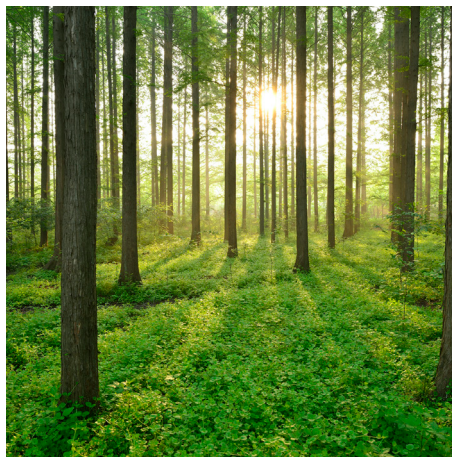
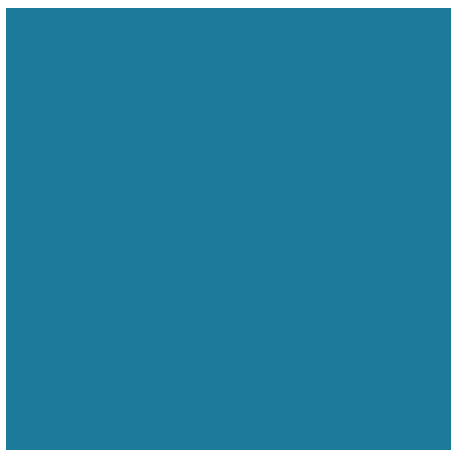


EFFEKTER AV HÖGFLÖDEN PÅ VEGETATIONEN I NEDRE DALÄLVENS SVÄMSKOGAR OCH SVÄMÄNGAR

RAPPORT 2025:1119



VATTENKRAFTENS MILJÖ-
FORSKNINGSPROGRAM



Effekter av höglöden på vegetationen i nedre Dalälvens svämskogar och svämängar

ROLAND JANSSON OCH BIRGITTA MALM RENÖFÄLT

ISBN 978-91-89918-20-7 | © Energiforsk juni 2025

Energiforsk AB | Telefon: 08-677 25 30 | E-post: kontakt@energiforsk.se | www.energiforsk.se

Förord

Pulser av höga flöden som liknar vårfloden i oreglerade älvar har föreslagits som en restaureringsåtgärd av vattendrag. Det saknas emellertid kunskap om hur lång varaktighet en sådan puls behöver ha, och med vilken frekvens den behöver återkomma för att återställa strandvegetationens artsammansättning och zonerings av kärlväxter.

I detta projekt har effekterna av högflöden på älvsträndernas vegetation i nedre Dalälvens svämskogar och svämångar undersökts, med målet att bidra till utveckling av miljöförbättrande åtgärder som skyddar dessa områden och bevarar deras biologiska mångfald, vilket är viktigt för en hållbar vattenkraftsproduktion.

Resultaten visar att en enskild översvämning av den magnitud och varaktighet som skedde i augusti-september 2023 hade stor effekt på strandvegetationen. Återkommande översvämningar leder till en artsammansättning som är mer tålig mot översvämning, och att översvämningsskänsliga arter som annars riskerar att orsaka igenväxning hålls borta. Projektets bedömning är att högflödespulser som en naturvårdsåtgärd behöver återkomma ungefär vart tredje år för att uppnå grundfunktionen att hålla invaderande terrestra arter, till exempel gran, borta.

Projektet har genomförts av Roland Jansson, Umeå universitet, inom Vattenkraftens miljöforskningsprogram, som verkar för att ta fram ett faktabaserat kunskapsunderlag inför beslut om miljöförbättrande åtgärder i vattenkraften. Programmet koordineras av Energiforsk och finansieras av Vattenfall Vattenkraft, Fortum, Sydkraft Hydropower, Statkraft Sverige, Skellefteå Kraft, Holmen Energi, Jämtkraft, Tekniska verken i Linköping, Mälarenergi, Karlstads Energi och Jönköping Energi.

Projektet har följts av programmets styrgrupp bestående av Marco Blixt (Fortum), Erik Sparrevik, Lo Persson och Henrik Viklands (Vattenfall), Johan Tielman (Sydkraft Hydropower), Susann Handler och Sara Friberg (Jämtkraft), Jakob Bergengren (Tekniska verken i Linköping), Fredrik Ölvebo (Mälarenergi), Angela Odelberg och Anders Bergman (Statkraft) och Sandra Åström (Skellefteå kraft).

Bertil Wahlund, Energiforsk

Stockholm, maj 2025

Här redovisas resultat och slutsatser från ett projekt inom ett forskningsprogram som drivs av Energiforsk. Det är rapportförfattaren/-författarna som ansvarar för innehållet.

Sammanfattning

Projektet undersökte vilken effekt en enskild högflödesepisod i nedre Dalälven som inträffade augusti-september 2023 hade på älvsträndernas vegetation. Resultaten ger information om hur nedre Dalälvens svämmiljöer (svämskogar och svämängar), vilka rymmer höga naturvärden men är påverkade av reglering, kan restaureras.

En restaureringsåtgärd som föreslagits är att införa högflödespulser som i möjligaste mån efterliknar vårfloden i oreglerade älvar. Idag saknas dock kunskap om hur lång varaktighet en sådan puls behöver ha, samt med vilken frekvens den behöver återkomma för att gynna etableringen av och skapa livsmiljöer för strandväxtarter.

Vi återbesökte sex lokaler under 2024 där vi tidigare undersökt älvsträndernas vegetation (2020 eller 2021) och testade hur stor förändring i artsammansättningen som 2023 års översvämning orsakade. Vi fann att både antalet arter per provyta och vegetationens täckningsgrad i provytorna hade minskat mellan inventeringstillfällena. Lokalerna med minimitappning, som normalt saknar årstidsvariation i vattenstånd, förlorade arter på alla nivåer av stranden medan de stränder som även normalt har viss årstidsvariation i vattenstånd främst förlorade arter på strändernas övre del som normalt bara översvämmas kort tid.

Det visar att återkommande översvämningar på strändernas lägre nivåer leder till en artsammansättning som är mer tålig mot översvämning, samtidigt som resultaten på lokaler med minimitappning visar potentialen hos en enskild högflödesepisod att "plocka bort" översvämningskänsliga arter som annars riskerar att orsaka igenväxning. Man kan räkna med att det tar flera år för översvämningskänsliga arter att återkolonisera, etablera sig och bre ut sig igen, vilket indikerar att högflödespulser introducerade som en naturvårdsåtgärd kanske inte behöver återkomma oftare än ungefär vart tredje år för att uppnå grundfunktionen att hålla invaderande terrestra arter, till exempel gran, borta.



Svämädelövskog och (Mattön i Färnebofjärden) och svämäng (Bredforsen) i nedre Dalälven.

Nyckelord

Ekoflöden, högflödespulser, miljöanpassning, strandvegetation, vattenkraft, översvämning

Summary

The project investigated the effect on riparian vegetation of a single high flow event in the lower Dalälven River that occurred in August-September 2023. The results provide information on how to restore the riparian ecosystems (floodplain forests and floodplain meadows) of the lower Dalälven, which harbour high nature values but are affected by regulation.

One proposed ecological restoration measure is to introduce high-flow pulses that mimic spring floods in unregulated rivers. However, there is currently no knowledge of how long such a pulse needs to last, and how often it needs to recur in order to favour the establishment of and create habitats for riparian plant species.

In 2024, we revisited six sites where we had previously surveyed riverbank vegetation (in 2020 or 2021) and assessed how much change in species composition the 2023 flood caused (assuming differences between the surveys were caused by the flood). We found that both the number of species per sample plot and the vegetation cover in the sample plots had decreased between the surveys. The sites with minimum discharge that normally have no seasonal variation in water levels lost species at all levels of the riparian zone, while the riparian zones that also normally have some seasonal variation in water levels mainly lost species from the upper parts that are normally only inundated for a short time.

This shows that recurrent flooding of lower riparian elevations results in a species composition that is more resilient to flooding, while the results at minimum flow sites show the potential of a single flood episode to eliminate flood-sensitive species that would otherwise be at risk of invading and outcompeting riparian specialists. It can be expected to take several years for flood-sensitive species to recolonize, establish and spread again, indicating that flood pulses introduced as a nature conservation measure may not need to recur more frequently than about every three years to achieve the basic function of keeping out invading terrestrial species, such as spruce.

