering av sedimentstorlekar i vattendragen – en process som Hartijokki-metoden försöker efterlikna manuellt. Vi rekommenderar även att grova strukturer, särskilt ansamlingar av död ved, tillsätts för att skapa naturliga grusfällor. Slutligen kvarstår återställning av konnektivitet längs vattendraget, för både fisk och sedimenttransport, som ett långsiktigt mål för att återuppbbygga hotade laxfiskpopulationer.

Summary

The availability of suitable spawning habitats is a bottleneck for declining salmonid fish populations in the Vindel catchment and a challenge worldwide. Between 2002 and 2015, significant investments were made in restoring the tributaries of the Vindel River, including the rehabilitation of spawning habitat. This was achieved by building spawning beds using gravel sourced either from the stream or externally, sometimes raked by hand using the Hartijokki method. Spawning habitat restoration has focused on creating optimal spawning environments, but this approach is challenging since placed gravels are often eroded by the river, and large-scale provision of spawning grounds is expensive to construct and maintain. In this report, we assess the condition of constructed spawning beds (5–19 years after restoration) and evaluate the influence of water and sediment processes that contribute to spawning bed erosion.

We find that half of the constructed spawning beds continue to function, while the other half experience significant gravel erosion. The amount of gravel remaining is controlled by local-scale factors, including water depth and discharge over the spawning bed. Furthermore, spawning beds built directly at lake outlets retain more gravel. Generally, more gravel was eroded from spawning beds restored solely with the Hartijokki method, compared to those where external gravel was added.

We encourage future restoration efforts to extend beyond spawning bed construction by maximizing the erosion of natural gravel sources into rivers - for example, by diverting river flow against hillslopes or eroding outer banks. Large scale gravel augmentation should also be considered, allowing the river to perform the grain-size sorting naturally, which the Hartijokki method aims to mimic through a labour-intensive process. Additionally, we recommend adding roughness elements, especially large wood jams, which can create natural gravel traps. Finally, restoring connectivity along the river corridor for both fish and sediment transport remains a long-term goal for recovery of endangered salmonid populations.

Människan har påverkat vattendrag på många sätt, genom dammbyggen, förändringar i flödesregimen, kanalisering och föroreningar. Dessa ingrepp har ofta haft negativa konsekvenser för den biologiska mångfalden. Sötvattensmiljöer hör idag till de mest hotade ekosystemen globalt, med de högsta dokumenterade förlusterna av arter

(Strayer & Dudgeon, 2010). Sötvattensfiskar är särskilt utsatta där en tredjedel av arterna riskerar att försvinna. Friska fiskbestånd i sötvatten bidrar med viktiga ekosystemtjänster. Ungefär 35% av vuxna i Sverige fiskar på fritiden (Appelblad, 2001), och fisketurism är en av landets största naturturismnäringar. Fisken har också stor betydelse för ekosystemets funktion. Exempelvis möjliggör laxens och vissa öringars vandring mellan hav och vattendrag en större utspridning av den hotade flodpärlmusslan (*Margaritifera margaritifera*) (Erkinaro, 2023).

Fiskbestånd hotas av flera faktorer: habitatförlust, föroreningar, reglerade flöden, överfiske och invasiva arter. Diadroma fiskar, de som vandrar mellan hav och vattendrag, påverkas dessutom av överfiske till havs och försämrade marina livsmiljöer (Waldman & Quinn, 2022). Dammar och vandringshinder försvårar dessutom tillgången till lek- och uppväxtområden i inlandet. Även om många faktorer påverkar diadroma fiskar utgör bristen på lämpliga lekområden ofta en flaskhals för bestånden (Louhi et al., 2008; Taylor et al., 2019). Mänsklig omformning av vattendrag har lett till att lämpliga lekbottnar blivit en bristvara (Wheaton et al., 2004). Kanaliseringen av vattendrag till en enda fåra har inte bara isolerat lekområden i sidofåror och strandzoner utan också koncentrerat flödesenergin vilket lett till erosion av tillgängligt lekgrus. Att säkerställa tillgången till lämpliga lekområden är därför en central del i restaurering av vattendrag.

Vid leken gräver honan en grop (en så kallad redd) med hjälp av stjärten i lekbotten. Hon lägger äggen i gropen och täcker dem med grus. För att fungera som lekområde måste substratet ha egenskaper som överensstämmer med artens ekologiska nisch och den fysiska miljön. Gruset ska skydda äggen mot erosion vid höga flöden, mot rovdjur och mot extrema temperaturer. Därför måste substratstorlek, vattendjup och flödes hastighet anpassas till artens krav (Taylor et al., 2019) och upprätthållas tills ynglen lämnar gropen. Optimala egenskaper för lek varierar mellan arter och individer. Generellt ökar kraven på substratstorlek, djup och flödes hastighet med fiskens storlek. För lax och öring är ett lämpligt spann för lekgrus 10–50 mm (Degerman & Näslund, 2021; Tabell 1). Hyporheiskt vattenflöde genom gruset är också avgörande – det förser äggen med syre och gör det möjligt för ynglen att ta sig upp ur lekbotten. Finmaterial (< 2 mm) kan begränsa detta flöde och bör helst utgöra mindre än 10 % av substratets massa.

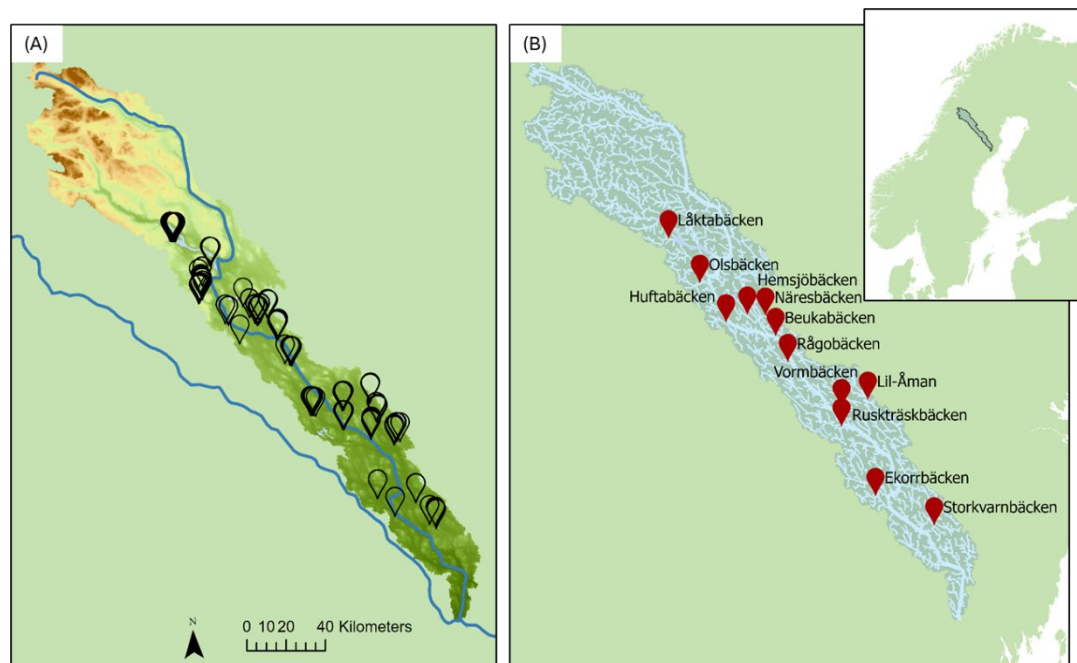
Tabell 1. Optimala förhållanden för lekbottnar hos lax och öring. Från Degerman & Näslund, (2021).

Vattendjup (m)	Vattenhastighet (m/s)	Dominerande substrat (mm, diameter)	Andel (vikt %) fint (<2mm) material
0,1–0,7	0,2–0,5 (-0,6)	10–50 (-80)	<10%

Restaurering av lekområden i Vindelälvens avrinningsområde

Vindelälven är ett stort vattendrag i norra Sverige som rinner 450 km innan den mynnar i Umeälven, cirka 30 km från Bottenviken (Figur 1). Avrinningsområdet omfattar 12 650 km² och har ett medelflöde på 190 m³/s (Hellström *et al.*, 2019). År 1993 klassades Vindelälven som nationalälv och har därmed, till skillnad från många andra älvar i regionen, förblivit fri från vattenkraftsutbyggnad. Älven har därigenom blivit en symbol för värdet av fritt strömmande vattendrag. Trots detta begränsar Stornorrfors kraftverk i Umeälven, nedströms mynningen med Vindelälven, fiskens möjlighet att vandra upp i Vindelälvens system.

Flera fiskarter har särskild betydelse i älven idag. Harr är viktig för fritidsfisket, medan öring förekommer också i avrinningsområdet. I källområdena finns röding i djupa och kalla sjöar. Atlantlax förekom tidigare i stor omfattning, men vandringsen av anadroma fisker begränsas numera delvis av Stornorrfors kraftverk (Hellström *et al.*, 2019).



Figur 1. Vindelälven rinner genom Västerbotten i norra Sverige och rinner 450 kilometer från norska gränsen till mynningen med Umeälven strax före Bottenviken. Punkter visar de undersökningsplatser som behandlas i denna rapport. (A) Mer än 299 lekbottnar undersöktes av Ume/Vindelälvens Fiskeråd. (B) Tolv vattendragssträckor undersöktes mer detaljerat genom riktade fältstudier av Umeå universitet.

Liksom andra älvar i norra Sverige har Vindelälven kraftigt påverkats av flottning där nära 100 % av de brantare sträckorna rensades (Nilsson *et al.*, 2005; Törnlund & Östlund, 2002). Rensningarna innebar att block och död ved togs bort, fåran rätades och sidofårar stängdes av. Resultatet blev att älvens energi koncentrerades till en smal och rak fåra vilket ökade flödes hastigheten och spolade bort grus till sjöar och lugnflytande områden längre ned i systemet.

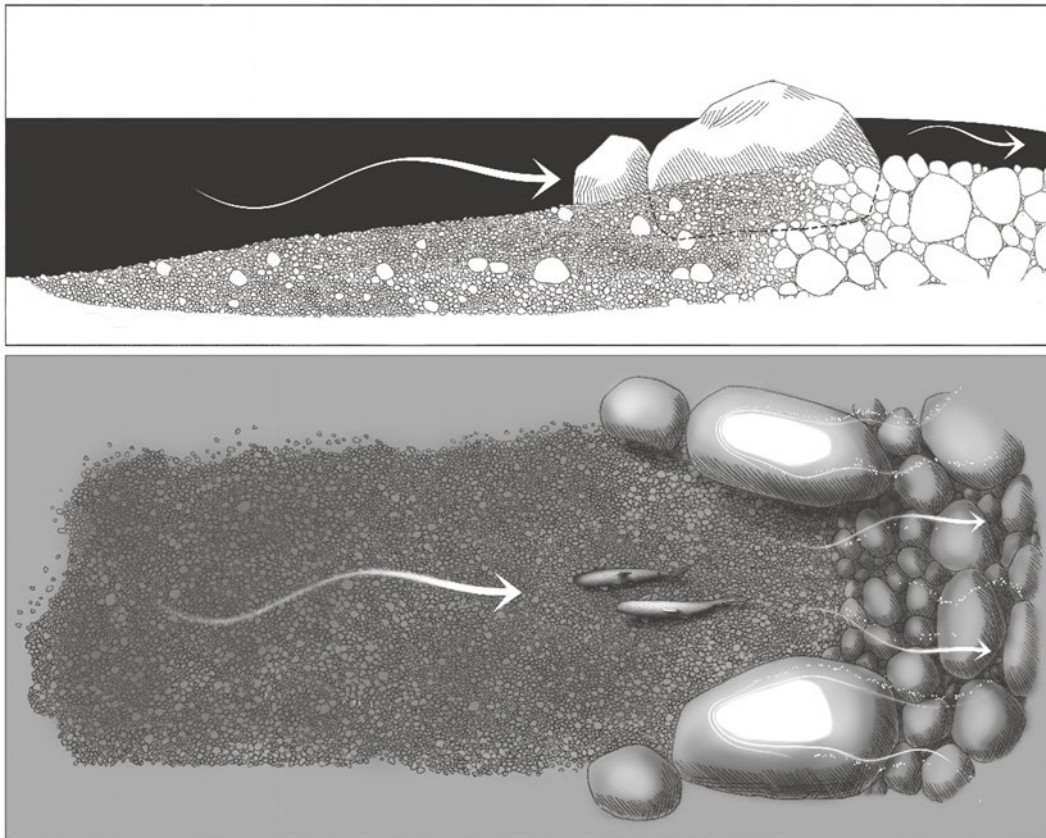
I norra Sverige är lämpliga lekområden särskilt sällsynta. Det paraglaciale landskapet innehåller naturligt låga mängder sediment i rätt storlek. Dessutom bryts vattendragen av sjöar och sel som fungerar som sedimentfällor, vilket begränsar sedimentens transport från fjäll till kust (Polvi & Lind, 2025). Därför utgör bristen på lämpliga lekbottnar en flaskhals för laxartade fiskar i Vindelälvens avrinningsområde – och i norra Sverige generellt.

