

2021-09-29

Dnr 1-2021

Regeringskansliet  
Miljödepartementet

## Redovisning av regeringsuppdrag om kunskapssammanställning om dammar

Härmed överlämnas redovisningen av uppdraget M2020/02056, 2020-12-22 om kunskapssammanställning om dammar.

Uppdraget redovisas i bifogad skrivelse.

Beslut om detta yttrande har fattats av generaldirektören Jakob Granit efter föredragning av utredaren Anders Skarstedt. I den slutliga handläggningen av ärendet har även deltagit avdelningschefen Johan Kling och enhetschefen Johan Stål.

Jakob Granit

Anders Skarstedt

**Bilagor:**

Bilaga 1. Redovisning av regeringsuppdrag om kunskapssammanställning om dammar

# Havs och Vatten myndigheten

## Innehåll

1	Sammanfattning.....	3
2	Uppdraget och dess beredning.....	4
	2.1 Uppdragsbeskrivning.....	4
	2.2 Avgränsningar.....	4
	2.3 Insamling av underlag .....	4
3	Inledning.....	6
4	Olika dammar och dess funktion .....	10
5	Dammars effekter på hydrologi.....	11
6	Dammars effekter på morfologiska processer.....	12
7	Dammars effekter på vattentemperatur och vattenkvalitet.....	13
8	Dammars effekter på biologisk mångfald .....	13
9	Dammars effekter på erosion och stabilitet .....	15
10	Dammars effekter på översvämningsrisker .....	16
11	Dammars effekter på övergödning .....	17
12	Dammars effekter på vattenförsörjning.....	18
13	Dammar och klimatet .....	19
14	Referenssammanställning .....	21

## Bilagor

**A** Dammars effekter på morfologiska processer

**B** Dammars effekter på vattentemperatur och vattenkvalitet

**C** Dammars effekter på biologisk mångfald

**D** Dammars effekter på erosion och stabilitet

# 1 Sammanfattning

Regeringen har gett Havs- och vattenmyndigheten i uppdrag att med stöd av Naturvårdsverket och andra berörda myndigheter, utifrån befintligt kunskapsunderlag tillhandahålla en kunskapssammanställning av vattenkraftsdammars och andra dammars för- och nackdelar för naturvård och biologisk mångfald samt potentiella betydelse för att minska risken för erosion, övergödning och översvämningar jämfört med om dammarna inte skulle finnas.

Den omfördelning av vatten och flödesenergi i tid och rum som dammar ger upphov till leder till förändringar av vattendragets utseende och de biologiska och fysiska förutsättningarna för vatten- och strandlevande organismer. Dammar innebär negativa konsekvenser för vattendragens ursprungliga artsammansättning och biologisk mångfald och i det nyskapade lugnvattnet ersätts de strömlevande arterna med sjölevande arter. Det stora antalet anlagda dammar i svenska vattendrag har på många ställen gjort strömsträckor av hög kvalitet till en bristvara, vilket utgör ett hot för strömlevande organismer specifikt och biologisk mångfald generellt.

Artmångfalden i sötvatten är generellt mycket hög i proportion till habitatets areal. Rinnande vatten hyser en hög variation i habitat, morfologi och artrikedom i förhållande till sjöar och dammar. Största andelen av de rödlistade arter som lever i sötvatten är kopplade till vattendrag där vandringshinder (exempelvis dammar) och vattenreglering är de påverkansfaktorer som hotar dessa arter mest. Fragmentering till följd av dammar gör att strömlevande populationer även påverkas mer av andra stressfaktorer såsom torka, ökade vattentemperaturer, översvämningar och sjukdomar.

Erosionsprocesserna i vattendraget är beroende av berg- och jordarters fördelning och förekomst längs med ett vattendrag. Både anläggande och borttagande av dammar kan påverka erosionen och medföra ökad eller minskad risk för erosion. Sedimenttransporten i vattendraget påverkar också erosionen. Dammar fungerar som en sedimentfälla på grund av att en större mängd material sedimenterar när vattnets hastighet minskar i dammen. Själva dammanläggningen blir också en fysisk barriär som hindrar transport av material. Den naturliga erosionen i ett vattendrag förändras alltså på grund av dammen.

Näringsämnen som är knutna till partiklar som sedimenterar fångas i dammar. Detta kan leda till negativa konsekvenser nedströms en damm på grund av minskning av den naturliga transporten av näringsämnen i vattendraget. Om sediment som är bärare av näringsämnen (med förhöjda halter jämfört med de naturliga) och föroreningar fastnar i ett vattenmagasin kan det leda till minskad övergödning nedströms samtidigt som det sker en inlagring av dessa ämnen i dammen.

Ett vattenmagasin lagrar vattnet tillfälligt och kan därför allmänt sägas dämpa flödesvariationer. Även förekomsten av svämplan och våtmarker i avrinningsområdet har betydelse för förekomsten av flödestoppar och översvämningar. Mycket få av de dammar som finns i Sverige har kommit till för att aktivt minska översvämningrisker. Även om en damm, generellt, kan dämpa flödesvariationer måste andra faktorer vägas in i bedömningen av hur mycket en damm kan bidra till att minska risken för översvämningar. Om en damm är helt fylld eller måste hållas på en konstant nivå så kan dammen inte lagra något ytterligare vatten. Även vattenföringen vid högflödestillfället har betydelse för hur snabbt en damm fylls. I vissa situationer kan en naturlig sjö förlora sin flödesutjämnande effekt till följd av reglering. De flesta dammarna har relativt små skillnader mellan högsta och lägsta nivå (regleringsvolym) vilket betyder att de snabbt fylls vid en

höglödessituation. De flesta mindre vattenkraftverk drivs som strömkraftverk vilket betyder att de för det mesta håller vattennivån i dammen nära dämningssgränsen vilket gör att de inte har någon större betydelse för att dämpa flödena vid en höglödessituation.

Sammanfattningsvis saknas det forskningsstudier som har visat på positiva effekter av dammar för strömvattenlevande arter eller landlevande arter som lever intill vattendraget. Vandringshinder kan minska risken för spridning av sjukdomar och kan begränsa oönskade arter att vandra obehindrat i vattendraget. Dessa potentiella fördelar måste vägas mot de negativa effekterna av dammar för den biologiska mångfalden.

## 2 Uppdraget och dess beredning

### 2.1 Uppdragsbeskrivning

Regeringen har i beslut (M2020/02056) gett Havs- och vattenmyndigheten i uppdrag att med stöd av Naturvårdsverket och andra berörda myndigheter, utifrån befintligt kunskapsunderlag tillhandahålla en kunskapsammanställning av vattenkraftsdammars och andra dammars för- och nackdelar för naturvård och biologisk mångfald samt potentiella betydelse för att minska risken för erosion, övergödning och översvämningar jämfört med om dammarna inte skulle finnas.

### 2.2 Avgränsningar

Uppdraget har avgränsats till en jämförelse mellan de förhållanden som finns i naturliga vatten utan konstgjorda dammar med hur situationen blir efter att vattendraget eller sjöns vattenfluktuationer kontrollerats med en dammanläggning. Eftersom många dammar anlades för länge sedan saknas det kunskap om hur biologin och de fysiska förhållandena såg ut i vattendraget innan dammen anlades och det är därmed inte möjligt att jämföra med den enskilda platsens unika naturliga förutsättningar. Kunskapsammanställningen utgår därför från konstgjorda dammars generella betydelse för de olika funktioner som omfattas av uppdraget (se ovan).

Sammanställningen är gjord utifrån dammars funktion i Sverige och den tar inte upp funktionen av dammar i andra länder. Vidare innehåller redovisningen inga bedömningar av om och hur vissa dammar skulle kunna bidra till att uppfylla flera olika användningsområden samtidigt, exempelvis för ekosystem, energi, hushåll, industri och jordbruk eller frågeställningar om omprövning av dammar för moderna miljövillkor.

### 2.3 Insamling av underlag

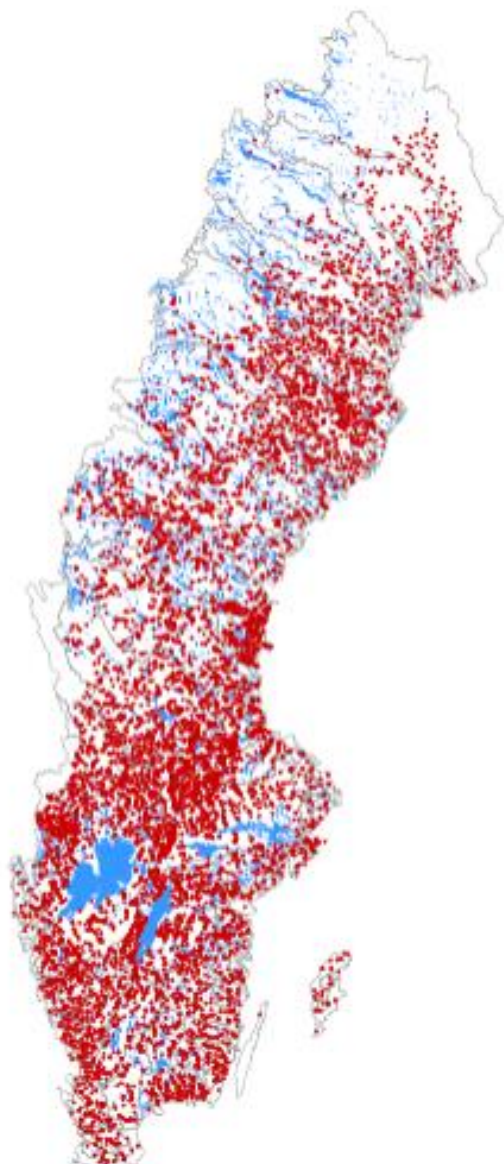
Berörda myndigheter såsom Naturvårdsverket, SMHI, Sveriges geologiska undersökning (SGU), Statens geotekniska institut (SGI), länsstyrelserna, Jordbruksverket, Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB), Boverket, Svenska Kraftnät, Vattenmyndigheterna, Energimyndigheten, Trafikverket, Sveriges lantbruksuniversitet (inklusive Artdatabanken), Statens veterinärmedicinska anstalt, Skogsstyrelsen har tillfrågats om befintligt underlag från respektive myndighet enligt uppdraget och avgränsningarna som tydliggjorts av Havs- och vattenmyndigheten.

Underlaget från respektive myndighet har på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten sammanställts av Luleå tekniska universitet under ledning av Professor Staffan Lundström.

Därefter har sammanställningen granskats och slutligen bearbetats av företrädare på Havs- och vattenmyndigheten.

### 3 Inledning

I Sverige finns det ca 11 000 dammanläggningar enligt SMHI:s dammregister (figur 1). De flesta av dessa klassas som små. Många dammanläggningar har sitt ursprung i 1600-1800-talet då de anlades för att driva exempelvis kvarnar, sågar och underlätta flottning.



Figur 1. Dammar i Sverige enligt SMHI:s dammregister.

Under 1900-talet utvecklades tekniker för att bygga större dammanläggningar vilket innebar att Sveriges största dammanläggningar och vattenkraftverken byggdes under denna tidsperiod. Det finns 140 dammanläggningar för vattenkraftändamål i Sverige som är klassade som stora enligt definitionen av The International Commission on Large Dams (ICOLD)<sup>1</sup>. Enligt denna definition ska dammanläggningen vara över 15 m hög eller mellan 5 m och 15 m hög och samtidigt

---

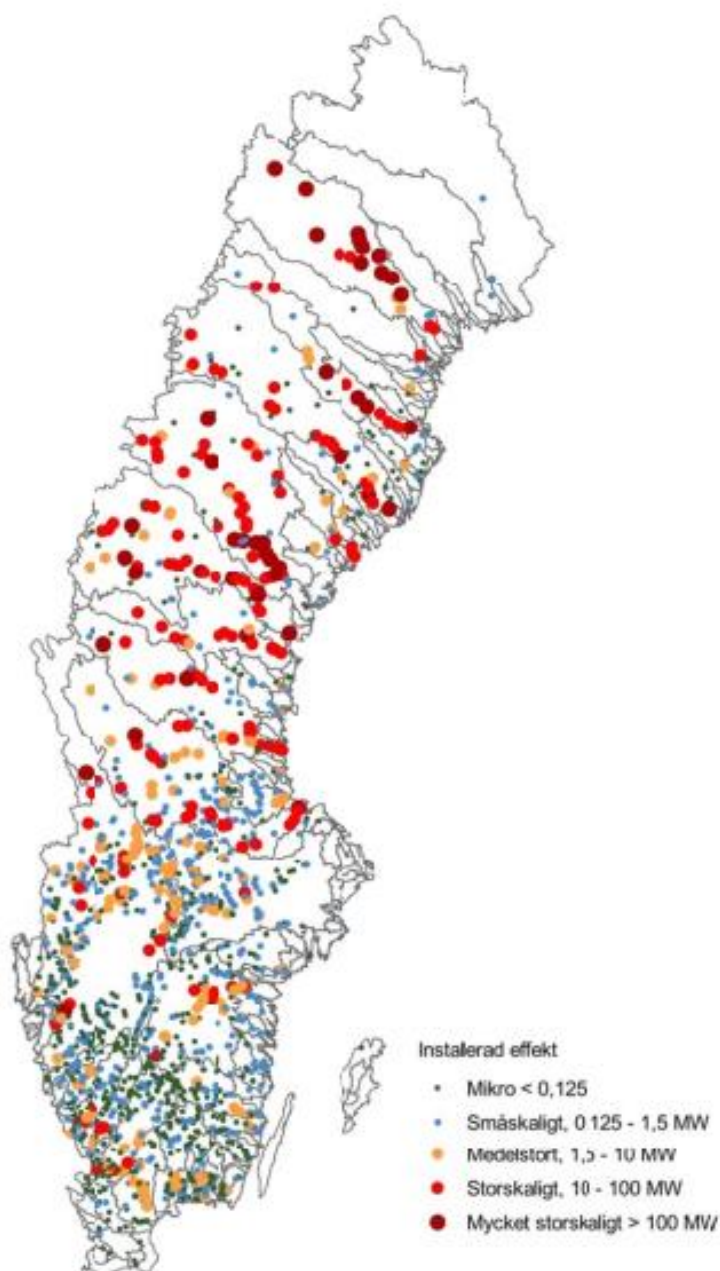
<sup>1</sup> [https://www.icold-cigb.org/GB/dams/definition\\_of\\_a\\_large\\_dam.asp](https://www.icold-cigb.org/GB/dams/definition_of_a_large_dam.asp)

innehålla mer än 3 miljoner kubikmeter vatten för att kallas som stor. För ca 450 dammanläggningar i Sverige är god dammsäkerhet och beredskap särskilt viktig då ett dammhaveri skulle kunna förorsaka översvämningar med allvarliga följder för människors liv och hälsa, samhällsviktig verksamhet, miljö m m<sup>2</sup>. Av dessa är 28 stycken klassade i den högsta klassen A och 249 stycken i klass B och 168 stycken i klass C.