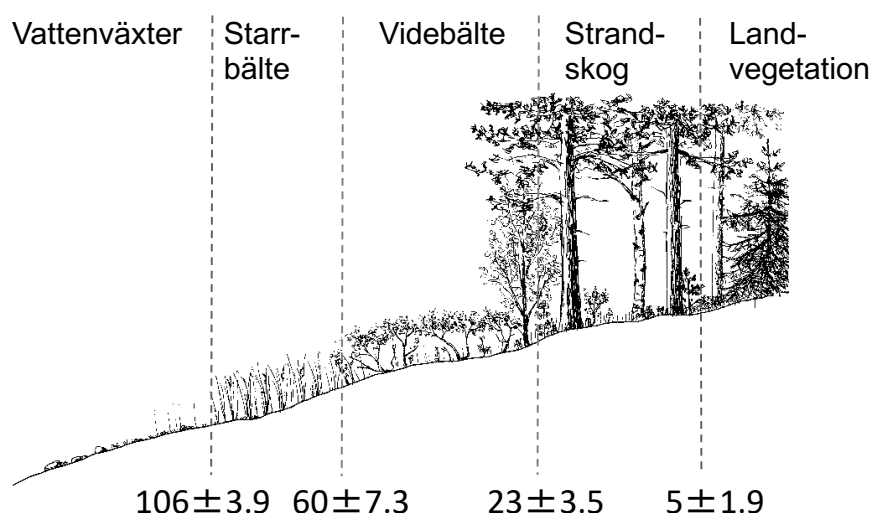
Innehåll

1	Inledning	8
1.1	Syfte och frågeställningar	9
2	Metoder	11
2.1	Flöden och vattenstånd	11
2.2	Inventering	11
3	Resultat och diskussion	14
3.1	Flöden och vattenstånd	14
3.2	Vegetation	15
4	Slutsatser och implikationer för införande av högflödespulser som en restaureringsåtgärd	22
5	Referenslista	24

1 Inledning

Höga flöden i vattendrag har flera ekologiska funktioner av central betydelse för vattendragens ekosystem. Den kanske viktigaste funktionen är att strandekosystem översvämmas vilket exkluderar arter som inte tolererar perioder av dränkning och bidrar till att en mångfald av konkurrenssvaga växtarter kan överleva.

Denna process skapar och vidmakthåller artrika strandzoner och håller borta terrestra arter som gran, som annars tar över, och gynnar etableringen av strandspecialister (Nilsson 1999; Catford & Jansson 2014). I större, fritt strömmande vattendrag leder de varierande flödena till att strändernas vegetation får en zonerings i olika bälten beroende på hur lång tid av översvämning olika växtarter tål. En typisk zonerings längs ett oreglerat vattendrag som har sitt ursprung i fjällkedjan (Figur 1) utgörs av strandskog högst upp (som översvämmas några dagar till ca två veckor), med tall och olika lövträd och hög artrikedoms av örter i fältskiktet, följt av ett videbälte dominerat av buskar av olika videarter och många örter och gräsarter (översvämmas ca tre veckor till två månader). Nedanför detta återfinns ett starrbälte (översvämmas upp till tre månader per år), med amfibiska och akvatiska växter på de lägsta nivåerna (Ström m.fl. 2012). Höga flöden har också förmågan att mobilisera och förflytta sediment, som sedan kan deponeras i meandrande vattendrags innerkurvor, i form av till exempel sandrevlar på näs (Sundborg 1956). På så vis skapas nytt habitat för strandväxter (Hupp & Osterkamp 1996) samt habitat för flera ovanliga arter knutna till strandzoner (Gunther & Assmann 2005). I denna studie testas bara dränkningseffekten.



Figur 1. Typisk zonerings av strandvegetation i en fritt strömmande älv som avvattnar fjällkedjan (vilket ger stora vattenståndsväxlingar över året). Vegetationen kan delas in i bälten med strandskog högst upp, följt av videbälte, starrbälte och på de lägsta nivåerna vattenväxter. Siffrorna anger det genomsnittliga antalet dagar med översvämning per år för gränserna mellan bältena i Vindelälven. Efter Ström m. fl. 2012.

I vattendrag som är reglerade för vattenkraftsproduktion har årstidsvariationer i flöden med naturliga högflödestoppar, som oftast sker i samband med snösmältning, minskat i omfattning eller försvunnit, med negativa konsekvenser för vattendragens biologiska mångfald och ekosystem (Nilsson m.fl. 1997; Jansson m.fl. 2000). En restaureringsåtgärd som föreslagits är därför att införa någon form av högflödespulser som efterliknar de naturliga flödestopparna (Renöfält m.fl. 2010). Idag saknas dock kunskap om hur lång varaktighet en sådan puls behöver ha, samt med vilken frekvens den behöver återkomma för att återställa vegetationens artsammansättning och zonering (varje, vartannat eller vart tredje år, eller ännu mer sällan?).

Att införa högflöden av den frekvens och varaktighet som motsvarar naturliga vårfloder i reglerade vattendrag skulle dock kunna leda till stora förluster i vattenkraftsproduktion (Widén m.fl. 2022). Istället för att införa helt naturliga flöden bör målet vara att avgöra vilken storlek, varaktighet och frekvens på höga flöden som krävs för att skapa och upprätthålla ekosystemens naturvärden.

Under sensommaren/hösten 2023 inträffade en högflödesepisod i nedre Dalälven. I Bredforsen började högflödet 10 augusti och återgick till normalt s.k. basflöde 35 dagar senare. Av dessa var flödet mycket högt ca 23 dagar, med stora svämningar över skogsbeklädda arealer. Översvämningar av svämskogar under 2-4 veckor har diskuterats som en ekoflödesåtgärd för att hålla terrestra arter borta och gynna etableringen av strandarter (Zinke 2013).

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med projektet var att studera vilken effekt de höga flödena i nedre Dalälven under sensommaren/hösten 2023 hade på nedre Dalälvens svämmiljöer (svämskogar och svämångar; Skogsstyrelsen 2023), som rymmer höga naturvärden men är påverkade av reglering (Zinke 2013). Målet är att bidra till metoder som uppfyller kraven på miljöförbättring och förmåga att upprätthålla arters livsmiljöer med minsta möjliga påverkan på vattenkraftsproduktion i reglerade vattendrag med Natura 2000-områden, så att svämädellövskogar och svämångar kan bevaras.

Magnituden och varaktigheten av översvämning i nedre Dalälven har minskat sedan regleringen, vilket gjort att dess stränder invaderats av terrestra arter som gran. Översvämningen i augusti-september 2023 varade dock så länge att toleransen hos många växtarter överskreds, både för terrestra arter och sådana som återfinns i strandskogar. Vi ställde fyra huvudsakliga frågor med tillhörande hypoteser om förväntat resultat:

(1) Vilken effekt hade översvämningen 2023 på artrikedom och abundans av strandväxter? Högflödesepisoden i nedre Dalälven i augusti-september 2023 bör ha lett till minskad artrikedomen av strandväxter och lett till lägre täckningsgrad av vegetation i strandzonen.

(2) Hur varierade effekten av högflödet mellan älvsträckor med olika vattenföringsregim? Högflödesepisodens effekt bör ha varit större på sträckor som normalt sett inte påverkas av större variationer i flöden och vattenstånd. I nedre Dalälven förväntade vi oss att sträckor med reducerad vattenföring

(minimitappning) är känsligare än sträckor med årstidsvariation i vattenstånd, om än reducerade av regleringen, givet att översvämningsepisoden varade lika länge i alla områden. På sträckor i älvmagasin som däms av nedströms liggande kraftverk påverkas vegetationen även normalt av återkommande dränkning, men snarare med stort antal vattenståndstoppar med kort varaktighet (timmar-dagar i stället för veckor-månader) än långvariga sådana (Jansson m.fl. 2000). Älvmagasinen regleras dock i stor utsträckning så att långvariga höga vattenstånd undviks. Hypotesen var att sträckor med minimitappning påverkades mer av högflödet 2023 än övriga sträckor, resulterande i större minskning av artrikedom och täckningsgrad av strandväxter.

(3) Var på stranden var effekten av högflödet störst? Varje strandavsnitt utgör en gradient från strandskogar högst upp, som översvämmas bara några dagar per år eller ännu mer sällan, till starrvegetation som är översvämmad flera månader per år, och längst ner amfibiska och akvatiska växter med mycket långa översvämningstider. Vegetationsbälten där översvämningstiden förlängts mest under högflödesepisoden jämfört med normala förhållanden bör ha påverkats mest. Vår hypotes var att de vegetationsbälten som översvämmas kortast tid, nämligen strandskog och videbältet, hade påverkats mest eftersom koloniseringen av översvämningsskänsliga arter bör ha varit störst där.