Mellan 2002 och 2015 genomfördes omfattande restaureringsinsatser i Vindelälvens biflöden. Arbetet omfattade både återställning av fårans struktur och komplexitet (Polvi *et al.*, 2014) samt restaurering av lekområden. Lekbottnar har anlagts med befintligt grus på plats eller genom tillförsel av externt grus. Ofta placeras styrblock i en hästskoformad struktur, uppdelad i flera "båsar" (Figur 2; Figur 3a). Syftet är att hålla kvar lekgruset samtidigt som finare partiklar tillåts spolas bort.

I denna rapport skiljer vi mellan tre typer av restaurering:

1. **Hartijokki (H)** – Utvecklad av Nilivaara Sportfiskeklubb. Metoden innebär att grus samlas in från omgivande botten och sorteras manuellt med handverktyg för att lossa materialet och avlägsna för grova eller för fina fraktioner (Figur 3b; Palm *et al.*, 2006). Gruset placeras sedan på platser som anses ha god stabilitet och lämpliga lekförhållanden, ofta inom en hästskoformad struktur som även förbättrar hyporheiskt flöde.
2. **Externt grus (E)** – På många platser saknas grus i rätt storlek, vilket kräver tillförsel av externt material inom det optimala storleksintervallet (Tabell 1).
3. **Kombination (K)** – Externt grus tillförs och bearbetas därefter med Hartijokki-metoden.

Anläggning av lekbottnar har skett som en del av bredare restaureringsinsatser i Vindelälvens biflöden. Dessa har inkluderat borttagning av flottledsstrukturer som vallar, breddning av fåran, återkoppling av tidigare sidofårar samt tillförsel av död ved och stora mängder grovt material (särskilt block) för att höja bottenivån, öka vattenståndet och återställa förlorat grovt material som block. Lekbottnar placeras vanligtvis i nedströmsändan av djuphålur, som antingen finns naturligt eller skapas under restaureringen (Figur 3c). Bottnar som anläggs vid sjöutlopp har visat sig särskilt effektiva, både för att motverka erosion och som funktionella lekområden (Figur 3d).



Figur 2. Utformning av restaurerade lekbottnar. Lekbottnarna formas med hjälp av block och styrenstenar som delar upp ytan i bås, varefter mitten fylls med grus. Illustrationer: Elin Bäckström, Länsstyrelsen Västerbotten.

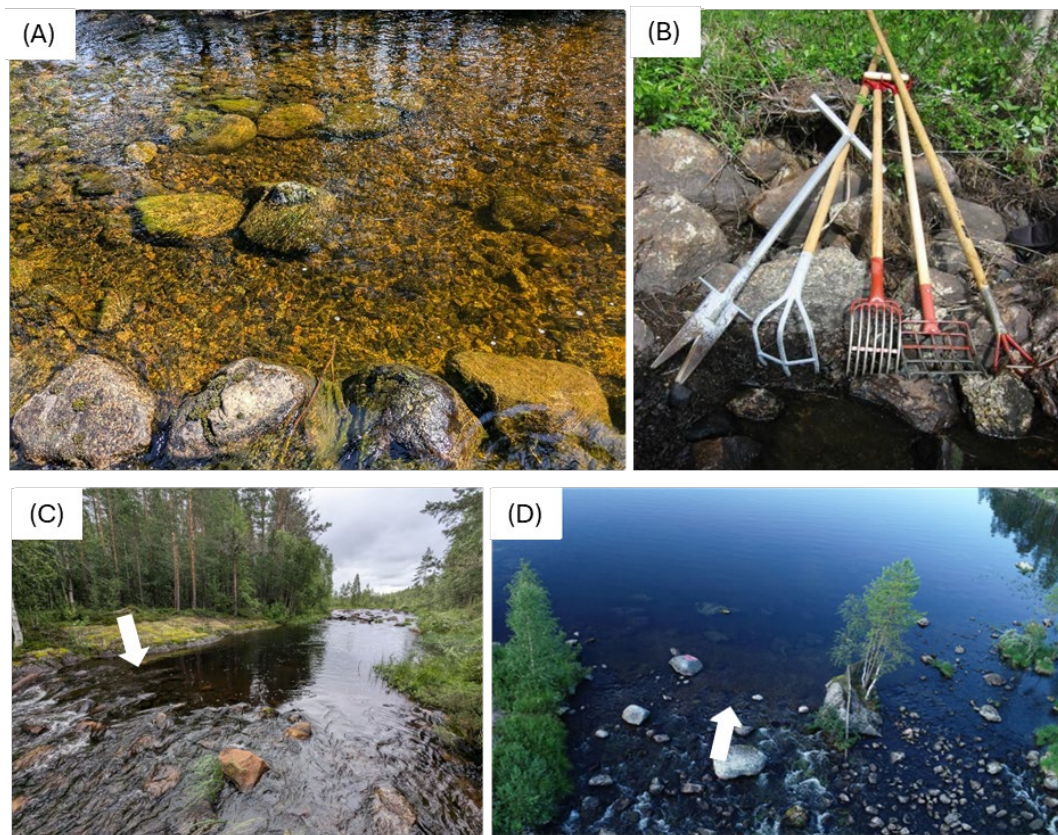
Trots omfattande investeringar i restaurering av lekområden i Vindelälvens avrinningsområde och andra svenska vattendrag finns det farhågor kring åtgärdernas långsiktiga hållbarhet. Internationellt har restaurering av lekbottnar ofta fokuserat på att skapa optimala förhållanden för lek, men utan att ta hänsyn till de hydrologiska och geomorfologiska processer som naturligt bildar och upprätthåller dessa miljöer (Wheaton *et al.*, 2004). De konstruerade lekbottnarna stabiliseras ofta på plats, trots att landformerna de efterliknar i naturen är dynamiska och förändras över tid. Utan återställning av naturliga processer, som transport av grus, riskerar lekbottnarna att antingen täppas igen av finmaterial (Kondolf *et al.*, 2008) eller eroderas bort av flödet. Därför ifrågasätts hållbarheten i denna typ av restaurering som bygger på fasta strukturer.

Inom vattendragsrestaurering växer det fram ett processbaserat synsätt där målet är att återställa de fysiska, hydrologiska och ekologiska processerna som naturligt skapar och bibehåller livsmiljöer – snarare än att konstruera själva livsmiljöerna (Beechie *et al.*, 2010). Anläggning av lekbottnar står i kontrast till detta synsätt särskilt eftersom de strukturer som byggts i Vindelälvens biflöden inte efterliknar några naturliga landformer i dessa system. Trots detta kan de konstruerade lekbottnarna utgöra en viktig resurs för lekande fiskar – förutsatt att de fungerar och kan bibehållas över tid. För att förbättra effektiviteten och hållbarheten i dessa åtgärder på avrinningsområdesnivå är det därför avgörande att anpassa restaureringen av lekområden till de hydrologiska och geomorfologiska processer som formar vattendraget.

Syfte och mål

Detta projekt syftar till att utvärdera effektiviteten och hållbarheten av restaurering och förstärkning av lekbottnar i Vindelälvens avrinningsområde samt att ge rekommendationer för framtida förvaltning. Projektet har tre huvudsakliga mål:

1. Utvärdera tillståndet av restaurerade lekbottnar i hela Vindelälvens avrinningsområde.
2. Undersöka faktorer på avrinningsområdes-, sträck- och lekbottennivå som styr grusets rörlighet, för att förstå hur restaureringsåtgärder kan optimeras.
3. Ge rekommendationer för framtida restaurering av lekbottnar, med hänsyn till landskapets förutsättningar i norra Sverige



Figur 3. Bilder från restaurering av lekbottnar. (A) Exempel från Storkvarnbäcken där styrstenar delar upp lekbotten i två bås. (B) Verktyg som används i Hartijokki-metoden för att säkerställa att endast grus i optimal storlek för lek kvarstår. (C) Lekbottnar anläggs vanligtvis i nedströmsänden av djuphål (bild: Näresbäcken) och, där det är möjligt, (D) direkt vid sjöutlopp (bild: Hemsjöbäcken). Foton: A, C och D – Richard Mason; B – Daniel Holmqvist.

Metod

Avrinningsområdesanalys

Sedan 2018 har Ume/Vindelälvens Fiskerådet (FAB) genomfört uppföljning av tidigare anlagda lekbottnar för att utvärdera deras tillstånd. I denna avrinningsområdesanalys kombinerades Fiskerådets fältdata med fjärranalys för att bedöma både lekbottnarnas tillstånd och faktorer som påverkar deras långsiktiga hållbarhet i hela Vindelälvens avrinningsområde. Totalt granskades 299 lekbottnar, fördelade över 25 biflöden till Vindelälven.

Fiskerådets bedömning av lekbottnar

Fiskerådet samlade in data från över 25 biflöden som restaurerades mellan 5 och 19 år sedan. För varje lekbotten uppskattades andelen kvarvarande grus visuellt i intervall om 25 % (0, 25, 50, 75 eller 100; Tabell 3a). En expertbedömning gjordes av om lekbotten bedömdes fungera och registrerades som ja, nej eller kanske (Tabell 3a). Flera miljöparametrar uppskattades visuellt, inklusive vattendjup över lekbotten och egenskaper hos det omgivande hydrauliska habitatet. Dessutom noterades avstånden till närmaste sjö eller permanent lugnflytande parti (sel) uppströms om lekbotten.

Sedan kontrollerades datakvaliteten. Koordinaterna granskades och eventuella avvikande platser (till exempel utanför vattendrag) justerades eller togs bort. När andelen kvarvarande grus avvek från 25 %-intervall avrundades värdet till närmaste intervall (till exempel. 90 % blev 100 %). I vissa fall där variabler saknades kunde man tolka dem från fältanteckningarna. Detta gällde särskilt för helt eroderade lekbottnar, där anteckningar som "sökta men inga spår av lekbotten" tolkades som 0% kvarvarande grus och funktion som 'nej'. Habitattyp förenklades till tre kategorier: fors (inkl. fors och fors med vitvatten), strömmande och lugn (inkl. sjö, sele och lugnt). Saknade värden för avstånd till sjö kompletterades genom manuell mätning längs bäckens mittenfåra i Google Earth.

Fjärranalys

Avrinningsområdets storlek användes som proxy för vattendragets flöde, och därmed som en komponent i den fluviala energi som kan transportera grus. Avrinningsområdena beräknades individuellt för varje lekbotten med hjälp av digitala höjdmodeller (DEM) med 50 meter upplösning (SLU, 2020) i ArcGIS Pro. För ett urval av platser (64 lekbottnar i 11 vattendrag) togs även mått på lokal lutning och vattendragsbredd. Lutningen är en nyckelfaktor för sedimenttransport, medan bredden avgör hur energin fördelas. Vattendragsbredd mättes i Google Earth med satellitbilder. Lutningen beräknades med en högupplöst 2 meters DEM (SLU, 2019) längs en cirka 100 meter lång sträcka med liknande morfologi.

Tabell 2. Detaljer om biflöden och anlagda lekbottnar som undersökts i denna rapport.

