Vidare utredningar av tidigare biotopkarterade biflöden i Åbyälvens nedre del

Dikeskartering, sulfatjordsanalys, vattenkvalitetsprovtagning samt geomorfologisk demonstrationsrestaurering

Följande personer har medverkat i projektet:

Henrik Persson – Projektledning, kartering, provtagning, bedömning, samt författande av rapporter. Henrik är akvatisk ekolog på Ecogain i Umeå och har stor erfarenhet av biotopkartering samt restaurering av vattendrag.

Victor Kingstad – Framtagande av allt kartmaterial inklusive modellering av dikesflöden. Victor är Ecogains GIS-expert.

Mikael Bergh – Uppdragsgivare (Åby älvs nedre fiskevårdsområde)

Magnus Larsson – Uppdragsgivare (Ordförande Åby älvs nedre fiskevårdsområde)

2022-09-30

Ecogain AB på uppdrag av Åby älvs nedre fiskevårdsområde.

Kontaktperson Ecogain: Henrik Persson, 070–4435672

Projektnamn: Vidare utredningar av tidigare biotopkarterade biflöden i Åbyälvens nedre del

Ecogain uppdragsnummer: 1021696

Fotografier: Henrik Persson (huvuddokument samt bilaga 1 figur A–E), Mikael Bergh (bilaga 1 figur F–I)

Kartor: Victor Kingstad

Omslag: Söravabäcken sträcka 2, efter restaurering

Projektet har varit möjligt tack vare LOVA-finansiering:

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. Sammanfattning 6

2. Bakgrund & projektets omfattning 8

2.1 Geografisk avgränsning (projektområde) 9

3. Undersökningar 10

3.1 Sura sulfatjordar – analys av förekomst 10

3.1.1. Metodik (sulfatjordsanalys) 10

3.1.2. Resultat & diskussion (sulfatjordsanalys) 11

3.2 Digital dikeskartering 12

3.2.1. Metodik (dikeskartering) 12

3.2.2. Resultat & diskussion (dikeskartering) 13

3.3 Provtagning av vattenkvalitativa variabler vid bäckmynningar 21

3.3.1. Metodik (vattenprovtagning) 23

3.3.2. Resultat & diskussion (vattenprovtagning) 23

3.4 Geomorfologisk återställning av nedre Söravabäcken 30

3.4.1. Metodik (geomorfologisk återställning) 31

3.4.2. Resultat & diskussion (geomorfologisk återställning) 34

Bilaga 1 (restaureringsfotografier) ..... I–IX

1. SAMMANFATTNING

De sex biflöden till Åbyälvens nedre del som fiskevårdsområdet (FvO) bedömde ha störst potential att bli framtida uppväxtlokaler för öring valdes ut för 2022 års LOVA-finansierade projekt vars huvudmål var att 1) kartlägga angränsande terrängers dikningsgrad, 2) utröna möjlig påverkan från sura sulfatjordar, samt 3) ge en bild av respektive biflödes vattenkvalitet. Därutöver valdes specifika sträckor i ett av biflödena ut för att fysiskt restaureras utifrån de åtgärdsförslag som gavs i 2021 års biotopkarteringsrapport[1].

Tvärån, Brymyrbäcken, Rismyrbäcken, Gegalbäcken, Morbäcken och Söravabäcken ingick i undersökningen. Vattenprover beställdes endast för de fem sistnämnda och togs vid två tillfällen: strax efter vårflödet i maj och i slutet av sommaren (augusti). Vattenkvalitets-faktorerna som provtogs var (utöver vattentemperatur) turbiditet, färg, pH, alkalinitet och aluminium (endast för sensommarflödet).

Högst dikestäthet har Brymyrbäcken och minst dikad är terrängen kring Söravabäcken. Detta relaterar till att marken runt nästan hela Brymyrbäckens sträckning (åtminstone de karterade delarna) är planterad skog på före detta våtmark (för att möjliggöra trädplantering sänktes grundvattennivån genom att diken grävdes). Terrängen runt Söravabäcken består av blockrik skogsbetäckt moränjord i vilken diken vanligtvis inte grävs. Även Gegalbäcken och områdena kring Tvärån har hög dikestäthet. Gegalbäcken går genom stora torvmarker och Tvärån har många dikade lerjordar i sitt närområde.

Markområdena med störst andel sur sulfatjord återfinns runt Gegalbäcken och Morbäcken. Det var även dessa biflöden som hade lägst pH vid vårflödet, överlägset högst färgnivåer (både vår och sensommar) samt högst aluminiumhalter. Vissa lösliga förekomstformer av aluminium kan kopplas till surhet eftersom de framkallar frisläppandet av vätejoner från vattenmolekyler (ju fler fria vätejoner desto surare/lägre pH), samtidigt som sura miljöer gör att denna process går snabbare. Morbäckens vårflöde bedömdes som ”mycket surt” (pH 4,9) vilket är högsta nivån enligt bedömningsgrunderna, medan alla de andra hade vårnivåer som uppnådde näst högst nivån ”sura” (pH 5,6 – 6,2). Samtliga pH-värden för sensommarproverna låg däremot på en acceptabel nivå (nära neutralt eller svagt surt). Låga pH-värden brukar kopplas till vårflodens utsköljning av sura humusämnen (liknande surchockar kan inträffa vid sensommar-regn), men kan även bero på att sulfatjordar läcker sur kemi. I vissa vattenmättade terränger (myrmark/våtmark) kan en fryst isskorpa göra så att smältvattnet inte tränger ner i jordporerna varpå lite kemi från jordarna sköljs ut i vattnet under vårflödesperioden medan förhållandena i skogsområden fungerar tvärtom. Eftersom marktäckningstyperna och påverkan på dessa varierar i de undersökta områdena kan inga tydliga paralleller dras till teorin. Surhetstrenden mellan vårflödes- och sensommarperioden är dock tydlig i alla biflödena: vårflödena genererar betydlig lägre pH och lägre alkalinitet. Morbäcken, med lägst pH, hade till exempel obefintlig

[1] Persson. H. (2021). Inventering av 16 biflöden inom Åby älvs nedre FvO. Ecogain. Uppdragsnummer 1021457.

alkalinitet vid båda provtagningstillfällena, medan Ris- och Gegalbäcken med näst lägst pH vid vårflödet också visade på obefintliga alkalinitetsnivåer under samma period. Detta kan tolkas som att exporten av sur kemi är mindre på sensommaren (högre pH dvs mer basiskt) och/eller att det då sker en större export av baskatjoner (vittringsprodukter ifrån jordarna som förs till vattendraget med grundvattnet och höjer alkaliniteten och därmed också pH), eller att alkaliniteten är konstant vår som sommar men att vårens surchock ”äter upp” dess buffertkapacitet varpå värdena blir låga.

Inga kopplingar kunde däremot göras mellan lågt pH och brunt vatten – faktorer som vanligtvis länkas samman. Faktum är att brunheten var som högst i tre av de sex sensommarproverna (Gegal-, Mor- och Brymyrbäcken) då pH var som mest basiskt. Orsaken kan delvis bero på att hög alkalinitet håller uppe pH på sensommaren trots brunare vatten, samt att smältvatten spär ut färghalterna under våren. Brunheten i sig förefaller emellertid vara ett problem i de undersökta biflödena. Norrländska vattendrag har visserligen jämförelsevis hög naturlig brunhet, men nivåerna bedömdes ändå ligga väldigt högt vid båda provtagningstillfällena. Sensommarproverna var alarmerande höga för samtliga biflöden (flera hundra procent över den högsta nivån i bedömningsgrunderna från Naturvårdsverket). Överlägset högst turbiditet återfanns i Gegalbäckens sensommarprover (mer än dubbla värdet för kraftig turbiditet). Detta tros kunna kopplas till den avverkning av strandzonsvegetation nedströms vägöverfarten som ägt rum under 2022.

Den geomorfologiska återställningen av Söravabäckens nedre sträckor föll mycket väl ut. Rensade stenblock återfördes till fåran, naturliga flacka strandkanter skapades, död ved tillfördes och sex lekbäddar anlades längst de cirka 270 meter som de fyra delsträckorna innefattade. De lättillgängliga lokalerna är framöver tänkta att fungera som demonstrations-sträckor dit andra markägare i anknytning till andra bäckar kan tas för att bli visade hur eventuella slutresultat kan se ut.

Fokus för FvO bör framöver ligga på att kommunicera med markägare som hittills förhållit sig skeptiska mot återställningsarbeten och förklara för dem vilken stor ekologisk nytta åtgärderna kan få, och vilken vinning det skulle vara för alla. I ett senare skede bör de dikes- och sulfatjords-kartor som här tagits fram ligga till grund för dikespluggningar med målet att höja grund-vattennivån och markens vattenmättnad jämte de idag rätade och i många fall halvt torrlagda fårorna. Vissa av dessa kommer dessutom att behöva återställas geomorfologiskt genom att rensade stenblock och grov död ved återförs med huvudsyftet att stoppa upp vattnets avrinning, höja basnivåerna och därmed pressa ut vatten i sidled för att återkoppla viktiga processer och utbyten mellan land- och vattenmiljöer. Insatser i fårorna måste helt enkelt återföljas av restaurering av de landmiljöer som avvattnas för att bilda vattendragen för att helheten skall bli bra. Görs detta på ett omsorgs- och insiktsfullt sätt finns det en stor chans att undanträngda öringpopulationer en dag återvänder.

Henrik Persson, Ecogain
28/9–2022

2. BAKGRUND & PROJEKTETS OMFATTNING

Sommaren 2021 genomförde Ecogain en inventering av 16 biflöden till Åbyälven i syfte att identifiera bäckarnas potential att bli hemvist för vattendragssystemets dalande öring-populationer. Bäckarna rinner igenom ett landskap som är påtagligt förändrat av både skogs- och jordbruk, och många av dem är kraftigt påverkade av dikning, grundvattennivåsänkning, rätning och rensning. Ingrepp som dessa har historiskt gjorts främst i syfte att avvattna mark för att generera ökad produktion av skog och åkergrödor, men eftersom framförallt skogsodling på före detta sumpmark sällan givit önskat resultat finns det på många ställen numera stora restaureringspotentialer. Återbyggande av naturliga bäckhabitat tillsammans med åtgärder för att öka närområdenas vattenmättnad görs numera på bred front med målet att återställa ursprungliga ekosystemfunktioner i påverkade vattendrag och därmed öka deras potential att bli hemvist för en ofta reducerad mångfald av växt- och djurarter samt för att återskapa naturliga biogeokemiska processer. Undanträngda och ibland lokalt utdöda öringstammar är exempel på arter som förväntas kunna gynnas eller rentav återvända som ett resultat av sådan återställning.

Metodiken som användes för 2021 års inventering baserades på en reviderad variant av biotop-karteringsmetodiken [2]. Resultatet mynnade dels ut i en prioriteringslista där vattendragen rang-ordnades utifrån åtgärdsbehov och potential att bli bra öringbiotoper, dels i en lista på förslag till vidare utredningar och konkreta åtgärder. Dessa förslag ligger i sin tur till grund för det LOVA-projekt som fiskevårdsområdet (FvO) tillsammans med konsult (Ecogain) arbetat med i fem[3] utvalda bäckar (tabell 1) under 2022 och som nu slutredovisas i denna rapport. På grund av diverse omständigheter har vissa moment som beskrevs i anbudet (skickat till FvO 4/2–2022) bytts ut mot andra[4]. I överenskommelse med FvO har fokus för projektet lagts på följande delar:

- Sura sulfatjordar – analys av förekomst *(5+1 bäckar)*
  GIS-analys av sura och potentiellt sura sulfatjordar i biflödenas närområden
- Digital dikeskartering *(5+1 bäckar)*
  GIS-analys av diken och påverkad hydrologi i närområde runt bäck
- Provtagning av vattenkvalitativa variabler vid bäckmynning *(samtliga fem bäckar)*
  pH, alkanitet, färg, turbiditet[5], aluminium[6]
- Geomorfologisk återställning *(demonstrationssträcka i Söravabäcken)*
  Åtgärdsplanering, markägarutskick, restaureringshandledning i fält, fysisk återställning

---

[2] Länsstyrelsen i Jönköpings län. (2017). Biotopkartering vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. (Meddelande nr 2017:09). För beskrivning av reviderad metodik se rapport: Inventering av 16 biflöden inom Åby älvs nedre FvO, uppdragsnummer 1021457.

[3] För dikeskartering och analys av sura sulfatjordar adderades även ett sjätte biflöde (Tvärån)

[4] *Förändringar gällande "2. Anbudets innehåll – punkt E" i anbud:* Istället för ett enklare brev i syfte att be om medgivande att få utföra arbete på respektive markägares mark togs ett mer detaljerat dokument fram där planerade åtgärder beskrevs utförligt (extraarbetet kvittades mot arbetet som skulle konsult skulle lägga på att ta markägarkontakt – något som FvO skötte själv).
Tid som initialt planerades att lägga på myndighetskontakt lades istället på att arrangera inköp och transport av lekgrus till demonstrationsrestaureringsområde.
Förändringar gällande "2. Anbudets innehåll – punkt F" i anbud: Momentet som i anbudet beskrev vidare kartering av Söravabäcken/Kvarnbäcken byttes mot konsultation inför och under fysisk restaurering av Söravabäcken (1 dags åtgärdsplanering 23/6–2022 samt 2 dagar restaureringshandledning 13–14/6–2022).
Förändringar gällande "2. Anbudets innehåll – punkt A & B" i anbud: För sulfatjords- och dikesanalyserna adderades Tvärån.

[5] Turbiditet ingick inte i anbudet utan adderades av kund i efterhand.