(4) Vilka växtarter har påverkats mest? För enskilda arter ökar sannolikheten för att de minskat i förekomst efter översvämningen ju mer dess tolerans för dränkning överskridits. Hypotesen var att det i första hand är arter högre upp i strandzonens vegetationsbälten, det vill säga strandskog och videbälte, som har minskat.

2 Metoder

2.1 FLÖDEN OCH VATTENSTÅND

För att visa hur flödet under augusti-september 2023 avviker från normalflöden, samt för att kunna jämföra förhållandena som föregick inventeringarna 2020/21 med de 2024, användes flödes- och pegeldata från Näs kraftverk, Ista samt Kågbogrenen av Bredforsenområdet (tillhandahållet av Patrik Andreasson Vattenfall), tillsammans med flödesdata från SMHI:s vattenwebb (<https://www.smhi.se/data/sjoar-och-vattendrag/vattenwebb>) för Untrafjärdens utlopp.

2.2 INVENTERING

Vi har tidigare undersökt strandfloran i nedre Dalälven på sex lokaler, och återbesökte dessa under 2024 för att se hur stor förändring i artsammansättning som översvämningen lett till (Tabell 1). Av dessa lokaler låg en, Kungsgårdsholmarna, i dämningssområdet till Näs kraftverk (undersökt 2020), som knappt berördes av det höga vattenståndet, och som tjänar som kontroll för effekten av höga vattenstånd. Två lokaler låg på sträckor med kvarvarande fallhöjd och viss årstidsvariation i flöden: en lokal nedströms Näs kraftstation (Fullsta), och en lokal i Färnebofjärden på Mattön vid Gysinge (undersökta 2020). Slutligen hade vi tre lokaler i Bredforsen (undersökta 2021), en minimitappad sträcka i en fåra parallell med Söderfors kraftverk.

Tabell 1. Undersökta lokaler, vilket år de först inventerades, samt typ av vattenföringsregim

Lokal	Tidigare undersökningsår	Vattenföringsregim
Kungsgårdsholmarna	2020	Magasin med korttidsreglering, saknar årstidsvariation
Fullsta	2020	Reglerad men med viss naturlig årstidsvariation
Mattön	2020	Reglerad men med viss naturlig årstidsvariation
Bredforsen 1	2021	Minimitappning (15 m ³ /s sommar, 5 m ³ /s vinter)
Bredforsen 2	2021	Minimitappning (15 m ³ /s sommar, 5 m ³ /s vinter)
Bredforsen 3	2021	Minimitappning (15 m ³ /s sommar, 5 m ³ /s vinter)

De sex lokalerna undersöktes tidigare genom att minst 10 transekter inventerades på varje lokal. Varje transekt bestod av 50x50 cm stora provrutor som låg på rad med 20 cm avstånd i höjddled (vertikalt), från permanent översvämmade upp till terrester mark som saknade spår av översvämning (Figur 2). I varje provruta noterade vi förekomsten av alla kärlväxter, och den exakta positionen mättes in med en högprecisions-GPS (En nätverks-RTK (Real Time Kinematic) eller GNSS-mottagare (Global Navigation Satellite Systems) av märke och modell Trimble R10, med noggrannheten ±2 cm horisontellt och vertikalt). I efterhand kunde vi med vattenståndsloggar och avbördningskurvor bestämma hur ofta och länge varje

provruta varit översvämmad. Under 2024 återbesökte vi alla lokaler, markerade ut provrutornas position med hjälp av en GNSS-mottagare, denna gång Emlid Reach RS2+ (horisontell noggrannhet ± 7 mm och vertikal noggrannhet ± 14 mm under ideala förhållanden; Figur 2), och upprepade inventeringen. Inventeringarna genomfördes under augusti, samma period som de tidigare undersökningarna, vilket är den lämpligaste tiden för de flesta lokalt förekommande arterna.



Figur 2. Fördelning av provrutor på lokalen Bredforsen 3. Varje provruta var 50x50 cm och med 20 cm avstånd från varandra i höjdlid (vertikalt) i tio transekter från mer eller mindre permanent översvämmade längst ned till vad som bedömdes som sällan översvämmad terrester vegetation. Avståndet mellan provrutor varierar horisontellt beroende på strandens lutning. Avståndet mellan transekterna var minst 10 m. Infällt foto visar mätning med nätverks-GNSS för att få provrutornas position.

Dataanalys

Totalt hade vi data från sex olika lokaler med olika översvämningsförlopp. För varje provruta räknade vi ut vilka arter som försvunnit, fanns kvar och som tillkommit sedan förra inventeringen. Vi testade om det var någon skillnad i artantal respektive vegetationens täckningsgrad (bedömning av hur stor andel av provrutorna som täcktes av vegetation, i procent) mellan inventeringstillfällena med variansanalys, där inventeringstillfälle var en fast faktor och provrutans identitet var en slumpmässig faktor. Det senare gjorde att förändringen mellan inventeringstillfällena jämfördes provruta för provruta, likt ett parat test. Vi använde även variansanalys för att jämföra om förändringen var större på lokalerna med minimitappning (Bredforsen 1-3) än de övriga lokalerna (Kungsgårdsholmarna, Fullsta och Mattön). För att testa om det var någon skillnad

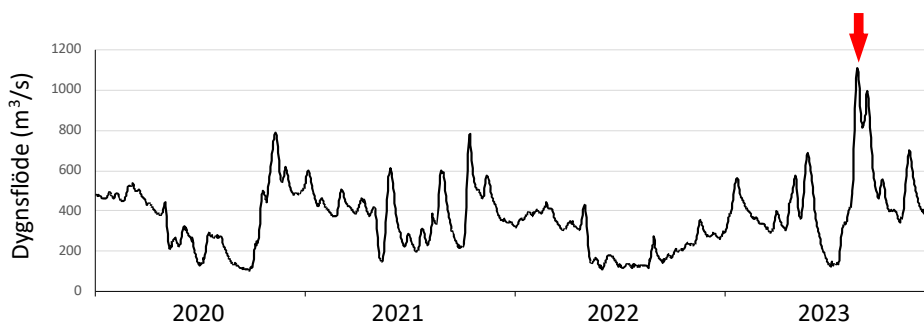
i storlek på eventuell förändring i artantal och täckningsgrad beroende på hur långt upp på stranden provrutan var belägen (som speglar skillnader i översvämningstid) gjorde vi linjära regressioner mellan artantal och strandnivå samt täckningsgrad och strandnivå för var och en av de sex lokalerna.

Vi beräknade också hur mycket varje art ökat eller minskat på varje lokal sedan förra inventeringen. För att på ett konsekvent sätt identifiera vilka arter som hade ökat mest i frekvens mellan inventeringarna mellan lokalerna utgick vi från Bredforsen 2, lokalen med det minsta totala antalet observationer av arters förekomst i provrutor. Här användes fem fler observationer per art i den senare inventeringen jämfört med den första som en definition av vilka arter som hade ökat mest i frekvens. Denna baslinje skalades sedan proportionellt för varje lokal, så att den proportionella ökningen skulle vara lika stor på alla lokaler med hänsyn till deras respektive totala observationer. På Kungsgårdsholmarna, som var den lokal som hade flest observationer, krävdes till exempel åtta eller fler observationer av en art 2024 än 2020 för att den skulle räknas till de arter som ökar mest.

3 Resultat och diskussion

3.1 FLÖDEN OCH VATTENSTÅND

För att svara på våra frågeställningar om vegetationens respons behöver vi visa att översvämningen augusti-september 2023 var en så speciell händelse att man kan förvänta sig förändringar i vegetationen.