Totalt finns det i Sverige idag ca 2000 vattenkraftverk och det finns ytterligare något tusen dammanläggningar som hör till vattenkraftverken. De flesta av de största dammanläggningarna och vattenkraftverken är uppförda i de stora älvarna från Dalälven och norrut. I de stora älvarna är regleringen samordnad mellan de olika vattenkraftverken. Ungefär 200 vattenkraftverk står för 94 % av normalårsproduktionen och 96 % av den totala installerade effekten i Sveriges vattenkraftverk (figur 2).

---

<sup>2</sup> Utveckling av dammsäkerheten – rapportering 2020 | Svenska kraftnät (svk.se)



Figur 2. Installerad effekt i vattenkraftverk i Sverige.

Det stora antalet anlagda dammar i svenska vattendrag har på många ställen gjort strömsträckor av hög kvalitet till en bristvara, vilket utgör ett hot för strömlevande organismer specifikt och biodiversitet generellt. Vattenmagasin och vattendragssträckor nedströms en damm har, generellt sett, en mindre dynamisk kantzon och mindre variation av akvatiska habitat (livsmiljöer för olika arter) än vattendrag utan dammar. Biologisk mångfald påverkas negativt i vattendrag både upp- och nedströms dammanläggningar (Jansson, 2006).

Anläggandet av en damm innebär en negativ påverkan på de naturliga förhållandena. Omfattningen av den negativa påverkan på olika intressen (inte bara naturmiljön utan även exempelvis enskilda intressen) varierar beroende på en mängd olika faktorer i det enskilda fallet. Den negativa påverkan måste vägas mot den tänkta nyttan av dammen.



Borttagandet av en damm innebär ett återställande av naturmiljön till förhållanden som liknar de som rådde innan dammen anlades. Vid ett borttagande av en damm måste de positiva effekterna av ett borttagande vägas mot potentiella negativa effekter som uppstår på andra intressen och nyttor.

Inom ramen för arbetet med vattenförvaltningen (5 kap miljöbalken, EU:s vattendirektiv) har det konstaterats att olika typer av dammanläggningar utgör ett stort påverkanstryck på våra vattenförekomster och en anledning till att endast 34 % av de bedömda vattendragen uppnår god ekologisk status. Europeiska miljöbyrån har tidigare offentliggjort uppgifter som visar att hinder i vattendrag innebär en betydande negativ påverkan på omkring 20 % av de europeiska ytvattenförekomster som bedömts och är en av de främsta orsakerna till att vattendrag inte når en god ekologisk status<sup>3</sup>. Många tusen dammanläggningar används inte för något särskilt ändamål.

Vissa naturtyper ibland annat sötvatten är utpekade som särskilt skyddsvärda och omfattas av Natura 2000-bestämmelserna i 7 kap miljöbalken (EU:s art- och habitatdirektiv) och tillhörande förordningar. I den samlade bedömningen (perioden 2013-2018) av bevarandestatusen bedöms alla sötvattensnaturtyper i alpin region ha gynnsam bevarandestatus utom naturtypen *större vattendrag* som inte når gynnsam bevarandestatus och trenden är negativ (Naturvårdsverket, 2020). Övriga regioner och vattendragstyper har negativa trender och bedöms inte nå gynnsam bevarandestatus. Påverkan från vattenreglering och vandringshinder anges som orsaker till att naturtypen *större vattendrag* inte bedöms nå gynnsam bevarandestatus. Invallningar (översvämningsskydd), rätningar och rensningar beskrivs också som stora problem. Även höga halter näringsämnen eller miljöstörande ämnen kan ge problem på vissa håll.

I Sverige finns det ca 220 rödlistade arter knutna till sötvattensmiljöer (Bjelke, 2010; SLU Artdatabanken, 2020). Största andelen av de rödlistade arter som lever i sötvatten är kopplade till eller lever i vattendrag där vandringshinder och vattenreglering är de påverkansfaktorer som hotar dessa arter. Färre än 10 rödlistade arter är kopplade till vattenmagasin och reglerade vatten (Bjelke, 2010).

Viktiga naturvårdsinsatser för arter i sötvatten och sötvattenstränder anses vara återskapande av naturliknande hydrologi och morfologi, bl.a. genom borttagande av dammar och andra barriärer. För att förbättra konnektiviteten för framförallt fisk kan faunapassager anläggas.

Havs- och vattenmyndigheten har sedan tidigare tagit fram ett flertal rapporter som beskriver miljöeffekterna av dammanläggningar och dammar. Dessa rapporter finns på myndighetens hemsida. Inom ramen för ett EU-Lifeprojekt "GRIP on LIFE" har en manual för fysisk restaurering av akvatiska miljöer nyligen tagits fram. I denna finns också beskrivet miljöeffekter av dammanläggningar och dammar. Rapporten finns tillgänglig på Skogsstyrelsens hemsida. Havs- och vattenmyndigheten driver även ett projekt med syftet att ta fram mer detaljerad statistik om dammar kopplade till vattenkraftverk.

De hydrologiska och morfologiska processerna, vattentemperatur och vattenkvalitet i ett vattendrag har betydelse för den biologiska mångfalden i och i anslutning till vattendrag. Dammar påverkar dessa faktorer och därför har vi valt att ha särskilda kapitel (se kapitel 5, 6 och 7 samt bilagorna A och B) om dessa för att ge en ökad förståelse om dessa grundläggande processer .

<sup>3</sup> European Environmental Agency 2021-02-09, Nyheter Många föråldrade hinder skadar Europas floder

För att öka läsbarheten i redovisningen har vi valt att lägga utökad information om dammars påverkan på biologisk mångfald samt erosion och stabilitet i två bilagor C och D.

## 4 Olika dammar och dess funktion

*Damm* avser i denna rapport både dammbyggnaden och det vatten som däms upp. Det vatten som däms upp benämns även som *vattenmagasin*. Vattenmagasinet kan vara ett anlagt lugnvatten som ersätter ett tidigare strömvattenparti eller en reglerad sjö. Dammbyggnad benämns även som *dammanläggning* och avser de tekniska installationerna för att kunna dämma upp och reglera vattnet.

Dammar används idag i Sverige för exempelvis elkraftproduktion, dricksvattenförsörjning, bevattningsändamål och processvatten till industri/jordbruk/konstsnö. Dammar som syftar till att minska översvämningsrisken av närliggande samhällen är ovanliga i Sverige. Några av de svenska sjöarna regleras för att minska de naturliga variationerna av vattenståndet under året för att underlätta för sjötransporter och navigering (Bjelke & Sundberg, 2014). I Mälaren hålls vattenståndet högre än ursprungligt för att undvika saltinträngning och skydda sjöns funktion som dricksvattentäkt. En speciell typ av damm är de som SMHI har anlagt för att kunna samla in information om vattenflödet i vattendrag. Uppgifterna från dessa dammar används i SMHI:s arbete med prognoser m m. Flottningsdammar användes tidigare för att reglera flödet för att underlätta vid transport av timmer. Dessa dammar är inte i bruk idag, men många finns fortfarande kvar.

Ett *regleringsmagasin* är vanligtvis ett flerårs- och säsongsmagasin som används för vattenkraftproduktion. Dessa magasin kan ha en regleringsamplitud på ca 3-35 m. De flesta av vattenkraftens stora regleringsmagasin är ursprungligen sjöar vars naturliga vattennivå förändrats i och med regleringen. Regleringsmagasinen används för att kunna lagra avrinningen från vårfloden till att portioneras ut under andra delar av året. De stora regleringsmagasinen ingår oftast i en samordnad reglering med flera vattenkraftverk.

Många av Sveriges medelstora och stora vattendrag som har byggts ut med vattenkraft har en trappstegsliknande höjdprofil på grund av dammarna. Mellan kraftverksdammarna bildas *älvmagasin* som helt eller delvis kan dämma över forssträckor mellan kraftverksdammarna. Älvmagasinen har i regel liten regleramplitud medan omsättningstiden av vattnet kan vara hög. Reglering kan ske på dygns- och timbasis, vilket betyder att vattennivåerna kan variera under kort tid beroende på behovet av el.

Det är inte ovanligt med dammar som är naturliga sjöar (*sjömagasin*) som regleras i mindre omfattning (amplitud < 3 m) för vattenkraft eller andra ändamål. Överdämning av mark är mindre omfattande än överdämningen i *regleringsmagasin*. Om sjöns yta är väldigt stor ger ändå en förhållandevis liten amplitudreglering en stor regleringsvolym.

Dammar i anslutning till mindre vattenkraftverk eller kvarnar innebär oftast en överdämning av sel- och forsområden längs en kortare sträcka av ett vattendrag, liksom ovan beskrivet i älvmagasin. Syftet med den här typen av dammar är främst att koncentrera fallhöjden till kraftverket/kvarnen och endast i liten utsträckning att magasinera vatten. Kraftverken drivs därmed vanligen som strömkraftverk och nyttjar i stora drag aktuell tillrinning.

## 5 Dammars effekter på hydrologi

Den naturliga hydrologin (vattnets förekomst, cirkulation och fördelning) påverkas av en damm genom att vattnets hastighet minskar, avdunstningen ökar och den naturliga flödesregimen förändras. Vattenflödet är den organiserande kraften i ett vattendrag och förflyttar organiskt och oorganiskt material.

Avrinningsområdet för en viss punkt i ett vattendrag definieras som det topografiska område vars nederbörd kan bidra till flödet i den punkten (Grip & Rodhe, 2016). Nederbörden som faller över avrinningsområdet kan antingen avdunsta, tillfälligt lagras eller rinna av. Om infiltrationskapaciteten är hög så infiltrerar regnvatten ner i marken och bidrar till grundvattenbildningen, vilket i regel är fallet för svenska förhållanden. En betydande del av det grundvatten som bildas passerar dock förhållandevis snabbt genom ytliga jordlager till de zoner där grundvattnet strömmar ut (*utströmningsområden*) och bidrar till flödet i vattendragen (Grip och Rodhe, 2016).

I de flesta vattendrag finns en naturlig nedre gräns för hur mycket vatten som strömmar i vattendraget, det så kallade basflödet. I de flesta fall motsvarar basflödet situationer när vi inte har haft nederbörd under en period och vattnet till största del består av grundvatten och ytvattenkällor som reagerar långsamt på nederbörd, till exempel sjöar och våtmarker (Havs- och vattenmyndigheten, 2015).

Utbytet mellan grundvatten och ytvatten beror på den vattenförande kapacitet och konnektivitet för de jordarter som förekommer, både horisontellt och vertikalt, mellan markytan och vattendraget. Utbytet med grundvattnet har betydelse för vattendragets vattentemperatur, tillförseln av näringsämnen (bland annat kisel) och det akvatiska ekosystemet. Utbytet mellan grundvatten och ytvatten i ett vattendrag kan påverkas av reglering (Siergieiev, 2013). Ytvatten kan strömma in i grundvattnet beroende på vattenståndet i dammen i förhållande till grundvattennivån.

Markavvattnande aktiviteter såsom dikning och dränering skapar nya utströmningsområden och påskyndar på så sätt avrinningen av grundvatten. Få områden i Sverige saknar påverkan av markavvattningsaktiviteter och i Sverige uppskattas den totala längden av anlagda diken och dräneringar vara 1,6 gånger den sammanlagda längden av naturliga vattendrag (Stensen m. fl., 2019).

Vattendragets flödesregim beskriver hur flödet varierar i ett vattendrag under året. Flödesregimen avgörs av områdets klimat, nederbörd, geologi, topografi och vegetation (Poff m. fl., 1997). För vattendrag i norra Sverige ger snösmältningen förutsägbara höglödestoppar, medan höglödestoppar för vattendrag i södra Sverige till stor del styrs av nederbördsvariationer vilket ger mer oregelbundna variationer.

## 6 Dammars effekter på morfologiska processer

Vattendragets morfologi (utformning) är viktig för ekosystemprocesserna och avgörande för ekosystemets funktion och artsammansättning. Den naturliga morfologin i ett vattendrag eller en sjö påverkas negativt av en damm.

De övre delarna i ett fritt strömmande vattendrag karaktäriseras av bäckar med hastigt rinnande, syrgasrikt, klart vatten med sand-, grus- och stenbotten, ofta beskuggade och med nedfallna träd och död ved. Där lutningen är brant och vattenhastigheten hög eroderas nytt material som transporteras nedströms. Där vattenhastigheten sjunker avsätts det eroderade materialet. De sediment som avsätts under lugna flödesförhållanden eroderar vid kraftiga flödesförhållanden.

Sedimenten som transporteras är material som har eroderats från vattendragets strömfåra, strandkant eller partiklar som följer med avrinningen från omgivande marker. Sedimenten kan vara suspenderat och förflyttas med vattenflödet eller röra sig längs med botten. Damm fungerar som en sedimentfälla på grund av att en större mängd material sedimenterar när flödeshastigheten minskar i en damm. Själva dammanläggningen blir också en fysisk barriär som hindrar transport av material.

Tidigare har Sverige haft ett nationellt nätverk med provtagningslokaler för att analysera sedimenttransport (SMHI, 1996). I Sverige saknas aktuell data på hur mycket sediment som transporteras genom våra vattendrag och hur mycket sediment som fastnar i vattenmagasin. Ett generellt antagande är att ju högre dammbyggnad och ju kraftigare reglering av flödet, desto större påverkan på morfologin (Morris & Fan, 1998; Lehner et al. 2011). Effekten beror på hur mycket flödena (av både vatten och sediment) och vattenstånden i vattenmagasinet avviker från de naturliga och oreglerade förhållandena. Enligt SGI finns endast ett fåtal kvantitativa studier som visar hur dammar har påverkat de svenska vattendragens morfologi.

Det finns många exempel som visar att ekosystem och habitat knutna till vattendraget (t.ex. limnogene våtmarker) och kustnära landskapsformer har kunnat återbildas när dammar har tagits bort och sedimenttransporten återskapats (se t.ex. <https://damremoval.eu/>).

För mer information se bilaga A.

## 7 Dammars effekter på vattentemperatur och vattenkvalitet

Vattentemperaturen i ett vattendrag bestäms av lufttemperatur, grundvatteninflöde, annan tillrinning, beskuggning, in- och utstrålning, topografi samt vind.

En vattenyta absorberar solinstrålning och kan sägas fungera som en solfångare. Ett reglermagasin ger normalt varmare vatten vintertid nedströms och omvänt kallare vatten sommartid om intaget är placerat djupt ned (Näslund m. fl., 2013). Stora dammbyggnader och vattenmagasin kan ge temperaturförändringar och effekter på ekosystem långt nedströms dammen (Baxter, 1977).

För vattendragslevande organismer som är beroende av kallt vatten året runt blir den ökande vattentemperaturen nedströms en damm en negativ stressfaktor. Mängden syre som vatten kan innehålla påverkas också negativt eftersom kallt vatten håller en högre syrehalt än varmt vatten vid samma volym vatten.

Vattenkvaliteten i ett vattendrag påverkas både av tillfört organiskt och oorganiskt material såväl som biotiska såväl som abiotiska processer i själva vattendraget. Även vattendragets temperaturförhållanden påverkar mängden löst syre och därmed de kemiska processer som sker i vattendrag. I ett vattenmagasin som har hög regleringsamplitud så sker den större delen av primärproduktionen i vattenmassan på grund av att strandzonen blir utarmad på näring.