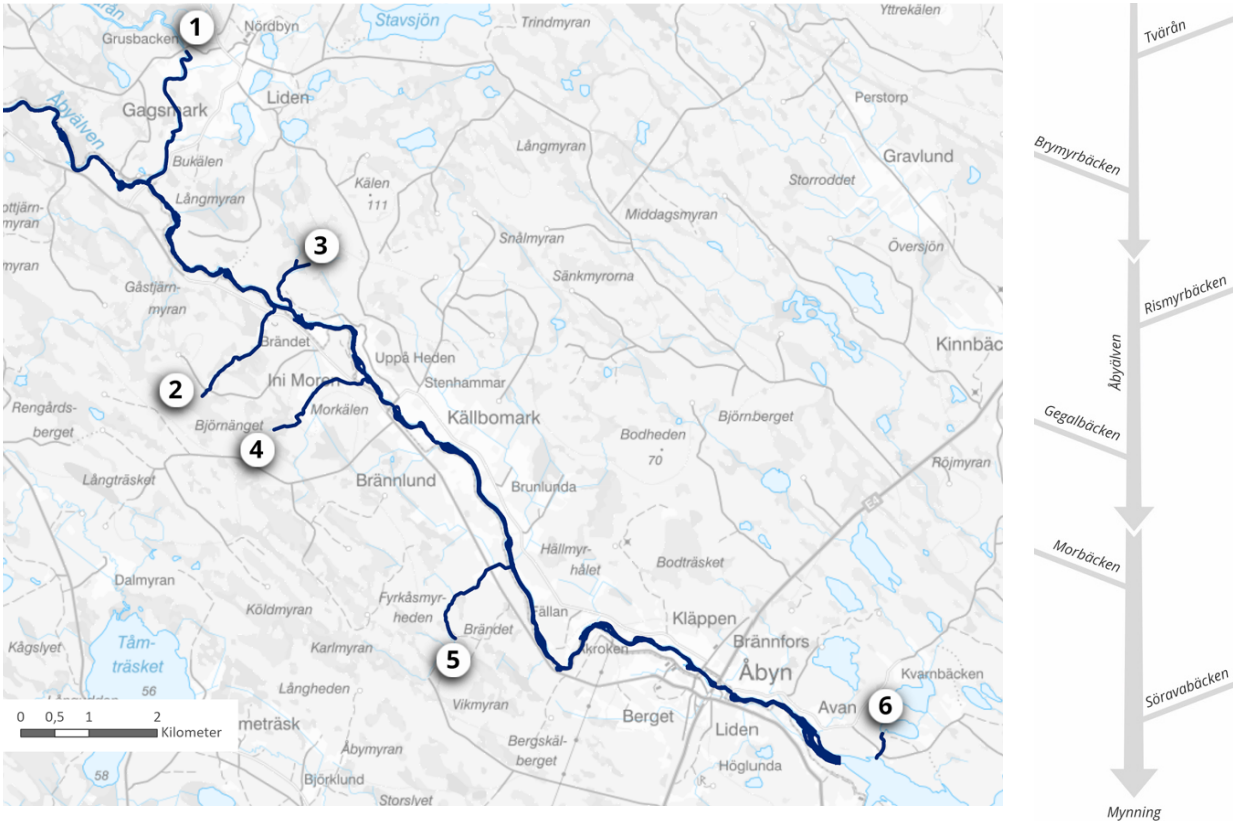
[6] Aluminium ingick inte i variablerna som provtogs vid första provtagningstillfället, men adderades efter kundens önskemål inför andra tillfället.

2.1. Geografisk avgränsning (projektområde)

Utav de 16 biflöden till Åbyälven som delvis karterades 2021 valde FvO ut 5 för att ingå i detta projekt. Dessa är *Söravabäcken*, *Morbäcken*, *Gegalbäcken*, *Brymyrbäcken* och *Rismyrbäcken* (figur 1). För dikes- och sulfatjordsanalysen tillkom även *Tvärån*. Bäckarna dikeskarterades inte i sin helhet utan endast från mynning upp till överenskommen punkt (tabell 1).

Tabell 1. Biflöden som ingår i projektet.

Biflöde	*Karterad längd (med start från utlopp)*	*Koordinater (SWEREF99)*
Brymyrbäcken	1 860 m	7232631, 791683
Rismyrbäcken	780 m	7232633, 791930
Gegalbäcken	1 010 m	7231560, 793071
Morbäcken	1 670 m	7228807, 795122
Söravabäcken	400 m	7226057, 800593
Tvärån	2 660 m	7234498, 789818



Figur 1. *T.v.* karta över projektområde. 1: Tvärån, 2: Brymyrbäcken, 3: Rismyrbäcken, 4: Gegalbäcken, 5: Morbäcken, 6: Söravabäcken. *T.h.* Biflödesordning från upp- till nedströms riktning.

3. UNDERSÖKNINGAR

3.1. Sura sulfatjordar – analys av förekomst

Sulfidjordar längst Norrlandskusten är före detta Östersjöbotten som blivit till land genom pågående landhöjning. Dessa bildades efter den senaste istiden och består av finkornigt sediment, svartfärgat av sulfidmineral. När sulfidjordar exponeras för luft oxiderar de – vätejoner (H^+) släpps lösa, pH sänks, och tungmetaller lösgörs – varpå de omvandlas till så kallade *sura sulfatjordar*. Sådana betraktas som en av de mest miljöskadliga jordarna som finns. För att undvika oxidering och bildning av sura sulfatjordar är det viktigt att inte dika eller dränera sulfidjordarna i syfte att sänka grundvattennivån till förmån för odling. I de fall där jordarter utan något sulfidinnehåll ligger i lager ovanpå andra jordar med hög sulfidhalt är de senare skyddade från luftexponering. Däremot, om marken dikas på sådana ställen oxiderar de underliggande lagerna varpå sur sulfatjord bildas. Jordar som ligger skyddade på detta vis och alltså ännu inte oxiderats, kallas för *potentiellt sura sulfatjordar*. Exempel på problem som sura sulfatjordar kan medföra är[7]:

- Skador i akvatisk miljö (lågt pH, metaller), vilket kan orsaka plötslig massdöd hos fisk
- Minskad tillväxt av grödor, metallupptag i grödor, potentiellt upptag i betande djurbesättningar
- Korrosion av betong och stålkonstruktioner
- Igensättning av dräneringssystem
- Surt och metallhaltigt vatten

Genom igenläggning av diken samt återskapandet av våtmarker och sumpskogar på ytor som idag torrlagts höjs grundvattennivån. Effekter av landåtervätning utöver att biologisk mångfald och processer som binder in koldioxid gynnas, är att oxideringen av jordar med hög sulfidhalt stoppas. För att reda ut var i landskapet runt Åbyälven som sulfidjordar med potential att bli sura, samt var redan sura sulfatjordar finns, genomfördes en GIS-analys av befintliga kartor från SGU. Därefter samkördes dessa sulfidjordskartor med dikesförekomst (stycke 3.2) i syfte att identifiera vilka diken som skulle kunna läggas igen syfte att stoppa eventuell sulfidjordsoxidering.

3.1.1. Metodik

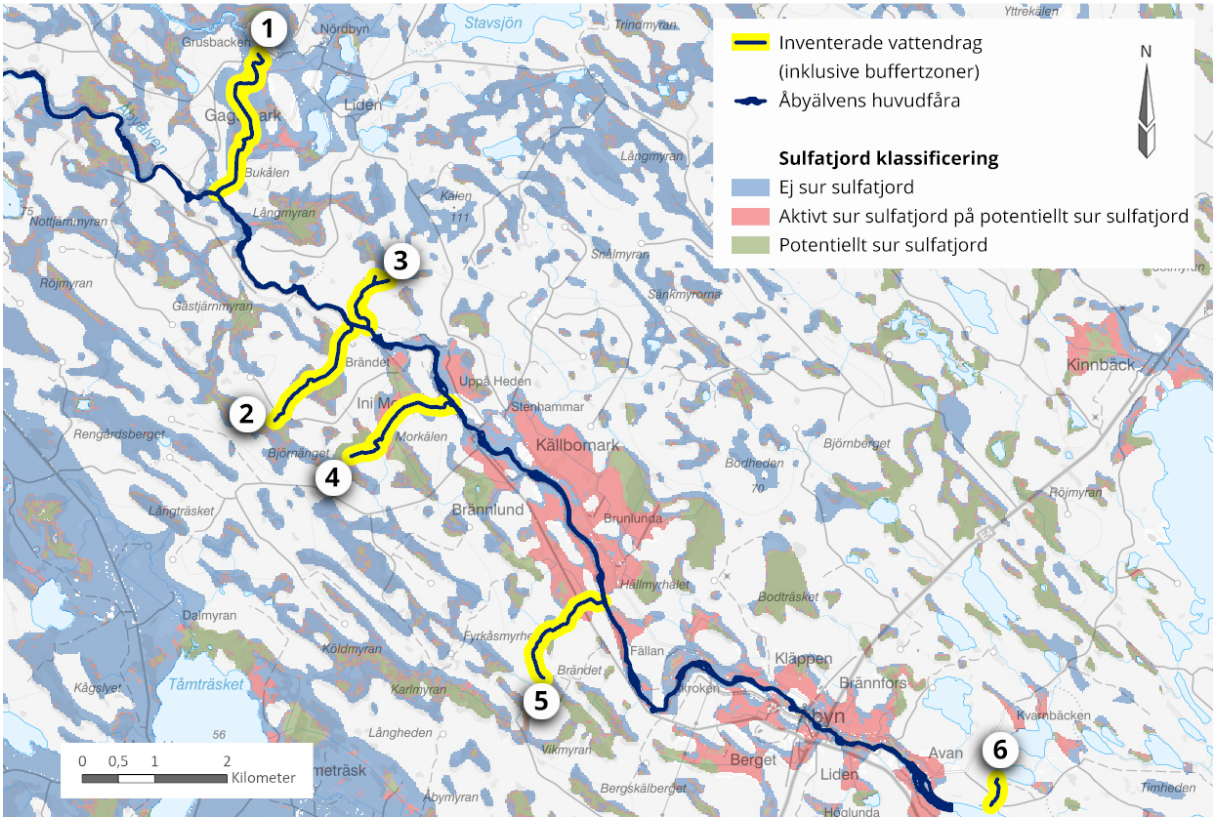
Digitala kartor över sulfatjordars förekomst kring Åbyälven laddades ner från SGU's webbplats (fria data[8]) och lades in i GIS tillsammans med polygoner som visar 100-meters buffertzoner kring berörda vattendrag (figur 2).

[7] Selinus, O. 2008. Perspektiv på mikronäringsämnen - medicinsk geologi och dess betydelse för vår hälsa. Presentation vid konferensen Mikronäringsämnen i mark, växter och föda - betydelse för djurs och människors hälsa, den 25 september 2008, KSLA, Stockholm.

[8]. Sveriges geologiska undersökning (22 augusti 2022). Sur sulfatjord, kartvisare. URL: https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-sur-sulfatjord.html

3.1.2. Resultat & diskussion

Landområdena som kantar nedre Åbyälven (strax norr om Källbomark och ner mot mynningen) är inom den närmaste kilometern till huvudfåran överlag rika på aktivt sura sulfatjordar (rödrosa ytor, figur 2). Detta innebär att marken där har börjat oxidera och troligtvis läcker sur kemi till följd av torrläggning och grundvattennivåsänkning orsakat av landnivåhöjning och/eller dikning. I samma område finns även en del sulfatjordar som har potential att bli sura (ljusgröna ytor, figur 2). Värt att notera är att lager av sulfidjord som har potential att bli sur ofta finns under de redan aktivt sura jordarna. Det är dikenas djup som avgör hur tjockt lager av aktivt sur sulfatjord som finns. Allt underliggande, som fortfarande är vattendränkt, har inte syrgasexponerats och har därför inte heller oxiderat (betecknas *"aktivt sura jordar på potentiellt sur sulfatjord"*, se legend till figur 2). Ovanför Källbomark börjar de aktivt sura och potentiellt sura sulfatjordarna att tunna ut. Detta kan förklara eventuella skillnader i vattenkvalitetsförhållande uppströms Källbomark, både i Åbyälvens huvudfåra samt i anslutande biflöden, och kan i sin förlängda arm också vara en bidragande orsak till skillnader i fisktäthet. I jämförelse med exempelvis Byskeälven (som knappt har någon aktivt eller potentiellt sur sulfatjord i sitt närområde över huvud taget) är Åbyälvens dokumenterade lax- och öringbestånd noterbart lägre[9].



Figur 2. Förekomst av sulfatjordar i området kring nedre Åbyälven. Gula fält visar buffertzoner för varje karterad bäck (100 meter på vardera sida om mittfåran). För detaljerade sulfatjordskartor för varje karterat biflöde se **figur 4–8** nedan. Biflödesordning: 1 = Tvärån, 2 = Brymyrbäcken, 3 = Rismyrbäcken, 4 = Gegalbäcken, 5 = Morbäcken, 6 = Söravabäcken.

[9] Dannewit J m.fl. Svenska laxbestånd i Östersjön - statusexploatering och förvaltning SLU.aqua.2020.5.4-39
Kagervall A m.fl. Biologisk rådgivning med fokus på ändrade bestämmelser för fiske i älvarna i Norrland SLU.aqua.2020.5.4-39

I figur 4–8 visas varje biflödes sammansättning av sulfatjordar i området närmast respektive utlopp i Åbyälven. De två biflöden som förefaller rinna genom mest aktivt sur sulfatjord är Gegal- och Morbäcken.

3.2. Digital dikeskartering

Dikning av skogs- och jordbruksytor har historiskt utförts för att avvattna marken i syfte att skapa bättre förutsättningar för skog och grödor – alternativt som en preventiv åtgärd för att förhindra ökad vattenmättnad om nederbörd skulle överstiga ytavrinning där skog avverkats. Nuförtiden står det dock klart att dikningen fått negativa effekter på markens förmåga att lagra och att hålla kol bundet, framförallt där områdena är rika på torv[10]. När torv kommer i kontakt med syre oxideras kolet och blir till koldioxid varpå koldioxidöverskottet i atmosfären ökar (med ökad global uppvärmning som följd). Åtgärder för att öka markens förmåga att lagra och binda kol innebär att plugga igen dessa diken så att torvytorna återigen blötläggs[8]. Dessutom, när grundvattennivån är sänkt till följd av dikningen samtidigt som bromsande strukturer i fåran tagits bort, finns det stora delar av året ett underskott av vatten i vattendraget varpå många för exempelvis öring viktiga habitat riskerar bli torrlagda under sommarmånaderna. Att vid våtmarksrestaurering helt fylla igen alla diken i ett avrinnings-område är inte bara tekniskt svårt utan också orimligt relaterat till arbetsinsats, men att däremot anlägga strategiskt placerade pluggar i de diken som är mest vattenförande är en strategi som med stor säkerhet kommer ge ett betydande biologiskt gensvar. Dikeskarteringen som gjorts i detta projekt identifierar de mest prominenta dikena vilka ansluter till karterade delar av respektive biflöde. Mindre diken, de ner mot 1dm i bredd (se figur 3, *Mitt.*), riskerar att inte synas vid digital dikeskartering och behöver därför karteras manuellt.

3.2.1. Metodik

Alla nedan analyser utfördes i programvaran ArcGIS Pro version 3.0.0.

Dikesförekomst – Överlappning sulfatjordar – Markens vattenflöde i närområdet

Bästa tillgängliga data för dikeskartering är SLU:s analysprodukt *"Dikeskartor Raster"* vilken hittar ca 85% av landets befintliga diken[11]. Kartorna som tagits fram i denna rapport (figur 4–8) visar var dessa diken (röda linjer) överlappar olika sulfatjords- och marktäckningstyper (skog, våtmark, åker etcetera) i närområdet kring de studerade vattendragen. I de två vänstra kartorna (*T.v.*) har dikena klippts med 100 meters buffert runt inventerade vattendragssträckor, i de mittersta och högra kartorna (*Mitt.* samt *T.h.*) visas de oklippta i syfte att ge en bild av hur omfattande dikningen är i närområdet. I de senare visas även vilken typ av marktäckning[12]

[10] Kasimir, Å. m.fl. (2018). Land use of drained peatlands: Greenhouse gas fluxes, plant production, and economics. Global change biology, 24(8), 3302-3316.