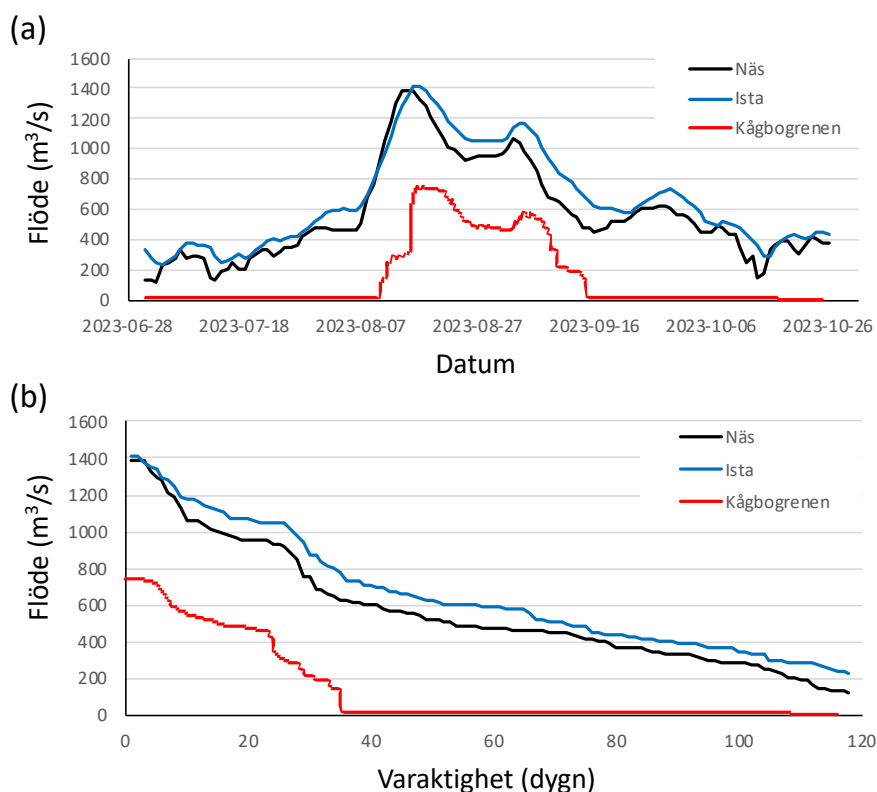


Figur 3. Dygnsflöden vid Untrafjärdens utlopp i nedre Dalälven 2020-2024. Flödeskurvan visar att högflödesepisoden under augusti-september 2023 (röd pil) var perioden med högst flöde under tidsperioden. Data från SMHI:s vattenwebb.

Flödesdata visar att högflödet under augusti-september 2023 var det med högst magnitud och varaktighet i nedre Dalälven sedan 2020 (Figur 3), och därför kan förväntas vara den enskilt viktigaste händelsen som påverkat vegetationen mellan de två inventeringarna av strandvegetationen 2020/21 respektive 2024. Kurvor över flödets varaktighet (Figur 4) visar att flöden i Bredforsenområdet, som normalt har en minimitappning om 15 m³/s under sommarhalvåret, översteg 200 m³/s under en månad. Flödena vid Näs kraftstation och Ista, som är relevanta för våra lokaler vid Fullsta respektive Mattön (Färnebofjärden), översteg 800 respektive 1000 m³/s under en månad (Figur 4a), vilket är mer än dubbelt så höga flöden som normalt. Bredforsenområdet hade vattenstånd som kraftigt överskred de normala i magnitud och varaktighet (ca 30 gånger högre flöden under 30 dagar). Det gör att alla våra undersökta lokaler utom Kungsgårdsholmen var översvämmade under ca en månad (Figur 4b), betydligt längre än något annat tillfälle under perioden mellan första och andra inventeringen. Kungsgårdsholmen ligger i dämningsområdet för Näs kraftstation, och här var vattenståndet mer eller mindre frikopplat från flödena, då responsen på den höga tillrinningen var att öka flödena genom kraftstationen snarare än att höja vattenståndet i magasinet.

Sammanfattningsvis var översvämningen under augusti-september 2023 i magnitud och varaktighet nära hur en vårflod var före regleringen av Dalälven (Zinke 2013), även om den kom på sensommaren/hösten i stället för under våren/försommaren. Ungefär en månad med flöden höga nog att översvämma svämskogarna matchar relativt väl översvämningstider av svämskogar i oreglerade älvar (Ström m.fl. 2012; Zinke 2013). Vi har emellertid inte matchat vattenståndens varaktighet mellan naturlig vårflod och översvämningsepisoden 2023. Särskilt de tre lokalerna med minimitappning i Bredforsen bör ha haft större magnitud och längre varaktighet av översvämning jämfört med ett normalår sedan

reglering. Senare beräkningar kommer att visa hur länge varje enskild provruta var översvämmad, och möjliggöra mer kvantitativa jämförelser mellan högflödesepisoden 2023 och naturliga och simulerade vårflooder.



Figur 4. (a) Flöde och (b) flödets varaktighet under juli till oktober 2023 vid Näs kraftstation, Ista (nära Gysinge) och i Kågbogrenen (Bredforsenområdet) i nedre Dalälven. Kurvorna för Näs är relevant för vår lokal i Fullsta, Istakurvorna för lokalen på Mattön i Färnebofjärden, och kurvorna för Kågbogrenen är relevanta för lokalerna Bredforsen 1-3.

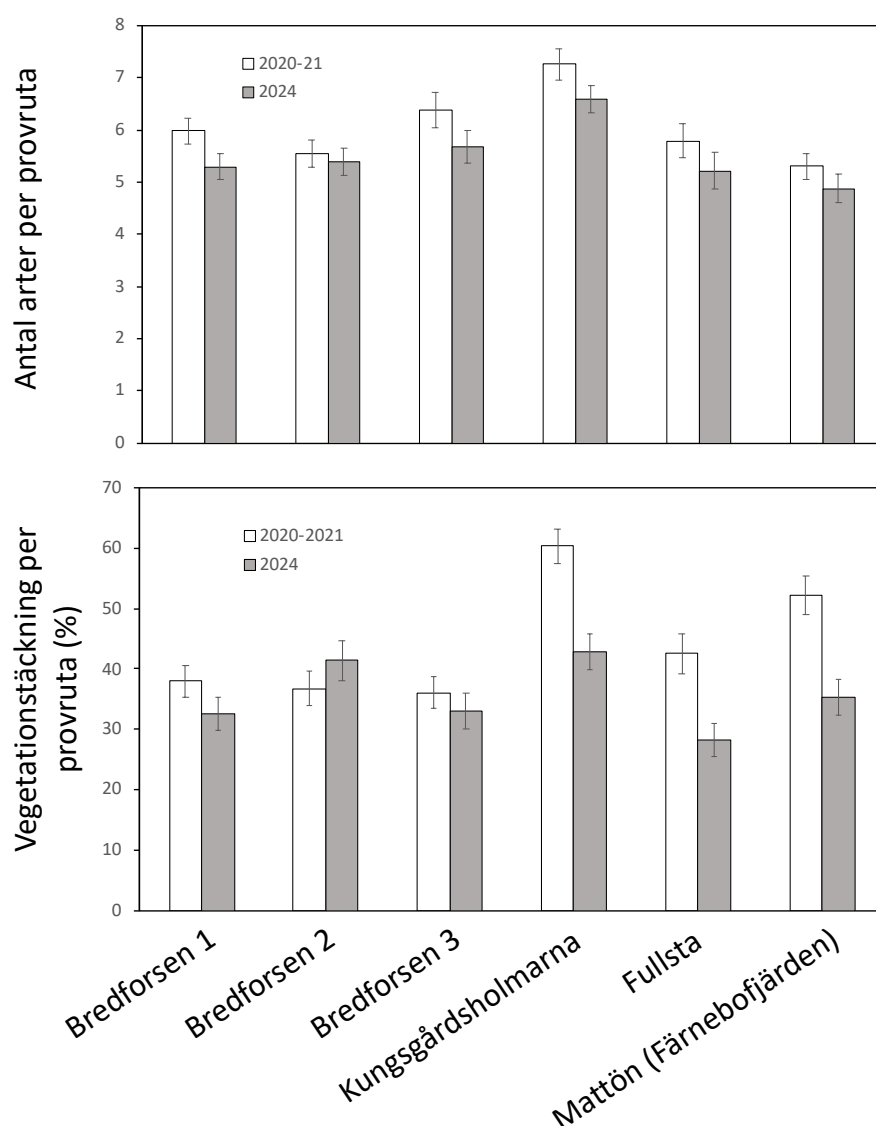
Vi kan förvänta oss att högflödesepisoden 2023 har haft effekter på vegetationen som liknar en naturlig vårflood. Vi kan dock inte veta vilken betydelse som skillnaden i tidpunkt för högflödet hade (augusti-september i stället för vårförsommar), men tidigare forskning visar att den viktigaste skillnaden vad gäller översvämnings tidpunkt är om de sker under vegetationsperioden när växterna är fysiologiskt aktiva (större känslighet) jämfört med de tider på året då växterna är i vila (större tålighet mot dränkning) (Kitanovic m.fl. 2023). Tidpunkten augusti-september faller in under vegetationsperioden och bör ha liknande fysiologisk effekt på vegetationen som översvämnings under vår och försommar, även om översvämnings under vår respektive sensommar spelar roll för utvecklingen av en del arter (Greet m.fl. 2011).