Detaljer per biflöde till Vindeälven						Medelvärden per biflöde				
Biflöde	Restaureringsår	Undersökningsår	Tidsintervall (år)	Metod*	Undersökta lekbottnar	Undersökta lekbås	Kvarvarande grus (%)	Avstånd till sjö (km)	Avrinningsområde (km ²)	Vattendjup (m)
Olsbäcken	2010	2022	12	K,E	4	2	56	2,88	181	0,4
Abmobäcken	2011	2022	11	K	1	4	50	0,02	64	0,6
Hemsjöbäcken	2015	2022	7	K	6	4	71	0,02	89	0,4
Sandsjöbäcken	2011	2022	11	E	2	2	50	0,02	34	0,4
Näresbäcken	2014	2022	8	H	14	4	79	0,32	45	0,3
Huftabäcken	2008	2022	14	H	9	3	24	0,96	66	0,4
Akerbäcken	2012	2022	10	H	3	3	58	0,04	38	0,4
Harrträskbäcken	2007/2008	2022	14/15	H	24	2	27	0,55	24	0,2
Sikträskån	2006	2023	17	H	6	1	17	2,42	234	0,4
Lill-Åman	2007	2023	16	H	8	2	50	0,68	148	0,3
Vormbäcken	2011	2023	12	H	14	4	58	1,15	286	0,3
Beukabäcken	2016	2021	5	H,K,E	40	3	63	1,15	52	0,8
Låktabäcken	2010	2019	9	H	38	2	18	0,71	71	0,5
Staggträskbäcken	2014	2020	6	H	13	3	64	0,07	145	0,6
Joppträskbäcken	2013	2021	8	E	9	1	42	0,29	31	0,4
Ruskträskbäcken	2006/2015	2020	5/14	K,E	15	3	62	0,38	325	1,1
Ekorrbäcken	2011	2021	10	H	5	2	58	0,11	72	0,4
Rågobäcken	2003/2010	2020	10/17	H,K,E	12	3	40	0,31	58	0,8
Hjuksån	2010	2020	10	E	3	2	5	0,10	318	0,5
Stenträskbäcken	2013	2021	8	E	6	3	67	0,12	56	0,3
Storkvarnbäcken	2009/2010/2011	2020	9/10/11	E	14	3	85	0,00	49	0,4
Nackbäcken	2011	2024	13	H	15	3	50	0,91	79	0,5
Mösupbäcken	2006/2010	2024	14/18	E,H	14	3	61	1,11	45	0,3
Månsträskån	2014	2024	10	E	11	2	16	4,05	114	0,5
Manjaurån	2005/2014	2024	10/19	E,H	13	2	17	0,57	414	0,6

*Metod som användes för anläggning av lekbottnar; E = externt grus tillfört, H =Hartijokki-metoden, K =kombination

Riktade undersökningar av vattendragssträckor

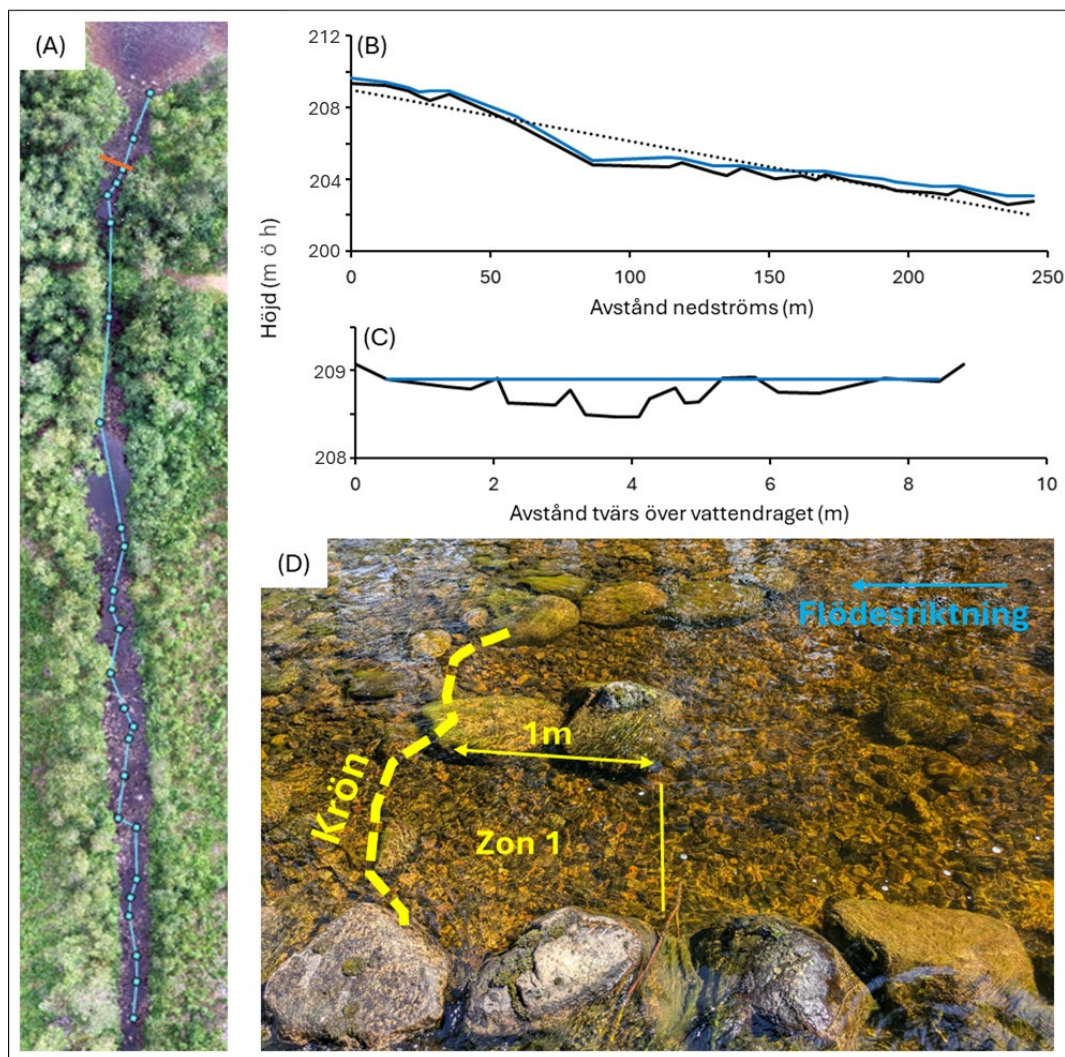
Utöver Fiskerådets uppföljning genomförde Umeå universitet detaljerade undersökningar på ett mindre urval av platser för att mäta både lekbottenars kvalitet och hydromorfologiska variabler. Syftet var att förstå lokala faktorer som påverkar lekbottenars hållbarhet. Tolv vattendragssträckor valdes ut för att täcka in en geografisk spridning (från källflöden till nedre delar) samt variation i sträckornas egenskaper (till exempel avrinningsområdets storlek, restaureringsår och metod). De undersökta sträckorna varierade i längd mellan 93 och 244 meter.

Flygbildstagning och bildbehandling

Flygbilder togs med en DJI Phantom Pro UAV (kamera FC6310R, 8,8 mm brännvidd, 20 MP sensor). De flesta platserna flögs med en dubbel rutnätsöverflygning med 80% överlapp och en vinkel på 60 grader. På vissa platser genomfördes flygningen manuellt. Flyghöjden varierade mellan 30 och 70 meter beroende på trädhöjden. För att öka upplösningen på ortofotona togs extra bilder i lodrät vinkel över fåran på lägre höjd. Kontrollpunkter placerades i fält och mättes in med en RTK-GPS. Bildbehandlingen genomfördes i Agisoft Metashape Professional för att skapa ortomosaiker. Ortomosaiker användes för att beräkna en grovhetsindex för varje lekbottenbås. Vi inkluderade alla strukturer (block eller död ved) som stack upp över vattenytan inom en 1 meter buffert längs båsens thalweg, från 6 meter uppströms till 1 meter nedströms lekbottenens krön.

Topografiska och hydrologiska mätningar

En RTK-GPS användes för att mäta vattendragets längdprofil och vattendjup längs fårans djupaste del (thalweg; Figur 4a och b). Lutningen beräknades genom en linjär regression av bottenhöjden mot avstånd nedströms. En tvärprofil mättes på en plats inom varje sträcka (Figur 4c). Vattenhastighet mättes med en elektromagnetisk flödesmätare vid 60% av djupet på jämna intervaller över fåran. Tvärsnittsarean beräknades både för det aktuella vattenståndet och nivån vid bankfulla flödet. För det förstnämnda multiplicerades arean med medelhastigheten för att beräkna flödet. Den våta och den bankfulla bredden bestämdes från tvärprofilen.



Figur 4. Fältmetodik för riktade sträckundersökningar. (A) Flygbilder samlades in med en UAV och bearbetades till ortomosaiker. (B) En längdprofil mättes med RTK-GPS längs vattendragets thalweg för att beräkna lutning (visas även i blått i A). (C) Tvärsnittsgeometri mättes för att bestämma bredd och tvärsnittsarea (visas även i orange i A). Vattenhastighet mättes i detta snitt för att beräkna flöde. (D) För varje uppmätt lekbottnen identifierades enskilda bås. De flesta mätningar genomfördes i zon 1, från krönet till 1 meter uppströms.

Lekbottensundersökningar

I varje undersökt sträcka mättes lekgrusets kvalitet och lokala hydromorfologiska förhållanden för tre lekbottnar. En inledande kvalitativ bedömning i fält användes för att avgöra variationen i gruskvalitet mellan båsen i varje lekbottnen. Om alla bås hade likvärdig kvalitet mättes det mellersta båset. Vid varierad kvalitet mättes både det bästa och det sämsta båset. Om styrblock och grus helt saknades, togs mätningar vid GPS-punkten för lekbottnen.

Huvudmålet för gruskvalitet var ett prov taget 1 meter uppströms båsets krön (Zon 1; Figur 4d). Sedimentet våtsällades i halva φ -intervall ned till 2 mm. Varje fraktions vikt omräknades till procentandel av totalprovet. Fyra viktiga mått beräknades (Tabell 3): (1) *Lekgrus* (%): andel fraktioner grus mellan 11,2 och 45 mm, (2) *Finmaterial* (%): andel fraktioner finmaterial < 2 mm; (3) *Grovmaterial* (%): andel

fraktioner grovmaterial > 64 mm, (4) D_{50} : median bottensubstrat storlek som beskriver hela bottensubstratens storleksfördelningen.

Grusdjupet uppskattades på tre punkter inom båset, med 1 meters mellanrum, från 1 meter uppströms krönet och uppåt. En 12 mm metallstav trycktes ned i botten fram tills större partiklar stoppade rörelsen. Samma person utförde alla mätningar för att säkerställa jämn kraftanvändning. Vattenhastighet mättes också i Zon 1. Specifikt flöde för varje bås beräknades som djup $\times$ hastighet. Detta delades med totalflödet för att uppskatta andelen som passerade genom båset. Skjuvspänningen på sträcknivå beräknades som:

$$\tau = \rho \cdot g \cdot h \cdot S$$

där $\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$, $g = 9,81 \text{ m/s}^2$, h = vattendjup (m), och S = lutning (m/m).

Mätningarna vid de flesta platserna genomfördes med en RTK-GPS (Emlid Reach 2), enligt beskrivningen ovan. Vid en plats krävde dock att en totalstation (Trimble S6) användes pga brist på nätverkssignal. Dessa punkter georefererades i efterhand med hjälp av sex kontrollpunkter från RTK-GPS-mätningar.

Tabell 3. Beskrivningar av mått på lekgrusets tillstånd som används i denna rapport.