Vattnet nedströms en dammanläggning kan antas vara mer näringsfattigt jämfört med om dammanläggningen inte skulle ha funnits där samtidigt som näringsämnen ackumuleras i dammen.

För mer information se bilaga B.

## 8 Dammars effekter på biologisk mångfald

För att utvärdera vattenkraftens ekologiska effekter på ett vattendrag såväl som vid bedömning av olika miljöförbättrande åtgärder av en damm eller flera dammar i ett vattendrag är det viktigt att se till hela avrinningsområdet (Malm Renöfält m. fl., 2017). En sammanfattning av vilka ekologiska effekter vattenreglering har uppdelat på olika mekanismer ges av Malm Renöfält & Ahonen (2013). En litteratursammanställning av vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem finns av Näslund m. fl. (2013).

Rinnande vatten hyser en hög variation i habitat, morfologi (Palmer & Poff, 1997) och artrikedom (Stendera m. fl., 2012; Tornwall m. fl., 2015). Sötvattensmiljöer i Sverige hyser mer än 5000 kända arter av flercelliga organismer och då har inte de arter som lever i terrestra miljöer i direkt anslutning till vatten (kantzoner) inkluderats (Bjelke, 2010). Genom dammanläggningen skapas ett nytt ekosystem (sjöliknande) i vattenmagasinet som delvis eller helt ersätter ett strömvattenhabitat. Vattendragens ursprungliga artsammansättning och biologiska mångfald ersätts med en sjöliknande artsammansättning. Detta får konsekvenser för bland annat fiskfaunans artsammansättning (Turgeon m. fl., 2019a) men även för bottenfauna och växter.

Vilket habitat som är optimalt för fiskar varierar under deras levnadsperiod och tid på året. Hela eller delar av fiskpopulationer vandrar därför mellan olika habitat. Vissa arter vandrar flera tusentals kilometer under deras levnadsperiod, med andra arter vandrar årstidsvis mellan grunt och djupt vatten. Elva fiskarter som finns i Sverige är listade i Artskyddsförordningen (EU:s art- och habitatdirektiv), sex av dessa lever i strömmande vatten, och nio av elva påverkas negativt av vandringshinder (Naturvårdsverket, 2020). Många bestånd av vandrande laxfiskar och ålen har stängts ute från stora delar av sötvattnen på grund av den ökade mängden vandringshinder i vattendragen. Andra fiskarter, exempelvis vimma har också drabbats av förlorade vandringsmöjligheter. Även om en fungerande faunapassage anläggs förbi själva dammbyggnaden innebär det anlagda lugnvattnet en biologisk barriär genom ökad predation av rovfiskar som gädda och lake (som trivs i lugnvatten) på exempelvis öring, harr och lax. Det stora antalet anlagda dammar (lugnvatten) i svenska vattendrag har på många ställen gjort strömsträckor av hög kvalitet till en bristvara, vilket utgör ett hot för strömlevande organismer specifikt och biodiversitet generellt.

Bottenfaunan i bäckar och åar regleras av mängden olika substrattyp, från sand till grus till stora stenblock, heterogenitet i flödesmönster och tillgång på resurser. Tillgången till olika substrattyp påverkas negativt av dammar. De primära effekterna dammar har på bottenfaunan är sannolikt förknippade med förändringar i livsmiljön snarare än avsaknad av konnektivitet (Ecke m. fl., 2017; Wang m. fl., 2020).

Bentiska makrovertebraters spridningspotential inom ett vattendrags nätverk anses inte påverkas nämnvärt av vandringshinder på grund av dammbyggnader i jämförelse med andra organismgrupper som till exempel fisk (Bilton m. fl., 2001; Carlson m. fl., 2016). Detta eftersom insektsarter lätt kan flyga över barriärer som dammar i vuxenstadiet (Bilton m. fl., 2001; Carlson m. fl., 2016). Dock kan vissa ryggradslösa djur utan ett bevingat vuxenstadium, till exempel dagmaskar, kräftdjur, blötdjur och en del insekter som flyger minimalt som vuxna (t. ex. många bäcksländor) påverkas av fysiska barriärer (Bilton m. fl., 2001; McKie m. fl., 2018).

Av de limniska evertebrater listade i Artskyddsförordningen (2007:845) som lever i strömmande vatten bedöms flodpärlmussla och tjockskalig målarmussla ha dålig bevarandestatus. Detta framförallt på grund av påverkan från vattenreglering och dålig vattenkvalitet. Dessa arter är beroende av värd fiskar för sin reproduktion och värd fiskarna (exempelvis öring) påverkas negativt bland annat av vandringshinder.

Terrestra miljöer i direkt anslutning till oreglerade vattendrag är dynamiska och produktiva med hög diversitet av akvatiska och terrestra arter (Naiman & Decamps, 1997; Sabo m. fl., 2005). Regelbundet översvämmade marker i anslutning till vattendrag kan förekomma längs hela vattendraget och utgörs av artrika miljöer såsom svämskog, strandnära våtmarker och mader (Naturvårdsverket, 2003). En minskning av de naturliga variationerna av vattenståndet i vattendrag eller sjö kan medföra igenväxning av stränder. För 270 rödlistade arter är sötvattenstränder en viktig livsmiljö (Bjelke & Sundberg, 2014). Sötvattenstränder är en av de artrikaste livsmiljöerna, till stor del beroende på naturliga variationer och störningar. Vattenreglering och effekterna av den är en av de faktorer som hotar flest arter i denna miljö. Den fysiska barriär en damm utgör innebär också att spridning av växter hindras (se vidare Malm Renöfält & Ahonen, 2013 för en mer utförlig beskrivning och referenser).

Arter som är direkt knutna till strömmande miljöer som till exempel strömstare och utter påverkas negativt vid förlust av strömvattenhabitat på grund av överdämning eller torrläggning orsakade av dammanläggningar (Näslund m. fl., 2013).

Det är inte enbart antalet arter i ett område som är kritiskt eller har betydelse utan hänsyn bör tas även till artsammansättningen (vilka arter som finns, vilka som funnits, och fördelningen av individer inom arterna). De nya förhållanden som etableras i ett vattenmagasin kan underlätta för oönskade arter att etablera sig på bekostnad av arter som är lokalt anpassade och specialister (se Poff m. fl., 2007 för referenser). Invasiva främmande arter men även inhemska generalister<sup>4</sup> kan klassas som oönskade utifrån att de försämrar livsvillkoren för arterna som funnits där tidigare (Rahel & Olden, 2008) och etablering av oönskade arter kan få svåråtervändbara konsekvenser för ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster (Moorhouse & Macdonald 2014). Samtidigt utgör en damm en fysisk barriär som kan förhindra att invasiva främmande arter sprider sig.

Framtidens klimat förväntas bli varmare med både högre temperaturer och längre växtsäsong. Även risken för extremväder i form av torka och översvämningar förväntas öka (Eklund m. fl., 2015). Globalt förväntas antalet arter öka i norr, i takt med uppvärmningen (Berteaux m. fl., 2018). Fragmentering till följd av dammar innebär att populationer av arter som inte kan flytta på sig kan påverkas mer av andra stressfaktorer såsom torka, översvämningar, sjukdom m m (Fuller m. fl., 2015). Dessa stress- eller påverkansfaktorer kommer, i och med klimatförändringar, att vara ännu starkare i framtiden (Sandin m. fl., 2020).

Av de restaureringsåtgärder som kan vara mest värdefulla i och med klimatförändringar bedöms borttagande av dammar och återskapande av naturliknande flödesregimer som de viktigaste då fritt rinnande vatten sannolikt behöver färre åtgärder för att bibehålla biodiversitet och viktiga ekosystemfunktioner (Sandin m. fl., 2020).

För mer information se bilaga C.

## 9 Dammars effekter på erosion och stabilitet

Avgörande för att jord- eller bergmaterial ska kunna eroderas är dels att flödes hastigheten är tillräckligt hög, dels att materialet är tillräckligt erosionskänsligt. En reglering som innebär att högflöden regleras bort minskar mängden flödesenergi som finns tillgänglig och därmed vattnets kraft att lossöra material.

Erosion kan medföra problem för intilliggande infrastruktur och byggnader vilket ofta har lett till att olika typer av erosionskydd läggs ut, ofta i form av sten. Erosionskydden bidrar dock till att tillskottet av sediment minskar ytterligare och att erosionen kan förstärkas på andra platser nedströms.

De skredriskanalyser som hittills har genomförts av SGI indikerar att en flödesreglering som dämpar de naturliga högflödena och lågflödena kan ge ett mer stabilt vattendrag, särskilt om de mest erosiva högflödena regleras bort. Sedimentunderskottet nedströms dammar kan dock

<sup>4</sup> En generalist är en art som kan anpassa sig till olika livsmiljöer, medan en specialist kräver ett specifikt habitat.

motverka denna effekt. Skredriskanalysen för Ångermanälven, med kraftigt reglerat flöde, indikerar en totalt lägre sedimenttransport vilket får till följd att de naturliga morfologiska processerna delvis stannar av.

SGU har tagit fram kartprodukten "Stränders jordart och eroderbarhet" som ger ett översiktligt underlag för hur de naturliga förutsättningarna är för erosion längs vattendrag och sjöar där dammanläggningar finns<sup>5</sup>.

Faktorer som landhöjningen, klimatet och människans ingrepp påverkar markens stabilitet och därmed risken för ras och skred (Fredén, 1994). I Sverige är skred och ras vanligast förekommande i västra och mellersta Sverige samt utmed älv- och kuststräckor i Norrland.

Slänter i anslutning till vattendrag där erosion kan försämra stabiliteten, är särskilt skredbenägna (Skredkommissionen, 1995). För att avgöra om en slänt är stabil eller inte behöver stabilitetsanalyser göras.

I ett vattendrag utan naturliga sjöar eller anlagda lugnvatten kan förorenande ämnena spridas mycket långt innan de sedimenterar. Om en damm fångar upp de förorenande sedimenten fås en koncentrerande effekt när näringsämnen och förorenande ämnen samlas i det uppdämda området. Alla dammar som ligger nedströms verksamheter (industri) eller tätorter, intill större vägar eller på annat sätt påverkas av mänsklig aktivitet kommer till varierende grad vara negativt påverkade av förorenande ämnen.

Inför att en damm ska anläggas eller tas bort är det viktigt att kartlägga yt- och grundvattenförhållandena både uppströms och nedströms samt risken för ras, skred och föroreningssituationen i sediment. Hur stor mängd sediment som fångas i dammen har betydelse för hur stora effekterna blir vad gäller förändrade erosionsmönster. Det finns stöd för att borttagande av dammar som har en liten mängd sediment ackumulerad inte behöver ge några större effekter vad gäller förändrat erosionsmönster (Collins m. fl., 2020).

För mer information se bilaga D.

## 10 Dammars effekter på översvämningrisker

Allmänt kan vattenmagasin sägas ha en flödesutjämnande effekt. Även förekomsten av svämplan och våtmarker i avrinningsområdet har betydelse för förekomsten av flödestoppar och översvämningar. Samtidigt måste också andra faktorer vägas in, som till exempel hur regleringen av olika dammar sker. Om en damm är helt fylld eller måste hållas på en konstant nivå så kan dammen inte lagra något ytterligare vatten. Även vattenföringen vid högflödestillfället har betydelse för hur snabbt en damm fylls. De flesta dammarna har relativt små skillnader mellan högsta och lägsta nivå (regleringsvolym) vilket betyder att de snabbt fylls vid en högflödessituation. De flesta mindre vattenkraftverk drivs som strömkraftverk vilket betyder att de för det mesta håller vattennivån i dammen nära dämningsskänslan vilket gör att de inte har någon större betydelse för att dämpa flödena vid en högflödessituation.

---

<sup>5</sup> Produkten finns att tillgå digitalt på [www.sgu.se](http://www.sgu.se)



Mycket få av de dammar som finns i Sverige har kommit till för att aktivt minska översvämningsrisker (Räddningsverket, 2000). Om situationer uppkommer med höga vattennivåer är regleringsbestämmelserna för dammarna oftast formulerade så att situationen inte ska förvärras jämfört med om dammarna inte hade funnits där.

Bergström (1999) beskriver att regleringsmagasin för vattenkraftändamål (framförallt i norra Sverige) normalt sett tar hand om vårflödena eftersom säsongmagasinen har sänkts under vintern. Regleringsmagasinen är i många fall, för de stora utbyggda älvarna, reglerade naturliga sjöar. I vissa situationer kan därför en naturlig sjö förlora sin flödesutjämnande effekt till följd av reglering. Risken för högflöden kan sägas öka under sensommaren och hösten då vattenkraftmagasinen i regel är mer välfyllda.

Vårflöden i samband med snösmältningen i regel är lättare att prognostisera än höga flöden som inträffar på grund av ökad nederbörd. Detta innebär, såsom Bergström beskriver det, att *överraskningsmomentet* för högflödessituationer ökar i ett reglerat vattendrag.

Degerman & Näslund (2021) hänvisar till en riskutredning inför ett borttagande av en mindre damm i Ohio (Roberts m. fl., 2007). För att undersöka hur flödesregimen påverkades av borttagandet användes HEC-RAS hydrologiska modeller<sup>6</sup> tillsammans med LiDAR-data. Modelleringen visade på att översvämningsrisken inte ökade nämnvärt i det aktuella fallet.

MSB är ansvarig myndighet för kartering av översvämningsrisker och underlag finns att tillgå i MSB:s översvämningsportal<sup>7</sup>.

## 11 Dammars effekter på övergödning

En damm kan fungera som en sedimentfälla. Detta innebär att näringsämnen som är knutna till partiklar som sedimenterar även fångas i dammen. Detta kan leda till negativa konsekvenser nedströms en damm på grund av minskning av den naturliga mängden näringsämnen i vattendraget men kan också ha en positiv effekt att minska en näringsbelastningen nedströms dammen. Detta beror på hur de sediment som fångas i magasinet hanteras.

Beroende på vilken markanvändning som finns i avrinningsområdet kan sediment- och näringstillförsel till vattendrag se olika ut. Jordbruksmark i avrinningsområdet leder normalt till ökad tillförsel av sediment och näringsämnen på grund av erosion av markytorna i och med att mycket av vegetationen är borttagen. Även vissa skogsbruksåtgärder kan leda till urlakning av näringsämnen och tungmetaller.

Om sediment som är bärare av näringsämnen (med förhöjda halter jämfört med de naturliga) och föroreningar fastnar i ett vattenmagasin kan det leda till minskad övergödning nedströms (Audry m. fl., 2004; Shotbolt m. fl., 2005). Hur stor effekt ett anlagt lugnvatten får vad gäller minskad näringstillförsel nedströms beror på hur lång uppehållstiden är. Samtidigt ackumuleras näringsämnen i dammen vilket kan leda till problem i framtiden om näringsämnena frisläpps.

<sup>6</sup> <https://www.hec.usace.army.mil/software/hecras/>

<sup>7</sup> <https://gisapp.msb.se/apps/oversvamningsportal/index.html>

Utöver att transport av näringsämnen nedströms en damm kan bli lägre så kan även vattenreglering leda till att koncentrationen av näringsämnen i vattnet ändras. Ett ökat flöde har en utspädande effekt och ett minskat flöde leder till en högre koncentration. Låga sommarflöden i framför allt mindre och medelstora vattendrag kan leda till att utspädningseffekten försvinner för exempelvis utsläpp av renat avloppsvatten.