[11] https://www.slu.se/ew-nyheter/2021/11/digitala-dikeskartor

[12] Kartlager från "Nationella Marktäckedata" (Naturvårdsverket), https://www.naturvardsverket.se/verktyg-och-tjanster/kartor-och-karttjanster/nationella-marktackedata

samt jordart[13] som dräneras. Vidare har vattnets flödesnätverk (hydrografiska nätverk) modellerats med stöd av handledningen *"Life to ad(d)mire"*[14] (tunna blå linjer).

Analys av mest framträdande diken

För att se vilka diken som framträder mest (och därmed har störst avvattningspotential) ändvändes ett utsnitt av terrängkartan (från den laserskannade nationella höjdmodellen) vars rasterrutor är 1 x1 meter. I syfte att ge flödesmodellen fri väg kördes inledningsvis ett programverktyg som slätar ut rastret något genom at fylla igen små sänkor. Höjdangivelserna i rastret används för att beräkna datacellernas lutningsriktning vilka därefter används för att beräkna hur många andra rutor som "avvattnas" till respektive cell. Högre värde innebär ett större nätverk av närliggande celler som lutar åt samma håll, vilket kan tolkas som ett högre vattenflöde.

3.2.2. Resultat & diskussion

Dikenas utbredning överensstämmer med de våtmarksytor som planterats med skog – ett högst förväntat resultat, men med påfallande precis matchning. I princip överlappar marktäckningsdatan för "skog på våtmark" (figur 4–8 *t.h.)* helt perfekt med de röda dikena (se exempelvis Brymyrbäcken, Gegalbäcken). Där åkermark anlagts syns dikningar för det mesta endast utmed markytans kanter. Eftersom den digitala dikesanalysen tittar på mönster i landytans höjdmodell syns däremot inte de täckdiken (slangar/rör som grävts ner under jorden) som ofta går genom åkermark i syfte att avvattna denna (figur 3, *T.h.*).

Det finmaskiga blå nätverket i kartorna kan tolkas som "lägre potentiellt vattenflöde", medan tjockare blå linjer visar "högre potentiellt vattenflöde". De diken från SLU's *"Dikeskartor raster"* som sammanfaller med de modellerade högre vattenflödet kan anses mer aktiva och bör prioriteras framtida dikesigenläggningar.

Biflödesspecifika kommentarer

Tvärån – (Figur 4) Diken finns i ganska hög täthet i Tvåråns omnejd vilken är relativt rik på lerjord. De karterade delarna av Tvärån går huvudsakligen genom skogsmark och mängden diken i aktivt eller potentiellt sur sulfatjordar är jämförelsevis låg. Andelen åkermark i närområdet är överlag relativt ringa men tilltar norr om Gagsmark upp mot vägöverfarten vid Sågholmen. Skog på före detta våtmark återfinns framförallt i mitten av den karterade sträckan, cirka 1 kilometer uppströms utloppet i Åbyälven.

Brymyrbäcken – (Figur 5) Skogsområdena runt de karterade delarna av Brymyrbäcken är kraftigt dikade. Till en viss del löper dikena genom jordar med aktivt sur eller potentiellt sur sulfatjord, men huvuddelen går genom ej sur sulfatjord. Längst karterade sträckor består den dikade marken nästan uteslutande av skog på tidigare våtmark.

---

[13] https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html

[14] NAT/S/000268, Dnr 512- 292-2015

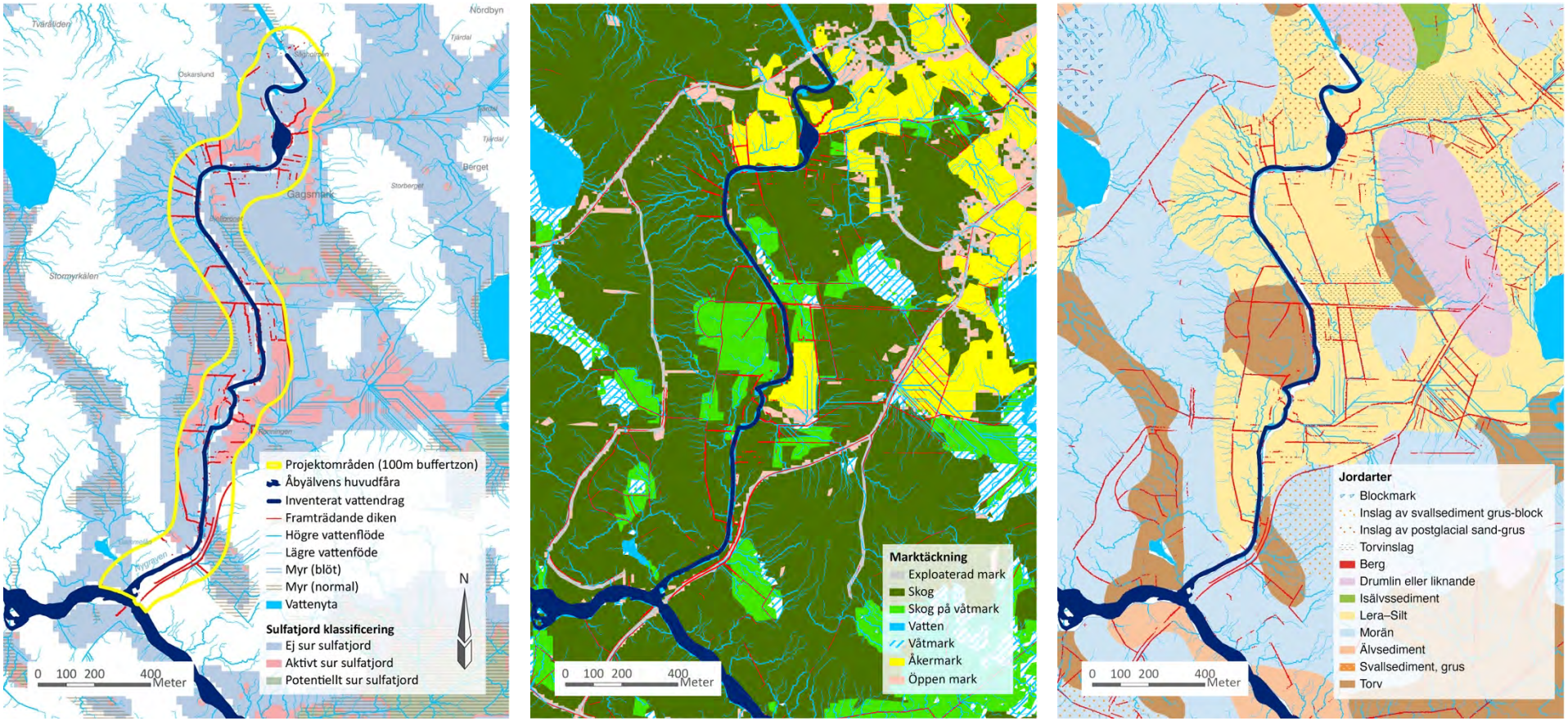
Rismyrbäcken – (Figur 6) Nedre delarna av de karterade sträckorna går genom blockrik odikad moränjord. Marktäckningen består här av skog på ej sulfatjord. Där dikningarna tilltar övergår jorden till att huvudsakligen bestå av potentiellt sur sulfatjord på. Marktäckningen är här skog på gammal våtmark.

Gegalbäcken – (Figur 7) En stor del av Gegalbäckens diken, framförallt i de nedre delarna av karteringen, går genom sur sulfatjord. Här kantas bäcken på norrsidan till stor del av åkermark, troligen täckdikad, medan södra sidan domineras av skog med insprängda stråk av skog på gammal våtmark. Uppströms jordar utgörs inom bufferten huvudsakligen potentiellt sur sulfatjord. Marktäckningen är här våtmark, både med och utan skog.

Morbäcken – (Figur 8) Förutom ett skogsparti vid mynningen som sträcker sig cirka 200 meter uppströms är närområdet runt Morbäckens nedre delar – ett åkerparti med stor del aktivt sur sulfatjord – relativt kraftigt dikat. Uppströms avtar de aktivt sura jordarna medan delen potentiellt sur och ej sulfatjord tilltar. Marktäckningen övergår här till skog samt skog på tidigare våtmark.

Söravabäcken – (Figur 9) Söravabäcken är minst dikad av alla biflöden i denna rapport. Den låga dikestätheten beror på att jordarten utgörs av grovblockig morän i vilken diken inte går att gräva på samma sätt som i finkornigare jordar. De två parallella röda dikena som framträder nedom den mindre sjön/träsket är vägdiken. Uppströms vägöverfarten är marktäckningen nästan uteslutande skog (med inslag av skog på gammal våtmark). Här, runt selet/våtmarken, finns inslag av sur sulfatjord. Nedströms vägen finns inslag av öppen mark i form av hustomter.

Figur 3. *T.v.* Ett 0,6 meter brett dike med utlopp i Gegalbäcken. *Mitt.* Ett av många smala diken, <1,5 dm (gul pil), i den intensivt dikade terrängen i anslutning till den rätade Brymyrbäcken. Sådana (finns även i terrängen runt flera av de andra vattendragen) syns troligtvis dåligt i den digitala dikeskarteringen men har likväl potential att bidra till betydande turbiditet. Därav rekommenderas en kompletterande manuell dikeskartering av samtliga biflöden innan igenläggningsåtgärder vidtas. *T.h.* Ett av många åkerdiken (ett så kallat täckdike) där ett avledningsrör grävts ner i jorden i en åker med anslutning till Morbäcken (fotograferingstillfälle 210812). Eftersom digitala dikeskarteringar identifierar försänkningar i topografin syns inte sådana här när de täcks över med jord. Enda sättet att upptäcka dem är om man påträffar rörets utlopp i bäcken, eller som här, vägdiket.

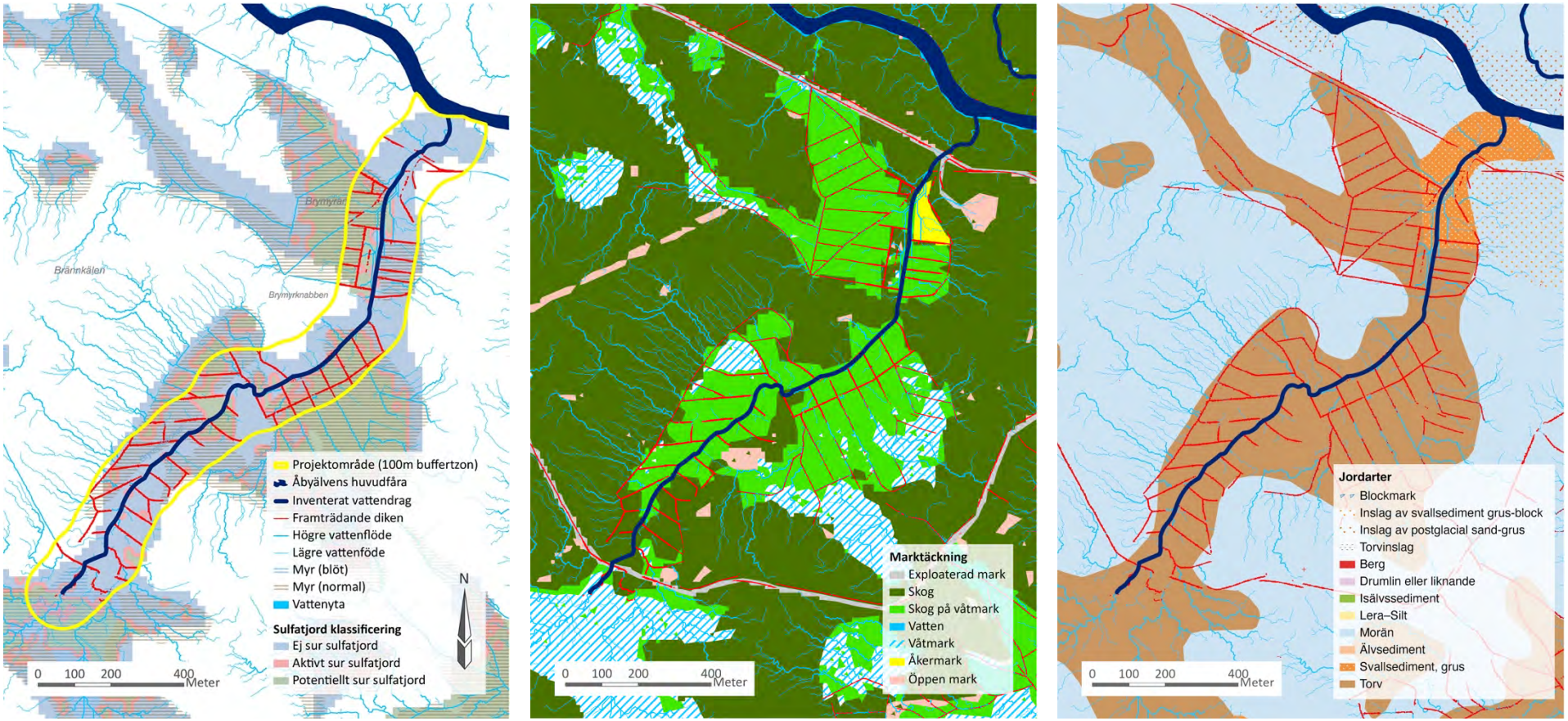


Figur 4 – Tvärån

T.v. Inom buffertområdet anslutande och framträdande diken, var de överlappar sulfatjordar samt områdets hydrografinätverk.

Mitt. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt typ av marktäckning.

T.h. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt förekommande jordarter.