Mått	Beskrivning	Tolkning
(A) Ume/Vindelälvens Fiskeråd		
Kvarvarande grus (0, 25, 50, 75, 100 %)	Kvalitativ uppskattning av hur stor andel av lekgruset som finns kvar i lekbottnen	Indikation på erosion av lekgrus
Funktion (ja, nej, kanske)	Expertbedömning av fiskbiolog om lekbottnen fortfarande fungerar för lek	Indikation på bibehållen eller förlorad funktion
(B) Riktade sträckundersökningar av Umeå universitet		
Lekgrus (%)	Andel av sedimentprovet med kornstorlek 11,2–45 mm (viktprocent)	Mått på tillgång av lämplig lekgrus
Finmaterial (%)	Andel av provet < 2 mm	Finmaterial kan orsaka igensättning och minska syreflödet genom gruset, vilket påverkar kläckning negativt
Grovmaterial (%)	Andel av provet > 64 mm	Grova partiklar försvårar grävning av grop och skyddar inte rommen effektivt
Bottensubstratens storlek D_{50} (mm)	50:e percentilen i kornstorleksfördelningen (50 % finare än detta värde)	Övergripande mått på sedimentets kornstorlek
Bottensubstratdjup (m)	Uppskattning av djupet på lämpligt lekgrus genom nedslag av stång i botten	Indikation på mängden kvarvarande lekgrus

Statistisk analys

För att utvärdera hur Fiskerådets data och fjärranalysparametrar påverkar kvarvarande grus användes en Cumulative Link Mixed Model (CLMM) med logit-länk (eftersom kvarvarande grus är en ordnad kategorisk variabel; Christensen, 2023). Modellen testade sambandet mellan avrinningsområdets storlek, djup, avstånd till sjö och habitattyp samt deras interaktioner. Vattendrag och tid mellan restaurering och uppföljning inkluderades som slumpmässiga faktorer. Ett Brant-test (Schlegel & Steenbergen, 2020) användes för att kontrollera regressionsantaganden. Multikollinearitet kontrollerades med Variance Inflation Factor (alla VIF < 1,5; Fox & Weisberg, 2019). På grund av saknade värden omfattade analysen 250 av de totalt 299 uppmätta lekbottnar. En separat CLMM byggdes för ett delurval (64 lekbottnar) där även lutning och bredd ingick. ANOVA följt av Tukey HSD användes för att testa effekten av restaureringsmetod (externt grus, Hartijokki eller kombination) och habitattyp (fors, lugn eller strömmande) på kvarvarande grus. Korrelationsdiagram användes för att identifiera icke-linjära samband, tröskelvärden och avvikare. Vi tog också bort avvikande värden (djup över 1 meter och avrinningsområden över 330 km²) och körde CLMM på nytt. Hypotesen att lekbottnar vid sjöutlopp påverkas mindre av grustransport testades med Mann-Whitney U-test, där lekbottnar inom 20 meter från sjöutlopp klassificerades som 'nära' och övriga som 'långt ifrån'. Totalt undersöktes 44 bås i de riktade-studiesträckorna. Två uteslöts då de senare identifierades som naturliga lekbottnar. Sambanden mellan variabler testades med Pearsons korrelationstest. Eftersom datapunkterna inte är helt oberoende eftersom många lekbottnar ligger i samma biflöden färgkodades datapunkterna i rapportens figurer efter vattendrag för att visa detta. Alla analyser genomfördes i R version 4.4.0 (R Core Team, 2024).

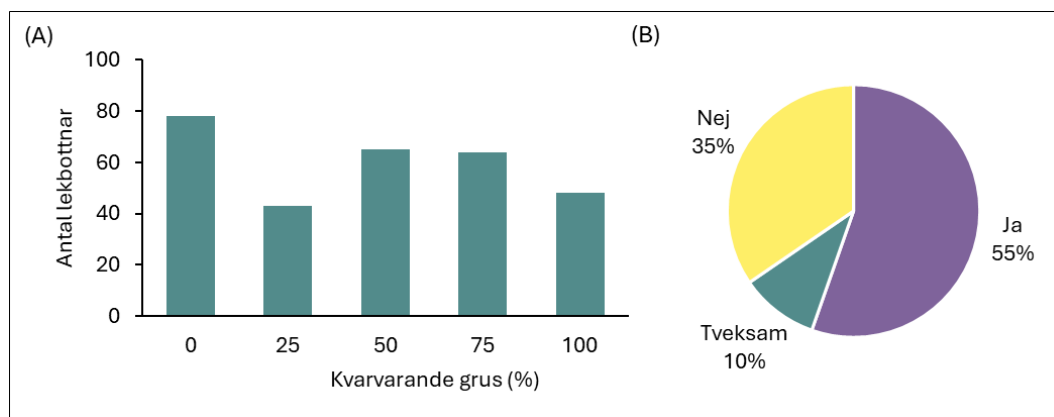
Resultat

Bedömning av lekgrusets tillstånd

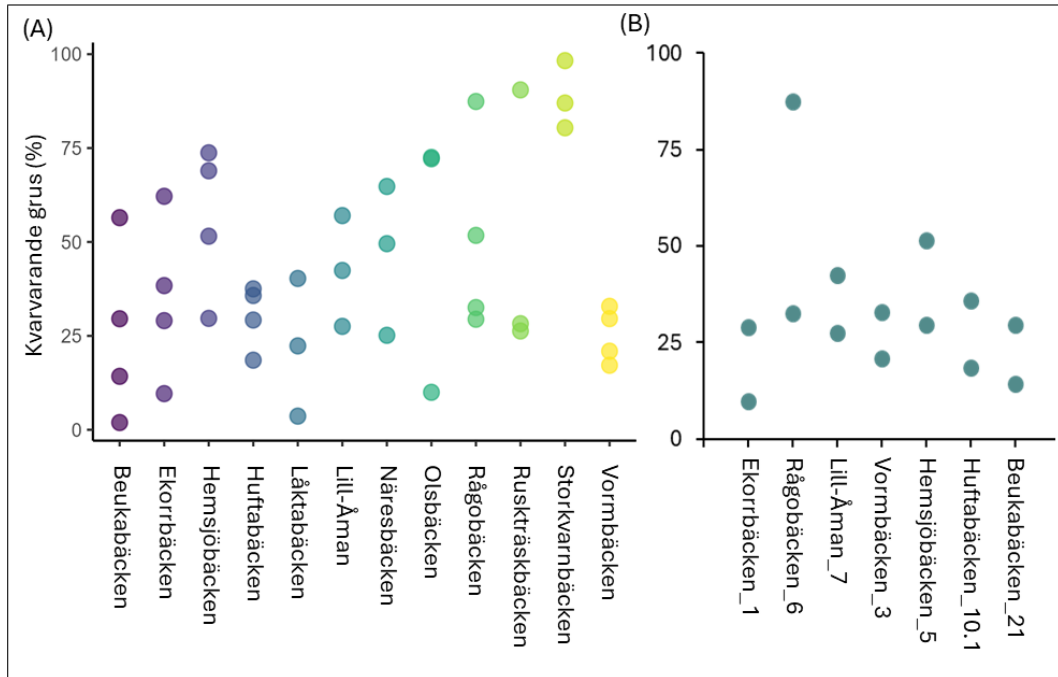
Bland de 299 lekbottnar som undersöktes av Fiskerådet var den genomsnittliga andelen kvarvarande grus 46,75%. Totalt hade 78 lekbottnar 0% kvarvarande grus, medan 48 hade 100% (Figur 5a). Sammanlagt bedömdes 55% av platserna att fungera som lekområden medan 35% inte bedömdes att kunna fungera (Figur 5b). Analysen visar också att lekgrusets tillstånd försämras med ökande tidsintervall mellan restaurering och uppföljning (Figur B1). I de riktade sträckundersökningarna bedömdes lekgrus kvaliteten individuellt för varje bås, snarare än på lekbottennivå. Det fanns stor variation i andelen lekgrus mellan bås inom samma vattendragssträcka (Figur 6a), liksom mellan bås inom samma lekbotten (Figur 6b).

Det fanns ett måttligt samband mellan andelen lekgrus i de riktade undersökningarna och andelen kvarvarande grus enligt Fiskerådets bedömningar (Figur 7a). En perfekt överensstämmelse förväntades inte av två skäl: (1) Fiskerådet bedömde hela lekbottnar, medan de riktade undersökningarna fokuserade på enskilda bås, där variationen kunde vara stor (Figur 6b), och (2) det kunde ha gått upp till fem år mellan Fiskerådets och de riktade undersökningarna, vilket kan ha påverkat tillståndet.

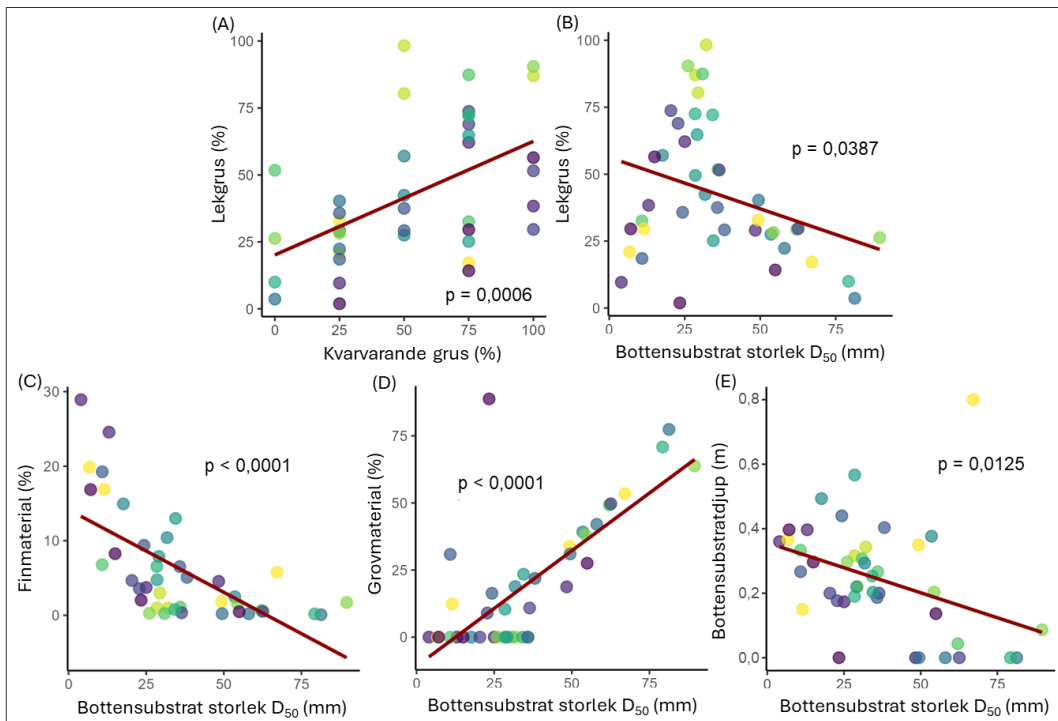
De högsta andelarna lekgrus återfanns vid en median bottensubstratsstorlek (D_{50}) av cirka 25 mm (Figur 7b). Andelen finmaterial minskade och grovmaterial ökade som förväntat med stigande högre värden av D_{50} (Figur 7c och d). Bottensubstratdjupet varierade men minskade generellt med stigande D_{50} (Figur 7e).



Figur 5. Tillstånd och funktion hos restaurerade lekbottnar enligt undersökningar från Ume/Vindelälvens Fiskeråd. (A) Andel kvarvarande lekgrus. (B) Expertbedömning av om lekbotten fortfarande fungerar som lekområde.