En annan effekt relaterat till övergödning är att anlagda lugnvatten kan minska vattendragens kiseltransport. En minskad transport av kisel kan begränsa primärproduktion och misstänks vara en bidragande orsak till nuvarande situation i Östersjön med sviktande produktion genom hela näringskedjan (Malm Renöfält & Ahonen, 2013).

## 12 Dammars effekter på vattenförsörjning

En damm för vattenförsörjning kan hålla kvar vatten i landskapet som kan användas till vattenförsörjning vid ett senare tillfälle. Reglering av sjöar eller anlagda dammar anses vara en av de mest effektiva åtgärderna för att motverka vattenbrist i ytvattentäkter (Stensen m. fl., 2019). Genom reglering uppströms en ytvattentäkt kan vatten magasineras för att levereras vidare under torrperioder. Värdet av dammar för vattenförsörjningen beror på hur stor volym som kan hållas i magasinet. Många dammar har små magasin och utgör enbart en bråkdel av den volym vatten som lagras i naturligt i sjöar. Exempel på analys av dammar effekter på vattenförsörjningen finns från Lyckebyån som visade att de flesta dammarna hade marginell effekt på vattenbristsituationer. Regleringen av den största sjön i avrinningsområdet var avgörande (Länsstyrelsen i Blekinge, 2018). Även SMHI konstaterar i sin rapport kring hydrologiska aspekter på åtgärder mot vattenbrist och torka inom avrinningsområden, att den faktor som har störst effekt för att höja lågflödena är att man sparar vatten i sjöar, särskilt om man reglerar dem så att vatten sparas till sommaren (SMHI, 2019).

Dammar och våtmarker kan också ge förutsättningar för ett minskat uttag av grundvatten om det magasinerade ytvattnet kan användas för behov som annars skulle belastat grundvattentillgången (Thorsbrink m. fl., 2019). Exempelvis kan ytvattnet från anlagda dammar användas inom jordbruket för bevattning och djurhållning under förutsättning att vattenkvaliteten är tillräckligt god. Dammar kan ha en betydelse för anläggningar där man förstärker grundvattentillgången genom så kallad konstgjord grundvattenbildning. (Hansson, 2000).

Dammar såväl som dränerande aktiviteter påverkar grundvattnet (se exempelvis Rossi m. fl., 2012). Om ett vattenmagasins vattenyta höjs eller sänks påverkas i normala fall grundvattennivån. De lokala geologiska förhållandena avgör hur stort område som påverkas och hur stora nivåskillnaderna kan bli (Thorsbrink m. fl., 2019). Sjöar och vattendrag ligger normalt vid utströmningsområden och bidrar därför inte nämnvärt till grundvattenbildningen.

Öppna vattenytor bidrar till ökad avdunstning och vattenmagasin kan därför påverka vattenbalansen. I torra områden kan dammar på det hela taget minska tillgången på vatten (Lindström, 2019). Avdunstningen kan sänka vattenytan 1-3 mm en varm sommardag (Degerman & Näslund, 2021).

Det finns många kunskapsluckor kring de hydrologiska effekterna av såväl dämmande som dränerande åtgärder. SMHI menar att vid bedömning av konsekvenser av borttagande av

dammar är det viktigt att också ta hänsyn till de dränerande åtgärder som skett i tillrinningsområdet efter att dammen skapades. Det kan finnas en risk för att avrinningen sker snabbare än tidigare och det kan finnas behov av att minska dräneringsförmågan generellt i tillrinningsområdet. Formas har inlett arbetet med en systematisk analys av kunskapsläget gällande våtmarksåtgärders betydelser för grundvatten vilket inkluderar dämmande åtgärder (Bring m. fl., 2020). Vid uppförande eller borttagande av dammar i vattendrag som står i kontakt med ett större grundvattenmagasin som används som dricksvattentäkt eller i områden med många enskilda brunnar som ligger i nära anslutning till vattenmagasinet kan det behövas fördjupade analyser av konsekvenserna av den tänkta åtgärden. Överfördjupning av vattendragsfåran som kan uppkomma nedströms en damm (på grund av förändrade erosionsmönster) kan leda till en sänkning av grundvattennivån lokalt.

### 13 Dammar och klimatet

Överdämning av mark leder i ett initialt skede till utsläpp av växthusgaser när organiskt material bryts ned. Denna effekt är dock övergående. Effekterna är mer uttalade i tropiska system (se Näslund m. fl., 2013)

Näslund m. fl. (2013) hänvisar till undersökningar av svenska vattenmagasins påverkan på klimatet. Enligt dessa studier borde utsläpp av växthusgaser från vattenmagasin i Sverige ha upphört. Detta beror dels på att främst naturliga sjöar har överdämts i Sverige och de områden som har dämts över i regel har lågt innehåll av organiskt kol vilket gör att omfattningen av utsläpp av växthusgaser blir mindre.

Enligt en undersökning (Holgerson & Raymond, 2016) står sjöar och anlagda dammar, globalt, med en ytareal <math><1000\text{ m}^2</math> för ca 15 % respektive ca 40 % för de totala utsläppen av koldioxid och metangas från sötvatten trots att de endast utgör 8,9% av sötvatten globalt med avseende på ytareal. Förhållandet mellan utsläpp av koldioxid och metangas är generellt högre i stora sjöar jämfört med mindre anlagda dammar enligt studien. Studiens beräkningar baserades på mätningar från 427 sjöar och anlagda dammar på en ytareal mellan 2,5 m<sup>2</sup> och 674 km<sup>2</sup>. Resultatet kan vara av betydelse för beräkningar av den globala kolbudgeten.

Framtidens klimat förväntas bli varmare med både högre temperaturer och längre växtsäsong. Även risken för extremväder i form av torka och översvämningar förväntas öka (Eklund m. fl., 2015). Globalt förväntas antalet arter öka i norr, i takt med uppvärmningen (Berteaux m. fl., 2018).

Fragmentering till följd av dammar innebär att populationer av arter som inte kan flytta på sig kan påverkas mer av andra stressfaktorer såsom torka, översvämningar, sjukdom mm då dessa inte har samma möjligheter att undvika stress eller senare återkolonisera de påverkade habitaten (Fuller m. fl., 2015). Dessa stress- eller påverkansfaktorer kommer, i och med klimatförändringar, att vara ännu starkare i framtiden (Sandin m. fl., 2020).

Klimatförändringen sker förmodligen för snabbt för att de flesta arter ska kunna anpassa sig evolutionärt (Quintero & Wiens, 2013), vilket innebär att förflyttning kommer att vara den primära strategin för att överleva. Sämre spridningsförmåga i kombination med hinder minskar därmed arters chanser till fortlevnad i ett snabbt förändrat klimat.

Utifrån ett större perspektiv, är nordliga, köldanpassade arter en viktig del av den globala biologiska mångfalden och de som kommer att vara utsatta för störst temperaturökning. Tillgång till habitat av hög kvalitet och konnektivitet (vilket ger tillgång till refuger) kan vara avgörande för deras fortlevnad över det kommande århundradet. Av de restaureringsåtgärder som kan vara mest värdefulla i och med klimatförändringar bedöms borttagande av dammar och återskapande av naturliknande flödesregimer som de viktigaste då fritt rinnande vatten sannolikt behöver färre åtgärder för att bibehålla biodiversitet och viktiga ekosystemfunktioner (Sandin m. fl., 2020).

Borttagande av dammar är en viktig åtgärd av flera anledningar(Sandin m.fl., 2020):

- i) avrinningsområden med opåverkad flödesregim anpassar sig till klimatförändringar så att klimatpåverkan buffras,
- ii) högt reglerade vattendrag kommer sannolikt behöva mer restaureringsåtgärder för att motverka klimatförändringseffekter,
- iii) borttagande av dammar skapar jämnare vattentemperatur,
- iv) motverkar/fördröjer temperaturökning i vattendrag, samt
- v) ger bättre förutsättningar för strömlevande arter mot extremväder.

## 14 Referenssammanställning

- Araki, H., Cooper, B., & Blouin, M. S. (2007). Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science*, 318(5847), 100-103.
- Audry, S., Schäfer, J., Blanc, G., & Jouanneau, J. (2004). Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). *Environmental Pollution*, 132(3), 413-426.
- Baxter, R. M. (1977). Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, , 255-283.
- Bergdahl, K, Odén, K, Löfroth, H, Göransson, G, Jönsson, Å, Kiilsgaard, R (2015). Skredrisker i ett förändrat klimat – Norsälven. Del 2: Metod för kartläggning. Statens geotekniska institut, SGI. Publikation 18-2, Linköping.
- Bergström, S. (1999). *Höga vattenflöden i reglerade älvar*. (Fakta nr 1). SMHI.
- Berteaux, D., Ricard, M., St-Laurent, M. -, Casajus, N., Périé, C., Beaugard, F., & De Blois, S. (2018). Northern protected areas will become important refuges for biodiversity tracking suitable climates. *Scientific Reports*, 8(1)
- Bilton, D. T., Freeland, J. R., & Okamura, B. (2001). Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 159-181.
- Bjelke, U., & Sundberg, S. (2014). *Sötvattenstränder som livsmiljö - rödlistade arter, biologisk mångfald och naturvård*. (Artdatabanken rapporterar 15). Artdatabanken SLU.
- Bjelke, U. (2010). *Analys av rödlistade sötvattensarter*. (Artdatabanken Rapporterar 6). Artdatabanken SLU.
- Boverkets handbok om Plan- och bygglagen, <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/detaljplan/temadelar-detaljplan/dagvatten-i-detaljplan/dagvatten-vid-detaljplanelagning/>
- Brauer, C. J., & Beheregaray, L. B. (2020). Recent and rapid anthropogenic habitat fragmentation increases extinction risk for freshwater biodiversity. *Evolutionary Applications*, 13(10), 2857-2869.
- Bring, A., Rosen, L., Thorslund, J., Tonderski, K., Åberg, C., Envall, I., & Laudon, H. (2020). Groundwater storage effects from restoring, constructing or draining wetlands in temperate and boreal climates: a systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 9(26), 11.
- Brink, J., Humborg, C., Sahlberg, J., Rahm, L., & Mörth, C. (2007). Weathering rates and origin of inorganic carbon as influenced by river regulation in the boreal sub-arctic region of Sweden. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 4(2), 555-588.
- Buendia, C., Gibbins, C. N., Vericat, D., Batalla, R. J., & Douglas, A. (2013). Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates. *Ecological Indicators*, 25, 184-196.

- Carlson, P. E., McKie, B. G., Sandin, L., & Johnson, R. K. (2016). Strong land-use effects on the dispersal patterns of adult stream insects: Implications for transfers of aquatic subsidies to terrestrial consumers. *Freshwater Biology*, 61(6), 848-861.
- Cerini, F., Stellati, L., Luiselli, L., & Vignoli, L. (2020). Long-term shifts in the communities of odonata: effect of chance or climate change? *North-Western Journal of Zoology*, 16(1)
- Chester, E. T., & Robson, B. J. (2013). Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biological Conservation*, 166, 64-75.
- Collins, M. J., Kelley, A. R., & Lombard, P. J. (2020). River channel response to dam removals on the lower Penobscot River, Maine, United States. *River Research and Applications*, 36(9), 1778-1789.
- Couto, T. B. A., & Olden, J. D. (2018). Global proliferation of small hydropower plants – science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(2), 91-100.
- Degerman, E., Calles, O., Näslund, I., & Wickström, H. (2013). *Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft.* (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:15). Havs- och vattenmyndigheten.
- Degerman, E., & Näslund, I. (2021). *Fysisk restaurering av akvatiska miljöer - vattendrag och sjöar med kantzoner och våtmarker.* (). Under utgivning.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. -, Knowler, D. J., Lévêque, C., . . . Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163-182.
- Ecke, F., Levanoni, O., Audet, J., Carlson, P., Eklöf, K., Hartman, G., . . . Truchy, A. (2017). Meta-analysis of environmental effects of beaver in relation to artificial dams. *Environmental Research Letters*, 12(11), 113002.
- Eklund, A., Axén Mårtensson, J., Bergström, S., Björck, E., Dahné, J., Lindström, L., . . . Sjökvist, E. (2015). *Sveriges framtida klimat: underlag till Dricksvattenutredningen.* (Klimatologi nr 14). SMHI.
- Engstedt, O., Stenroth, P., Larsson, P., Ljunggren, L., & Elfman, M. (2010). Assessment of natal origin of pike (*Esox lucius*) in the Baltic Sea using Sr: Ca in otoliths. *Environmental Biology of Fishes*, 89(3), 547-555.
- Fagan, W. F. (2002). Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology*, 83(12), 3243-3249.
- FÅK. (1986a). *Fiskevård i älvmagasin. slutrapport från FÅK, del 1.* Drottningholm: Sötvattenslaboratoriet.
- FÅK. (1986b). *Implantering av nya näringsdjur i reglerade sjöar. slutrapport från FÅK, del 2.* Drottningholm: Sötvattenslaboratoriet.
- Filipsson, O. (1994). Nya fiskbestånd genom inplantering eller spridning av fisk. *Information Från Sötvattenslaboratoriet*, 2, 1-65.

- Fredén, C. (1994). *Sveriges nationalatlas. berg och jord*. Stockholm: Sveriges nationalatlas (SNA).
- Fuller, M. R., Doyle, M. W., & Strayer, D. L. (2015). Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 31-51.
- Gardfjell, M., & Arnqvist, G. (1985). *Älvboken*. Sollentuna: Fältbiologerna.
- Giller, P. S., Giller, P., & Malmqvist, B. (1998). *The biology of streams and rivers* Oxford University Press.
- Golder Associates, A. B. (2018). *Huvudstudie Alsterfors f.d. glasbruk, riskbedömning*. (SGU Dnr: 34236-1158/2018). Sveriges geologiska undersökning.
- Göthe, E., Degerman, E., Sandin, L., Segersten, J., Tamario, C., & Mckie, B. G. (2019). Flow restoration and the impacts of multiple stressors on fish communities in regulated rivers. *Journal of Applied Ecology*, 56(7), 1687-1702.
- Grip, H., & Rodhe, A. (2016). *Vattnets väg från regn till bäck* (4th uppl.). Uppsala: Uppsala universitet.
- Grosberg, R. K., Vermeij, G. J., & Wainwright, P. C. (2012). Biodiversity in water and on land. *Current Biology*, 22(21), R900-R903.
- Grung, M., Meland, S., Ruus, A., Ranneklev, S., Fjeld, E., Kringstad, A., . . . Christensen, J. H. (2021). Occurrence and trophic transport of organic compounds in sedimentation ponds for road runoff. *Science of the Total Environment*, 751
- Hansson, G. (2000). *Konstjord grundvattenbildning, 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning*. (VA-Forsk Rapport 2000-5).
- Hasselquist, E. M., Polvi, L. E., Kahlert, M., Nilsson, C., Sandberg, L., & Mckie, B. G. (2015). Contrasting effects of geomorphic complexity on diversity of three aquatic organism groups after stream restoration.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015). *Miljöåtgärder i vattenkraftverk, rapport 2015:26*.
- Hedors, J. & Rodhe, L. (2018). *Handledning till kartan Förutsättningar för skred i finkornig jordart*. SGU-rapport 2018:17
- Herrera, G., Mateos, R.M., García-Davalillo, J.C. *et al.* Landslide databases in the Geological Surveys of Europe. *Landslides* 15, 359–379 (2018). <https://doi.org/10.1007/s10346-017-0902-z>
- Hof, C., Brändle, M., Dehling, D. M., Munguía, M., Brandl, R., Araújo, M. B., & Rahbek, C. (2012). Habitat stability affects dispersal and the ability to track climate change. *Biology Letters*, 8(4), 639-643.
- Holgerson, M. A., & Raymond, P. A. (2016). Large contribution to inland water CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from very small ponds. *Nature Geoscience*, 9(3), 222-226.