3.2 VEGETATION

Målsättningen var att återbesöka och inventera alla provrutor som undersökts på sex lokaler i nedre Dalälven 2020 och 2021. Det blir dock oundvikligen ett visst bortfall, t.ex. på grund av att träd fallit över en del provrutor, att koordinater fattades, eller att vattenståndet var för högt för att växterna skulle kunna

identifieras vid återbesöket. Totalt sett kunde dock 532 av de tidigare 716 undersökta provrutorna inventeras även 2024.

Vi förväntade oss att högflödespulsen skulle leda till lägre artrikedom och täckningsgrad i de undersökta lokalernas provvytor 2024 jämfört med 2020/21. Så var också fallet. Alla lokaler hade färre växtarter per provruta 2024, och alla lokaler utom en hade lägre täckningsgrad av vegetation 2024 jämfört med 2020/21 (Figur 5). Dessa skillnader var signifikanta enligt ett statistiskt test där alla jämförelser gjordes parvis mellan de enskilda provrutorna vid de olika inventeringstillfällena ($P < 0,001$, tvåvägs variansanalys med inventeringspunkt som fast faktor och provrutornas identitet som slumpmässig faktor).



Figur 5. Antal arter per provruta och vegetationens täckningsgrad på sex lokaler i nedre Dalälven jämfört mellan inventeringar som gjordes 2020/21 och 2024. Felstaplar visar medelvärde och standardavvikelse. Se texten för vilka skillnader som var signifikanta (vi testade inte för skillnader mellan lokaler, men mellan lokaltyper, d.v.s. om skillnaden mellan inventeringstillfällena var större eller mindre på lokalerna i Bredforsen jämfört med de övriga).

Berodde minskningen av artrikedom och täckningsgrad på översvämningen 2023? Vi kan inte veta säkert, men vi kan konstatera att översvämningen är den enda händelse vi känner till mellan inventeringstillfällena som förväntas ge denna effekt. Vi kan dock inte utesluta påverkan från andra faktorer som t.ex. insektsangrepp, bete, patogener eller skillnader i väder mellan inventeringsåren, även om inga sådana händelser har dokumenterats.

Det smyger sig också in fel p.g.a. att provytorna inte hamnar på exakt samma plats som vid tidigare inventering p.g.a. små fel i geopositioneringen och hur pinnarna sätts ut som markerar provrutans gränser. Dessa fel ger dock upphov till minskad precision snarare än bias. Vi försökte minska risken för fel i artbestämning i möjligaste mån genom att inventeringarna leddes av samma personer vid båda tillfällena. Vidare hade inventerarna år 2024 med sig artlistor från den förra inventeringen, vilket minskar risken att arter som bedömdes som försvunna gjorde det på grund av att de förbisågs. En annan möjlig bias skulle vara pågående växtsuccession, d.v.s. om strandskogar och svämångar är i ett skede av pågående igenväxning på grund av avsaknad av slätter. Denna förklaring är dock osannolik, då den art som i så fall förväntas öka, gråvide, istället minskade något. Om vi istället drar slutsatsen att minskningen i artrikedom och täckningsgrad åtminstone delvis berodde på översvämningen 2023, kan vi gå vidare och se var effekten var som störst på stranden och vilka arter som drabbades.

Eftersom förlängningen av översvämningstiden jämfört med vad vegetationen normalt utsätts för var större för Bredforsenområdet, som normalt endast har minimitappning, förväntade vi oss att effekten av högflödet skulle vara störst på dessa lokaler. Denna hypotes fick vi dock förkasta: det var ingen skillnad i hur mycket artrikedomen minskade mellan lokalerna utanför och i Bredforsenområdet ($P = 0,90$, envägs variansanalys). För vegetationens täckningsgrad var minskningen i själva verket *större* utanför Bredforsenområdet ($P < 0,001$, envägs variansanalys). I figur 5 ovan kan ses att detta berodde på att minskningen i täckningsgrad för lokalerna utanför Bredforsenområdet skedde från en högre nivå 2020/21, och att alla lokaler hade liknande täckningsgrad efter översvämningen 2024. Den troliga förklaringen till detta är att en mer dynamisk flödesregim på åtminstone lokalerna i Fullsta och Mattön medfört högre produktivitet, vilket gynnat högre täckningsgrad. Det kan ha gjort att det fanns mer biomassa som kunde försvinna när dränkningskänsliga arter minskade, så att dessa lokaler påverkades mer av översvämningen än de i Bredforsen.

Var på stranden var effekten av högflödet störst? Vi förväntade oss att minskningen av artrikedom och täckningsgrad skulle vara störst på strändernas högre liggande delar som normalt är översvämmade endast korta perioder och som hyser fler dränkningskänsliga arter. Detta är dock en förenkling. Översvämningstiden under högflödet stiger ju längre ner på stranden man befinner sig, så att det är den relativa ökningen av översvämningstiden som är relevant. Ju längre upp på stranden man är, desto större andel av växtarterna saknar fysiologiska anpassningar för dränkning (Catford & Jansson 2014). Det är därför en rimlig utgångspunkt att vegetationen ska påverkas mer av högflödet ju högre upp på stranden provrutorna befann sig.

Figur 6 visar sambandet mellan förändring i artrikedom och vegetationens täckningsgrad jämfört med nivå på stranden för varje lokal. Huvudresultatet var att graden av förändring per provyta varierade stort, och att sambanden med nivå på stranden generellt var svaga. I de flesta fallen påverkades vegetationen svagt negativt oavsett var på stranden en provyta befann sig. Vissa mönster kunde dock påvisas: artrikedomen minskade mer ju högre upp på stranden en provyta befann sig, men detta samband var bara signifikant för lokalerna Kungsgårdsholmarna, Fullsta och Mattön (Figur 6), d.v.s. de med full vattenföring och återkommande årstidsvariation i vattenstånd. På två lokaler i Bredforsen med minimitappning var minskningen av täckningsgraden per provyta större ju högre upp på stranden provytan låg. Lokalerna utanför Bredforsenområdet visade dock inget signifikant samband med nivå på stranden, förutom Mattön, där minskningen av täckningsgraden blev större ju längre ner på stranden provytan låg (Figur 6), tvärtemot vår hypotes.