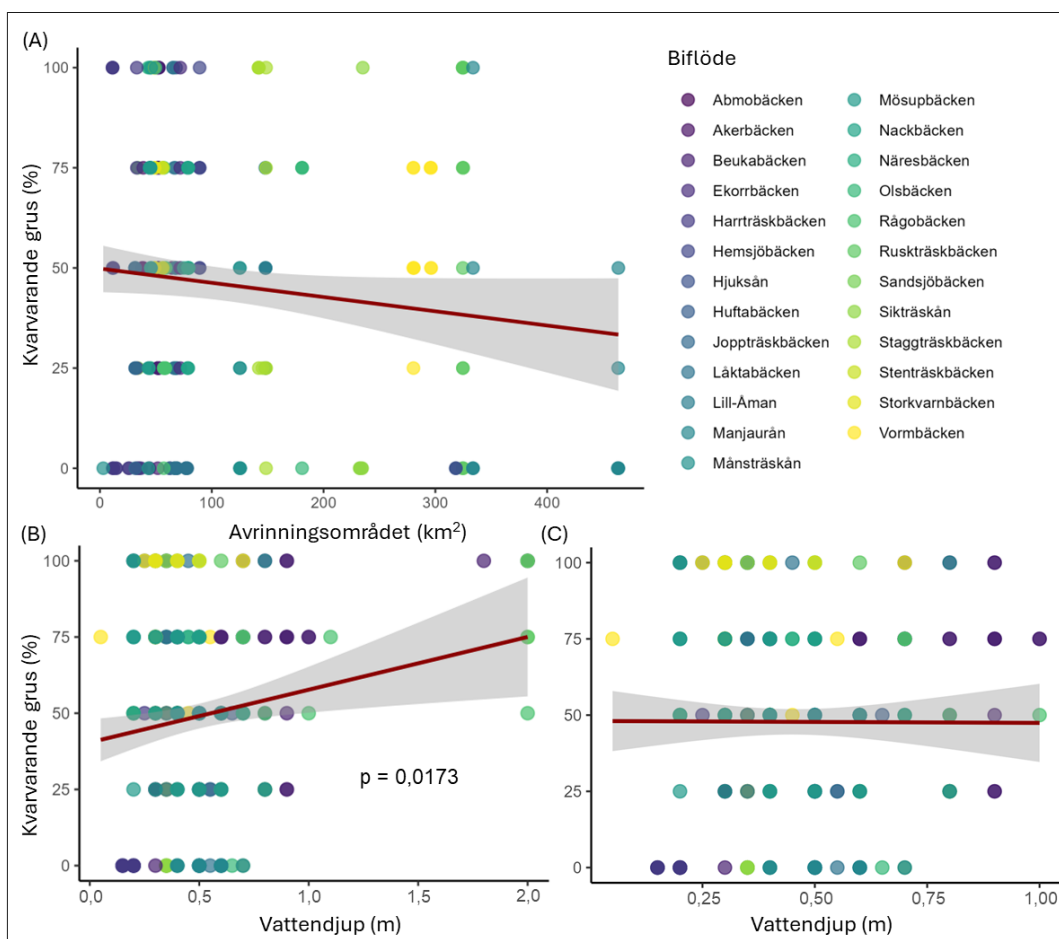
Figur 6. Bedömning av lekgrusens tillstånd i riktade sträckundersökningar. (A) Kvaliteten på lekgrus i samtliga undersökta båsen, grupperade per vattendrag, visar stor variation inom respektive vattendrag. (B) Lekgrus för varje lekbotten där flera bås undersöktes. Observera att dessa undersökningar utformades för att fånga hela spannet av variation på både vattendrags- och lekbottennivå, och därför inte speglar genomsnittliga eller "typiska" förhållanden.



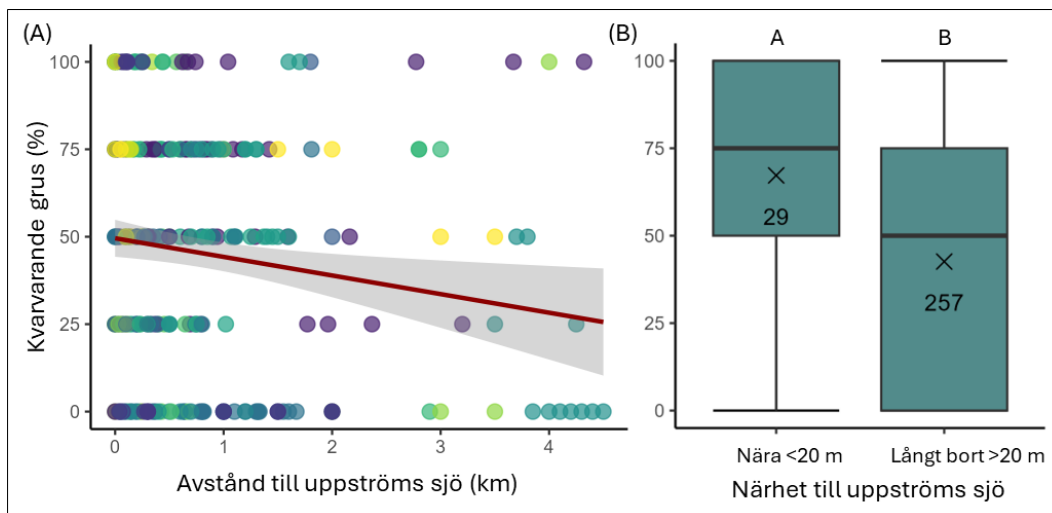
Figur 7. Samband mellan mått på lekgruskvalitet från Fiskerådet-undersökningar och riktade sträckundersökningar. P-värden avser Pearsons korrelationstest. Linjära trendlinjer visas för $P < 0,05$. Punkterna är färgkodade per vattendrag, se Figur 6.

Avrinningsområdesanalys

De variabler som mättes av Fiskerådet och via fjärranalys förklarade inte variationen i andelen kvarvarande grus mellan lekbottnar. Avrinningsområdets storlek hade ingen signifikant effekt ($p = 0,0707$; Figur 8a). Ett svagt negativt samband drevs av Manjaurån – det enda vattendraget med ett avrinningsområde $> 330 \text{ km}^2$. När detta vattendrag togs bort försvann sambandet ($p = 0,5070$). I den ursprungliga modellen var vattendjup en signifikant prediktor ($p = 0,0173$; Figur 8b), men detta drevs av fyra datapunkter med mycket stort djup (tre från samma vattendrag). När alla platser med djup > 1 meter ($n = 9$) togs bort – en rimlig övre gräns för lek hos laxfiskar (Tabell 1) – försvann sambandet (Figur 8c). Avstånd till uppströms sjö var inte signifikant i hela datamängden (Figur 9a), men lekbottnar nära sjöutlopp hade en signifikant högre andel kvarvarande grus (Figur 9b). Varken vattendragsbredd eller lutning var kopplade till grusmängd (Figur B2).

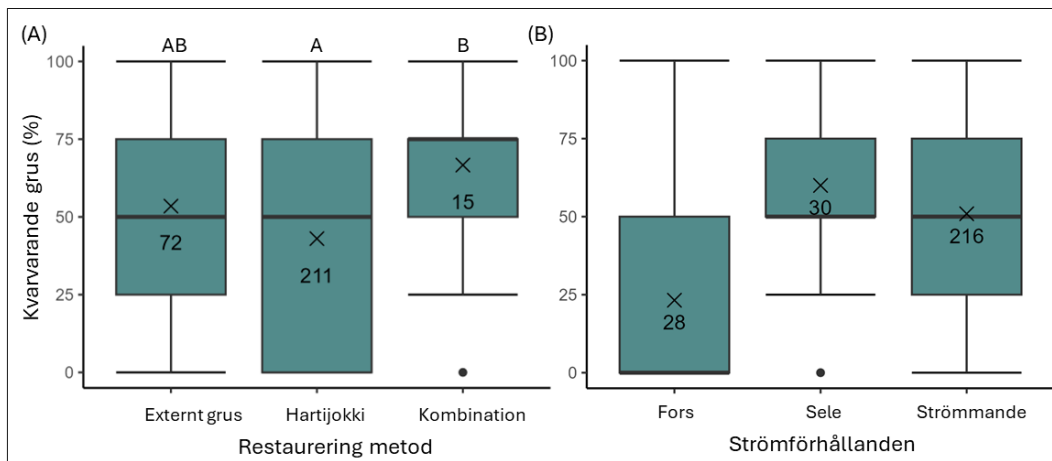


Figur 8. (A) Avrinningsområdesstorlek och vattendjup i relation till kvarvarande grus. Det fanns ett svagt negativt samband mellan avrinningsområdesstorlek och kvarvarande grus, men detta var inte signifikant och försvann när vattendraget med högst avrinningsområde togs bort. (B) Djupet visade ett signifikant samband med kvarvarande grus, men detta drevs av åtta lokaler med särskilt höga djup. (C) När djup över 1 meter uteslöts försvann sambandet.



Figur 9. Avstånd till uppströms sjö och dess påverkan på kvarvarande grus. Hypotesen var att lekbottnar vid sjöutlopp rör sig mindre eftersom vattendraget där är mindre instängt och flöden dämpas av sjön. (A) Minskningen av kvarvarande grus med stigande avstånd från en sjö var inte signifikant. (B) Lokaler närmare än 20 meter från en sjö hade dock signifikant mer kvarvarande grus än mer avlägsna platser (Mann-Whitney-test). Olika bokstäver markerar signifikanta skillnader; delade bokstäver innebär ingen skillnad. Punkter är färgkodade per vattendrag, se Figur 8.

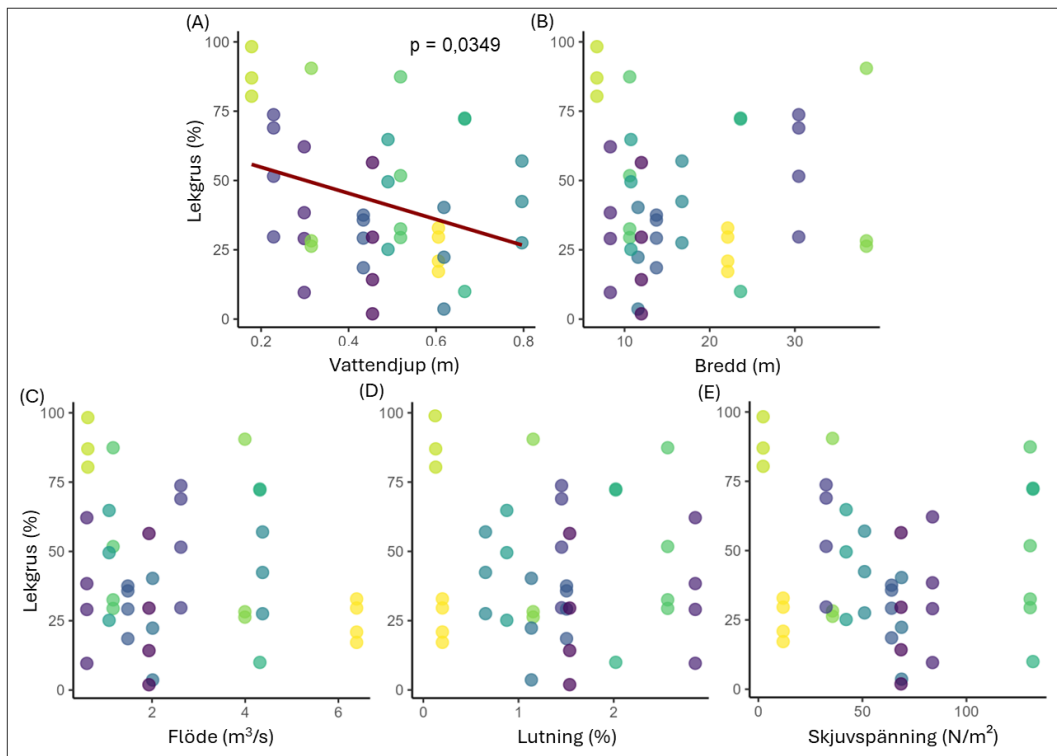
Både restaureringsmetod och habitattyp påverkade andelen kvarvarande grus (Figur 10). Kombinationsmetoden (externt grus och Hartijokki) gav högre andel kvarvarande grus än enbart Hartijokki-metoden (Figur 10a). Lekbottnar i forsar hade signifikant mindre kvarvarande grus än de i lugnflytande eller strömmande habitat (Figur 10b).