- Hultén, C., Olsson, M., Rankka, K., Svahn, V., Odén, K., & Engdahl, M. (2005). *Släntstabilitet i jord. Underlag för handlingsplan för att förutse och förebygga naturolyckor i Sverige vid förändrat klimat. Delrapport 1.* (SGI Varia 560:1). Statens geotekniska institut.
- Humborg, C., Pastuszak, M., Aigars, J., Siegmund, H., Mörth, C. -, & Ittekkot, V. (2006). Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment: significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry*, 77(2), 265-281.
- IEG. (2010). *Tillståndsbedömning/klassificering av naturliga slänter och slänter med befintlig bebyggelse och anläggningar.* (IEG Rapport 4:2010).
- Jansson, R. (2006). The effect of dams on biodiversity. I B. Johansson, & B. Sellberg (Red.), *Dams under debate* Forskningsrådet Formas.
- Jensen, H., Kahilainen, K. K., Amundsen, P., Gjelland, K. Ø, Tuomaala, A., Malinen, T., & Bøhn, T. (2008). Predation by brown trout (*Salmo trutta*) along a diversifying prey community gradient. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(9), 1831-1841.
- Jones, J. I., Murphy, J. F., Collins, A. L., Sear, D. A., Naden, P. S., & Armitage, P. D. (2012). The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and Applications*, 28(8), 1055-1071.
- Jonsson, M., Strasevicius, D., & Malmqvist, B. (2012). Influences of river regulation and environmental variables on upland bird assemblages in northern Sweden. *Ecological Research*, 27(5), 945-954.
- Karlsson, C., Sohlenius, G., & Peterson Becher, G. (2021). *Handledning för jordartsgeologiska kartor och databaser över Sverige.* (SGU-Rapport, 2021:17). Sveriges geologiska undersökning.
- Karmaker, T., & Dutta, S. (2013). Modeling seepage erosion and bank retreat in a composite river bank. *Journal of Hydrology*, 476, 178-187.
- Klingberg, F. (2010). *Bottenförhållanden i Göta älv.* (SGU-Rapport, 2010:7). Sveriges geologiska undersökning.
- Kondolf, G. M. (1997). Hungry water: Effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*, 21(4), 533-551.
- Laikre, L., Schwartz, M. K., Waples, R. S., Ryman, N., & GeM Working Group. (2010). Compromising genetic diversity in the wild: unmonitored large-scale release of plants and animals. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(9), 520-529.
- Lehner, B., Liermann, C. R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., . . . Wissler, D. (2011). High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(9), 494-502.
- Lindström, G. (2019). *Hydrologiska aspekter på åtgärder mot vattenbrist och torka inom avrinningsområden.* (Hydrologi nr 122, 2019). SMHI.
- Lindström, T. (1974). Småsikens betydelse för fisket i det vattenkraftsexploaterade, nordsvenska landskapet. *Inst. Freshw. Res., Drottningholm*,



- Länsstyrelsen i Blekinge. (2017) Vattenbalansberäkningar i Blekinge län, Lyckebyån, ISSN: 1651–8527, 24 s.
- Malm Renöfält, B., & Ahonen, J. (2013). *Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft.* (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:12). Havs- och vattenmyndigheten.
- Malm Renöfält, B., Widén, Å, Jansson, R., & Degerman, E. (2017). *Identifiering av påverkan, åtgärder och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft.* (Rapport 2017:429). Energiforsk.
- Malmberg-Persson, K. (2011). *Geologisk beskrivning av området runt Hästbergadammen.* (SGU-Rapport: Dnr: 08-43/2011). Sveriges geologiska undersökning.
- Malmberg Persson, K., Nyberg, J., Ising, J. & Rohde, L., 2016: Skånes känsliga stränder – erosionsförhållanden och geologi för samhällsplanering. *SGU-rapport 2016:17.* Sveriges geologiska undersökning, 61 s.
- McCully, P. (2001). *Silenced rivers: The ecology and politics of large dams.* London: Zed Books.
- McKie, B. G., Sandin, L., Carlson, P. E., & Johnson, R. K. (2018). Species traits reveal effects of land use, season and habitat on the potential subsidy of stream invertebrates to terrestrial food webs. *Aquatic Sciences*, 80(2), 1-12.
- McKie, B. G., & Johnson, R. K. (2016). Integrated assessment and responses in inland waters. I M. Lindegarth, S. Carstensen, R. K. Drakre, A. Johnson, A. Söderpalm & S. A. Wikström (Red.), *Ecological assessment of swedish water bodies; development, harmonisation and integration of biological indicators. final report of the research programme WATERS. deliverable 1. 1-4, waters report 2016:10* Havsmiljöinstitutet.
- Morris, G. L., & Fan, J. (1998). *Reservoir sedimentation handbook.* New York: McGraw Book Co.
- Naiman, R. J., & Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621-658.
- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O., & Wickström, H. (2013). *Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum. Underlag till vägledning för lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft.* (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:11). Havs- och vattenmyndigheten.
- Näslund, I., Kling, J., & Bergengren, J. (2013). *Vattenkraftens påverkan på den akvatiska ekosystem - En litteratursammanställning.* (Rapport 2013:10). Havs- och vattenmyndigheten.
- Naturvårdsverket. (2003). *Bevarande av värdefulla naturmiljöer i och i anslutning till sjöar och vattendrag: en vägledning .* (Rapport 5330). Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2020). *Sveriges arter och naturtyper i EU: S art-och habitatdirektiv: Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013-2018* Naturvårdsverket.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405-408.

- Norrlin, J., & Josefsson, S. (2017). *Förorenade fibersediment i svenska hav och sjöar*. (SGU-rapport 2017:07). Sveriges geologiska undersökning.
- Norrlin, J., Josefsson, S., Larsson, O., & Gottby, L. (2016). *Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland*. (SGU-rapport 2016:21). Sveriges geologiska undersökning.
- Nyberg, J., Bergman, B., & Zillen Snowball, L. (2016). *Kartläggning av Ångermanälvens bottenförhållanden från Näsåker till Nyland*. (SGU-Rapport, 2016:14). Sveriges geologiska undersökning.
- Schoning, K. (2016). Saltvattenavsatta leror i Sverige med potential för att bilda kvicklera. SGU-rapport 2016:08.
- Öhlund, G., Bodin, M., Nilsson, K. A., Öhlund, S., Mobley, K. B., Hudson, A. G., . . . Præbel, K. (2020). Ecological speciation in European whitefish is driven by a large-gaped predator. *Evolution Letters*, 4(3), 243-256.
- Olofsson, B., & Palmgren, S. (1994). *Djupinfiltration för grundvattennivåkontroll*. (SveBoFo Rapport 13). Stiftelsen svensk bergteknisk forskning.
- Olsson, I. C., Eklöv, A., & Degerman, E. (2009). *Effekter av våtmarker och kraftverk på havsöringsmolt (Salmo trutta L.) och ål (Anguilla anguilla L.)*. (Länsstyrelserapport, Skåne län, 2009:36). Länsstyrelsen i Skåne län.
- Östergren, J., Palm, S., Gilbey, J., Spong, G., Dannewitz, J., Königsson, H., . . . Vasemägi, A. (2021). A century of genetic homogenization in Baltic salmon—evidence from archival DNA. *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1949), 20203147.
- Palmer, M. A., & Poff, N. L. (1997). Heterogeneity in streams: The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), 169-173.
- Palmer, M., & Ruhi, A. (2019). Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: Implications for river restoration. *Science*, 365(6459)
- Pilotto, F., Nilsson, C., Polvi, L. E., & McKie, B. G. (2018). First signs of macroinvertebrate recovery following enhanced restoration of boreal streams used for timber floating. *Ecological Applications*, 28(2), 587-597.
- Poepl, R. E., Keesstra, S. D., Keiler, M., Coulthard, T., & Glade, T. (2013). (2013). Impact of dams, dam removal and dam-related river engineering structures on sediment connectivity and channel morphology of the fognitz and the kaja rivers. I: *Proceedings of the 5th Symposium for Research in Protected Areas, Mittersill, Austria*, 10-12.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., . . . Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11), 769-784.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., & Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5732-5737.
- Quintero, I., & Wiens, J. J. (2013). Rates of projected climate change dramatically exceed past rates of climatic niche evolution among vertebrate species. *Ecology Letters*, 16(8), 1095-1103.

- Räddningsverket. (2000). *Översvämning*. Karlstad: Räddningsverket.
- Rahel, F. J., & Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 521-533.
- Ribera, I. (2008). Habitat constraints and the generation of diversity in freshwater macroinvertebrates. *Aquatic Insects: Challenges to Populations*, , 289-311.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., . . . Pettit, N. (2020). Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *Bioscience*, 70(6), 501-514.
- Roberts, S. J., Gottgens, J. F., Spongberg, A. L., Evans, J. E., & Levine, N. S. (2007). Assessing potential removal of low-head dams in urban settings: An example from the Ottawa River, NW Ohio. *Environmental Management*, 39(1), 113-124.
- Rolls, R. J., Heino, J., Ryder, D. S., Chessman, B. C., Gowns, I. O., Thompson, R. M., & Gido, K. B. (2018). Scaling biodiversity responses to hydrological regimes. *Biological Reviews*, 93(2), 971-995.
- Rossi, P. M., Ala-aho, P., Ronkanen, A. -, & Kløve, B. (2012). Groundwater-surface water interaction between an esker aquifer and a drained fen. *Journal of Hydrology*, 432-433, 52-60.
- Rydell B, Persson H, Blied L, Ranka W. (2011). Erosionsförhållanden i Göta älv. GÄU – delrapport 1. Göta älvutredningen 2009–2011. Statens geotekniska institut, Linköping.
- Sabo, J. L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., . . . Watts, J. (2005). Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86(1), 56-62.
- Sällfors, G. (1984). *Handbok för beräkning av slänters stabilitet*. (Byggnadsforskningsrådet 0349-3296, 1984:53). Statens råd för byggnadsforskning.
- Sandin, L., Donadi, S., Holmgren, K., von Wachenfeldt, E., & Jones, D. (2020). *Sötvatten – förvaltning och restaurering med förändrat klimat. Slutrapport från projektet FRESHREST (Sötvattenslandskapet – förvaltning och restaurering i förändrat klimat)*. (Rapport 6942). Naturvårdsverket.
- Scheffer, M., Van Geest, G. J., Zimmer, K., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Butler, M. G., . . . De Meester, L. (2006). Small habitat size and isolation can promote species richness: Second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112(1), 227-231.
- Schmutz, S., & Moog, O. (2018). Dams: Ecological impacts and management. I S. Schmutz, & J. Sendzimir (Red.), *Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future*. Cham: Springer International Publishing.
- SGI (2012). Skredrisker i Göta älv dalen i ett förändrat klimat. Slutrapport. Del 2 – kartläggning. Statens geotekniska institut.
- SGI (2017). Skredrisker i ett förändrat klimat – Säveån. Del 2: Metodik för kartläggning, Statens geotekniska institut, SGI Publikation 38–2, Linköping.

- Sherwood, J. M., & Huitger, C. A. (2005). *Bankfull characteristics of Ohio streams and their relation to peak stream flows*. (U. S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5153). US Department of the Interior, US Geological Survey Columbus.
- Shotbolt, L. A., Thomas, A. D., & Hutchinson, S. M. (2005). The use of reservoir sediments as environmental archives of catchment inputs and atmospheric pollution. *Progress in Physical Geography*, 29(3), 337-361.
- Shurin, J. B., Borer, E. T., Seabloom, E. W., Anderson, K., Blanchette, C. A., Broitman, B., . . . Halpern, B. S. (2002). A cross-ecosystem comparison of the strength of trophic cascades. *Ecology Letters*, 5(6), 785-791.
- Siergieiev, D. (2013). *Impact of hydropower regulation on river water geochemistry and hyporheic exchange*. (Licentiatavhandling, Luleå tekniska universitet).
- Sjöstrand, P., Lindvall, P., Nilsson, N., & Wallentin, J. (2018). *Restaurering av vattendrag med dammar*. Jönköpings fiskeribiologi.
- Skredkommissionen. (1995). *Förstärkningsåtgärder i silt- och lerområden. Rekommendationer för dimensionering och projektering*. (Rapport 2:96). Ingenjörsvetenskapsakademien.
- SLU Artdatabanken (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020*.
- SMHI (1996). Sedimenttransport i svenska vattendrag exempel från 1967-1994, SMHI Hydrologi nr 69.
- SMHI (2019). Hydrologiska aspekter på åtgärder mot vattenbrist och torka inom avrinningsområden, Hydrologi nr 122, 2019. s. 60.
- Stendera, S., Adrian, R., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Hugueny, B., Januschke, K., . . . Hering, D. (2012). Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: a review. *Hydrobiologia*, 696(1), 1-28.
- Stensen, K., Matti, B., Rasmusson, K., & Hjerdt, N. (2019). *Modellstudie för att undersöka åtgärder som påverkar lågflöden*. (Hydrologi nr 121, 2019). SMHI.
- Strasevicius, D., Jonsson, M., Nyholm, N. E. I., & Malmqvist, B. (2013). Reduced breeding success of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* along regulated rivers. *The International Journal of Avian Science*, 155(2), 348-356.
- Svärdson, G. (1979). Speciation of Scandinavian Coregonus. *Inst. Freshw. Res., Drottningholm*, 57, 1-95.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79-92.
- Thomas, S. M., Harrod, C., Hayden, B., Malinen, T., & Kahilainen, K. K. (2017). Ecological speciation in a generalist consumer expands the trophic niche of a dominant predator. *Scientific Reports*, 7(1), 1-10.
- Thorsbrink, M., Sohlenius, G., Becher, M., Bastviken, P., Nolin Nyström, L., & Eveborn, D. (2019). *Geologins betydelse vid våtmarksåtgärder*. (SGU-Rapport, 2019:15). Sveriges geologiska undersökning.

- Tornwall, B., Sokol, E., Skelton, J., & Brown, B. L. (2015). Trends in stream biodiversity research since the river continuum concept. *Diversity*, 7(1), 16-35.
- Tucker, C. M., & Cadotte, M. W. (2013). Unifying measures of biodiversity: Understanding when richness and phylogenetic diversity should be congruent. *Diversity and Distributions*, 19(7), 845-854.
- Turgeon, K., Turpin, C., & Gregory-Eaves, I. (2019a). Boreal river impoundments caused nearshore fish community assemblage shifts but little change in diversity: a multiscale analysis. 76(5), 740-752.
- Turgeon, K., Turpin, C., & Gregory-Eaves, I. (2019b). Dams have varying impacts on fish communities across latitudes: a quantitative synthesis. *Ecology Letters*, 22(9), 1501-1516.
- Wang, J., Ding, C., Heino, J., Jiang, X., Tao, J., Ding, L., . . . He, D. (2020). What explains the variation in dam impacts on riverine macroinvertebrates? A global quantitative synthesis. *Environmental Research Letters*, 15(12), 124028.
- Ward, J. V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 2-8.