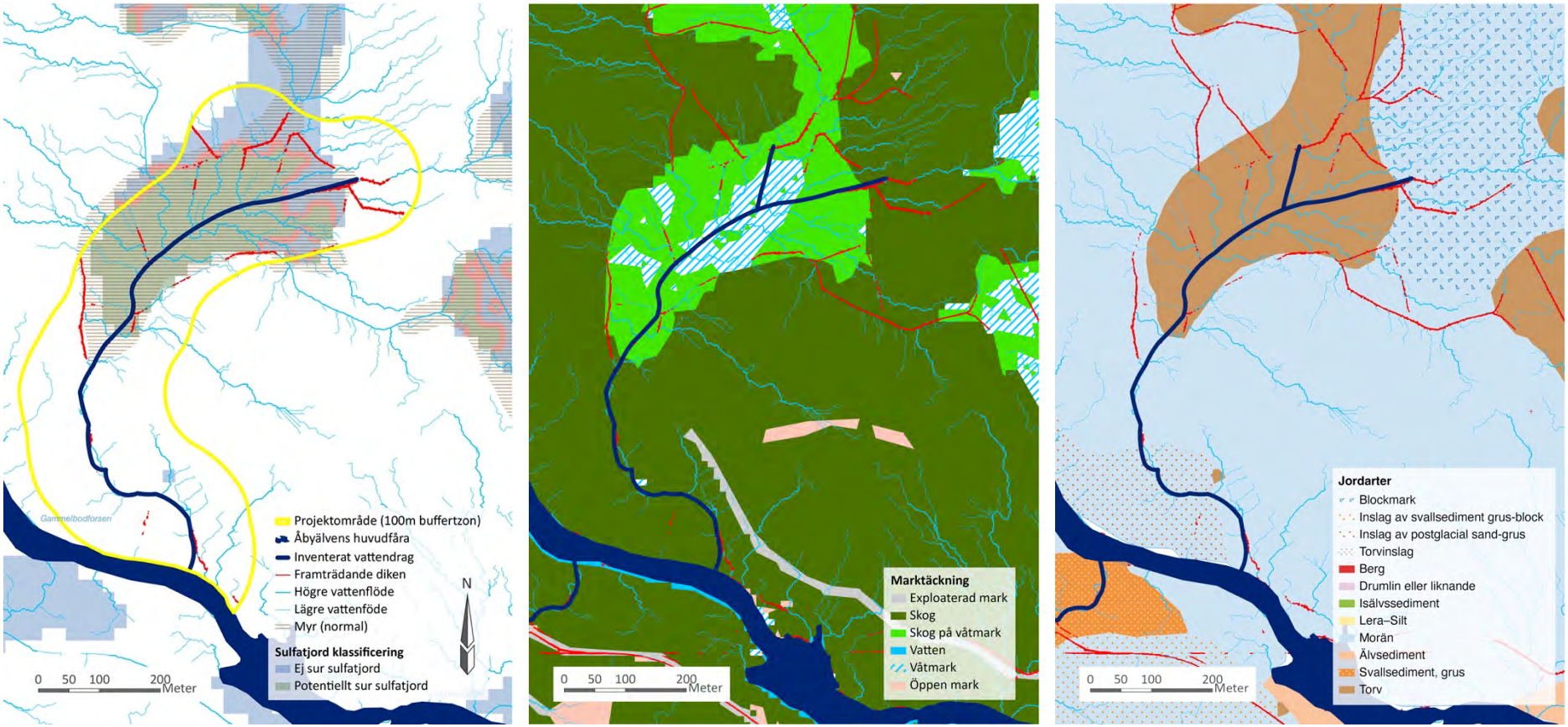


Figur 5 – Brymyrbäcken

T.v. Inom buffertområdet anslutande och framträdande diken, var de överlappar sulfatjordar samt områdets hydrografinätverk.

Mitt. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt typ av marktäckning.

T.h. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt förekommande jordarter.

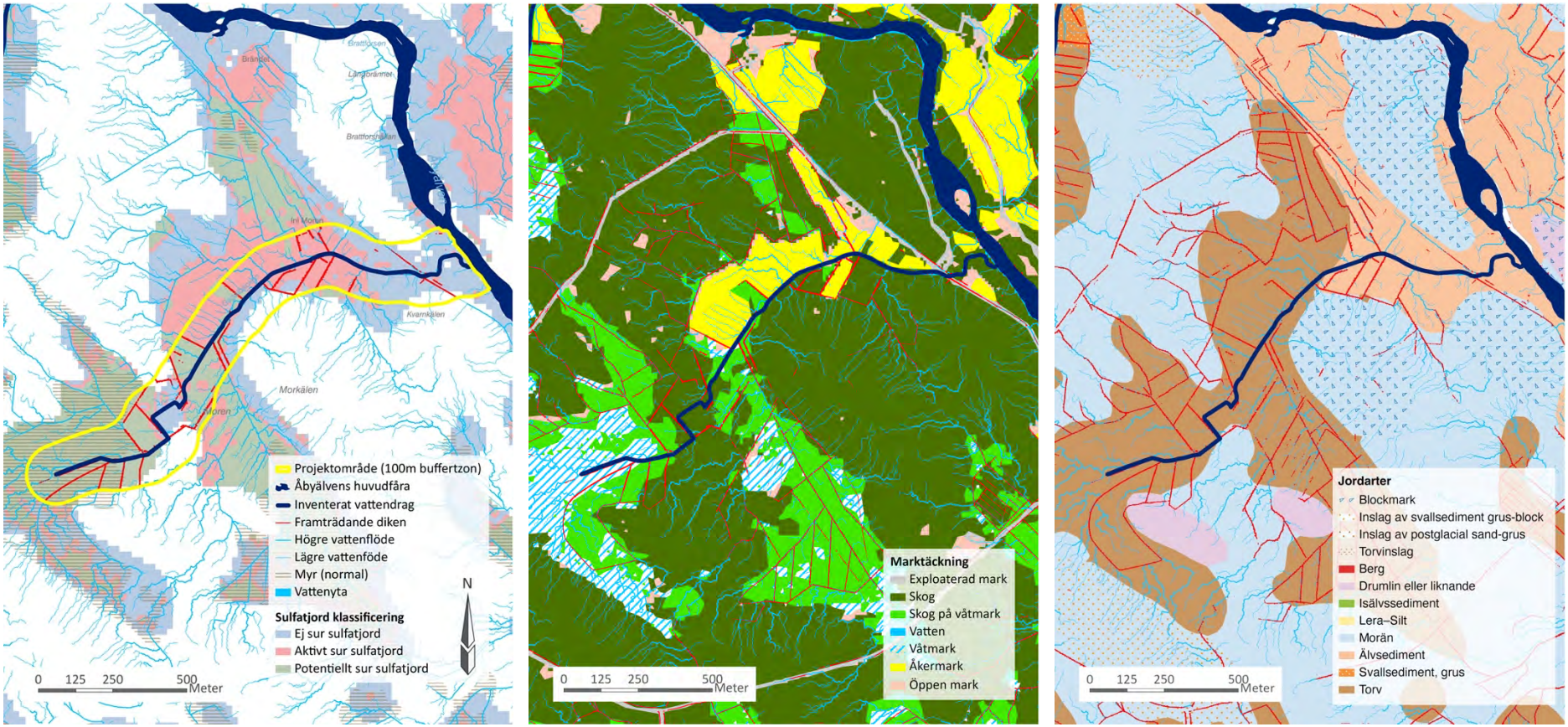


Figur 6 – Rismyrbäcken

T.v. Inom buffertområdet anslutande och framträdande diken, var de överlappar sulfatjordar samt områdets hydrografinätverk.

Mitt. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt typ av marktäckning.

T.h. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt förekommande jordarter.

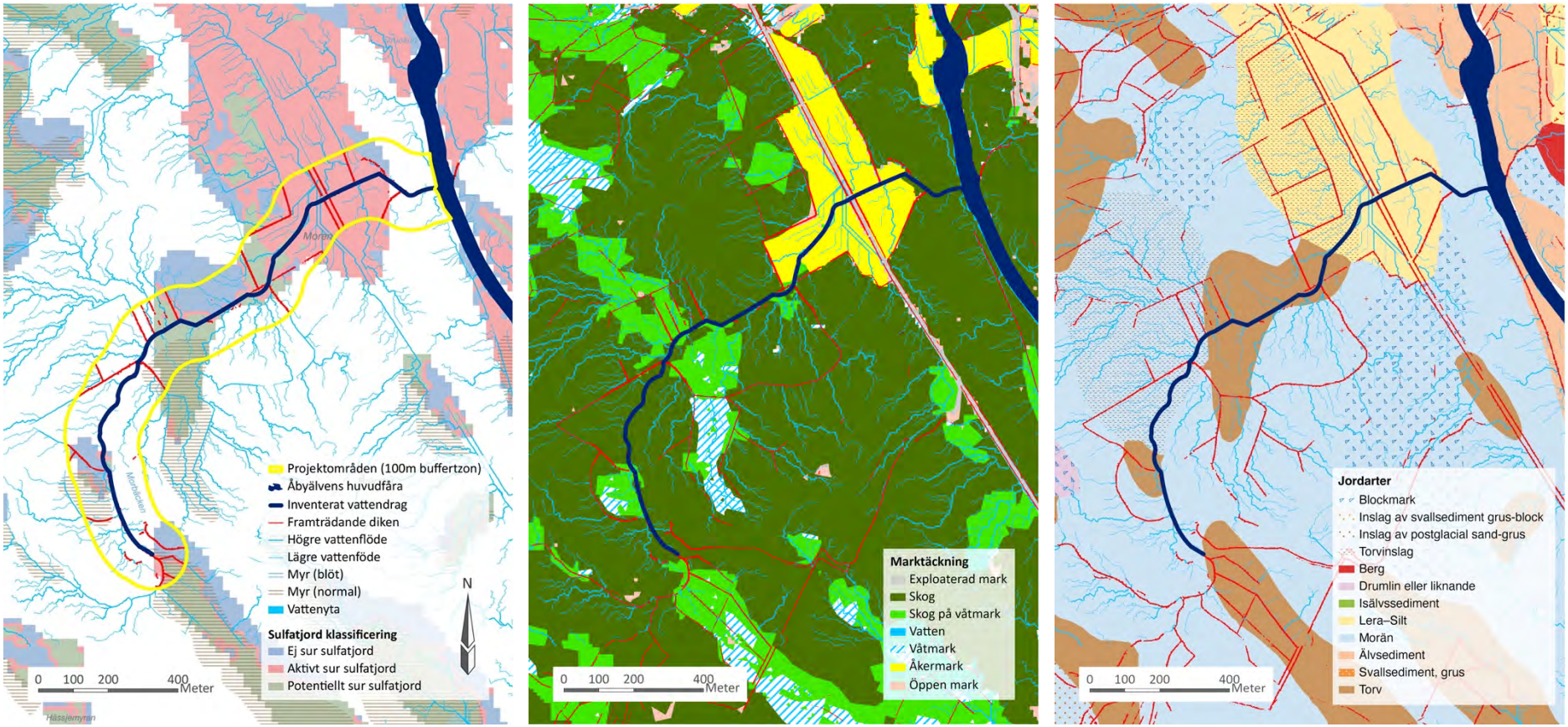


Figur 7 – Gegalbäcken

T.v. Inom buffertområdet anslutande och framträdande diken, var de överlappar sulfatjordar samt områdets hydrografinätverk.

Mitt. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt typ av marktäckning.

T.h. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt förekommande jordarter.

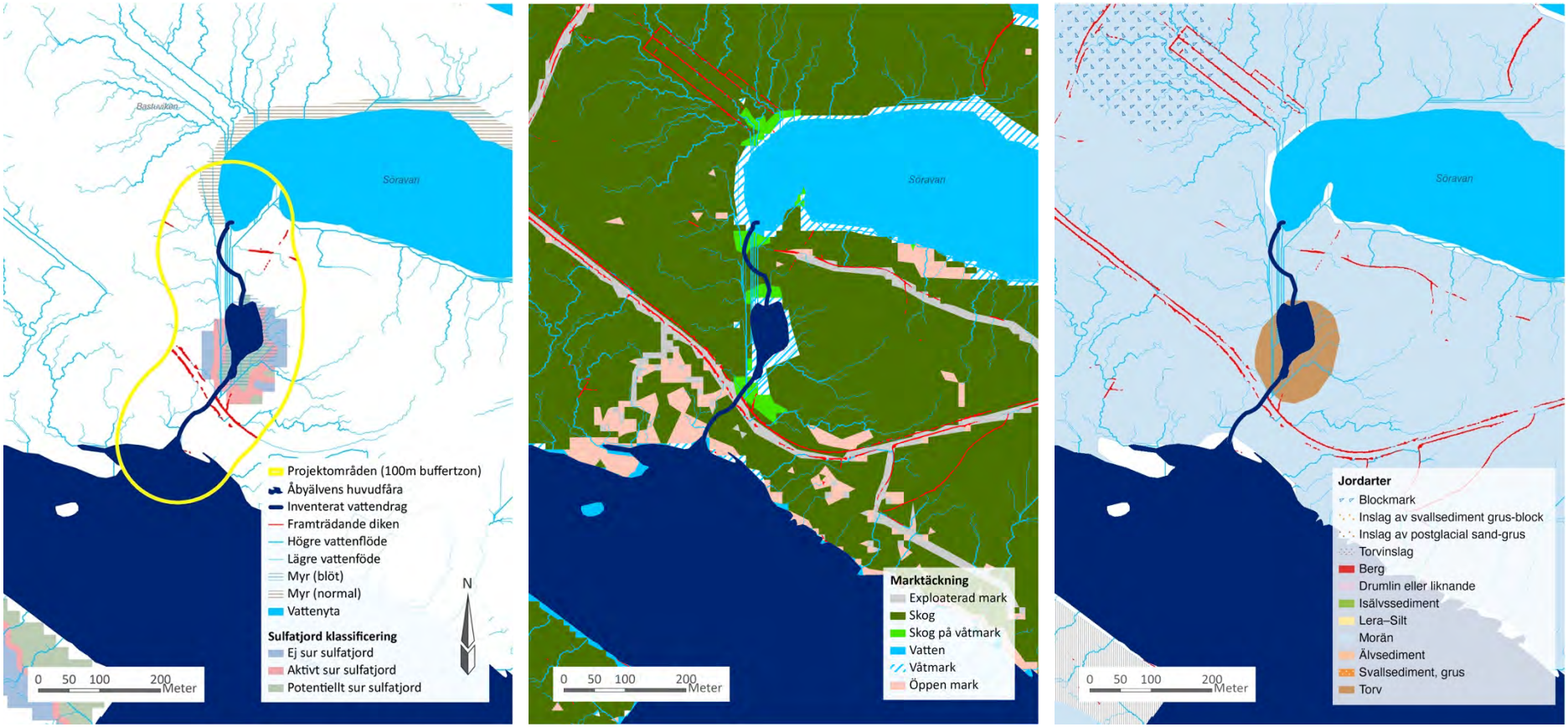


Figur 8 – Morbäcken

T.v. Inom buffertområdet anslutande och framträdande diken, var de överlappar sulfatjordar samt områdets hydrografinätverk.

Mitt. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt typ av marktäckning.

T.h. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt förekommande jordarter.



Figur 9 – Söravabäcken

T.v. Inom buffertområdet anslutande och framträdande diken, var de överlappar sulfatjordar samt områdets hydrografinätverk.

Mitt. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt typ av marktäckning.

T.h. Dikningarnas utbredning i närområdet utanför buffertzonen samt förekommande jordarter.

3.3. Provtagning av vattenkvalitativa variabler vid bäckmynningar

De fem utvalda bäckarna provtogs för en rad vattenkvalitativa variabler vid två tillfällen under 2022 – strax efter vårflödestoppen (4/5–2022) och efter sommarens lågflöden (14/8–2022). Utöver vattentemperatur innehöll beställningen från FvO initialt: *färg, pH* och *alkalinitet* – men efter önskemål adderades även *turbiditet* för båda provtagningstillfällen samt *aluminium* vid andra provtagningstillfället. Nedan redogörs kortfattat för de olika variablernas egenheter och relevans relaterat till biologi och fiskförekomst i vattendrag.