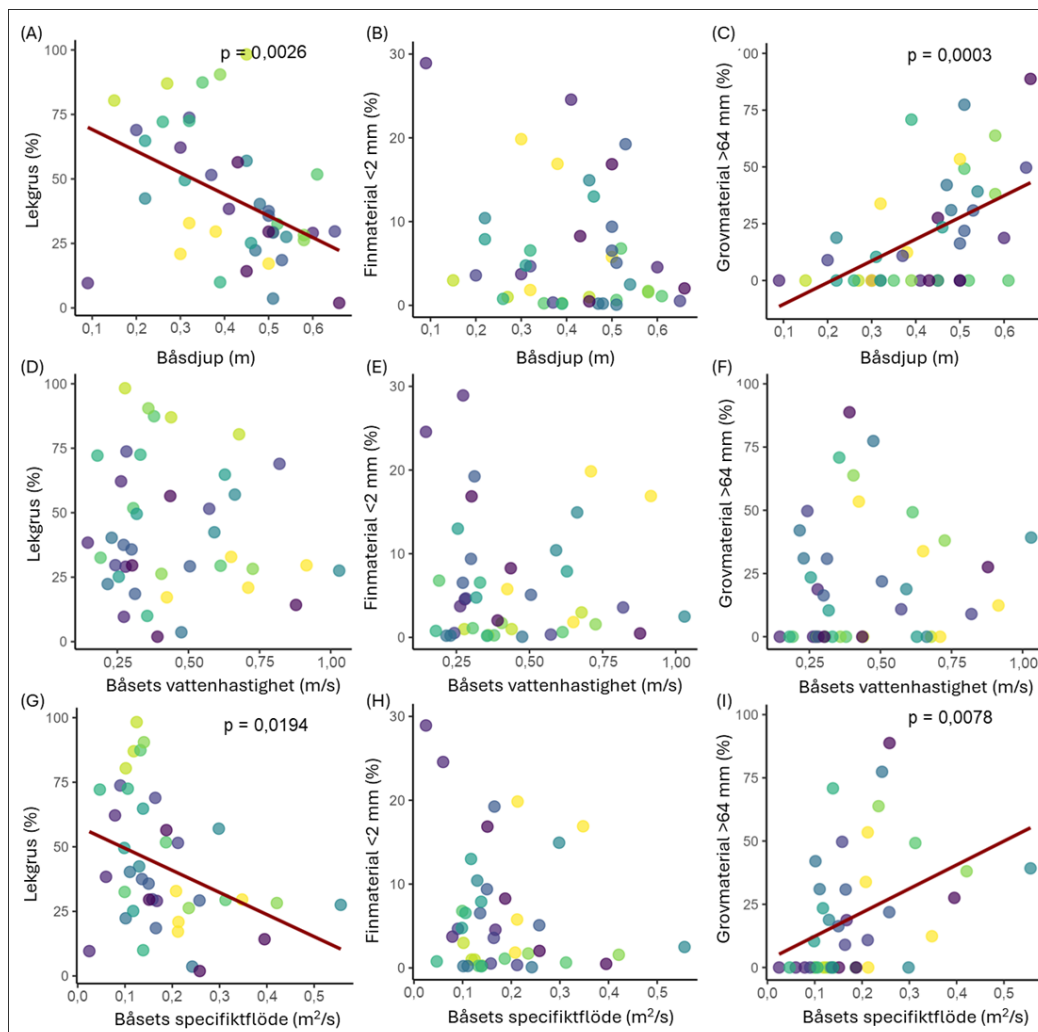
Figur 10. (A) Restaureringstypens påverkan på kvarvarande grus. Hartijokki-metoden hade signifikant mindre kvarvarande grus än kombinationen. (B) Lokala habitattypers påverkan på kvarvarande grus. Forsmiljöer hade signifikant mindre kvarvarande grus än lugnflytande och poolmiljöer. Statistisk signifikans anges med bokstäver enligt ANOVA följt av Tukey HSD post-hoc-test (olika bokstäver = signifikant skillnad; samma bokstav = ingen skillnad).

Riktade sträckundersökningar

På sträcknivå var djup den enda hydromorfologiska variabeln som kopplade till andelen lekgrus (Figur 11a). Bredd, flöde, lutning och skjuvspänning visade inga samband (Figur 11). På bås-nivå var två variabler kopplade till lekgrus-kvalitet, högre lekgrus-kvalitet förekom vid lägre bås-djup (Figur 12a och c). Djupet påverkade inte andelen finmaterial men visade ett samband med stigande andel grovmaterial (Figur 12b och c). Vattenhastighet visade inga samband med lekgrus, finmaterial eller grovmaterial (Figur 12d–f). Specifikt flöde i båsen var negativt kopplat till lekgrus-kvalitet (Figur 12g). Vid lågt specifikt flöde kunde lekgrusandelen vara både hög och låg, men vid högt flöde var den alltid låg. Samma mönster gällde för finmaterial, som var lågt vid högt specifikt flöde (Figur 12h). Specifikt flöde var positivt kopplat till andelen finmaterial (Figur 12i). Inga andra morfologiska eller hydrauliska egenskaper hos båsen visade samband med lekgrus-kvalitet (Figur B3).



Figur 11. Hydromorfologiska egenskaper på sträcknivå och deras påverkan på lekgrusets kvalitet. Endast vattendjup visade ett signifikant samband med andelen lekgrus. Punkter är färgkodade per vattendrag, se Figur 6.



Figur 12. Hydrauliska faktorer som kan styra lekgrusets kvalitet. Båsdjup och specifikt flöde var båda viktiga faktorer. Punkter är färgkodade per vattendrag, Se figur 6.

Diskussion

Lekgrusens tillstånd i Vindelälvens avrinningsområde

Vid vår bedömning av lekgrusens tillstånd i Vindelälvens avrinningsområde fann vi att ungefär hälften av det restaurerade gruset låg kvar i de konstruerade lekbottnarna, och att hälften av dessa fortfarande fungerade som lekområden för fisk (Figur 5). Totalt fungerade 165 av de 250 undersökta restaurerade lekbottnarna fortfarande upp till 19 år efter restaurering. Vissa bottenar hade 100% kvarvarande grus efter 19 år, medan andra hade förlorat allt grus och upphört att fungera redan efter fem år.

Restaurering av lekområden används globalt för att stödja fiskpopulationer. Hartijokki-metoden har visat goda resultat. Palm *et al.* (2007) visade att restaurering med Hartijokki-metoden i kombination med block ökade tätheten av öring, medan blocktillsats utan grus inte gav samma effekt. Även extern grustillsättning kan öka tätheten av laxfiskyngel (Scruton *et al.* 1997; Zeug *et al.*, 2013). Inom norra Sverige visade uppföljning av lekbottenar restaurerade inom ReBorN-projektet (LIFE15 NAT/SE/000892) att 55,7% användes av lekande fisk (Olofsson, 2020). Tillgången till grus är alltså avgörande för laxfisk, och där naturligt substrat saknas till följd av mänsklig påverkan kan grustillsättning gynna fiskpopulationer.

Restaurering av lekområden innebär en betydande arbets- och kostnadsinsats. Externt grus transporteras till många platser och placeras för hand enligt Hartijokki-metoden, med målet att förlänga lekbottnarnas funktionstid. Eftersom naturliga grustransportprocesser inte har återställts kräver bottenarna underhåll i form av krattning. För att öka effektiviteten och hållbarheten i framtida restaurering krävs därför förbättringar i hur lekbottenar förstärks.

Det största hotet mot hållbarheten av restaurerade lekbottenar var att partiklar transporterades bort, vilket lämnade kvar alltför grovt material. Samtidigt kan finmaterial vara ett större problem för lekframgång än tidigare antaget. I 21% av de undersökta båsen överskreds gränsvärdet på 10% finmaterial (<2 mm). I tre biflöden till Vindelälven fann Svensson (2012) att halten finmaterial var den viktigaste faktorn för öringens val av lekplats – med en tydlig preferens för grus med en mycket låg andel finmaterial (<5%). De hydrauliska förhållandena i de konstruerade lekbottnarna låg oftast inom det optimala intervallet (Tabell 1), men på Fiskerådet - platserna var djupet i 33 fall större än 0,7 meter och i flera fall upp till 2 meter (Figur 8b). Sådana djup gör platserna olämpliga för de flesta lekande fiskar.

Faktorer som styr lekgrusets hållbarhet - från bås till avrinningsområde

De bästa indikatorerna för grustransport var lokala faktorer, såsom djup och vattenflöde genom varje bås (Figur 12). Faktorer på avrinningsområdes- och sträcknivå visade sig vara svaga prediktorer för lekgrusets tillstånd. Det är förvånande, eftersom avrinningsområdets storlek (som ofta används som proxy för vattenföring) och lutning normalt styr den hydrauliska energi som krävs för att transportera grus.

Det paraglaciale landskapet i norra Sverige innebär dock att vattendrag med stor variation i lutning, bredd och djup kan förekomma med liknande avrinningsområdesstorlek. Därför är det viktigt att beakta alla dessa faktorer och deras samspel vid bedömning av fluvial energi. Trots detta kunde inte ens kombinationen av dessa faktorer förklara grusets rörlighet. Vi drar därför slutsatsen att lokala förhållanden är de främsta drivkrafterna som styr grustransport.

Lekbottnar som har byggts direkt vid sjöutlopp hade en högre andel kvarvarande grus än de som låg längre nedströms (Figur 9). Detta har tidigare observerats kvalitativt, vilket lett till att restaurering ofta har prioriterats vid sjöutlopp där det varit möjligt. Vid sjöutlopp fördelas den fluviala energin över en bredare yta, vilket ger lägre djup och mindre flöde genom båsen, två faktorer som visat sig minska erosionen av grus. Det är också möjligt att isbildning påverkar detta mönster, eftersom bottenis bildas långsammare vid sjöutlopp än längre nedströms (Lind *et al.*, 2016). Eftersom restaurering vid sjöutlopp ofta prioriteras är det möjligt att den högre hållbarheten beror på större noggrannhet eller större mängd tillfört grus vid restaureringen.

Betydelsen av lokala faktorer bekräftas ytterligare av variationen i lekgruskvalitet inom samma vattendrag, och till och med inom enskilda lekbottnar (Figur 6). I Fiskerådets undersökningar hade mycket djupa platser (>1 meter) mer kvarvarande grus (Figur 8). Det är dock osannolikt att dessa fungerar som lekområden på grund av det höga djupet. I de detaljerade sträckundersökningarna minskade lekgrusandelen med ökande djup, samtidigt som andelen grovmaterial ökade (Figur 12a och c). Detta beror sannolikt på att djupet samverkar med vattenhastigheten och därmed påverkar specifikt flöde genom båset.

Trots ökad förståelse för hur lokala hydrauliska faktorer påverkar lekbottnars stabilitet, kvarstår stor variation i grustransport. Det går därför inte att undvika erosion enbart genom att undvika platser med högt flöde, även vid lågt specifikt flöde varierar lekgrusandelen kraftigt mellan olika bottnar (Figur 12g). Samtidigt kan för lågt flöde leda till en ökad andel finmaterial (Figur 12h). Samma variation syns i när man undersöker avstånd till en uppströms sjö. Även bland lekbottnar byggda vid sjöutlopp, där statistiskt mer grus låg kvar än längre nedströms (Figur 9b), fanns många platser där allt grus eroderats bort. Att bygga lekbottnar vid sjöutlopp och undvika höga flöden minskar risken för erosion, men garanterar inte att gruset ligger kvar.