## Bilaga A Dammars effekter på morfologiska processer

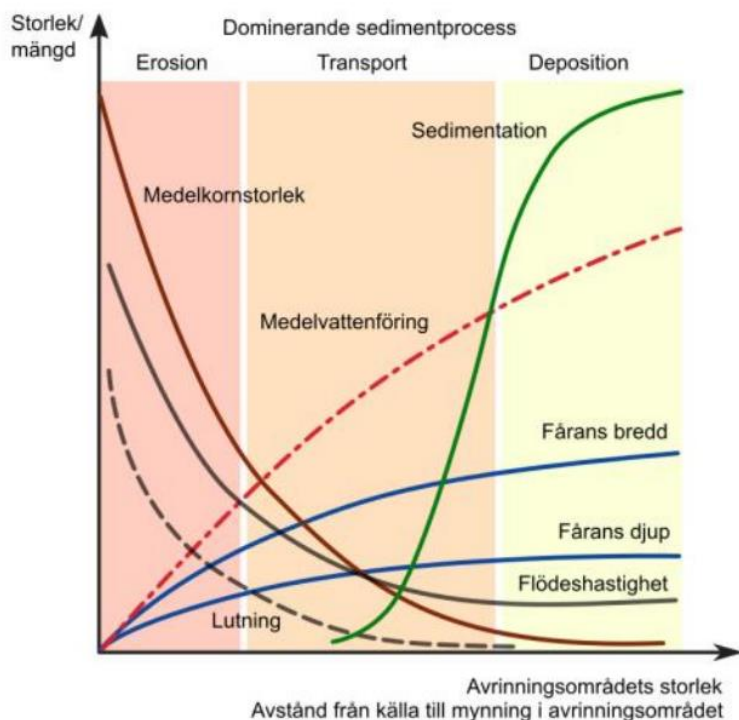
Morfologi är en viktig del av ekosystemprocesserna och avgörande för ekosystemets funktion och artsammansättning. Morfologiska processer i ett vattendrag eller en sjö påverkas av en dammanläggning.

### Geomorfologi

De övre delarna i ett fritt strömmande vattendrag karaktäriseras av bäckar med hastigt rinnande, syrgasrikt, klart vatten med sand-, grus- och stenbotten, ofta beskuggade och med nedfallna träd och död ved. Där lutningen är brant och vattenhastigheten hög eroderas nytt material som transporteras nedströms. Där vattenhastigheten sjunker avsätts det eroderade materialet. De sediment som avsätts under lugna flödesförhållanden eroderar vid kraftiga flödesförhållanden.

Generellt ökar bredden och djupet på vattendragets fåra med avståndet från källan, medan lutningen och därmed vattenhastigheten minskar (Danielsson et al., 2016). Figur 1 visar vilka sedimentprocesser som dominerar beroende på avståndet från källan (eller storleken på avrinningsområdet).

Erosion uppstår i områden som över tid förlorar mer material än vad som sedimenterar. Ackumulation uppstår i områden som över tid tillförs mer material än vad som förs bort. I en del områden sker en nettotransport av material över tid. Längs ett vattendrag förekommer erosionszoner såväl som ackumulationszoner där transporterat material samlas och skapar bankar eller långgrundna stränder som regelbundet översvämmas.



Figur 1 Förändring av vattendragsprocesserna i ett perfekt homogent avrinningsområde Illustration: J. Kling, HaV (tidigare publicerad i Danielsson m. fl., 2016)

Hur stabilt ett vattendrag är beror av hur mycket energi som finns tillgängligt i flödet och jordartens motståndskraft mot erosion i fårans kanter och botten samt förekomst och typ av kantvegetation.

Vid större översvämningar svämmar vattendraget över sina bräddar och ut över svämplanet. Ett vattendrags aktiva svämplan är det område som regelbundet översvämmas. En del vattendrag har väldigt litet svämplan eller nästan ingen alls. Svämplanet utvecklas både genom att material eroderas bort av det strömmande vattnet och att material sedimenterar vid större översvämningar. De flesta vattendrag i Sverige är mer eller mindre reglerade vilket påverkar möjligheten för vattendrag att svämma över sina bräddar vid vårfloed eller långvarig nederbörd.

*Bräddflödet* definieras som flödet just innan vatten börjar rinna ut över svämplanet (Sherwood & Huitger, 2005). Flöden strax under bräddflödet är de flöden som flyttar mest sediment över tid och som på så sätt formar vattendraget. Lågflödena är vanligen för svaga och högflödena inträffar för sällan, även om det är de högsta flödena som flyttar mest sediment (Sherwood & Huitger, 2005).

De mest erosionsbenägna jordarterna och sedimenten är välsorterade och har en kornstorleksfördelning motsvarande finsand och mellansand. Mindre känsliga för erosion är måttligt eller dåligt sorterade jordarter med en stor andel grövre kornstorlekar, som till exempel vissa typer av morän och isälvmaterial. När jordmaterialet utgörs av små kornstorlekar som lera ökar motståndet mot erosion på grund av starka bindningskrafter mellan kornen.

Jordmaterialet på slänter och älvbankar är ofta mer lätteroderat än jordmaterialet på botten i vattendraget beroende på en större lutning och att materialet i slänten då inte bara påverkas av

krafterna från vattnet utan även av sin egen tyngdkraft. Det innebär att det krävs en lägre vattenhastighet för att erodera material i slänter jämfört med horisontella ytor.

Dammen fungerar som en sedimentfälla på grund av att en större mängd material sedimenterar när flödes hastigheten minskar i dammen. Själva dammanläggningen blir också en fysisk barriär som hindrar transport av material.

Om depositionstakten minskar på grund av att det finns mindre mängd sediment att avsätta och erosionstakten är densamma ökar erosionen (Poepl m. fl., 2013). Ett sedimentunderskott nedströms dammen ökar därför den erosiva potentialen. Detta kan uttrycks som att vattnet blir "hungrigt" på sediment (Kondolf, 1997). Det innebär att de formationer (t.ex. sandbankar) som sedimenten under lång tid byggt upp i och längs med vattendraget kan börja erodera nedströms dammanläggningen. En överfördjupning av fåran nedströms en dammanläggning får till följd att vattennivån sänks i vattendrag vilket också kan sänka grundvattennivån i omkringliggande plan (Näslund, Kling m. fl., 2013).

Om materialet är svåreroderat, som till exempel moränmark, kan en så kallad stenpäls utbildas. Hur stor denna effekt är beror på hur lättroderat bottensedimentet är.

Kvillområden där vattendraget delar upp sig i flera grenar och öar uppstår kan också försvinna på grund av ett förändrat erosionsmönster (Degerman & Näslund, 2021).

Förändringar i vattendragens materialtransport i kan även påverka kustområdet i anslutning till vattendragets mynning. Sandstränder kan minska i utsträckning eller försvinna helt vid kusten (McCully, 2001; Näslund m. fl., 2013).

Ett generellt antagande är att ju högre dammbyggnad och ju kraftigare reglering av flödet, desto större påverkan på morfologin (Morris & Fan, 1998; Lehner et al. 2011). Effekten beror på hur mycket flödena (av både vatten och sediment) och vattenstånden i vattenmagasinet avviker från de naturliga och oreglerade förhållandena. Stora dammbyggnader utan bottenutskov kan fånga 90 % och mer av sedimenten (McCully, 2001).

Även om det generellt är vattendrag med stora dammanläggningar och en hög grad av reglering<sup>8</sup> som har mest långtgående effekter vad gäller vattendragets morfologi, visar en analys utifrån den globala databasen GRanD av Lehner et al. (2011) att vattenmagasin med en liten lagringskapacitet står för en betydande andel av den totala sträckan av påverkade vattendrag sett till grad av reglering.

Det finns många exempel som visar att ekosystem och habitat knutna till vattendraget (t.ex. limnogena våtmarker) och kustnära landskapsformer har kunnat återbildas när dammar har tagits bort och sedimenttransporten återskapats (se t.ex. <https://damremoval.eu/>).

Enligt SGI finns endast ett fåtal kvantitativa studier som visar hur dammar har påverkat de svenska vattendragens morfologi. Ortofoton (flygbilder) tagna före och efter dammkonstruktion kan ge viss information, men i allmänhet saknas data som beskriver botten topografien (batymetrisk data).

---

<sup>8</sup> Grad av reglering definieras som förhållandet mellan magasinets lagringskapacitet och vattendragets årliga vattenflöde (Nilsson, 2005).



SGI arbetar i nuläget med en slutredovisning av en skredriskanalys för Ångermanälven (nedströms Sollefteå) som också inkluderar påverkan från dammanläggningarna på geomorfologin. Resultatet från den analysen visar bland annat att strömfåran har blivit bredare uppströms dammanläggningen i Sollefteå till följd av en ökad uppbyggnad av sediment. Omvänt har stränderna blivit brantare och fåran smalare nedströms dammanläggningen, vilket kan antas vara en konsekvens av ökad erosion och sedimentunderskott. Även deltat i Björkå, nedströms Sollefteå, har vuxit till, vilket skulle kunna kopplas till att den tillgängliga flödesenergin generellt är lägre på grund av att högflödena har reglerats bort.

## **Sedimenttransport**

Sedimenttransport innebär att organiskt och oorganiskt material förflyttas av vattnet. Sedimenten som transporteras är material som har eroderats från vattendragets strömfåra eller partiklar som följer med avrinningen från omgivande marker. Sedimenten kan vara suspenderat och förflyttas med vattenflödet eller röra sig längs med botten.

Eftersom vattendrag transporterar mycket mer vatten än sediment tar det mycket längre tid att fylla ett vattenmagasin med sediment än med vatten, vilket gör att den processen inte alltid blir lika påtaglig. Den viktigaste skillnaden är dock att sediment inte lika lätt kan flyttas från ett magasin när det väl har samlats där till skillnad från vattnet (Morris & Fan, 1998).

Tidigare har Sverige haft ett nationellt nätverk med provtagningslokaler för att analysera sedimenttransport (SMHI, 1996). Denna övervakning slutade på mitten av 1980-talet, trots att resultatet visade på stora förändringar i de reglerade älvarna. I Sverige saknas aktuell data på hur mycket sediment som transporteras genom våra vattendrag och hur mycket sediment som fastnar i vattenmagasin. En undersökning (Malmberg-Persson, 2011) visar på hur dammbrottet 2010 i Hästberga i Osby kommun orsakade en ökad erosion, sedimenttransport och deposition av material nedströms i området.

Kunskapsunderlag om jordarter och dess stratigrafi mellan de ytliga jordarterna på land och botten längs med vattendragen saknas på ett enhetligt och lättillgängligt sätt. Moderna, detaljerade och enhetliga jordartskartor baserade på detaljerade digitala höjdmodeller (LiDAR-data) finns för enbart ca 6-8 % av Sveriges yta. Jordartskartor finns att tillgå i SGU:s jordartsdatabas (se handledning av Karlsson m. fl., 2021).

Nationellt enhetliga kartor med detaljerad sedimentologisk, geologisk och morfologisk information av botten finns endast för delar av Göta älv (SGI, 2012) och Ångermanälven (Klingberg, 2010; Nyberg m. fl., 2016) samt för Norsälven (Bergdahl, K, Odén, K, Löfroth, H, Göransson, G, Jönsson, Å, Kiilsgaard, R, 2015) och Sävveån (SGI, 2017). Dessa studier ger information om förhållanden av erosion, ackumulation och sedimenttransport längs vattendragen och även förutsättningar för skred samt det potentiella utbytet av grund- och ytvatten.

## Bilaga B Dammars effekter på vattentemperatur och vattenkvalitet

### Vattentemperatur

Vattentemperaturen i ett vattendrag bestäms av lufttemperatur, grundvatteninflöde, annan tillrinning, beskuggning, in- och utstrålning, topografi samt vind. Även vattenflöde och vattnets flödeshastighet påverkar. Där vattnet är turbulent sker en högre inblandning av luft vilket kan öka lufttemperaturens påverkan.

En vattenyta absorberar solinstrålning och kan sägas fungera som en solfångare. Ytvattnet som rinner ut från ett vattenmagasin kan ligga på över 20° C en varm sommardag (Sjöstrand m. fl., 2018). Ett reglermagasin ger normalt varmare vatten vintertid nedströms och omvänt kallare vatten sommartid om intaget är placerat djupt ned (Näslund m. fl., 2013) och omvänt om utloppet är i form av ett överfall eller högt placerat. Stora dammbyggnader och vattenmagasin kan ge temperaturförändringar och effekter på ekosystem långt nedströms dammen (Baxter, 1977). För vattendragslevande organismer som är beroende av kallt vatten året runt blir den ökande vattentemperaturen sommartid en negativ stressfaktor. Mängden syre som vatten kan innehålla påverkas också negativt eftersom kallt vatten håller en högre syrehalt än varmt vatten vid samma volym vatten.

Vad gäller vattendrag med ett vattenflöde som är högre på vintern än jämfört med oreglerade förhållanden förblir vattendraget öppet i större utsträckning på grund av det relativt sett varmare bottenvattnet som släpps från vattenmagasinet. I reglerade sjöar finns oftast en större vattenmassa som ska kylas ner på hösten jämfört med under oreglerade förhållanden. Det gör att isläggningen inträffar senare på en reglerad sjö<sup>9</sup>. Reglering vintertid kan även leda till instabila isförhållanden (Näslund m. fl., 2013).

### Vattenkvalitet

Vattenkvaliteten påverkas både av tillfört organiskt och oorganiskt material såväl som biotiska såväl som abiotiska processer i själva vattendraget. Även vattendragets temperaturförhållanden påverkar mängden löst syre och därmed de kemiska processer som sker i vattendrag.

I strömmande vatten är betydelsen och omsättningen av tillfört (allokton) organiskt material betydligt högre jämfört med lugnvatten (Degerman m. fl., 2013). I strömmande vatten står bottenalger och mikroorganismer för större delen av näringsupptaget (Schmutz & Moog, 2018). I lugnvatten dominerar näringsupptag av vattenväxter (makrofyter). I strömmande vatten transporteras näringsämnen bundna till sedimentpartiklar som sedimenterar i lugnare partier.

---

<sup>9</sup> <https://www.smhi.se/publikationer/is-pa-sjoar-och-alvar-erfarenheter-sammanstallda-av-statshydrolog-sven-fremling-1951-bearbetade-1991-och-1997-av-thore-karlin-och-birgitta-raab-1.20255>.

Vattnet nedströms en dammanläggning som fungerar som en sedimentfälla kan antas vara mer näringsfattigt jämfört med om dammanläggningen inte skulle ha funnits där samtidigt som näringsämnen ackumuleras i dammen.