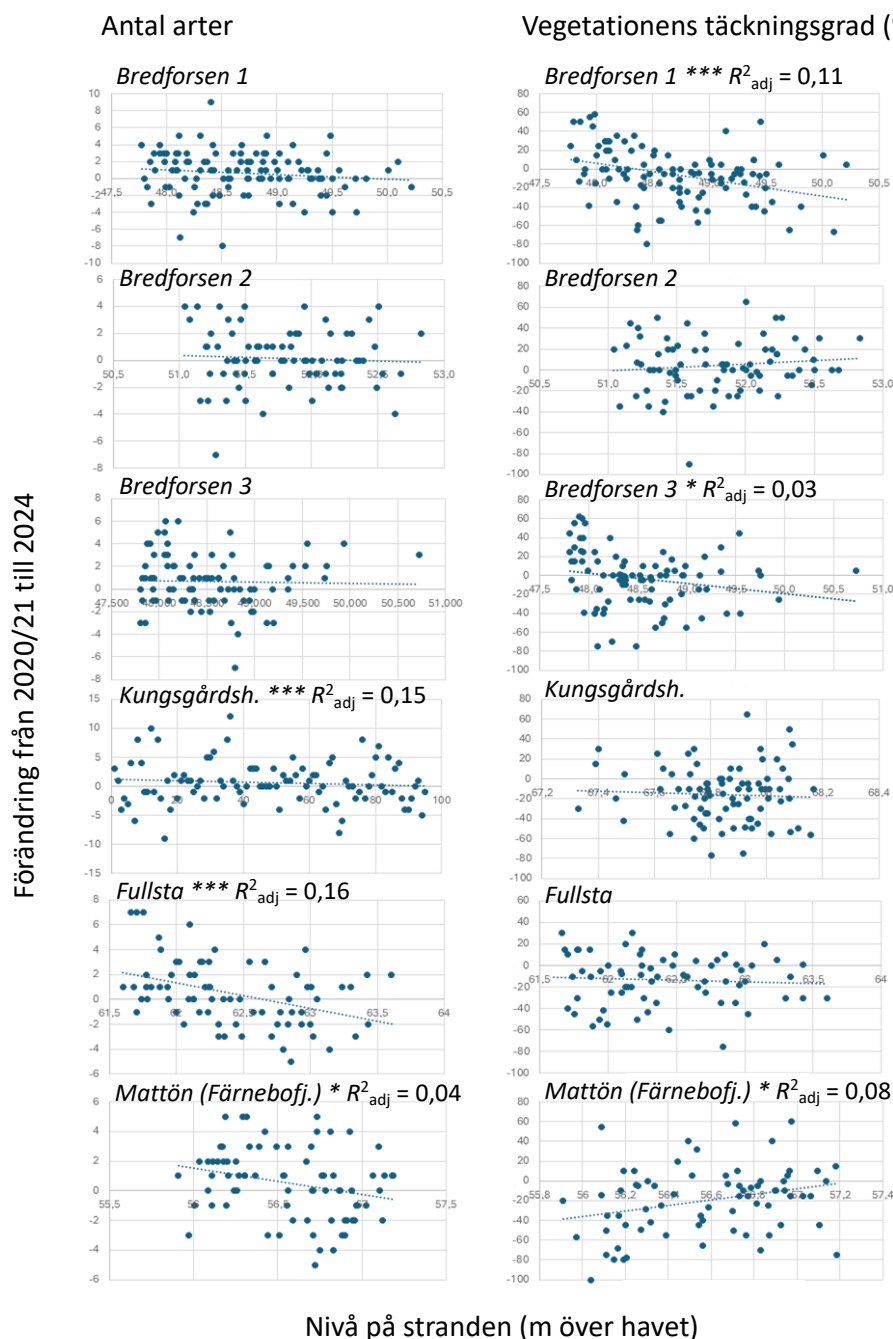
Resultaten gav dock generellt sett stöd för vår hypotes att strändernas övre vegetationsbälten påverkas mest av höglödesepisoden, även om sambanden var relativt svaga. Man kan säga att vegetationen på alla nivåer på stranden svarade på översvämningen med minskad artrikedom och lägre täckningsgrad, men att effekterna var något större på strändernas högre liggande delar, d.v.s. i strandskogen och videbältet. Däremot var skillnaderna mellan lokalerna i Bredforsenområdet och de andra lokalerna uppströms svårare att tolka. I Bredforsenområdet var minskningen i artantal lika stor på alla nivåer på stranden, medan på lokalerna utanför var minskningen i artantal större högre upp på stranden. Med andra ord var arterna på strändernas lägre nivåer mer tåliga mot översvämningen, medan det i Bredforsen fanns känsliga arter på alla nivåer. Det tyder på att översvämningskänsliga arter koloniserat längre ner på stränderna i Bredforsen i avsaknad av återkommande översvämningar.

Samtidigt var minskningen av vegetationens täckningsgrad större på strändernas högre nivåer i Bredforsen. Detta mönster var dock egentligen bara tydligt på lokalen Bredforsen 1, medan minskningen på Bredforsen 3 var störst på strandens mellersta del. Detta kan förklaras av skillnader i lokala förhållanden mellan lokalerna: strandskogen i Bredforsen 1, där minskningen var enligt hypotes, utgörs av ekdominerad svämädellövskog med lundartat fältskikt, där många av de dominerande översvämningskänsliga arterna hade minskat kraftigt i utbredning 2024. Strandskogen i Bredforsen 3 utgörs i stället främst av tallskog med mer allmänt förekommande arter i fältskiktet.

Lokalen Bredforsen 2 avvek på flera sätt från de andra: minskningen i artrikedom var mycket liten, och den genomsnittliga täckningsgraden ökade mellan de två inventeringstillfällena. Detta trots att vi vid inventeringen 2024 noterade att stora sjok av vegetation i övergången mellan videbälte och strandskog hade dött. Denna zon var dock så smal att få provytor låg i den. Lokalen är belägen just nedströms sättarna i Kågbrogrenen i inloppet till Bredforsenområdet där minimitappningen sker. Detaljerade analyser av de olika provytornas översvämningstid krävs för att förstå varför denna lokal avvek.

Slutligen avvek även Mattön från de andra lokalerna, med större minskning i artrikedom på strandens högre liggande delar, men med större minskning av

vegetationens täckningsgrad mot lågt liggande delar. Det senare förklaras av att höga vattenstånd även under sommaren 2024 hindrade vegetationen där från att utvecklas. Det visar att större dynamik råder på denna lokal, som har mer naturliga vattenståndsväxlingar än övriga lokaler.



Figur 6. Förändring mellan inventeringarna 2020/2021 och 2024 i antal arter (vänster) och vegetationens täckningsgrad (höger) per provruta, plottat mot provrutans nivå på stranden (mätt i m över havet). Prickade linjer är linjära regressionslinjer, stjärnor (*) indikerar att sambandet är signifikant (* $P < 0,05$, *** $P < 0,001$), och R^2_{adj} visar sambandets förklaringsgrad.

Vi analyserade också förändringar i förekomsten av enskilda arter per lokal. Vi fann att det var stor skillnad mellan lokalerna i vilka arter som tillhörde de 10% av arterna med flest förekomster (blå färg i Tabell 2). Det speglar skillnader mellan lokalerna i jordmån m.m. Gräsarten grenrör (*Calamagrostis canescens*) och starrarterna vassstarr och blåsstarr (*Carex acuta* och *C. vesicaria*) hörde dock till de vanligaste arterna på alla lokaler. Det kan noteras att de minskade i Bredforsenområdet men ökade något på de övriga lokalerna.

När det gäller vilka arter som minskat mest i antal observationer mellan inventeringarna (röd färg i Tabell 2) var skillnaderna också stora mellan lokalerna, men gemensamt är att den stora majoriteten som minskat mest var arter knutna till strandskogen och videbältet, med begränsad översvämningstålighet. Detta var förväntat då dessa arter i regel saknar fysiologiska anpassningar till dränkningstolerans (Catford & Jansson 2014). Ett undantag från detta mönster var Kungsgårdsholmarna, där fyra av de sju arter som minskat mest hörde till starrbältet, och där två av de övriga (frossört *Scutellaria galericulata* och rörflen *Phalaris arundinacea*) till stor del också återfinns i starrbältet.

Bland de arter som ökat mest i antal observationer (grön färg i Tabell 2) fanns dock arter som växer på olika nivåer på stranden. Här märks arter från starrbältet eller lägre som sjöfräken (*Equisetum fluviatile*), vass/blåsstarr (*Carex acuta* + *C. vesicaria*) och topplösa (*Lysimachia thyrsiflora*), såväl som vitsippa (*Anemone sylvestris*), kruståtel (*Deschampsia flexuosa*) och skogsek (*Quercus robur*), som återfinns i strandskogen. Lokalen Fullsta utmärkte sig genom att ha hela 6 arter som ökat mellan inventeringstillfällena.

Tabell 2. Arter som hörde till de vanligaste arterna (topp 10% i antal observationer) på varje lokal (blå färg), samt de arter som minskade (röd färg) respektive ökade (grön färg) mest mellan inventeringarna 2020/21 och 2024 på varje lokal. Arterna är sorterade efter sin huvudsakliga förekomst i olika vegetationsbälten. Siffrorna för varje art och lokal anger skillnaden i antalet observationer av arten mellan 2020/21 och 2024. Alla provytor på en lokal har slagits samman för att beräkna ökning eller minskning i antalet observationer per lokal mellan inventeringstillfällena. I färgläggningen har hänsyn tagits till skillnaderna mellan antalet provytor mellan lokalerna.