Vattentemperatur – Trivseltemperaturen för lax och öring är 7–19°C och toleransnivån, över vilken de får svårt att överleva, ligger på 23–25°C. Optimal temperatur för gädda är 12–14°C och för abborre 18–20°C. Vattentemperaturen kan påverka vattnets pH. En höjning av vattentemperaturen lösgör väte- (H^+) och hydroxidjoner (OH^-) vilket sänker pH (vattnet blir mer surt). Motsvarande relation gäller vid temperatursänkning, det vill säga pH höjs och blir mer basiskt.[15]

Turbiditet (grumlighet) – Partiklar i vattnet minskar sikten samt ljusstrålars möjlighet att nå ner till bottnen och komma fotosyntetiserande bottenalger till godo. Dessutom kan fiskars rom kvävas då finkornigt sediment lägger sig som en matta över dem och stryper syretillförseln. Turbiditeten ökar då jord- och lerpartiklar tillförs vattendraget och förvärras då strandzonsvegetationen är skadad (trädrötter stabiliserar jordlagerna och örtrötter filtrerar lera). En betydande källa till grumligt vatten är skogsbruk (kalhyggen, maskinframfart, diken med mera). Turbiditeten ökar oftast vid häftiga regn och vid snösmältning. Ju lägre turbiditet ett vatten har desto bättre mår biologin. Turbiditet mäts i *FNU ("Formazin Nephelometric Unit").*

Färg (absorbans) – Anger vattnets färg i jämförelse med en färgstandardlösning. Färgtalet påverkas av humusämnen, järn- och manganföreningar och säger egentligen ingenting om vattnets övriga allmänna egenskaper. I vattenvårdssammanhang brukar man med färg dock ofta uteslutande avse vattnets brunhet till följd av humusämnen (upplöst organiskt kol). Ibland pratas det om *"Total Organic Carbon"* varpå enheten TOC används (även DOC = *"Dissolved Organic Carbon"* förekommer). Avgörande för färgtalet är marken som vattnet rinner igenom och överlag är vattendrag genom myrmark mer humösa än de genom skogsmark (undantag under vårflödet då förhållandena är omvända, se beskrivning under resultat). Färgen på vatten i norra Sverige är brunare än de söderut av naturliga skäl (likaså naturligt lägre pH) varpå resultat kan bli missvisande om de mäts mot bedömningsgrunder utan hänsyn till detta. I viss mån fyller kolmolekylerna i brunt vatten (speciellt de kortare och mer lättnerbrutna) en funktion för vattendragens födovävar. Sådana kan antingen vara *autotrofa* (vara beroende av tillskott av oorganiskt kol i form av CO_2 som binds till biomassa genom algfotosyntes) eller *heterotrofa* (beroende av upplöst organiskt kol som respireras av bakterier vilka när de

[15] Helmenstine, Anne Marie (2020). "Le Chatelier's Principle Definition". ThoughtCo. Archived from the original on 2021-04-20, https://www.thoughtco.com/definition-of-le-chateliers-principle-605297. Retrieved 2022-09-26.

koloniserat exempelvis löv förtärs av bottenfauna). Framförallt i regioner där mängden solljus är begränsad och bottenalgproduktionen därav låg, kan upplöst organiskt kol utgöra en viktig akvatisk energikälla. Alltför brunt vatten kan dock vara till stor skada, och i regioner där mängden solljus inte är en begränsande faktor är låg vattenfärg ofta ett tecken på en välmående vattenmiljö. Nackdelen med brunt vatten är att det hindrar autotrof produktion på botten genom att blockera solljus, dessutom så kan humus innehålla metaller, sänka pH samt föra med sig långlivade organiska föroreningar (så kallade POP's). Färg mäts i enheten *mg Pt/l ("milligram Platina per liter")*. Klara vatten har låga färgtal (<25 mg Pt/l) och mycket bruna vatten har färgtal som överskrider 100 mg Pt/l (tabell 2).

pH – pH mäts på en skala från 0–14 hur anger hur många lösa vätejoner (H^+) det finns i en lösning. Ett lågt pH har många vätejoner och benämns surt (pH 0–6,9) medan ett högt pH har färre vätejoner men fler hydroxyljoner (–OH) och benämns basiskt (pH 7,1–14). Neutralt pH har värde 7. Ett lågt pH är dåligt för fisk då det reducerar dess förmåga att simma, äta, reproducera sig och växa. Samtidigt är ett högt pH (över 9,6) inte heller bra eftersom det kan leda till död, skador på skin och gälar samt hämma deras förmåga att göra sig av med metaboliska restprodukter. pH-skalan är logaritmisk och halten ökar med faktor 10 för varje steg. pH 6 år således 10 gånger surare än pH 7 och pH 5 är därför 100 gånger mer surt än pH 7. pH mäts i enheten *mol H^+/l* (dock brukar denna inte anges).

Alkalinitet (buffertkapacitet) – Alkalinitet är vattnets kapacitet att stävja förändringar i pH, och är egentligen ett bättre mått på surhet eftersom pH-värdet pendlar fram och tillbaka till följd av naturliga årsvariationer. Om alkaliniteten är noll så sjunker pH vid varje tillskott av sura produkter, men är den däremot större ändras inte pH proportionellt med tillskottet av vätejoner. Istället minskar då alkaliniteten, varpå vattnets buffertkapacitet mot sur kemi minskar. Från marken vittrade baskatjoner (positivt laddade joner så som kalcium Ca^{2+}, magnesium Mg^{2+}, kalium K^+, natrium Na^+) ökar alkaniteten och motverkar lågt pH. Alkalinitet ger ett bra mått på hur känslig en sjö eller ett vattendrag är mot försurning. Alkalinitet mäts i *mmol (millimol)*.

Aluminium – Efter syre och kisel är aluminium det vanligaste elementet i jordskorpan och i jord. I vattenlösning har metallen en komplex kemi och förekommer i många olika former med varierande giftighet (toxicitet). Det är just förekomstformen som avgör dess toxicitet för levande organismer, och denna påverkas i sin tur främst av pH men även av andra faktorer så som mängden löst organiskt material, sulfat- och fluoridhalt samt temperatur. Viktigt att notera är att resultaten från provtagningarna i Åbyälvens biflöden inte redogör för aluminiumets förekomstform. Därför kan inga likhetstecken dras mellan nedan diskuterade gränsvärden och de erhållna provresultaten – de senare kan endast ses som en indikation.

Ligger pH mellan 6–9 är aluminiumjonerna inte lösliga (labil form) utan är istället bundna till organiskt material varpå dess toxicitet för fisk och bottenfauna anses låg. Man säger att

aluminiumet har låg biotillgänglighet – och absolut lägst sådan inträffar vid pH 6,5[16]. Lösligheten/labiliteten ökar igen vid för högt pH (> 9) vilket i sin tur kan orsakas av växtplanktonproduktion och därmed ökat CO_2-upptag. När pH är lågt (<4,6) förekommer nästan all form av aluminium i lös labil form och är därför tillgänglig för absorption (upptag)[17].

När pH når under 4,2 transporteras labila Al^{3+}-joner med markvatten till områden med högre pH. Där "attackerar" de vattenmolekylerna och faller ut som *aluminiumhydroxid, $Al(OH)_3$,* varpå lösa vätejoner (H^+) puttas ut (tre per vattenmolekyl). Dessa lösa vätejoner ökar således surhetsgraden (sänker pH).

Den för fisk och bottenfauna mest toxiska formen av labilt aluminium är den som kallas *oorganiskt aluminium (labilt monomert aluminium eller Al_i).* Likt andra labila former av aluminium ökar halten Al_i med lägre pH. Al_i framhålls ofta som den viktigaste förgiftningsmekanismen relaterat till försurade av vattenmiljöer[18].

3.3.1. Metodik

Skruvkorksförsedda behållare (250 ml) fylldes upp med vatten från respektive biflödes nedersta sträcka (för att säkerställa att proverna endast skulle påvisa vattenförhållandena i biflödena) och en likadan i Åbyälvens huvudfåra strax uppströms respektive biflödes mynning i Åbyälven (för att få opåverkade kontrollvärden). Proverna skickades till laboratorium och analyserades inom 24 timmar efter provtagning.

3.3.2. Resultat & diskussion

Färg & turbiditet

Färgnivåerna för alla fem lokaler låg vid båda provtagningstillfällena på högsta nivån (otillfredsställande, tabell 3). Sensommarens prover var tydligt högre för alla biflöden utom Rismyrbäcken (i princip oförändrad) och Söravabäcken (marginell ökning) (tabell 3 & figur 10C). Orsaken till färgnivåernas ökning från vår- till sensommarprovtagning tros ha att göra med att vatten på väg till vattendraget vid snösmältning istället för att rinna genom jordlagerna rinner ovanpå marken eftersom denna delvis kan vara frusen, samt på grund av att markporerna inte kan ta emot vatten i samma hastighet som det tillförs – ett fenomen som kallas hortonsk ytavrinning och som är vanligt i boreala nordliga landskap under vårflödet. En frusen skorpa som hindrar smältvatten från att tränga ner i ytliga organiska jordlager och därmed bli humusfärgat är vanligast i torvmarker eftersom grundvattennivån där ligger jämförelsevis högt vilket tillåter bildning av ytliga islager. I skogsmarker däremot, brukar vattnet som tillkommer vattendragen oftast vara brunare under perioden för snösmältning jämfört resten av året eftersom det till följd av ett ej lika fruset ytligt markskikt (lägre grundvattennivåer) i högre grad kunnat tränga ner i de organiska jordlagren och på så sätt

[16] Stumm, W. and J. J. Morgan. 1996. Aquatic Chemistry. 3rd edition. John Wiley and Sons, Inc, New York.

[17] Glynn AW, Sparen A, Danielsson LG, Haegglund G, Jorhem L. Bioavailability of labile aluminum in acidic drinking water: A study in the rat. Food Chem Toxicol. 1995;33:403–408.

[18] Tärnåsen, I. (2009). Utvärdering av labilt aluminium. Länsstyrelsen i Jönköpings län.

föra med sig mer humus. Resten av året är förhållandena vanligtvis de omvända, det vill säga vattendrag genom torv är mer humösa och därmed brunare än vattendrag genom skogsmark. Marktypens betydelse för humusexport till vattendrag i nordliga boreala regioner är framförallt viktig på lokal rumslig nivå (i vattendragens närhet) samt på landskapsnivå högt upp i avrinningsområdet. För nedre Åbyälven spelar därför marktyp på landskapsnivå mindre roll.

Ur resultaten framträder inget mönster som bekräftar skogsmarkers vårflödestopp av humusämnen. Däremot överensstämmer färgnivåerna delvis med teorin om att torvmark har lägre humusexport under samma period. Samtliga projektsträckor har relativt torvrika närområden runt utloppet (se jordartskartor figur 4–8) – vissa mer blöta men de flesta mindre (odlad skog på dikade torvytor). Grundvattennivån i dessa dikade och beskogade torvmarker ligger visserligen lägre än normalt, varpå samma ytliga isbildning inte kan förväntas. Å andra sidan gör torvens karaktärer att marken ändå buffrar mycket vatten med potential att frysa än övriga jordtyper under nederbördsrika vintermånader.

De oberoende av årstid höga färgnivåerna bedöms vara ett stort problem för vattendragslevande organismer i avrinningsområdet. I norra Sverige är nivåerna visserligen högre än i övriga landet av naturliga skäl[19], och de kortare kolpolymererna fyller delvis en roll som energikälla i den heterotrofa (bakteriella) näringskedjan då brist på solljus begränsar vattendragens primärproduktion, men i vissa fall är siffrorna alarmerande. För samtliga bäckar överskrider de uppmätta nivåerna vid båda provtagningstillfällena med råge den högsta nivå i den femgradiga skalan. Riktvärdet för kraftig påverkan ligger vid 100 mg Pt/l och sommarflödena i Gegal-, Mor- och Brymyrbäckens visar på 590, 470 respektive 350 mg Pt/l. Anledningen till de tydligt högre humusnivåerna för Gegal- och Morbäckens sensommarvatten är inte helt självklara eftersom närområdena runt båda bäckarnas nedersta delsträckor enligt jordartskartan är fattiga på torv jämfört med övriga bäckar (figur 7 & 8). Däremot finns det i båda fallen (främst i Gegalbäcken) stora torvområden uppströms de nedersta delsträckorna vilka säkerligen har en inverkan, dessutom är närområdet kraftigt dikat. Rismyrbäcken med näst lägst färghalt (dock fortfarande över högsta nivån – tabell 2 & 3) och relativt låg dikestäthet utskiljer sig också en aning från de övriga biflödena då nedersta sträckan går genom en relativ lång sträcka blockrik moränjord. Här spås den höga lutningen i moränområdet bidra till att exporten av humöst vatten från ett uppströms beläget torvområde ändå blir hög (figur 6). Att Söravabäcken (biflödet närmast mynningen) har lägst färgnivåer av alla biflöden men ändå överskrider högsta nivån (oönskat tillstånd) kan inte förklaras av dikningar (relativt få) eller stora torvområden (tabell 3 & figur 9). Däremot säger det en del om nordliga boreala regioners höga export av upplöst organiskt kol i dess normaltillstånd – system som dessutom kännetecknas av lägre humushalt ju närmre utloppet i havet man kommer i avrinningsområdet. Orsaken till denna regim av avtagande vattenfärg på landskapsnivå är inte marktyp (skog eller torv, likt i övre delarna av avrinningssystemet) utan beror på att bakteriell respiration förbrukat mycket av kolet på vattnets färd nedströms (som tidigare

[19] Laudon, H., Westling, O., Poléo, A. B., & Vøllestad, L. A. (2001). Naturligt sura och försurade vatten i Norrland. Naturvårdsverket.

nämnts en viktig process i den regionala akvatiska näringskedjan) samt på att vattnet spätts ut av tillströmmande vatten från grundvattenmagasin (akvifärer).

Trenden med genomgående högre nivåer för sensommarproverna jämfört med proverna för perioden efter snösmältningen återspeglas också för *turbiditet*. Vattenfyllda och därmed hårdfrusna ytliga torvlager bedöms vara den bakomliggande orsaken till lägre vårexport av lera/silt. I Gegalbäckens fall (sensommarnivåerna är oöverträffat höga) har en avverkning av strandzonsvegetation i sträckan närmast mynningen ägt rum sedan karteringen 2021 – något som kan ha haft stor inverkan på turbiditetsnivåerna eftersom marken i samband med detta luckrats upp och blottlagts varpå läckage av lerpartilar successivt tillkommit vattnet. Morbäckens låga grad av turbiditet (trots nygrävda och jordblottade väg- och täckdiken i åkermark några hundra meter uppströms mynningen) kan ha att göra med de väldigt låga vattennivåerna vid utloppet och det näst intill stagnanta flödet i uppströms åkermark vilket gjort att partiklar sedimenterat istället för att sköljas nedströms mot provtagningslokalen.

I jämförelse med kontrollokalerna i Åbyälven var både turbiditets- och färgnivåerna högre i samtliga biflöden. Detta antas bero på att vattnet i älven helt enkelt är mer utspätt jämfört med det i biflödena. Dock ska det poängteras att också Åbyälven har höga färgnivåer (genomgående betydliga och kraftiga – tabell 3). För båda parametrarna ökade nivåerna i kontrollokalerna från vår- till sensommarprovtagningen (undantaget uppströms Söravabäckens som för färg backade från kraftig till betydande nivåer, och för turbiditet från betydliga till måttliga). Orsaken till den generella ökningen i Åbyälven tros återigen relatera till resonemanget om att stora mängder smältvatten på våren transporteras ovan jord till vattendragen.