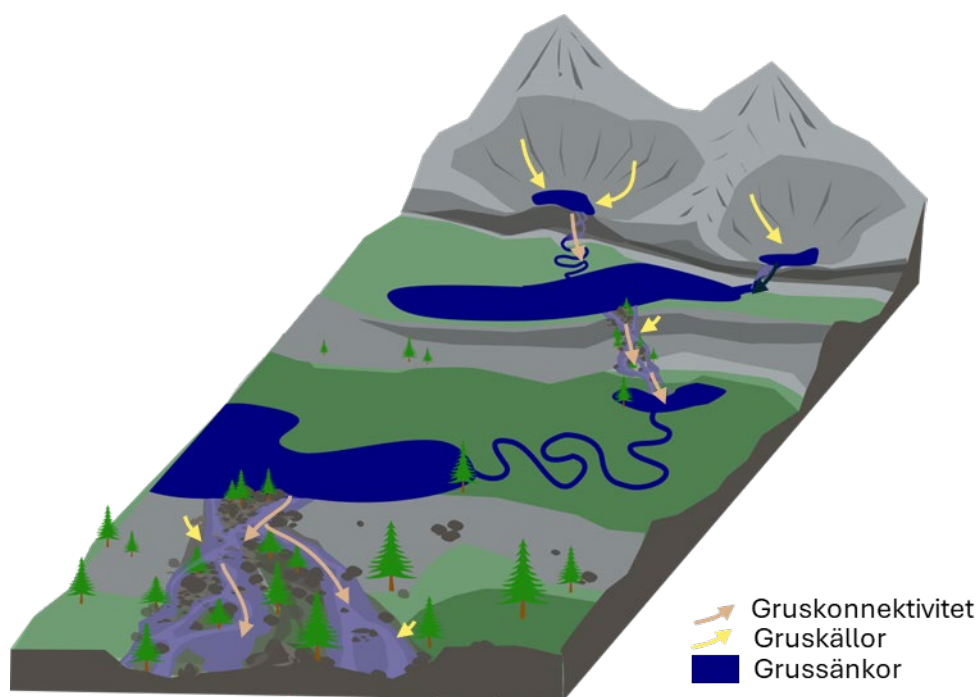
Lekande fisk bidrar också till erosionen av lekbottnar. Palm *et al.* (2021) spårade rörelsen av märkta gruspartiklar i ett biflöde till Vindelälven, Storkvarnbäcken och fann att 76% av de märkta partiklarna mobiliserades under lek. Även om lekbottnar inte eroderas av flödet, kan de alltså eroderas av fiskarnas egna aktivitet. Därmed är det tydligt att anläggning av optimala lekområden är resurskrävande och kräver regelbundet underhåll, med en ungefärlig framgångsfrekvens på 50%.

Geomorfologisk förståelse i restaurering av lekområden

Restaurering av lekområden har traditionellt fokuserat på att återskapa fysiska strukturer som passar lekande fisk, men ofta utan att ta hänsyn till de geomorfologiska processerna som formar och upprätthåller dessa miljöer. För att

uppnå långsiktig hållbarhet krävs att restaureringen integrerar storskaliga geomorfologiska och hydrauliska drivkrafter. Detta är dock särskilt utmanande i det paraglaciale landskapet i norra Sverige, där de processer som formar vattendrag är dåligt förstådda (Mason & Polvi, 2023).

På avrinningsområdesnivå kan vattendrag ses som transportband som förflyttar sediment från källområden i fjällen till havet. Men det paraglaciale landskapet i norra Sverige fungerar dåligt som ett sådant transportband (Figur 13). Den generellt låga lutningen i regionen, tillsammans med vattendragens profiler som ofta bryts av sjöar och uppdämda sträckor, skapar många sedimentfällor som bromsar transporten nedströms.



Figur 13. Konceptuell modell över konnektivitet, källor och sänkor för grus i det paraglaciale landskapet i norra Sverige. Gruskällor i fjällens källfåror fångas upp av sjöar längre nedströms som hindrar vidare transport. Nedanför Ammarnäs är gruskällor sällsynta och lutningen låg. Flottledsrensningar har ytterligare minskat tillgången till lekgrus genom att spola bort grus från brantare och modifierade sträckor till sänkor.

Kunskapen om hur naturliga lekområden ser ut i paraglaciale landskap är begränsad. Det är allmänt känt att lax och öring föredrar att leka i övergångszoner mellan höljor och forsar (Louhi *et al.*, 2008). Dessa miljöer är dock sällsynta, även i opåverkade biflöden till Vindelälven, särskilt i sträckor med blockbotten ovanför den högsta kustlinjen (HK).

Geomorfologiska former som "riffles", som är vanliga i alluviala vattendrag globalt, förekommer i alluviala sträckor nedströms och under FHK i norra Sverige, men inte i blockdominerade sträckor som de flesta av Vindelälvens biflöden. I en undersökning av 20 relativt opåverkade blockbottensträckor (Mason & Polvi, 2023) observerades dock gruspartier mellan block som användes av lekande fisk (Figur 14a och b). Dessa gruspartier kan representera naturliga lekområden.

Även om block i norrländska vattendrag oftast är orörliga (Polvi, 2021), är död ved rörlig och bildar ansamlingar som fångar sediment och skapar större grusytor (Figur 14c och d). Utrensning av död ved från många svenska vattendrag kan ha minskat tillgången till naturliga lekområden. Mer forskning behövs för att förstå vilka lekmiljöer som föredrogs innan mänsklig påverkan förändrade vattendragen.

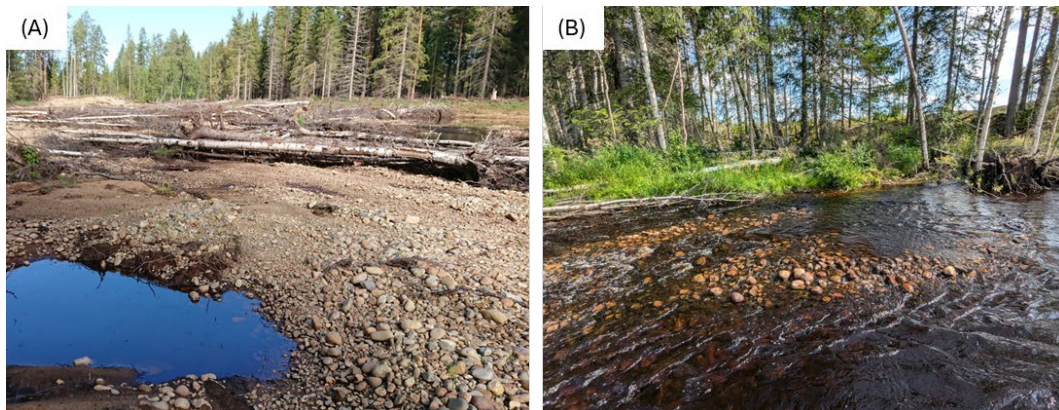


Figur 14. Fläckar av lekgrus förekommer i referensbäckar i norra Sveriges paraglaciala blockrika landskap. Dessa finns i fickor mellan block (A och B) och fångade bakom stora trädstammar (C och D). Medan grusfläckar mellan block vanligtvis är begränsade i storlek och därför kanske bara är lämpliga för lek hos mindre fiskar, kan stora trädstammar, som tidigare var vanliga i dessa vattendrag, skapa större lekbottnar. Exempel från Länglingsån med lekande fisk (A) och Baksjöbäcken (B–D). Foton: Richard Mason.

Det finns argument för att tillsätta stora mängder grus till vattendrag utan att konstruera specifika lekbottnar, och i stället låta vattendraget själv sortera och placera materialet. I en bred studie av elfiskedata från hela Sverige var tätheten av strömstationär och anadrom öring högre på platser med mer grus upp till 60% grustäckning (Degerman & Näslund, 2021). De drog slutsatsen att minst 21% av bottenytan bör bestå av lekgrus men inte mer än 60% om målet är att optimera habitat insatser för havsöring. Storskaliga försök med grustillförsel har genomförts i norra Sverige, bland annat i Abramsån av Rewilding Sweden, där 150 ton sand och grus släpptes från en helikopter. Eftersom sedimenttransport är en naturlig sedimentstorlekssortering process skapas då lekområden med varierande grusstorlek (storlekssortering synlig i Figur 15a). Det pågår därför en diskussion om restaurering bör fokusera på kvalitet (noggrant sorterat grus i konstruerade

lekbottenar) eller kvantitet (stora mängder osorterat grus). Vi har inte studerat det senare tillvägagångssättet så mer forskning behövs. Att tillsätta stora mängder grus och låta vattendraget själv forma lekområden kan dock vara ett mer hållbart alternativ än att försöka efterlikna dessa strukturer manuellt.

Nedanför HK är förekomsten av finare sediment större och alluviala sträckor vanligare. Dessa kan erbjuda de bästa lekmöjligheterna för större fisk. Restaurering av dessa sträckor bör därför prioriteras för att gynna laxfiskens lekframgång (Figur 15). De flesta av dessa sträckor har påverkats direkt genom muddring och rätning, men är också känsliga för indirekta förändringar som sänkta basnivåer (till exempel sprängning av berg eller borttagning av block nedströms). Båda påverkansåtgärderna har transformerat alluviala sträckor till enfåriga kanaler som främjar ökad transport av vatten och sediment, vilket spolar bort lekgrus och skapar för djupa eller snabba flöden för lek. I alluviala sträckor bör restaurering fokusera på att återställa nedströms liggande bestämmande sektioner och lateral konnektivitet (Mason *et al.*, 2025).



Figur 15. Vattendrag nedanför den högsta kustlinjen har större tillgång på finmaterial och bättre förutsättningar att bygga och bibehålla lekområden. Vargån efter restaurering visar hur breddning, höjning av bottenivå och skapande av strukturell komplexitet i form av död ved möjliggjort sortering av grus och skapande av optimala lekområden. Före restaurering spolades sediment genom en smal och instängd fåra. Vargån efter 1 år (A) och 3 år (B). Foton: Richard Mason.

Rekommendationer för restaurering av lekområden

Återställ kvantitet

Eftersom endast hälften av konstruerade lekbottnar förblir funktionella bör restaurering ske med vetskapen att dubbelt så många bottnar kan behöva anläggas jämfört med det faktiska behovet.

Använd lokal hydromorfologi

Prioritera sjöutlopp och vattendragsskanter utanför huvudströmmen. Det är dock viktigt att flödet är tillräckligt för att rensa bort finmaterial från gruset, och att djupet och hastigheten är lämpliga för lek (Tabell 1).

Återställ eller förstärk gruskällor

Där det är möjligt att restaurering bör maximera erosionen av naturliga gruskällor. Detta kan göras genom att använda död ved eller block för att styra flödet mot sluttningar eller erosionskanter. Det eroderade gruset kommer då successivt att spridas i systemet och skapa lekgrus på ett naturligt och hållbart sätt. Där naturliga gruskällor saknas (vilket är vanligt i Vindelälvens avrinningsområde) kan grustillsättning vara ett alternativ. Gruskällor, antingen naturliga eller tillförda, bör placeras så långt uppströms som möjligt från sedimentfällor som sjöar och lugnvattensträckor.

Återställ komplexitet, särskilt med död ved

Strömråhet är avgörande för att fånga upp grus och bromsa dess transport nedströms, men har minskat kraftigt till följd av flottledsrensningar. Restaurering av blocksträckor i Vindelälven har tillfört stora mängder block, men deras slumpmässiga placering – vilket är naturligt i norrländska vattendrag – leder inte till bildandet av större lekbottnar för större fisk. Däremot kan gruspartier mellan block fungera för mindre fisk. Detta är en anledning till att konstruerade lekbottnar utformats som de gör (Figur 2), även om de inte efterliknar naturliga former. Död ved kan däremot fånga upp större mängder grus och bygga upp naturligt stora strukturer som lämpar sig för lek hos större fisk.

Återställ konnektivitet

Borttagning av dammar är en omdebatterad fråga i Sverige och globalt, men för laxfisk är det tydligt att dammar utgör det största hindret. I Sverige begränsar stora vattenkraftsdammar, såsom Stornorrfors, uppströmsvandring, men många fiskar dör också vid passage nedströms genom turbiner (Hellström et al., 2019). I huvudfåran har stora delar av älven dessutom dämpats upp av magasin (till exempel från 38% till 1% strömhabitat i Umeälven, Widén *et al.*, 2021). Magasin minskar lekhabitat genom att omvandla potentiella lekplatser till lotiska habitat och hindrar nedströms transport av sediment, vilket försämrar lekhabitatets kvalitet nedströms. Även om Vindelälven saknar magasin, utgör de ett problem i andra avrinningsområden – både för fiskvandring och för transport av lekgrus. Mindre dammar, byggda för timmerflottning, är fortfarande vanliga i Sverige och utgör ett hinder för uppströmsvandring. Eftersom de inte längre behövs för timmerflottning tas de bort, även i Vindelns avrinningsområde, vilket underlättar fiskvandring och återställer sedimentkonnektivitet. På mindre skalor får vi inte förbise vikten av konnektivitet i småbäckar, som är särskilt viktiga för öringens lek. Vägbroar och trummor måste utformas så att både fisk och grus kan passera.