Art	Bredforsen 1	Bredforsen 2	Bredforsen 3	Kungsgårdsh.	Fullsta	Mattön
Främst i strandskogen						
<i>Agrostis</i> spp.	-7	3	-5	8	-18	2
<i>Alnus glutinosa</i>	0	1	0	0	-1	-8
<i>Anemone nemorosa</i>	1	0	3	0	2	8
<i>Betula</i> sp.	11	1	5	1	1	3
<i>Calamagrostis purpurea</i>	0	0	0	-12	0	-1
<i>Carex digitata</i>	0	-4	-1	0	1	0
<i>Convallaria majalis</i>	1	1	2	0	1	2
<i>Deschampsia flexuosa</i>	2	-5	2	1	13	0
<i>Festuca gigantea</i>	-8	-1	0	0	8	0
<i>Festuca ovina</i>	0	1	0	0	-12	0
<i>Filipendula ulmaria</i>	0	1	-4	-1	1	1
<i>Hieracium</i> spp.	-3	-2	0	1	-7	-2
<i>Lathyrus linifolius</i>	2	1	0	0	-2	-4
<i>Melampyrum pratense</i>	0	0	-1	0	0	0
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0	-5	0	0	0	0
<i>Milium effusum</i>	-5	0	-1	-1	2	-6
<i>Pinus sylvestris</i>	-2	-1	-3	-2	-8	1
<i>Poa pratensis</i>	0	0	-6	-2	-3	0
<i>Populus tremula</i>	-7	3	-4	0	-11	-1
<i>Quercus robur</i>	16	2	-2	0	-2	-3
<i>Rhamnus frangula</i>	-1	-3	-9	0	-2	-1
<i>Rubus saxatilis</i>	0	-1	-1	0	0	-7
<i>Trientalis europaea</i>	1	2	0	-3	-1	-1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	4	0	0	0	0
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0	-5	0	0	0	0
<i>Viburnum opulus</i>	0	4	0	0	0	1
<i>Viola canina</i> subsp. <i>montana</i>	-3	1	1	-1	-8	1
Främst i videbältet						
<i>Calamagrostis canescens</i>	-11	-5	-1	16	2	1
<i>Festuca rubra</i>	0	0	1	0	11	-2
<i>Lysimachia vulgaris</i>	-17	3	-10	6	2	0
<i>Ranunculus repens</i>	-1	4	-1	6	8	-6
<i>Salix cinerea</i>	-2	-1	-7	0	0	0
<i>Scutellaria galericulata</i>	1	-1	0	-12	0	-9
Främst i starrbältet						
<i>Carex acuta/vesicaria</i>	-3	-1	-4	4	10	-1
<i>Carex aquatilis</i>	0	0	0	-9	-5	0
<i>Galium palustre</i>	5	-4	5	5	1	4
<i>Glyceria maxima</i>	0	0	1	-3	-4	-8
<i>Juncus filiformis</i>	-1	0	2	4	-14	0
<i>Lycopus europaeus</i>	3	-1	-6	-13	-1	2
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	7	8	7	-9	-7	-2
<i>Peucedanum palustre</i>	-1	-1	-4	-14	0	-1
Akvatiska/amfibiska arter						
<i>Equisetum fluviatile</i>	-1	6	5	5	-6	7
Ej tydligt knutna till vegetationsbälte						
<i>Deschampsia cespitosa</i>	-9	-1	-2	8	-5	-1
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0	0	-11	0	0
<i>Poaceae</i> indet.	1	0	0	0	8	0
<i>Ranunculus auricomus</i>	-8	0	-2	2	1	0

4 Slutsatser och implikationer för införande av högflödespulser som en restaureringsåtgärd

Det faktum att översvämningsepisoden under 2023 liknade en naturlig vårflod i magnitud och varaktighet, om än inte i tidpunkt, gör att dess effekter kan tolkas som ett naturligt experiment med syfte att utröna vilken effekt en högflödespuls kan ha på strandvegetationen i en reglerad älv (Dixon m.fl. 2015).

Som svar på vår första frågeställning kunde vi konstatera att översvämningen i stort hade den förväntade effekten: Översvämningen fungerade som en stress och en störning på vegetationen (Renöfält m.fl. 2007; Catford & Jansson 2014), vilket resulterade i lägre artrikedom och täckningsgrad av växter. Dessa är de förväntade kortsiktiga effekterna av en högflödespuls, och först när längre tid har förflutit kan effekter som ökad etablering av strandväxter och ökad produktivitet till följd av att näringsrikt sediment deponerats observeras.

Vi fann inget stöd för vårt antagande att effekten av översvämningen skulle vara större på lokalerna i Bredforsen som normalt endast har minimitappning (frågeställning 2). När det gäller vilken nivå på stranden som drabbats hårdast av översvämningen (frågeställning 3) fann vi dock skillnader mellan lokalerna med minimitappning och de med fullt flöde: På lokalerna i Bredforsen försvann arter från provrutorna på alla nivåer på stranden, trots att de sinsemellan har stor skillnad i översvämningstid, medan det på de övriga lokalerna främst var provrutor på höga nivåer som normalt endast översvämmas kort tid som förlorade arter. På lokalerna i Bredforsen, som normalt saknar dynamik i flöden och vattenstånd, återfanns känsliga arter på alla nivåer. På lokaler där vattenstånden fortfarande växlar med årstiderna, om än med mindre magnitud på grund av regleringen (Fullsta och Mattön), saknades i större utsträckning översvämningsskänsliga arter på låga nivåer, och minskningen skedde främst i strandskog och videbälte, i enlighet med vårt ursprungliga antagande. Svaret på vår fjärde frågeställning, vilka arter som drabbats hårdast av översvämningen, gav ett liknande svar, då den gemensamma nämnaren för majoriteten av de arterna som minskat mest var att de växer i strandskogen och videbältet.

Resultaten visar att återkommande översvämningar på strändernas lägre nivåer leder till en artsammansättning som är mer tålig mot översvämning, samtidigt som resultaten i Bredforsen visar att en enskild högflödesepisod kan "plocka bort" översvämningsskänsliga arter som riskerar att leda till igenväxning. Hur ofta behöver översvämning återkomma för att bevara strandvegetationen och undvika invasion av terrestra arter? Andra studier (Ström m.fl. 2011; Sarneel m.fl. 2019) visar att det tar flera år för översvämningsskänsliga arter att kolonisera, etablera sig och bre ut sig på ett strandavsnitt om hydrologin för dem plötsligt blir mer gynnsam, och man kan räkna med samma fördröjning för arter som försvunnit eller minskat kraftigt efter en översvämning. Det indikerar att högflödespulser introducerade som en naturvårdsåtgärd kanske inte behöver återkomma oftare än

ungefär vart tredje år för att uppnå grundfunktionen att hålla invaderande terrestra arter, t.ex. gran, borta.

Detta ska inte ses som en skötselrekommendation, utan som en spekulation eller hypotes som behöver testas vidare. Den baserar sig på antagandet att minskningen i artantal och täckningsgrad av strandväxter orsakades av högflödesepisoden 2023, och genom kunskap från tidigare studier om etablering och tillväxt efter förändringar av hydrologin (Ström m.fl. 2011; Sarneel m.fl. 2019) kan man säga att en återhämtning skulle ta minst tre år.

Högflödespulser har dock andra funktioner i naturliga vattendrag än bara att orsaka stress och dödlighet (Poff m.fl. 1997; Tockner m.fl. 2000): Exempel på processer som påverkar vegetationen är spridning och omfördelning av organiskt material som bidrar till bättre jordmån och högre produktivitet (Xiong & Nilsson 1997), liksom spridning av frön (Andersson m.fl. 2002; Jansson m.fl. 2005) och omfördelning av sediment som också bidrar med näringsämnen (Xiong m.fl. 2001). Denna studie ger inga svar på hur ofta högflödespulserna behöver ske för att gynna dessa processer.

Denna studie fokuserade på nedre Dalälven som är reglerad men där diskussioner pågår om möjligheten att återinföra högflödespulser som efterliknar aspekter av den naturliga vårfloden. Resultaten borde vara applicerbara även på andra reglerade vattendrag i Sverige, men i praktiken är en stor andel av dem för hårt reglerade med infrastruktur som skulle göra vattenståndsvariationer som efterliknar en naturlig vårflod i magnitud och varaktighet omöjliga. Även i andra länder pågår arbete för att återinföra högflödespulser för att återskapa naturvärden beroende av flödets dynamik (Stevens m.fl. 2001; Mannes m.fl. 2008; Poff m.fl. 2010; Rivaes m.fl. 2015).

Översvämningsepisoden 2023 inträffade mot slutet av vegetationsperioden, medan den naturliga vårfloden istället kommer i dess början (maj-juni). Är erfarenheterna av denna händelse överförbara på eventuellt återinförande av en vårflod? Tidigare experiment har visat att tidpunkten för översvämning har betydelse för vegetationens respons (Greet m.fl. 2011), och vissa arters känslighet kan skilja sig beroende på om de blir översvämmade under vårfloden jämfört med under sommaren (Vervuren m.fl. 2003). Den stora effekten av tidpunkt bör dock vara om översvämningen kommer under vegetationsperioden, när växterna är fysiologiskt aktiva, och därmed mer känsliga, jämfört med översvämningar som sker under vinterhalvåret, då växterna är i vila (Garssen m.fl. 2017).