Beroende på dammanläggningens storlek och grad av reglering kan vattenmagasinet utveckla ett helt nytt ekosystem som skiljer sig från en naturlig sjö (Baxter, 1977). I ett vattenmagasin som har hög regleringsamplitud så sker den större delen av primärproduktionen i vattenmassan på grund av att strandzonen blir utarmad på näring och färre arter klarar av att leva där.

Föroreningar av olika slag både kan spädas ut eller öka i koncentration i ett vattendrag beroende på om vattenflödet minskar eller ökar. I dammar kan föroreningar sedimentera och regleringen av dammar påverkar vattenflödet nedströms. Potentiella föroreningar kan härstamma från industrier, jordbruksmark, avlopp eller vissa skogsbruksåtgärder. Vidare kan överdämningar av torv- och skogsmark leda till förhöjda halter av metylkvicksilver i vatten och fisk (Näslund m. fl., 2013).

Hur reglering påverkar utbytet mellan grundvatten och ytvatten har undersökts för Lule älv (Siergieiev, 2013). Förändringar av utbytet mellan grund- och ytvatten påverkar i sin tur tillförseln av bland annat kisel. För att alger ska kunna omvandla minerogent kisel till biogent kisel krävs tillräckligt lång uppehållstid i vattenmagasinet. Studier visar att kiseltransporten är lägre från vattendrag med magasin som inte har tillräckligt lång uppehållstid för att minerogent kisel ska kunna omvandlas av alger (Humborg m. fl., 2006). Den minskade kiseltransporten kan också vara kopplad till en minskad *tillförsel* av minerogent kisel till vattendraget. Tillförseln av kisel från markens vittringsprocesser är kopplat till utbytet mellan grundvatten och ytvatten som i sin tur påverkas av reglering. Studier visar på att mängden tillfört kisel är lägre i den reglerade Luleälven jämfört med den oreglerade Kalixälven vilket indikerar på att vattenreglering påverkar mängden tillfört kisel (Brink m. fl., 2007; Humborg m. fl., 2006).

## Bilaga C Dammars effekter på biologisk mångfald

För att utvärdera vattenkraftens ekologiska effekter på ett vattendrag såväl som vid bedömning av olika miljöförbättrande åtgärder av en damm eller flera dammar i ett vattendrag är det viktigt att se till hela avrinningsområdet (Malm Renöfält m. fl., 2017). En sammanfattning av vilka ekologiska effekter vattenreglering har uppdelat på olika mekanismer ges av Malm Renöfält & Ahonen (2013). En litteratursammanställning av vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem finns av Näslund m. fl. (2013).

Ett centralt koncept inom ekologin är att en naturligt heterogen miljö erbjuder många livsmiljöer som kan exploateras av fler arter, vilket skapar mångfald (Tews m. fl., 2004). Artmångfalden i sötvatten är generellt mycket hög i proportion till habitatets areal (Dudgeon m. fl., 2006). Rinnande vatten hyser en hög variation i habitat, morfologi (Palmer & Poff, 1997) och artrikedom (Stendera m. fl., 2012; Tornwall m. fl., 2015).

Sötvattensmiljöer i Sverige hyser mer än 5000 kända arter av flercelliga organismer och då har inte de arter som lever i terrestra miljöer i direkt anslutning till vatten (kantzoner) inkluderats (Bjelke, 2010).

Dammar som anläggs i vattendrag innebär negativa konsekvenser för vattendragens ursprungliga artsammansättning och biologiska mångfald då den ersätts med en sjöliknande artsammansättning. Det stora antalet anlagda dammar (lugnvatten) i svenska vattendrag har på många ställen gjort strömsträckor av hög kvalitet till en bristvara, vilket utgör ett hot för strömlevande organismer specifikt och biodiversitet generellt. Vattenmagasin och vattendragssträckor nedströms en damm har, generellt sett, en mindre dynamisk kantzon och mindre variation av akvatiska habitat (livsmiljöer för olika arter) än vattendrag utan dammar. Biologisk mångfald påverkas negativt i vattendrag både upp- och nedströms dammanläggningar (Jansson, 2006).

Ett vattendrags *longitudinella konnektivitet* ger möjligheter för transport av material, näring och organismer uppströms och nedströms vattendraget (Malm Renöfält m. fl., 2017). Såsom beskrivits i bilaga A påverkas transport uppströms och nedströms av en dammanläggning, en minskad vattenhastighet i dammen och en förändrad flödesregim. Sedimenttransporten för med sig mineraler och näringsämnen viktiga för många organismer och som ekosystem är beroende av. Sedimentunderskott nedströms en damm kan påverka vattendraget nedströms ända ut till kustens strandprocesser (lateral konnektivitet) och den biologiska produktiviteten ner till havet.

Vattendragets *laterala konnektivitet* rör hur interaktionen med omgivande landmiljöer ser ut. Vattendragets flödesregim styr den laterala konnektiviteten och regelbundna översvämningar strukturerar strandvegetationen utifrån dess känslighet för översvämning och tillgängliggör habitat för fisk som leker i grundare vatten (Malm Renöfält m. fl., 2017). När översvämningar uteblir minskar vattnets tillförsel av näringsämnen till landmiljön. Även vallar som byggs i anslutning till en damm påverkar den laterala konnektiviteten.

De zoner på botten av vattendraget där grundvatten strömmar ut skapar refuger åt akvatiska organismer som gynnas av den lägre temperaturen och näringsämnen hos grundvattnet (Malm Renöfält m. fl., 2017). Detta utbyte mellan grundvatten och ytvatten beskriver den *vertikala konnektiviteten*.

Fragmentering till följd av dammar påverkar den biologiska mångfalden negativt (Nilsson m. fl., 2005). Vattendragens form och egenskaper gör att de lätt påverkas av fragmentering i jämförelse med terrestra miljöer (Fagan, 2002), utarmningen av den biologiska mångfalden kan ske långsamt över längre tidsperioder (Fuller m. fl., 2015). Rolls m. fl. (2018) redogör för hur den hydrologiska regimen styr biologisk mångfald i sötvattensmiljöer för olika rumsliga nivåer.

En anledning till att fragmentering kan påverka strömlevande arter negativt är att dessa är anpassade till en vattentyp som oftast är långlivad ur evolutionärt perspektiv, till skillnad från till exempel vattensamlingar som kan torka ut eller växa igen. Det gör att strömlevande arter ofta har en sämre förmåga att sprida sig jämfört med arter i småvatten som tjärnar eller mindre sjöar (Ribera, 2008).

Dammar utgör ett betydande hinder för arter med begränsad förmåga att sprida sig och är ett särskilt hot mot arter som är helt beroende av vatten, det vill säga inte har några livsstadier på land. Fragmentering till följd av dammar gör att strömlevande populationer även påverkas mer av andra stressfaktorer såsom torka, översvämningar, förhöjd vattentemperatur, sjukdom m m (Fuller m. fl., 2015), vilket förväntas öka i och med ett varmare klimat.

## **Fiskar**

Vilket habitat som är optimalt för fiskar varierar under deras levnadsperiod och tid på året. Hela eller delar av fiskpopulationer vandrar därför mellan olika habitat. Vissa arter vandrar flera tusentals kilometer under deras levnadsperiod, med andra arter vandrar årstidsvis mellan grunt och djupt vatten. Elva fiskarter som finns i Sverige är listade i Artskyddsförordningen (EU:s art- och habitatdirektiv), sex av dessa lever i strömmande vatten, och nio av elva påverkas negativt av vandringshinder (Naturvårdsverket, 2020).

Näslund, Degerman m. fl. (2013) har sammanställt kunskapsläget vad gäller fiskvandring med fokus på skandinaviska förhållanden. Många bestånd av vandrare laxfiskar och ålen har stängts ute från stora delar av sötvattnen på grund av den ökade mängden vandringshinder i vattendragen. Dessa effekter är väl utredda och har lett till stora förluster av biologisk mångfald och minskning av dessa arters utbredning. Även andra fiskarter har drabbats av förlorade vandringsmöjligheter, men för dessa fiskarter finns inte lika mycket dokumentation.

En av slutsatserna som Näslund, Degerman m. fl. (2013) drar är att begränsade vandringsmöjligheter minskar förutsättningarna för fiskbeståndens genetiska variation. Detta i sin tur leder till sämre motståndskraft (resiliens) hos fiskpopulationerna att återhämta sig från miljöstress eller anpassa sig till nya miljöförhållanden.

Förutom att dammanläggningen i sig utgör ett vandringshinder så skapas ett nytt ekosystem i vattenmagasinet som delvis eller helt ersätter ett strömvattenhabitat. Detta får konsekvenser för fiskfaunans artsammansättning (Turgeon m. fl., 2019a). Meta-analyser visar att artantalet inte minskat i boreala områden efter dämning. Däremot dominerar arter anpassade till lugnvatten över den tidigare strömfiskfaunan (Degerman m. fl., 2013; Turgeon m. fl., 2019b). Detta gäller även om en fungerande faunapassage anläggs förbi själva dammbyggnaden. Rovfiskar som gädda och lake ökar predationen på öring, harr och lax. Det anlagda lugnvattnet fungerar som en biologisk barriär genom ökad predation och blir även det ett vandringshinder. I de stora regleringsmagasinen i huvudälvarnas källflöden minskar även fiskbiomassan totalt sett. Arter som lever av bottendjur drabbas hårdast (Degerman & Näslund, 2021; Näslund m. fl., 2013).

Flera studier visar att en ökad andel lugnvatten i vattendrag kan öka dödligheten hos utvandrande smolt (se Degerman m. fl., 2013 för referenser). Sambandet gäller även anlagda våtmarker för att rena vattnet från näringsämnen innan det når havet. Data för nio olika våtmarkstyper i Skåne visade att migrationsförlusterna av smolt var direkt kopplad till våtmarksytan (Olsson m. fl., 2009).

En ytterligare faktor som påverkar fiskar är bottenstruktur och temperatur. När deposition av sediment minskar nedströms dammen samtidigt som lättroderat material försvinner kan viktiga habitat gå förlorade och förutsättningarna för reproduktion av strömlekande fisk försämrats (McCully, 2001; Näslund m. fl., 2013). Förändringar i fiskfaunan både uppströms och nedströms dammanläggningen kan även vara kopplad till förändringar av vattentemperatur i magasinet.

Kunskapsläget avseende indirekta effekterna av minskad andel strömlevande fiskar är bristfälligt. Minskande bestånd av vandrare fiskarter med stor ekologisk betydelse kan potentiellt skapa stora och allvarliga omkastningar i sjöars ekosystem. Storvuxna, strömlekande öringbestånd utgör viktiga toppredatorer i många stora sjöar (Jensen m. fl., 2008; Thomas m. fl., 2017). Toppredatorer har ofta stora effekter på lägre trofinivåer i akvatiska ekosystem (se t. ex. Shurin m. fl., 2002). Ett bortfall av dessa öringars lekmöjligheter i strömmande vatten skulle därför kunna orsaka kaskadeffekter i sjöarnas pelagiska (vattenmassans) födokedjor. Det finns även andra rovfiskar vars reproduktion ofta sker i eller i anslutning till rinnande vatten (Engstedt m. fl., 2010). I den mån även dessa arters populationsstorlekar påverkas negativt av dammar kan också detta tänkas ge effekter på sjöekosystem.

Om dammar hindrar rovfiskars möjlighet till reproduktion kan detta även få evolutionära konsekvenser. Närvaro av stora rovfiskar är en potentiell drivkraft bakom de post-glaciala artbildningsprocesser som gjort att arter som sik och röding delat upp sig i "syskonarter" i många norrländska sjöar (Öhlund m. fl., 2020). Förluster av storvuxna öringbestånd skulle därför kunna leda till oförutsedda eko-evolutionära förändringar i sjöarnas bytessamhällen.

I vissa fall kan dammar sannolikt påverka sjöarnas födokedjor även från andra hållet. Till exempel är strömlekande bestånd av småsik en vanlig förekomst på många håll i norra Sverige (Svärdson, 1979) och småvuxna sikformer har ofta en nyckelroll som foderfisk för sjöarnas rovfiskbestånd (Lindström, 1974). En förlust av siklekplatser (eller viktiga lekplatser för andra viktiga bytesarter) i strömmande vatten skulle alltså kunna leda till en försämrad födosituation för de reglerade sjöarnas rovfiskar.

## **Bottenfauna**

Bottenfaunan i bäckar och åar regleras av mängden olika substrattyper, från sand till grus till stora stenblock, heterogenitet i flödesmönster och tillgång på resurser. Vad gäller tillgång på resurser är särskilt balansen mellan primär produktion av alger och vattenväxter jämfört med terrester detritus såsom nerfallna löv av betydelse (Giller m. fl., 1998). Dessa faktorer påverkar abundans och mångfald hos bottenfaunan. Sammantaget är de primära effekterna dammar har på bottenfaunan sannolikt förknippade med förändringar i livsmiljön snarare än avsaknad av konnektivitet (Ecke m. fl., 2017; Wang m. fl., 2020).

Bentiska makrovertebraters spridningspotential inom ett vattendrags nätverk anses inte påverkas nämnvärt av vandringshinder på grund av dammbyggnader i jämförelse med andra organismgrupper som till exempel fisk (Bilton m. fl., 2001; Carlson m. fl., 2016). Detta eftersom insektsarter lätt kan flyga över barriärer som dammar i vuxenstadiet (Bilton m. fl., 2001; Carlson m. fl., 2016). Dock kan vissa ryggradslösa djur utan ett bevingat vuxenstadium, till exempel dagmaskar, kräftdjur, snäckor och en del insekter som flyger minimalt som vuxna (t. ex. många bäcksländor) påverkas av fysiska barriärer (Bilton m. fl., 2001; McKie m. fl., 2018).

I en meta-analys av 215 publicerade studier om artificiella dammar fann Ecke m. fl. (2017) att bottenfaunans mångfald och förekomst i allmänhet minskade i rinnande vattenmiljöer nedströms dammar jämfört med opåverkade livsmiljöer uppströms. En annan meta-analys av 54 studier (Wang m. fl., 2020) visade att dammar har en stark negativ effekt på bottenfaunans mångfald, framförallt i kalla regioner på nordliga latituder, medan bottenfaunans abundans ökade nedströms dammar, på grund av en ökning framförallt av ryggradslösa djur som inte är insekter (t. ex. dagmaskar och snäckor).

Vad gäller vattenmagasinet som livsmiljö visade en meta-analys av 39 publicerade studier om artificiella dammar globalt att mångfald och abundans hos bottenfauna konsekvent var mindre i området direkt uppströms dammanläggningen jämfört med både strömmande livsmiljöer uppströms och nedströms om dammen (Ecke m. fl., 2017). Vattenmagasin med ett mer sjöliknande ekosystem och en förlust av strömvattenmiljöer är den troliga orsaken till den minskade artmångfalden av bottenfauna direkt uppströms dammanläggningen.

Av de limniska evertebrater listade i Artskyddsförordningen (2007:845) som lever i strömmande vatten bedöms flodpärlmussla och tjockskalig målarmussla ha dålig bevarandestatus. Detta framförallt på grund av påverkan från vattenreglering och dålig vattenkvalitet. Dessa arter är beroende av värd fiskar för sin reproduktion och värd fiskarna påverkas bland annat av vandringshinder.