Surhet (pH & alkalinitet)

Trots att vårens smältvatten ofta hindras från att fullt ut rinna igenom jordlagren (som ovan beskrivet), sköljer de stora vattenvolymerna under en kort period med sig väldiga mängder sur markkemi från ytliga jordlager ut i vattendragen[20]. Vattnet efter snösmältning är därför mycket surare jämfört med det några månader senare (dock förekommer sommarsurschockar vid intensiv tillfällig nederbörd). Efter att vårflodens intensitet dämpats blir vägen från nederbörd till påfyllnad i vattendragen längre. Nytt vatten, som sakta sipprar ner genom jordlagren, byter plats med det stillastående grundvattnet genom att helt enkelt trycka ut det i vattendragen. Vattnet som då exporteras kännetecknas av högt pH (basiskt), upplöst inorganiskt kol (vätekarbonat, koldioxid), sulfat, samt att det är rikt på vittrade baskatjoner vilka ökar alkaniteten och motverkar lågt pH. Ju torrare somrar desto tydligare visar sig detta.

Teorin bekräftas av resultaten för Åbyälvens undersökta biflöden där samspelet mellan pH och alkalinitet är tydligt. Samtliga vårprover visar på lägre pH-värden och lägre alkalinitet, medan sensommarproverna visar det omvända, det vill säga högre pH och högre alkalinitet (figur 10 D & E). Vad som sker är dels att vårflödets surchock förbrukar mer av buffert-

[20] Vanliga orsaker till surstötar:
Deposition av antropogent sulfat/nitrat (starka syror), naturligt förekommande svavel i marken, organiska syror (från humus), utspädning med jonsvagt nederbördsvatten, deposition av havssalt, övertryck av koldioxid (Från: Laudon, H., Westling, O., Poléo, A. B., & Vøllestad, L. A. (2001). Naturligt sura och försurade vatten i Norrland. Naturvårdsverket.

kapaciteten varpå alkaniteten trycks ner. När pH i samtliga fall höjts efter sommaren ser även alkaniteten ut att återställas till högre nivåer eftersom grundvatten rikt på basiska vittrings-produkter tillförs i större mängd.

I förhållande till vattenorganismers preferenser visar samtliga pH-nivåer för vårflödet på betydligt eller kraftigt oönskade nivåer (tabell 3 & figur 10D). Öring behöver till exempel pH 6,0 för att lyckas med sin reproduktion. För sensommarnivåerna ser förhållandena bättre ut (endast Morbäcken visar på betydligt skadliga nivåer). Absolut lägst pH har vårflödesprovet i Morbäcken (4,9). Det faktum att bäcken vid båda provtagningstillfällena visar på en obefintlig alkanitet, och därmed ingen buffertkapacitet, gör att den bedöms som extremt känslig för pH-förändring. Ett stort antal diken i aktivt sur sulfatjord (åkern innan och efter vägöverfarten, figur 8) bidrar med stor säkerhet till Morbäckens höga surhetsgrad. Även Gegalbäcken är kraftigt dikad i ett stort område med aktivt sur sulfatjord, men här tros alkaniteten för sensommarflödena till viss del kunna stävja ytterligare pH-sänkning.

Gällande *kontrollokalerna i Åbyälven* bekräftas den säsongsmässiga trenden med surare vårvärden och mer basiska sensommarvärden. Även alkanitetsnivåerna stämmer överens med trenden i biflödena.

I vilken grad humös mark respektive sura sulfatjordar bidrar till de låga pH-värdena är svårt att avgöra. Problemen bör hur som helst åtgärdas med samma medel – det vill säga igenläggning av diken så att försurningsprocesser upphör samt så att den sura kemin inte kan transporteras till vattendragen.

Aluminium[21]

Hos fisk ackumuleras Al_i (oorganiskt aluminium, se definition i metodikdelen) på gälarna och förstör den barriär som reglerar syreupptagningsförmågan och jonbalansen i blodet[22]. Variation i känslighet för Al_i varierar mellan fiskarter. Mest känslig är *lax* följt av *mört, elritsa, abborre, harr, öring* och *fjällröding*[23]. För laxar är smoltperioden, då anpassning till saltvatten sker, mest känslig (överlevnaden minskar redan vid *5 µg/l* Al_i [24]). Generellt sett brukar 50 µg/l anses som ett gränsvärde över vilket organismer börjar ta skada. Är pH lägre än 5,5 är sannolikheten för att denna nivå uppnås 75% [25]. För öring har Al_i -halter på *50-70 µg/l* visat sig få fysiologiska effekter, och död inträffar vid *80 µg/l* [26].

Prover togs enbart vid sensommarflödet så resultaten säger ingenting om säsongsvariation. Däremot skiljer sig biflödesnivåerna med de i Åbyälven – de förstnämnda är otvetydigt högre (flera hundra procent i samtliga fall). Mest aluminium uppmättes i Söravabäcken (400 µg/l, tabell 3 & figur 10F). Fiskdöd inträffar redan vid 80 µg/l Al_i (tabell 2) men eftersom det finns

[21] Aluminiumhalten erhölls genom filtrering.

[22] Uppsala Universitet 2003. Cecilia Andrén. Inorganic aluminium in streams. Bioavilability and toxicity. 2003 B:6.

[23] Poleo et al. 1997. Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: A comparative laboratory study. Environmental Pollution, 96, 129-139.

[24] Kroglund et al. 2007. Water quality limits for Atlantic salmon exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes.

[25] Grahn P. 2018. Definition av några vattenanalysparametrar som används i försurnings- och kalkningssammanhang. Länsstyrelsen Örebro

[26] Andrén C 2007. Presentation Bergen.

dokumenterad god fiskförekomst i Söravabäcken så kan det avfärdas att de uppmätta halterna alla är av toxisk förekomstform. Det samma gäller de övriga bäckarna där de uppmätta halterna i fallande ordning är Morbäcken (380 µg/l), Brymyrbäcken (230 µg/l), Gegalbäcken (200 µg/l) och Rismyrbäcken (170 µg/l). Orsaken till de höga halterna i framförallt Söravabäcken kan ha att göra med att proverna togs strax efter att geomorfologisk återställning ägt rum. Detta är åtgärder som innebär att fåran till mångt och mycket omformas – kantförflyttade stora stenar flyttas ner i vattnet, externt grus tillförs och strandkanterna grävs om. Stora mängder lera och jord tillkommer därför vattendraget under kort tid. Leran sköljs bort relativt snabbt (därav inga alarmerande resultat för Söravabäckens turbiditet) men det finns anledning att tro att de ärgade strandkanterna har en initial stor påverkan på aluminiumnivåerna. Därutöver kan vägdikena vid vägöverfarten som numera leder direkt ner i bäcken transportera oönskad kemi till vattnet. Dessa bör åtgärdas genom att gaffeldiken grävs (se *sektion 3.1 punkt b* i tidigare delrapport för planerade restaureringsåtgärder).

Eftersom Al^{3+}-joner gör att pH sänks (tillförsel av H^{+}-joner, beskrivet under metodik) kan det finnas ett samband mellan höga aluminiumhalter och surhet, framförallt i Morbäcken. Överlag finns det i resultaten dock ingen direkt koppling mellan höga aluminiumnivåer och låga pH-värden (figur 10 D & F).

Vattentemperatur

Vattentemperaturerna var i princip genomgående högre i de uppströms belägna kontroll-lokalerna i Åbyälven vid båda provtagningstillfällena jämfört med biflödena vilken kan förklaras med att större friare vattenmassor utan täckande trädöverhägn värms upp snabbare än bäckvatten som i de flesta lokaler rinner genom skog där solljus i högre grad blockeras av grenverk och annan vegetation. Skuggande vegetation jämte vattendrag kan spela en avgörande roll för vattentemperaturen. Det finns studier som visar på att vattentemperaturen i bäckar utan strandvegetation kan skilja 10°C mot sträckor där sådan finns[27]. De högre temperaturerna som uppmättes i Söravabäcken vid båda provtagningstillfällena kan ha att göra med att bäcken de sista 50–100 meterna är helt utan överhäng och därmed totalt blottad för solsken. Likaså kan vattnet i det uppströms belägna selet få högre temperatur av samma anledning varpå det vid provtagningslokalen ännu inte kylts ner. Inga uppmätta temperaturer ligger utanför preferenserna för lax och öring (7– 19°C). Däremot ligger vattentemperaturen i alla vatten utöver Söravabäcken väl utanför preferenserna för och abborre (18-20°C).

[27] Järvi, T (ed). 1997. Fiskevård i rinnande vatten – Ekologi, Mijövård, Restaurering. Fiskeriverket. Sweden (In Swedish)

Tabell 2. Bedömningsgrunder för vattenkvalitet[28]. Klass 1 = önskvärt tillstånd, klass 5 = oönskat tillstånd.

Tillståndsklass	1	2	3	4	5
Turbiditet *(FNU)*	*Obetydlig* ≤ 0,5	*Svag* 0,5 – 1,0	*Måttlig* 1,0 – 2,5	*Betydlig* 2,5 – 7,0	*Kraftig* > 7,0
Färg, 410 nm *(mg Pt/l)*	*Obetydlig* < 10	*Svag* 10 – 25	*Måttlig* 25 – 50	*Betydlig* 60 – 100	*Kraftig* > 100
pH *(mol H^+/l)*	*Nära neutralt* > 6,8	*Svagt surt* 6,5 – 6,8	*Måttligt surt* 6,2 – 6,5	*Surt* 5,6 – 6,2	*Mycket surt* ≤ 5,6
Alkalinitet *(mmol/l alt. mekv/l)*[29]	*Mycket god* 0,20 – 20	*God* 0,10 – 0,20	*Svag* 0,05 – 0,10	*Mycket svag* 0,02 – 0,05	*Ingen/Obetydlig* 0 – 0,019
Oorganiskt aluminium, Al_i *(µg/l)*	*Bra* < 5	*Skadlig för laxsmolt* 5 – 50	*Många organismer börjar ta skada* 50	*Fysiologiska effekter på öring* 50 – 70	*Fiskdöd* > 80

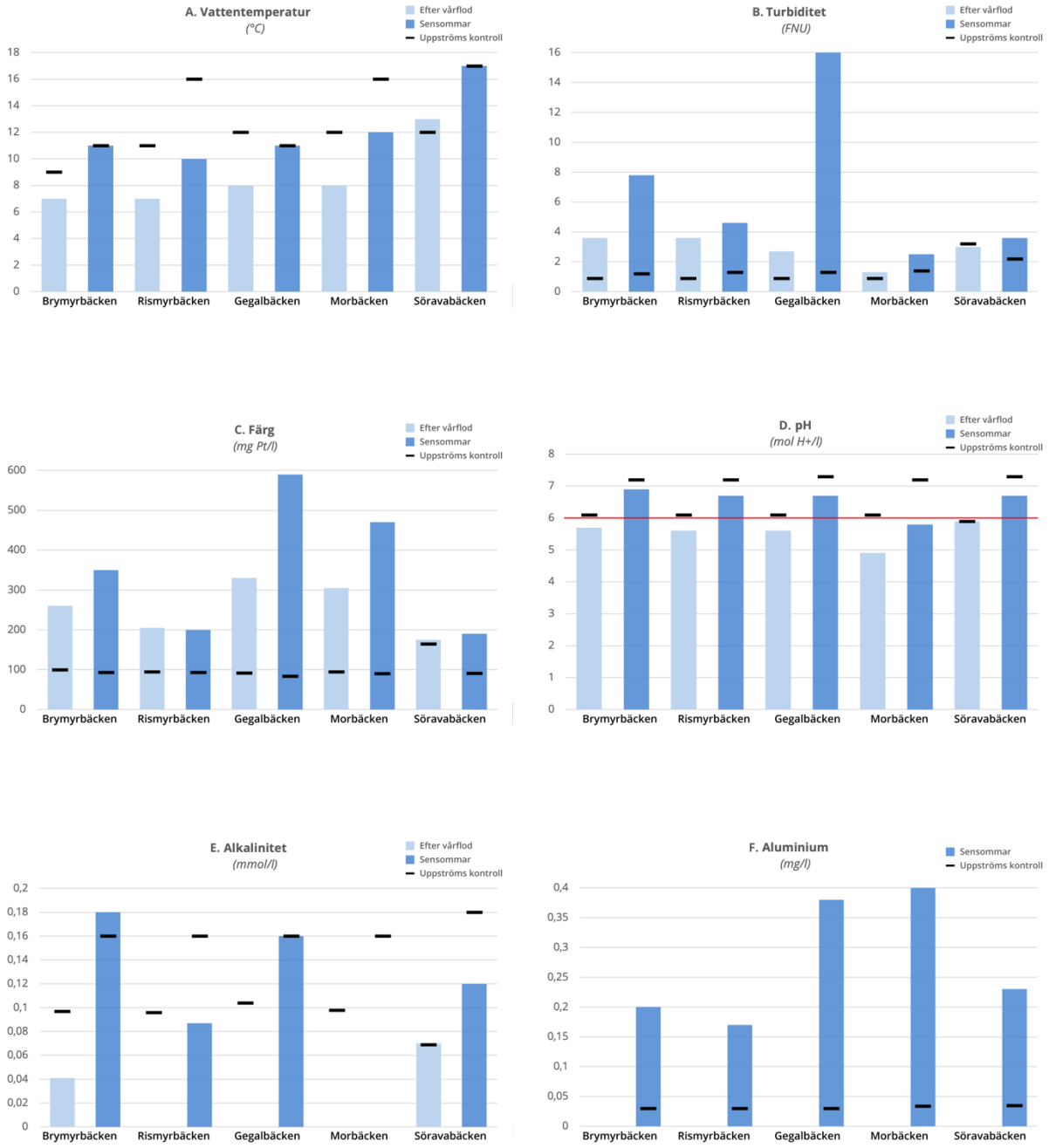
Tabell 3. Provtagningsresultat relaterat till vattenkvalitet för samtliga i projektet inkluderade biflöden. För färgkodning se tabell 2.

Vattendrag / provlokal	Vatten-temp. vid provtagning *(°C)*		Temp. vid pH-mätning *(°C)*		pH *(mol H+/l)*		Turbiditet *(FNU)*		Färg, 410 nm *(mg Pt/l)*		Alkalinitet *(mmol/l)*		Aluminium, blandade former *(µg/l)*		Koordinater (N, E) *(SWEREF 99 TM)*
Brymyrbäcken	7,0	11	23,3	25,1	5,7	6,9	3,6	7,8	260	350	0,041	0,18	—	230	7232645, 791671
Uppstr. kontroll	9,0	11	23,0	24,8	6,1	7,2	0,9	1,2	100	93	0,097	0,16	—	35	7232654, 791/656
Rismyrbäcken	7,0	10	23,2	24,6	5,6	6,7	3,6	4,6	205	200	< 0,030	0,087	—	170	7232636, 791932
Uppstr. kontroll	11,0	16	23,1	24,6	6,1	7,2	0,9	1,3	95	93	0,096	0,16	—	30	7232625, 791915
Gegalbäcken	8,0	11	23,0	25	5,6	6,7	2,7	16	330	590	< 0,030	0,16	—	200	7231548, 793055
Uppstr. kontroll	12,0	11	23,1	25,1	6,1	7,3	0,9	1,3	92	84	0,104	0,16	—	30	7231569, 793058
Morbäcken	8,0	12	23,1	25,1	4,9	5,8	1,3	2,5	305	470	< 0,030	< 0,030	—	380	7228817, 795129
Uppstr. kontroll	12,0	16	23,2	25	6,1	7,2	0,9	1,4	95	90	0,098	0,16	—	30	7228849, 795146
Söravabäcken	13,0	17	23,0	25,2	5,9	6,7	3,0	3,6	175	190	0,070	0,12	—	400	7226024, 800548
Uppstr. kontroll	12,0	17	23,3	25,1	5,9	7,3	3,2	2,2	165	91	0,069	0,18	—	34	7225990, 800508

Provtagningstillfällen: Efter vårflod (4/5–2022) Sensommar (14/8–2022)

[28] *Turbiditet, färg, pH, alkalinitet:* Naturvårdsverket. 1999. Rapport 4913.
Oorganiskt aluminium: Tärnåsen, I. (2009). Utvärdering av labilt aluminium. Länsstyrelsen i Jönköpings län.