5 Referenslista

- Andersson, E., & C. Nilsson. 2002. Temporal variation in the drift of plant litter and propagules in a small boreal river. *Freshwater Biology* 47:1674-1684.
- Catford, J. A., & R. Jansson. 2014. Drowned, buried and carried away: effects of plant traits on the distribution of native and alien species in riparian ecosystems. *New Phytologist* 204:19-36.
- Dixon, M. D., Boever, C. J., Danzeisen, V. L., Merkord, C. L., Munes, E. C., Scott, M. L., Johnson, W. C. & Cowman, T. C. 2015. Effects of a 'natural' flood event on the riparian ecosystem of a regulated large-river system: the 2011 flood on the Missouri River, USA. *Ecohydrology* 8:12-824.
- Garssen, A. G., Baattrup-Pedersen, A., Riis, T., Raven, B. M., Hoffman, C. C., Verhoeven, J. T., & Soons, M. B. 2017. Effects of increased flooding on riparian vegetation: Field experiments simulating climate change along five European lowland streams. *Global Change Biology* 23:3052-3063.
- Greet, J., J. A. Webb, & R. D. Cousens. 2011. The importance of seasonal flow timing for riparian vegetation dynamics: a systematic review using causal criteria analysis. *Freshwater Biology* 56:1231-1247.
- Gunther, J., & T. Assmann. 2005. Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Biodiversity and Conservation* 14:1583-1606.
- Hupp, C. R., & W. R. Osterkamp. 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14:277-295.
- Jansson, R., C. Nilsson, M. Dynesius, & E. Andersson. 2000. Effects of river regulation on riparian vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* 10:203-224.
- Jansson, R., U. Zinko, D. M. Merritt, & C. Nilsson. 2005. Hydrochory increases riparian plant species richness: a comparison between a free-flowing and a regulated river. *Journal of Ecology* 93:1094-1103.
- Kitanovic, V., J. Greet, S. A. McKendrick & C. S. Jones. 2023. Riparian and terrestrial grasses display unexpected tolerance to cool-season inundation. *Wetlands Ecology and Management* 31:551-564.
- Mannes, S., C. T. Robinson, U. Uehlinger, T. Scheurer, J. Ortlepp, U. Murle, & P. Molinari. 2008. Ecological effects of a long-term flood program in a flow-regulated river. *Revue De Géographie Alpine-Journal of Alpine Research* 96:113-134.
- Nilsson, C. 1999. Rivers and streams. *Acta Phytogeographica Suecica* 84:135-148.
- Nilsson, C., R. Jansson, & U. Zinko. 1997. Long-term responses of river-margin vegetation to water-level regulation. *Science* 276:798-800.

- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks, & J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime. *Bioscience* 47:769-784.
- Poff, N. L., B. D. Richter, A. H. Arthington, S. E. Bunn, R. J. Naiman, E. Kendy, M. Acreman, C. Apse, B. P. Bledsoe, M. C. Freeman, J. Henriksen, R. B. Jacobson, J. G. Kennen, D. M. Merritt, J. H. O'Keeffe, J. D. Olden, K. Rogers, R. E. Tharme, & A. Warner. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55:147-170.
- Renöfält, B. M., D. M. Merritt, & C. Nilsson. 2007. Connecting variation in vegetation and stream flow: the role of geomorphic context in vegetation response to large floods along boreal rivers. *Journal of Applied Ecology* 44:147-157.
- Renöfält, B. M., R. Jansson, & C. Nilsson. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55:49-67.
- Rivaes, R., P. M. Rodriguez-Gonzalez, A. Albuquerque, A. N. Pinheiro, G. Egger, & M. T. Ferreira. 2015. Reducing river regulation effects on riparian vegetation using flushing flow regimes. *Ecological Engineering* 81:428-438.
- Sarneel, J. M., M. M. Hefting, G. A. Kowalchuk, C. Nilsson, M. Van der Velden, E. J. W. Visser, L. Voosenek, & R. Jansson. 2019. Alternative transient states and slow plant community responses after changed flooding regimes. *Global Change Biology* 25:1358-1367.
- Skogsstyrelsen. (2023). *Svämlövskogar - hotade biologiska hotspots beroende av översvämnningar från vattendrag*. Skogsstyrelsen.
- Stevens, L. E., T. J. Ayers, J. B. Bennett, K. Christensen, M. J. C. Kearsley, V. J. Meretsky, A. M. Phillips, R. A. Parnell, J. Spence, M. K. Sogge, A. E. Springer, & D. L. Wegner. 2001. Planned flooding and Colorado River riparian trade-offs downstream from Glen Canyon Dam, Arizona. *Ecological Applications* 11:701-710.
- Ström, L., R. Jansson, C. Nilsson, M. E. Johansson, & S. Xiong. 2011. Hydrologic effects on riparian vegetation in a boreal river: an experiment testing climate change predictions. *Global Change Biology* 17:254-267.
- Ström, L., R. Jansson, & C. Nilsson. 2012. Projected changes in plant species richness and extent of riparian vegetation belts as a result of climate-driven hydrological change along the Vindel River in Sweden. *Freshwater Biology* 57:49-60.
- Sundborg, Å. 1956. The river Klarälven: a study of fluvial processes. *Geografiska Annaler* 38:125-316.
- Tockner, K., F. Malard, & J. V. Ward. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14:2861-2883.

Xiong, S. J., & C. Nilsson. 1997. Dynamics of leaf litter accumulation and its effects on riparian vegetation: a review. *Botanical Review* 63:240-264.

Xiong, S. J., C. Nilsson, M. E. Johansson, & R. Jansson. 2001. Responses of riparian plants to accumulation of silt and plant litter: the importance of plant traits. *Journal of Vegetation Science* 12:481-490.

Vervuren, P. J. A., C. Blom, & H. de Kroon. 2003. Extreme flooding events on the Rhine and the survival and distribution of riparian plant species. *Journal of Ecology* 91:135-146.

Widén, A., B. M. Renöfält, E. Degerman, D. Wisaeus, & R. Jansson. 2022. Environmental flow scenarios for a regulated river system: projecting catchment-wide ecosystem benefits and consequences for hydroelectric production. *Water Resources Research* 58:e2021WR030297.

Zinke, P. 2013. *Application of the building block methodology to the Dalälven project. A report of the workshop held in Uppsala, Sweden, June 2013.* Länsstyrelsen Gävleborg Rapport 2013:11.

EFFEKTER AV HÖGFLÖDEN PÅ VEGETATIONEN I NEDRE DALÄLVENS SVÄMSKOGAR OCH SVÄMÄNGAR

Projektet undersökte vilken effekt en högflödespuls i nedre Dalälven 2023 hade på älvstrandsvegetationen längs älven, inklusive områdets svämädellövskogar. Efter högflödespulsen återbesökte vi lokaler där vi undersökt strandvegetationens sammansättning för tre eller fyra år sedan för att se vad som hänt.

Vi fann att både antalet arter per provyta och vegetationens täckningsgrad i provytorna hade minskat. Lokalerna med minimitappning förlorade arter på alla nivåer av stranden, medan de stränder som även normalt har viss årstidsvariation i vattenstånd främst förlorade arter på strändernas högre liggande del som normalt bara översvämmas kort tid. Det visar att återkommande översvämningar på strändernas lägre nivåer leder till en artsammansättning som är mer tålig mot översvämning, samtidigt som resultaten på lokaler med minimitappning visar potentialen hos en enskild högflödesepisod att "plocka bort" översvämningskänsliga arter som annars riskerar att orsaka igenväxning. Det visar att högflödespulser kan användas som en restaureringsåtgärd när syftet är att hålla borta terrestra växtarter som invaderar på grund av att vårfloden minskat eller försvunnit på grund av reglering för vattenkraftsproduktion.

Ett nytt steg i energiforskningen

Forskningsföretaget Energiforsk initierar, samordnar och bedriver forskning och analys inom energiområdet samt sprider kunskap för att bidra till ett robust och hållbart energisystem. Energiforsk är ett politiskt neutralt och icke vinstutdelande aktiebolag som ägs av branschorganisationerna Energiföretagen Sverige och Energigas Sverige, det statliga affärsverket Svenska kraftnät, samt gas- och energiföretaget Nordion Energi. Läs mer på energiforsk.se.