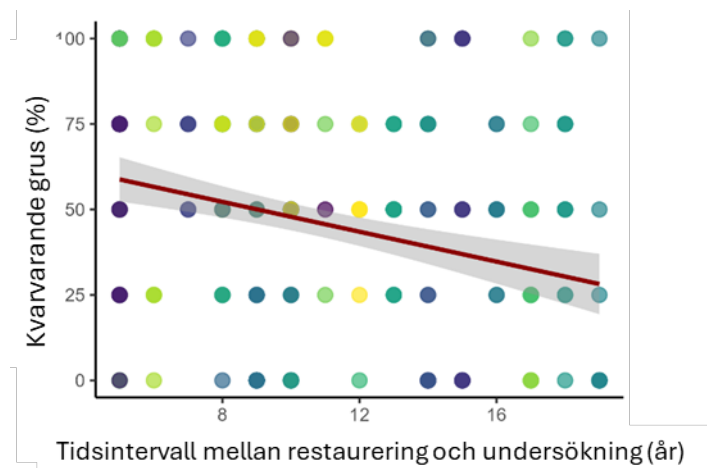
Referenser

- Appelblad, H. (2001). The spawning salmon as a resource by recreational use: The case of the wild Baltic salmon and conditions for angling in north Swedish rivers. PhD thesis, Umeå University, Umeå. 260 pp. Available at: <https://umu.diva-portal.org/smash/record.jsf?language=en&pid=diva2%3A202302&dsid=1558>.
- Beechie, T. J., Sear, D. A., Olden, J. D., Pess, G. R., Buffington, J. M., Moir, H., Roni, P., & Pollock, M. M. (2010). Process-based Principles for Restoring River Ecosystems. *BioScience*, 60(3), 209–222. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.7>.
- Christensen R (2023). Ordinal-Regression Models for Ordinal Data. R package version 2023.12-4.1.
- Scruton, D.A., Clarke, K.D., Anderson, T.C., Hoddinott, A.S., van Zyll de Jong, M.C. & K.A. Huston, (1997). Evaluations of habitat improvement and restoration initiatives for salmonids in Newfoundland, Canada. *Canadian fisheries and aquatic sciences*.
- Degerman, E., & Näslund, I. (2021). Fysisk restaurering av akvatiska miljöer – vattendrag och sjöar med kantzon och våtmarker. GRIP on LIFE IP. pp. 380. Available at: <https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/atgardsarbete/restaurering-i-vatten/rapporter-om-restaurering/rapporter-om-restaurering/2021-04-16-fysisk-restaurering-av-akvatiska-miljoer---vattendrag-och-sjoar-med-kantzon-och-vatmarker.html>
- Erkinaro, H. (2023). SALMUS – Saving Our Northern Freshwater Pearl Mussel Populations. Nature protection publications of metsähallitus. Series a 243. 336 pp. Metsähallitus, Vantaa. Available at: <https://julkaisut.metsa.fi/wp-content/uploads/sites/2/2023/09/a243.pdf>.
- Fox & Weisberg, 2019. *An R Companion to Applied Regression* (3rd Ed.). Sage Publications.
- Hellström, G., Nilsson, C., Westbergh, S., Palm, D., Leonardsson, K., Holmqvist, D., Agren, S., Gardestrom, J., Alanara, A., & Lundqvist, H. (2019). Restoring the Vindel River, Sweden for Atlantic Salmon and Brown Trout. In: Krueger C., Taylor, W. & Youn, S (Eds.). *From Catastrophe to Recovery: Stories of Fishery Management Success*. American Fisheries Society, Bethesda.
- Kondolf, G. M., Williams, J. G., Horner, T., & Milan, D. J. (2008). Assessing Physical Quality of Spawning Habitat. *American Fisheries Society Symposium*, 65, 1-26.
- Lind, L., Alfredsen, K., Kuglerová, L., & Nilsson, C. (2016). Hydrological and thermal controls of ice formation in 25 boreal stream reaches. *Journal of Hydrology*, 540, 797–811. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.06.053>
- Louhi, P., Mäki-Petäys, A., & Erkinaro, J. (2008). Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: General criteria and intragravel factors. *River Research and Applications*, 24(3), 330–339. <https://doi.org/10.1002/rra.1072>

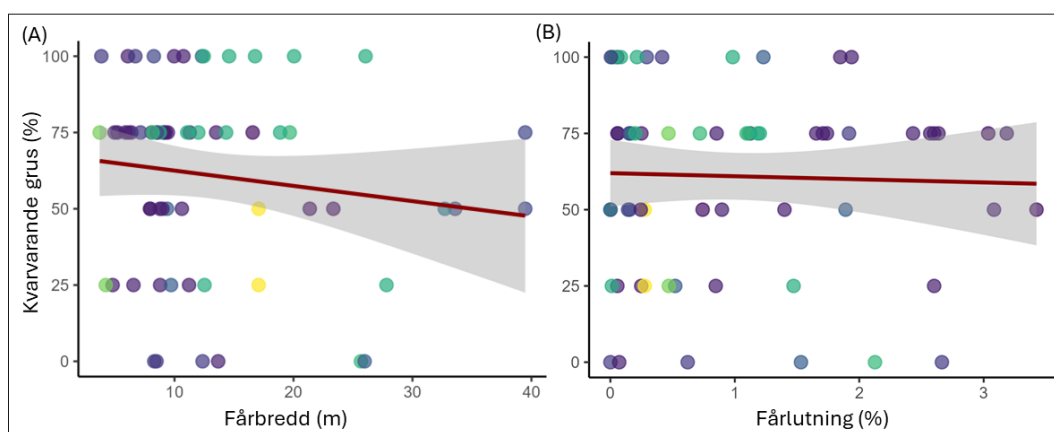
- Mason, R. J., & Polvi, L. E. (2023). Unravelling fluvial versus glacial legacy controls on boulder-bed river geomorphology for semi-alluvial rivers in Fennoscandia. *Earth Surface Processes and Landforms*, 48(14), 2900-2919. <https://doi.org/10.1002/esp.5666>.
- Mason, R. J., Johnson, M. F., Wohl, E., Russell, C. E., Olden, J. D., Polvi, L. E., Rice, S. P., Hemsworth, M. J., Sponseller, R. A., & Thorne, C. R. (2025). Rebalancing River Lateral Connectivity: An Interdisciplinary Focus for Research and Management. *WIREs Water*, 12(1), e1766. <https://doi.org/10.1002/wat2.1766>
- Nilsson, C., Lepori, F., Malmqvist, B., Törnlund, E., Hjerdt, N., Helfield, J. M., Palm, D., Östergren, J., Jansson, R., Brännäs, E., & Lundqvist, H. (2005). Forecasting Environmental Responses to Restoration of Rivers Used as Log Floatways: An Interdisciplinary Challenge. *Ecosystems*, 8(7), 779–800. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0030-9>
- Olofsson, P. (2020). Monitoring of function of spawning sites of within project ReBorN (LIFE15 NAT/SE/000892). County Administrative Board of Norrbotten.
- Palm D., Nilsson, K & Stridsman, S. (2006). Utvärdering av fiskevårdsåtgärder i Hartijokki, Kalixälvens vattensystem, 1992-2003. Vattenbruksinstitutionen, Rapport 56. 22 pp. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå.
- Palm, D., Brännäs, E. & Lepori, F. (2007). The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 509–515. <https://doi.org/10.1139/f07-027>
- Palm, D., Holmgren, A., Losee, J. P., Tylstedt, V., & Hellstrom, G. (2021). Do brown trout (*Salmo trutta* L.) move streambed substrate? Implications for durability and maintenance of artificial spawning habitat. *River Research and Applications*, 37(9), 1357–1361. <https://doi.org/10.1002/rra.3841>
- Polvi, L. E., & Lind, L. (2025). Disrupted geomorphic and biotic stream connectivity in paraglacial regions. *Communications Earth & Environment*, 6(1), 783. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02812-1>
- Polvi, L. E. (2021). Morphodynamics of Boulder-Bed Semi-Alluvial Streams in Northern Fennoscandia: A Flume Experiment to Determine Sediment Self-Organization. *Water Resources Research*, 57(3), e2020WR028859. <https://doi.org/10.1029/2020WR028859>
- Polvi, L. E., Nilsson, C., & Hasselquist, E. M. (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>
- R Core Team (2024). A language and environment for statistical computing. Retrieved from <https://www.R-project.org>
- Schlegel B, Steenbergen M (2020). Brant: Test for Parallel Regression Assumption. R package version 0.3-0. <https://CRAN.R-project.org/package=brant>

- Sveriges lantbruksuniversitet, SLU (2019). Lantmäteriet Höjddata, Grid 2+ 2019. Retrieved from: <https://maps.slu.se/>.
- Sveriges lantbruksuniversitet, SLU (2020). Lantmäteriet Höjddata, grid 50+ NH 2020. Retrieved from: <https://maps.slu.se/>.
- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344–358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>
- Svensson, J. (2012) Spawning site selection of brown trout in habitat restored streams. Sveriges lantbruksuniversitet, Examensarbete i ämnet biologi.
- Tornlund, E., & Ostlund, L. (2002). Floating Timber in Northern Sweden: The Construction of Floatways and Transformation of Rivers. *Environment and History*, 8(1), 85–106. <https://doi.org/10.3197/096734002129342611>
- Waldman, J. R., & Quinn, T. P. (2022). North American diadromous fishes: Drivers of decline and potential for recovery in the Anthropocene. *Science Advances*, 8(4), eabl5486. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abl5486>
- Wheaton, J. M., Pasternack, G. B., & Merz, J. E. (2004). Spawning habitat rehabilitation -I. Conceptual approach and methods. *International Journal of River Basin Management*, 2(1), 3–20. <https://doi.org/10.1080/15715124.2004.9635218>
- Widén, Å., Malm-Renöfält, B., Degerman, E., Wisaeus, D., Jansson, R. (2021) Let it flow: modeling ecological benefits and hydropower production impacts of banning zero-flow events in a large regulated river system. *Science of the Total Environment*, 783. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147010>
- Zeug, S. C., Sellheim, K., Watry, C., Rook, B., Hannon, J., Zimmerman, J., Cox, D., & Merz, J. (2014). Gravel Augmentation Increases Spawning Utilization by Anadromous Salmonids: A Case Study from California, Usa. *River Research and Applications*, 30(6), 707–718. <https://doi.org/10.1002/rra.2680>

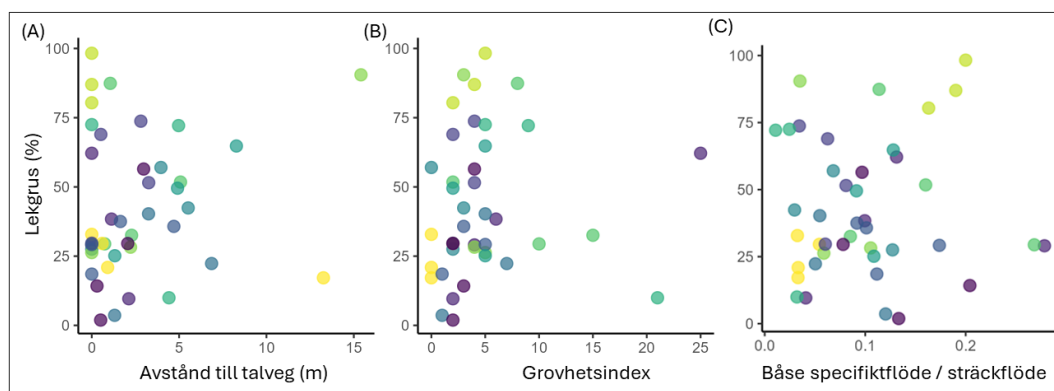
Bilagor



Figur B1. Tidsintervall mellan restaurering av lekbotten och uppföljning i relation till kvarvarande grus (%).



Figur B2. Vattendragsbredd och lutning från fjärranalys i relation till kvarvarande grus i lekbottenar. Punkter är färgkodade per vattendrag, se Figur 8.



Figur B3. Topografiska och strukturella faktorer på båsnivå som påverkar lekgrusets kvalitet. Punkter är färgkodade per vattendrag, se Figur 6.



Havs
och Vatten
myndigheten



With funding from the European Union's LIFE programme