[29] Eftersom den jon man räknar alkaliniteten ifrån (HCO3-) är en envärd laddat jon är *millimol vätekarbonat per liter* (mmol/l) detsamma som *milliekvivalenter vätekarbonat per liter* (mekv/l).



Figur 10 A–F. Stapeldiagram över resultaten från vattenprovtagningen. Biflödena är rangordnade från upp- till nedströms. Ljusare blå staplar är från provtagningen precis efter vårflödet (4/5–2022) och mörkare blå staplar från sensommaren (14/8–2022). Svarta streck är kontrollpunkter strax uppströms biflödenas utlopp i Åbyälven och röd linje i figur D visar optimala pH-värdet (6,0) för öringreproduktion.

3.4. Geomorfologisk återställning av nedre Söravabäcken

Till följd av avvisade åtgärdsmedgivande för landområden kring Brymyrbäcken, Rismyrbäcken, Gegalbäcken och Morbäcken var det endast i Söravabäcken som återställning kunde göras. Dock, på grund av begränsad tid, var det ändå inte planerat att tillsammans med konsult återställa mer än ett fåtal utvalda sträckor säsongen 2022. Insatserna som gjordes i Söravabäcken (sträcka 1–2, figur 11) utformades till att fungera som metodikutbildning för att FvO vid senare tillfälle skulle kunna fortsätta återställningen av resterande sträckor (4–5, figur 13) samt andra bäckar helt på egen hand.

Lokalbeskrivning & åtgärdsbehov Söravabäcken

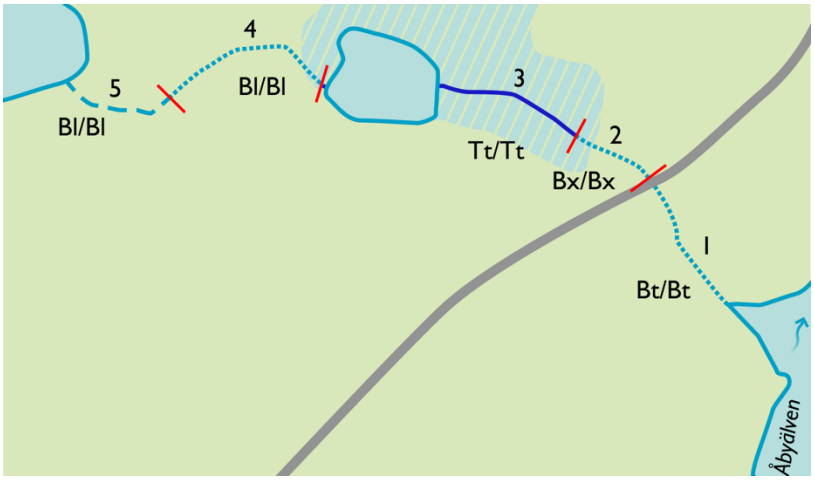
Nedan texter är infogade från biotopkarteringsrapporten (2021). Sträcka 3 (ej med nedan) är ett våtmarksområde/sel med sänkt vattennivå och restaurerades genom att en bestämmande sektion anlades uppströms i sträcka 2.

*Söravabäcken, sträcka 1 – Bäckens första sträcka är kraftigt rensad, framförallt en bit uppströms sektionen precis vid utloppet som har lägre rensningsgrad. Trappstegsformationer återfinns inledningsvis och en bit upp (därav Bt-HyMotyp), men i takt med utplanande elevation ökar också Bl-karaktärer. Fåran åtgärdas genom återförande av de block och stenar som idag ligger i raka rader längst fårans kanter. Därefter finns det möjligheter att tillföra lekgrus och skapa små forsnackar på utvalda ställen (var exakt avgörs av hur blocken placeras). Avslutningsvis bör grov död ved placeras över och i fåran samt längst kanterna en bit upp i vattendragskorridoren (som förlaga se exempelvis Rismyrbäcken sträcka 1 och 2 där sådana strukturer förekommer naturligt). Ett antal vattenuttag samt en pumpstation till strandfastigheter återfinns uppe vid vägen (se fotografier i GIS-skikt). Uttag av vatten i småbäckar brukar innebära stora skador på det akvatiska ekosystemet, så önskvärt vore att sådan aktivitet upphör. En vägtrumma (bra anlagd, möjligtvis för trång) avslutar sträckan. Gaffelstrukturer från vägdiken bör grävas in i terräng så att avrinnande vatten får filtreras genom marken innan det når bäcken. Åtgärdstyper: Minerogen morfologi **(mg)**, Lekbottnar externt grus **(lbe)**, tillförsel av död ved **(dv)**, Annan – relaterat till vattenuttagen **(an)**, gaffeldiken **(gd)***

*Söravabäcken, sträcka 2 – Relativt rensad sträcka som blir bestämmande sektion för uppströms våtmarksområde (framförallt om den åtgärdas). Sänkningen som rensningen längst sträcka 2 har på av bas- och vattennivån uppströms bidrar till att vattenvegetationen där är mer igenväxt än vad den skulle vara annars. Möjligtvis kan små lekbottnar anläggas i fickor mellan blockstrukturerna efter restaurering. I sådana fall behövs externt grus tillföras. Addera även rikligt med grov död ved som ett sista steg efter att geomorfologin återställts. Åtgärdstyper: Minerogen morfologi **(mg)**, Lekbottnar externt grus **(lbe)**, tillförsel av död ved **(dv)***

*Söravabäcken, sträcka 4 – Vattendraget övergår efter torvmarken till en rensad lugnflytande sträcka SB-sträcka. En bestämmande sektion vid sträckans slut är kraftigt rensad och har stor påverkan på grundvattennivåer uppströms. Tveksamt om den låga lutningen och därmed den blygsamma vattenhastigheten här lämpar sig för anläggning av lekbäddar. Död ved kan adderas för att höja den morfologiska och därmed hydrauliska komplexiteten varpå vissa strömpartier kan bildas. Åtgärdstyper: Minerogen morfologi **(mg)**, tillförsel av död ved **(dv)***

Söravabäcken, sträcka 5 – En kraftigt rensad Bl-sträcka som utgör bestämmande sektion för ovan sjö. Det är oklart hur högt sträckan bör dämma upp men gissningsvis handlar det om 10–20 cm. I mitten på sträcka finns en gångbro till vilken ett par större block från fåran använts för att hålla på plats. Det bör undersökas om dessa kan ersättas med block ifrån angränsande terräng. Utöver att med rensade stenblock höja uppströms vattennivå innebär föreslagna åtgärder att skapa morfologisk variation. Grus kan tillföras och lekbottnar konstrueras. Dock oklart om den låga vattenhastigheten kan syresätta rommen tillräckligt för att lekbottnarna ska fungera optimalt. Även tillförd grov död ved kan bidra med vattendämmande funktioner samt med återskapandet av hydraulisk variation. Åtgärdstyper: Minerogen morfologi ***(mg)****, Lekbottnar externt grus* ***(lbe)****, tillförsel av död ved* ***(dv)***

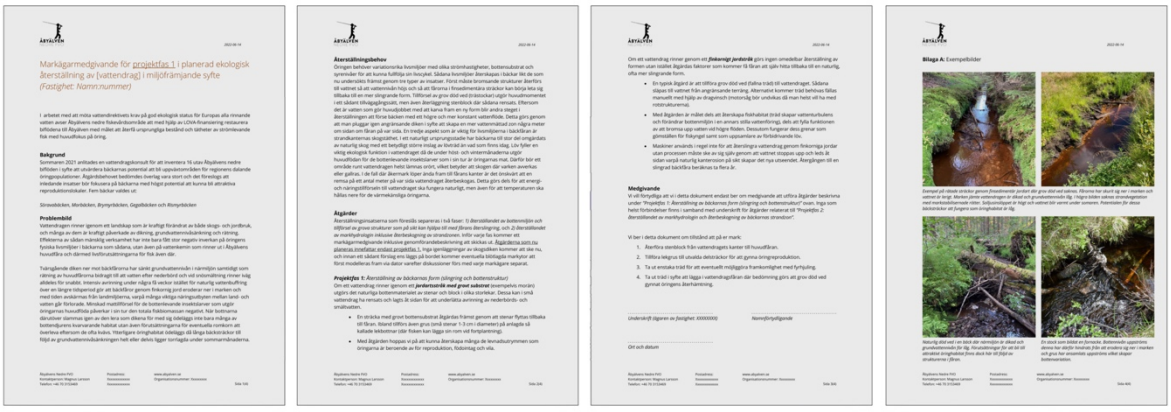


Figur 11. Kartas över vattendragssträckor (Söravabäckens nedre del) enligt biotopkarteringsrapporten 2021. Sommaren/hösten 2022 fick sträcka 1, 2, 4 och 5 återställd geomorfologi.

3.4.1. Metodik

Tillvägagångssätt: Förberedelse – markägarmedgivanden

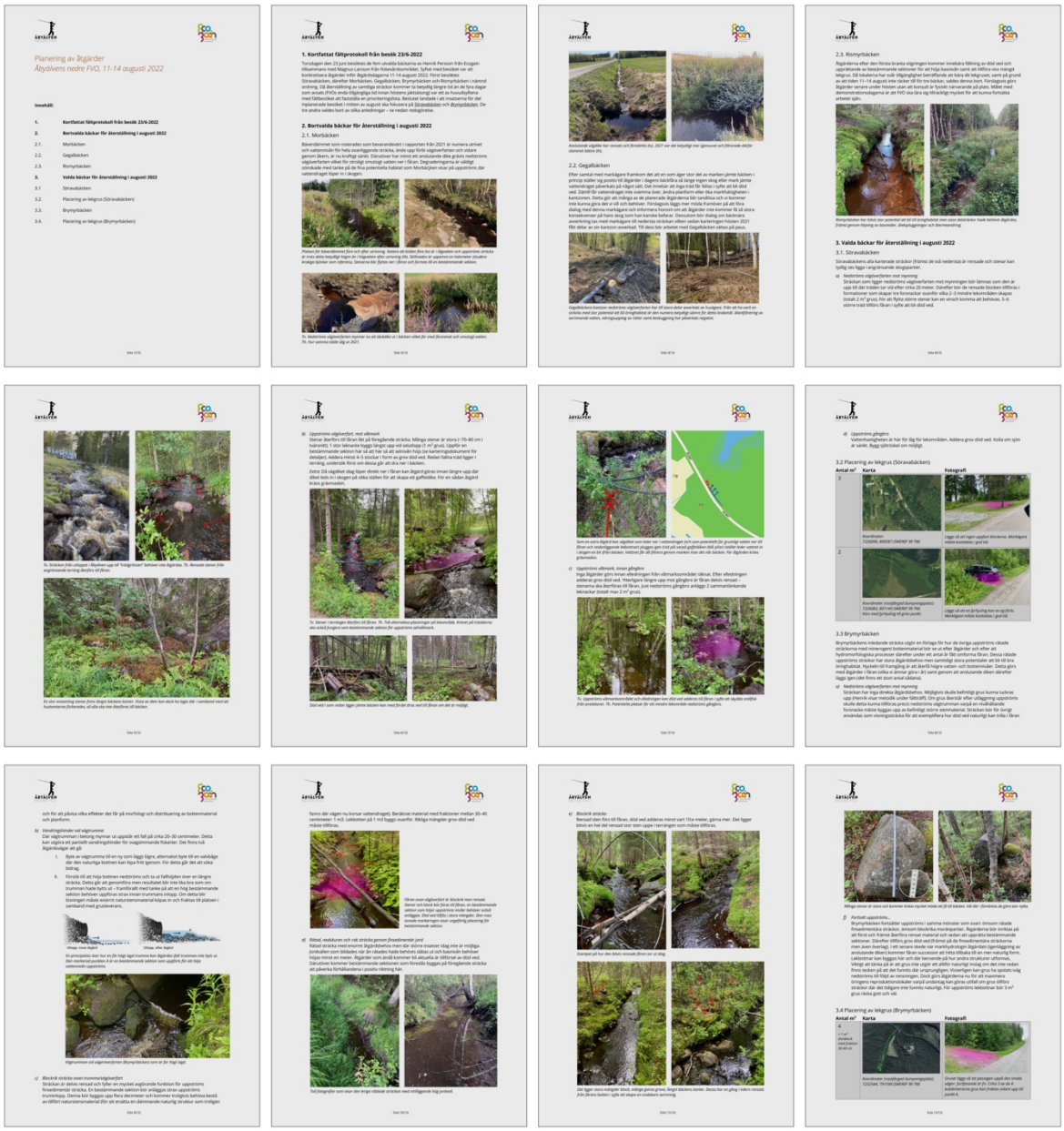
Alla delavrinningsområden som innefattade vattendrag eller landytor där åtgärder var planerade sorterades ut i GIS varefter kontaktuppgifter till direkt berörda markägare inhämtades av FvO. Ett fyrsidigt dokument för medgivande till åtgärder togs fram (figur 12) där bakgrund, syfte och tillvägagångssätt beskrevs. Detta lämnades till respektive markägare för underskrift. En stor anledning till att fiskevårdsområdet själv valde att sköta kontakten med markägare var att de, som boende i bygden, sedan tidigare var bekanta med många och därav bedömde att de skulle ha lättast att nå fram och därav få accept på genomförande av planerade insatser.



Figur 12. Miniatyrbilder över dokument som skickades ut till markägare.

Tillvägagångssätt: Förberedelse – åtgärder (lekgrus, tillförsel av död ved, upplägg, bemanning)

Vid en förberedande planeringsdag i fält (23 juni 2022) beräknades befintlig tillgång och volymbehov av lekgrus och stenar/block som skulle behövas för att möjliggöra genomförandet av föreslagna åtgärder. Då rensat stenmaterial fanns på plats gjordes även bedömningar beträffande volymernas möjlighet till att förflyttas ner i fåran utan maskin samt eventuella verktyg som skulle behövas. Bedömningarna av arbetets omfattning låg till grund för hur tillgängligt manskap fördelades i arbetsgrupper. Vid besöket uppskattades även möjligheten att förflytta sedan tidigare fallna träd i närområdet samt uttag av träd i syfte att tillföras som död ved (strukturelement vid restaurering). Resultatet av besöket sammanställdes i en delrapport som skickade till FvO 28 juni 2022 (figur 13).