### **Strandmiljöer och interaktion med landmiljöer**

I naturliga ekosystem är biodiversitet också kopplat till produktivitet (Grosberg m. fl., 2012), exempelvis kan mer artrika system innebära ett mer effektivt resursutnyttjande genom att olika arter kompletterar och främjar varandra. Terrestra miljöer i direkt anslutning till oreglerade vattendrag är dynamiska och produktiva med hög diversitet av akvatiska och terrestra arter (Naiman & Decamps, 1997; Sabo m. fl., 2005). Regelbundet översvämmade marker i anslutning till vattendrag kan förekomma längs hela vattendraget och utgörs av artrika miljöer såsom svämskog, strandnära våtmarker och mader (Naturvårdsverket, 2003). En minskning av de naturliga variationerna av vattenståndet i vattendrag eller sjö kan medföra igenväxning av stränder.

För 270 rödlistade arter är sötvattenstränder en viktig livsmiljö (Bjelke & Sundberg, 2014). Sötvattenstränder är en av de artrikaste livsmiljöerna, till stor del beroende på naturliga variationer och störningar. Vattenreglering och effekterna av den är en av de faktorer som hotar flest arter i denna miljö. Detta gäller särskilt för arter som lever på erosions- och sedimentpräglade vegetationslösa stränder. Vidare hotas arter knutna till stränder vid rinnande vatten om strömhabitat ersätts av ett vattenmagasin (eller en torrlagd älvfåra).

Höga regleringsamplituder i ett vattenmagasin utarmar strandzonen och leder till urlakning av näringsämnen på grund av upprepade amplitudvariationer. Samtidigt innebär reglering oftast att översvämningar och minskade höglöden uteblir (Malm Renöfält & Ahonen, 2013). Detta får konsekvenser för utbytet mellan vatten- och landmiljö (den laterala konnektiviteten) och leder till en minskad kolonisering och rekrytering av strandlevande organismer. Den fysiska barriären en damm utgör innebär också att spridning av växter hindras (se vidare Malm Renöfält & Ahonen, 2013 för en mer utförlig beskrivning och referenser).

Strandvegetation erbjuder också olika ekosystemtjänster. Med ekosystemtjänster menas den nytta för mänskliga samhällen eller mänskligt välmående som ekosystem kan erbjuda. Riis m. fl. (2020) sammanfattar i en vetenskaplig granskningsartikel de olika ekosystemtjänster strandvegetation erbjuder och presenterar en första vägledning för hur hänsyn bättre kan tas till dessa ekosystemtjänster i förvaltning och restaurering av strandvegetation.

### **Fåglar, däggdjur och grodor**

Arter som är direkt knutna till strömmande miljöer som till exempel strömstare och uttrar påverkas negativt vid förlust av strömvattenhabitat på grund av överdämning eller torrläggning orsakade av dammanläggningar (Näslund m. fl., 2013).

Ett fåtal svenska studier behandlar indirekta effekter på fågellivet av vattenreglering. Jonsson m. fl. (2012) har undersökt fågelsamhällena i älvnära skogar längs med sju stora oreglerade och reglerade älvar. Ingen skillnad vad gäller antal arter kunde påvisas mellan de oreglerade och reglerade älvarna. Däremot var individtätheten högre under häckningsperioden längs de oreglerade älvarna. I en studie på svartvit flugsnappare (insektsätare) var häckningsframgången 10-15 % högre i skogar i närheten av två oreglerade vattendrag jämfört med i närheten av två reglerade vattendragssträckor i norra Sverige (Strasevicius m. fl., 2013). De reglerade vattendragssträckorna hade en lägre individtäthet av akvatiska insekter vilket kan förklara den lägre häckningsframgången.

### **Oönskade arter och invasiva främmande arter**

Det är inte enbart antalet arter i ett område som är kritiskt eller har betydelse utan hänsyn bör tas även till artsammansättningen (vilka arter som finns, vilka som funnits, och fördelningen av individer inom arterna). Vissa av de arter som sprider sig och leder till ett ökat artantal kan vara oönskade. Invasiva främmande arter men även inhemska generalister<sup>10</sup> kan klassas som oönskade utifrån att de försämrar livsvillkoren för arterna som funnits där tidigare (Rahel & Olden, 2008). Etablering av oönskade arter kan få svårförutsägbara konsekvenser för ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster (Moorhouse & Macdonald 2014). De nya förhållanden som etableras i ett vattenmagasin kan underlätta för oönskade arter att etablera sig på bekostnad av arter som är lokalt anpassade och specialister (se Poff m. fl., 2007 för referenser). Samtidigt utgör en damm en fysisk barriär som kan förhindra att invasiva främmande arter sprider sig.

---

<sup>10</sup> En generalist är en art som kan anpassa sig till olika livsmiljöer, medan en specialist kräver ett specifikt habitat.



Arter som har förflyttats utanför sitt naturliga utbredningsområde med hjälp av mänsklig aktivitet oavsiktligt eller avsiktligt efter år 1800 räknas som främmande arter. Arter som har förmågan att allvarligt förändra sin omgivning på ett oönskat sätt kallas invasiva främmande arter. Det finns en särskild EU-förordning gällande invasiva främmande arter.<sup>11</sup>

Om en ny fiskpassage ska anläggas eller om damm ska rivas ut bör alltid en ekologisk riskanalys som inkluderar spridning av för vattendraget främmande arter genomföras.<sup>12</sup> Artsammansättningen både nedströms och uppströms dammen behöver kartläggas för att bedöma om det finns risk för förekomst av invasiva arter i vattensystemet. Riskerna med en öppnare spridningsväg måste vägas mot de ekologiska fördelarna.

SVA nämner att dammar kan förhindra smittspridning, dels som barriär när det gäller fisk, dels genom reduktion av smittämnen under uppehållstiden i en damm (med hänvisning till nya AHL (EU) 2016/429).

Även om en damm kan förhindra viss spridning av smitta kan den inte hindra all smittspridning. Till exempel kan spridning av kräftpest ske med fiskeutrustning eller båtar som flyttas. Smittspridning kan även ske från vattenbruksanläggningar.

---

<sup>11</sup> Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter.

<sup>12</sup> Se Havs- och vattenmyndighetens [Vägledning för faunapassager](#), bilaga 5.10 av Tomas Brodin, SLU.

## Bilaga D Dammars effekter på erosion och stabilitet

Hur dammar påverkar morfologi och sedimenttransport beskriv närmare i Bilaga A.

### Erosion

Avgörande för att jord- eller bergmaterial ska kunna eroderas är dels att flödes hastigheten är tillräckligt hög, dels att materialet är tillräckligt erosionskänsligt. En reglering som innebär att höglöden regleras bort minskar mängden flödesenergi som finns tillgänglig och därmed vattnets kraft att lossöra material. En ökad deposition av material leder normalt till att strömfåran breddas.

Hur stor mängd sediment som fångas i dammen har betydelse för hur stora effekterna blir vad gäller förändrade erosionsmönster. Det finns stöd för att borttagande av dammar som har en liten mängd sediment ackumulerad inte behöver ge några större effekter vad gäller förändrat erosionsmönster (Collins m. fl., 2020).

Det är svårt att göra en övergripande bedömning av hur mycket befintliga dammar har orsakat erosion längs med och i vattendrag samt sjöar då detaljerade tillförlitliga observationer av jordarter, förändringar i morfologi och aktiv erosion vanligen saknas före och efter dammars tillkomst.

Erosion kan medföra problem för intilliggande infrastruktur och byggnader vilket ofta har lett till att olika typer av erosionskydd läggs ut, ofta i form av sten. Erosionskydden bidrar dock till att tillskottet av sediment minskar ytterligare och att erosionsproblemen förstärks nedströms. Erosionskydd kan också leda till att det tar längre tid för vattendragets morfologi och sedimenttransport att återhämta sig när en damm väl avlägsnas (Poepl m. fl., 2013).

I SGI:s arbete med skredriskartering och Delegationen för Göta älv ingår bland annat att prognostisera erosion över tid och med hänsyn till ett förändrat klimat eller en förändrad tappningsstrategi för vattenkraften. De skredriskanalyser som hittills har genomförts av SGI indikerar att en flödesreglering som dämpar de naturliga höglödena och låglödena kan ge ett mer stabilt vattendrag, särskilt om de mest erosiva höglödena regleras bort. Sedimentunderskottet nedströms dammar kan dock motverka denna effekt. Skredriskanalysen för Ångermanälven, med kraftigt reglerat flöde, indikerar en totalt lägre sedimenttransport vilket får till följd att de naturliga morfologiska processerna delvis stannar av.

SGU har tagit fram kartprodukten "Stränders jordart och eroderbarhet" som ger ett översiktligt underlag för hur de naturliga förutsättningarna är för erosion längs vattendrag och sjöar där dammanläggningar finns<sup>13</sup>. Underlaget varierar dock i kvalitet och ålder och därför bör man tolka kartan med försiktighet. I SGU:s jordartskarta redovisas även observationer av aktiv erosion. Berg- och jordarters fördelning och förekomst med tillhörande egenskaper är fundamentalt för hur erosionsprocesserna fungerar, se till exempel Malmberg-Persson m.fl. 2016. Denna typ av information finns inte framtagen för särskilt många vattendrag.

---

<sup>13</sup> Produkten finns att tillgå digitalt på [www.sgu.se](http://www.sgu.se)

SGI har påbörjat ett arbete med att ta fram en vägledning för hur analys och bedömning av erosion och släntstabilitet bör göras i samband med en tänkt åtgärd.

### **Risk för ras och skred**

Ras och skred är påtagliga exempel på processer, naturliga såväl som skapade av människor, som omformar landskapet (Fredén, 1994).

Faktorer som landhöjningen, klimatet och människans ingrepp påverkar markens stabilitet och därmed risken för ras och skred (Fredén, 1994). I Sverige är skred och ras vanligast förekommande i västra och mellersta Sverige samt utmed älv- och kuststräckor i Norrland. Alla dokumenterade skred kartläggs i SGI:s skreddatabas.

Slänter i anslutning till vattendrag där erosion kan försämra stabiliteten, pekas ut som särskilt skredbenägna (Skredkommissionen, 1995). För att avgöra om en slänt är stabil eller inte görs stabilitetsanalyser. Det finns olika typer av analysmetoder och flera olika beräkningsmodeller. Idag utförs stabilitetsanalyser för befintliga slänter enligt en standardiserad metodik framtagen av Implementeringskommissionen för Europastandarder inom Geotekniken (IEG, 2010).

En damm kan påverka risken för ras och skred på olika sätt. Här beskrivs tre olika sätt:

**Höjning av ytvattennivån:** Om ytvattennivån i vattendraget höjs i samband med att en damm anläggs fås en ökad motvikt som stabiliserar slänten. Samtidigt står ytvattennivån normalt i kontakt med grundvattennivån. En kraftig höjning av vattennivån kan leda till ett ökat portryck i slänterna på uppströmssidan längs det uppdämda vattendraget vilket istället försämrar stabiliteten. Om den relativa skillnaden mellan grundvattennivån och vattennivån minskar kommer stabiliteten totalt att öka. I slänter med jord som består av silt som är särskilt känsliga för förändrade grundvattennivåer kan dock den totala effekten bli en försämrad stabilitet.

**Sänkning av vattennivån:** Vid borttagande av en damm eller vid en sänkning av ett vattenmagasin sänks motvikten från vattenmassan. Detsamma torde gälla då vattennivån sänks nedströms dammen vid reglering eller anläggning av en damm. Om grundvattennivån då samtidigt är hög och sänkningen sker så snabbt att portrycket inte hinner anpassa sig kan en situation uppstå med ökad risk för skred. Under dränerade förhållanden borde grundvattennivån på sikt att anpassa sig till de nya ytvattennivåerna. Dränering av finkorniga jordar så som lera och silt kan dock ge förutsättningar för marksättningar (Olofsson & Palmgren, 1994). Dessa jordar har en låg genomsläpplighet för vatten kan det dock finnas genomsläppliga lager av till exempel sand. En sänkt vattennivå kan då leda till att grundvattentrycket sänks i ett relativt stort område vilket i sin tur kan ge förutsättningar för marksättningar.

**Förändrat erosionsmönster:** Dammar kan påverka ett vattendrags erosionsmönster i olika grad. Om den nedre delen av slänten utsätts för erosion försämrar stabiliteten.

Inför att en damm ska anläggas eller tas bort är det viktigt att kartlägga yt- och grundvattenförhållandena både uppströms och nedströms. Precis som för erosionsprocesser är berg- och jordarters fördelning och förekomst med tillhörande egenskaper längs vattendrag fundamentalt för hur ytvatten- och grundvattenförhållanden samt risk för ras och skred är. Av den

anledningen är även detaljerad information om berg- och jordarters horisontella och vertikala fördelning i och längs med vattendragen mycket viktig för att utreda dammars påverkan på grundvatten, ytvatten, skred och ras (Karlsson m.fl. 2021).

### **Förorenade sediment**

Sediment kan vara bärare av både näringsämnen och föroreningar. I princip är det bara organiskt material och fina sediment som kan binda till sig ämnen. Förmågan hos sediment att binda till sig ämnen är relaterad till antalet aktiva bindningar som finns tillgängligt. Grövre material, såsom sand och grus, har liten eller ingen potential att binda föroreningar.

I ett vattendrag utan naturliga sjöar eller anlagda lugnvatten kan förorenande ämnena spridas mycket långt innan de sedimenterar. En utspädning sker om de förorenade sedimenten sprids över stora områden. Om en damm fångar upp de förorenande sedimenten fås en koncentrerande effekt när näringsämnen och förorenande ämnen samlas i det uppdämda området.

Alla dammar som ligger nedströms verksamheter (industri) eller tätorter, passerar större vägar eller på annat sätt påverkas av mänsklig aktivitet kommer till varierande grad vara negativt påverkade av förorenande ämnen. Mätningar som görs av vattenvårdsförbund visar att utsläppen av mängden förorenande ämnen till stora delar har minskat. Ackumulation av förorenade sediment har därför till stora delar skett längre tillbaka tiden.

I ett pågående regeringsuppdrag *Regeringsuppdraget om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment* (RUFSS)<sup>14</sup> bedöms dammar generellt vara högt prioriterade områden att utreda och vid behov åtgärda. Givetvis är problematiken störst där omfattande industri finns intill eller uppströms.

SGU har gjort nationella inventeringar samt mätningar för att lokalisera förorenade fibersediment (Norrlin m. fl., 2016; Norrlin & Josefsson, 2017).

Det underlag som har framkommit ur regeringsuppdraget RUFSS pekar på att föroreningssituationen i sedimentet alltid måste utredas och vid behov åtgärdas före exempelvis ett borttagande av en damm. Att det stora bidraget oftast är historiskt medför att det djupare liggande sedimentet sannolikt är det mest negativt påverkade. För att inte missa ett kraftigt negativt påverkat sediment måste följaktligen hela sedimentdjupet utredas, då det ytliga sedimentet som avsätts idag kan vara rent.

---

<sup>14</sup> <https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2019/07/battre-kunskap-om-foro-renade-sediment-ska-ge-renare-sjoar-och-hav/>