Figur 13. Miniatyrbilder från delrapport över planerade restaureringsåtgärder.

Tillvägagångssätt: Genomförande – Restaurering

Återställningen av naturliga geomorfologiska förhållanden i Söravabäcken gjordes i fyra steg:

Steg 1: Breddning av fåran och utrivning av rensvallar

I syfte att bredda bäckfårans vattenförande yta och samtidigt flacka av strandkanterna för att få en naturlig övergång till angränsande landområden, förflyttades först rensat stenmaterial ner till bäcken. Rensat minerogent material (stenar och block) återfördes till fåran med hjälp av handkraft och diverse verktyg så som brytspett, T-spett och trekrok. I de fall då block var alltför tunga att förflyttas av en person hjälpte flera till. Vissa i strandzonen liggande större stenbumlingar som inte gick att flytta frilades istället genom att sten och jordmaterial runt omkring dem avlägsnades. Att det förekommer både jord och rötter ovanpå rensat minerogent sediment är naturligt med tanke på hur lång tidsperiod vattendraget befunnit sig i påverkat stadie.

Steg 2: Formgivning av grova minerogena strukturer

I efterföljande steg formgavs vattendraget till att få en strukturell variation och därmed olika habitatförutsättningar i samklang med omgivande topografi och jordart. Variabler som formar habitat i vattendrag kan vara lutning och därmed strömhastighet, turbulens och syresättning, djup, substratstorlek och mängd organiska inslag. Strukturer av stenblock med potential att hålla kvar grus upprättades på ställen i vattendraget där förutsättningarna ansågs lämpliga för lekbottenanläggning.

Steg 3: Tillförsel av lekgrus på utvalda lekområden

Eftersom det inköpta naturstensmaterialet överlag bedömdes vara i grövsta laget sorterades de större stenarna (fraktion 50–60 mm) ut från de mindre (fraktion 20–30 mm). Grusets tillfördes sedan vattendraget genom att hinkar och skottkärror fylldes på upplastningsplatsen varpå de bars/kördes ner till vattendraget. Lekbäddarna grundades först med de större stenarna och toppades sedan med ett cirka 10 cm lager av de mindre fraktionerna. En trekrok användes för att kratta ut materialet i syfte att optimera lekbäddens funktion och utbredning.

Steg 4: Tillförsel av död ved.

När de minerogena delarna av fårans form var klara adderades de organiska inslagen. Ett antal granar fälldes en bit från bäcken så att de liggandes stack ner i vattnet eller låg strax över vattenytan tvärs över fåran. Under högre flöden förväntas de bromsa upp vattnet och dessutom effektivt fånga upp löv och annan bottenfaunaföda då grenar sticker ner i under ytan likt ett filter. Inga lövträd togs ut eftersom höstarnas återkommande lövfällning är viktig för vattendragens födoväv. Därutöver är lövträdsinslagen i närområdet redan få och behöver bevaras. När syftet dessutom var att få trädstrukturerna att ligga kvar så länge som möjligt prioriterades barrträd eftersom dess nedbrytningstid är mångfaldigt längre. Granar valdes eftersom kalibern på områdets tallar bedömdes vara alldeles för grov och högväxt för att uttag skulle uppskattas av markägare.

3.4.2. Resultat & diskussion

Utfall: Markägarmedgivanden

Markägarmedgivanden skickades ut till berörda parter i Brymyr-, Rismyr-, Gegal-, Mor- och Söravabäcken men erhölls endast i sin helhet för den sistnämna. Anledningen till att många markägare var skeptiskt inställda till föreslagna åtgärder kan vara många, men känslan var att farhågor framförallt fanns kring hur angränsande mark skulle påverkas, och då främst beträffande översvämning och markfuktighet. I restaureringens första delmoment (och där fokus skulle läggas 2022) skulle endast habitatförbättrande åtgärder i bäckfårorna utföras, och sådana påverkar generellt sett inte översvämningsfrekvensen särskilt mycket om inte diken också grävts igen. Eventuell dikespluggning tillhörde delmoment två (planerat för 2023–24). Slutsatsen var att kommunikationsinsatserna riktade mot markägare inte hade kunnat forceras mer och att påtryckningar och övertalningsförsök hade varit fel väg att gå. Istället föreslås en mer långtgående dialog med fokus på utbildning.

Utfall: Geomorfologisk återställning

Övergripande syfte – Utöver den ekologiska nytta som åtgärderna i sig förväntades göra i Söravabäcken var syftet främst att skapa ***demonstrationssträckor*** med ändamålet att kunna visas upp för markägare i andra delar av avrinningsområdet. Sakägare som förhåller sig skeptiska och ifrågasättande till liknande bäckåterställning kan tas dit och bli guidade igenom vad som gjorts, instrueras i den ekologiska vinning som förväntas följa, samt hur påverkansgrad på angränsande markytor förväntas bli.

Del 1: Demonstrationsrestaurering, 11–13 augusti – Under tre arbetsdagar i augusti 2022 restaurerades Söravabäckens nedre del upp till det igenväxta selet cirka 150 meter uppströms vägöverfarten (sträcka 1–2, figur 11). Inledningsvis (dag ett, torsdag) kördes beställt lekgrus ut till två förutbestämda platser med nära anknytning till de planerade lekområdena i bäcken. På arbetets andra dag anslut Henrik från Ecogain varpå arbetslaget instruerades i manuell restaureringsmetodik. Ark med inspirationsfoton, förlagor och skisser hade tryckts upp och delades ut. Specifik fokus lades på lekbottenrestaurering. Därefter satte arbetet igång. Sträcka 2 var först ut på fredagen och därefter gjordes sträcka 1 på lördagen. Dag ett bestod arbetslaget av totalt 2 personer, dag två 7 personer och dag tre 6 personer. Två lekområden anlades i vardera av de två sträckorna. Därtill ökade medelvattenbredden från cirka 1 meter till uppåt 2,5–3 meter på sina ställen. Sex grova träd togs ut och adderades som död ved och ett antal mindre redan fallna tärd släpades ner till fåran. Före- och efterbilder finns i bilaga 1.

Del 2: Uppströms restaurering, 25 september – Fyra medlemmar från FvO möttes upp och tillämpade restaureringsmetodiken de blivit bekant med under demonstrationsdagarna på Söravabäckens sträcka 4 och 5 (figur 11). Det skall nämnas att vissa i gruppen jobbat med liknande restaurering tidigare så god intern kunskap fanns. Block fördes till fåran enligt ovan

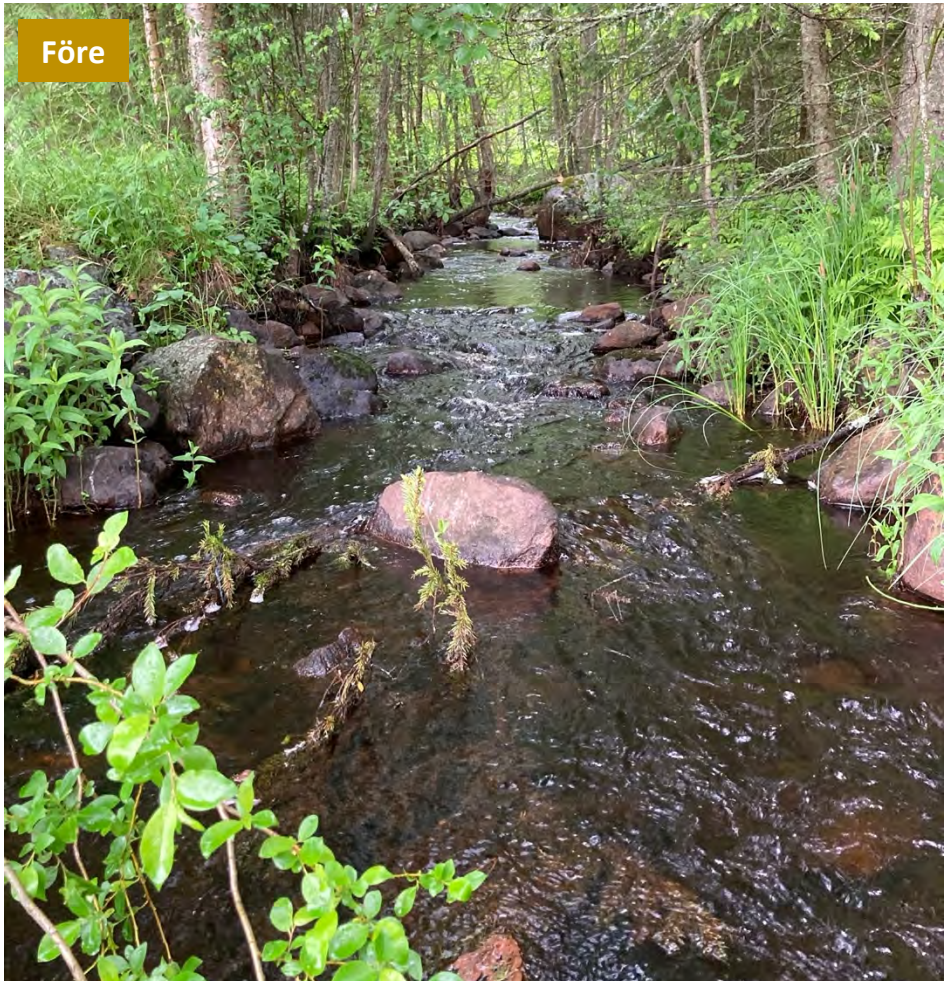
beskrivna metodik och två lekområden anlades. Medelvattendragsbredden ökades från 2,5 – 3,5 meter. Sex redan fallna träd adderades som död ved. Före- och efterbilder finns i bilaga 1.

Figur 14. Grushögen ämnad de fyra lekbottnarna i Söravabäckens sträcka 1 och 2 i sin fulla prakt.

Figur 15. Ett glatt, intresserat och fokuserat arbetslag anlägger projektets första leknacke (Söravabäcken, sträcka 2).

BILAGA 1: FÖRE– & EFTERBILDER

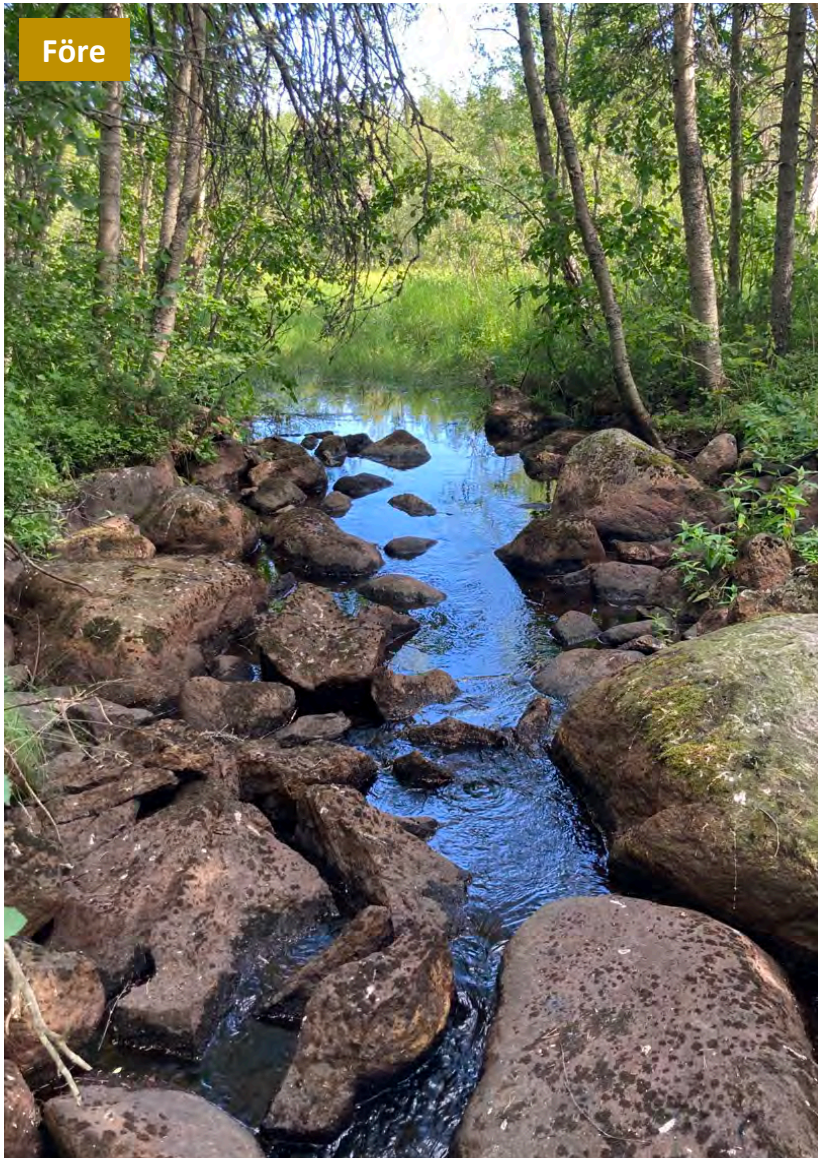
(RESTAURERING AV SÖRAVABÄCKEN 2022)



Figur A. *Sträcka 1* – Fotografier tagna blickandes nedströms mot utlopp. Båda visar före återställning och juniflöde (normalt sett mer vatten än i slutet av sommaren).

Figur B. *Sträcka 1* – Fyra fotografier efter återställning samt breddning av fåra. Alla tagna i lågt augustiflöde.

Figur C. *Sträcka 2* – Fotografier tagna från vägöverfart blickandes uppströms och visar före och efter återställning samt breddning av fåra.
Före-bild tagen i juniflöde och efterbild i lägre augustiflöde.



Figur D. *Sträcka 2* – Fotografier tagna uppströms mot sel – visar före och efter återställning samt breddning av fåra. Före-bild tagen i juniflöde och efterbild i lägre augustiflöde.

Figur E. *Sträcka 2* – Återutlagda stenblock, leknackar och död ved. Samtliga fotografier är tagna efter återställning i augustiflöde.

Figur F. *Sträcka 4* – Före och efter återställning samt breddning av fåra. Före-bild tagen i juniflöde och efterbild i lägre augustiflöde.

Figur G. *Sträcka 4* – Fotografier tagna blickandes uppströms mot träbron – visar före och efter återställning samt breddning av fåra.
Före-bild visar juniflöde och efterbild lägre augustiflöde.

Figur H. *Sträcka 4* – Fotografier tagna från träbron blickandes nedströms – visar efter återställning samt breddning av fåra.
Före-bild tagen i juniflöde och efterbild i lägre augustiflöde.

Figur I. *Sträcka 5* – Fotografier tagna från träbron upp mot sjön Söravan – visar före och efter återställning. Före-bild tagen i juniflöde och efterbild i lägre augustiflöde.

ecozoin
living planet solutions