



UTVÄRDERING AV LOVA 2017–2021

Kartläggning av lokala vattenvårdsprojekt och åtgärdernas potentiella miljöeffekter

ULLA LI ZWEIFEL, JOHANNA SJÖHOLM, LINDA KUMBLAD, JONAS NILSSON, ANDERS GRIMVALL

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2022:5
Titel: Utvärdering av LOVA 2017–2021.
Kartläggning av lokala vattenvårdsprojekt och
åtgärdernas potentiella miljöeffekter.
Författare: Ulla Li Zweifel, Johanna Sjöholm,
Linda Kumblad, Jonas Nilsson, Anders
Grimvall
Publicerad: 2022-06-30
Kontakt: Ulla Li Zweifel
ullali.zweifel@havsmiljoinstitutet.se
031-786 47 51
www.havsmiljoinstitutet.se

Referens till rapporten: Zweifel, U.L., Sjöholm, J.,
Kumblad, L., Nilsson, J. och Grimvall, A. (2022)
Utvärdering av LOVA 2017–2021. Kartläggning av
lokala vattenvårdsprojekt och åtgärdernas potentiella
miljöeffekter. Rapport nr 2022:5, Havsmiljöinstitutet.
Inom Havsmiljöinstitutet samverkar Göteborgs
universitet, Stockholms universitet, Umeå universitet,
Linnéuniversitetet och Sveriges lantbruksuniversitet
för att bistå myndigheter och andra aktörer inom
havsmiljöområdet med vetenskaplig kompetens.
Omslagsfoto: Oskar Henriksson.

FÖRORD

Åtgärder för att förbättra tillståndet i svenska vatten sker kontinuerligt av myndigheter, kommuner, verksamhetsutövare och enskilda medborgare. Vissa åtgärder sker med stöd i miljölagstiftning medan andra genomförs baserat på bidragsstöd. Ett sådant bidragsstöd är Lokala Vattenvårdsprojekt (LOVA) som infördes år 2009. Med LOVA-bidrag kan kommuner och ideella sammanslutningar genomföra åtgärder och också utveckla planer, sprida information samt utvärdera och samordna åtgärder. LOVA-bidraget har kommit att bli ett viktigt verktyg och incitament för praktiskt genomförande av frivilliga åtgärder i Sverige, det vill säga åtgärder som inte krävs av lagstiftning.

Denna rapport är framtagen av Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Uppdraget avsåg att kartlägga de LOVA-projekt som avslutats 2017–2021 samt att utvärdera miljöeffekter av de fysiska åtgärder som genomförts med stöd av LOVA-bidraget. Uppdraget omfattade 1092 projekt och genomfördes under fyra månaders tid. Det var under projektiden inte möjligt att granska alla de slutrapporter som producerats i respektive LOVA-projekt. Kartläggningen baserades på den rapportering av grundläggande information som länsstyrelserna gör till Havs- och vattenmyndigheten av de LOVA-projekt som genomförts i länet. Utvärderingen av miljöeffekter baserades på en syntes av publicerad information om miljöeffekter för ett urval åtgärdstyper. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten.

Författarna riktar stort tack till de personer som granskat och kommenterat rapporten under dess framtagande; medarbetare på Havs- och vattenmyndigheten för granskning av kapitel 2 (Om Lokala vattenvårdsprojekt) och kapitel 4 (Kartläggning av LOVA-projekt), forskare och kollegor på Sveriges Lantbruksuniversitet, Linnéuniversitetet, Göteborgs Universitet, Länsstyrelsen och Kalmar kommun för granskning av delar av kapitel 5 (Miljöeffekter av LOVA-projekt). Stort tack också till de anonyma granskare som bidragit till att förbättra rapporten genom konstruktiva kommentarer.

Ulla Li Zweifel, Johanna Sjöholm, Linda Kumblad, Jonas Nilsson och Anders Grimvall,
22 juni 2022

INNEHÅLL

Förord	3
Innehåll	4
Sammanfattning	6
1. Introduktion till uppdraget och rapporten	8
2. Om Lokala vattenvårdsprojekt	9
2.1. Etablering av Lokala vattenvårdsprojekt	9
2.2. Förändring av Lokala vattenvårdsprojekt och Förordning 2009:831 över tid	9
2.3. Länsstyrelsernas roll	11
2.4. Vägledning för länsstyrelsernas arbete med LOVA-bidraget	11
2.5. Rapportering av LOVA-projekt av bidragsmottagare	13
2.6. LOVA-bidragets storlek och användning över tid	14
3. Om utvärderingen	15
3.1. Uppdrag och avgränsningar	15
3.2. Underlag och metod	15
3.2.1. Dokumentanalys	15
3.2.2. Kartläggning och kategorisering av projekt	16
3.2.3. Exemplifiering av potentiella miljöeffekter	20
4. Kartläggning av LOVA-projekt	23
4.1. Kartläggning av samtliga LOVA-projekt	23
4.1.1. Åtgärds kategorier	23
4.1.2. Åtgärdsinriktningar	24
4.1.3. Åtgärds typer	24
4.1.4. Finansiering/medfinansiering	26
4.1.5. Geografisk fördelning	31
4.2. Kartläggning av fysiska åtgärder	33
4.2.1. Åtgärdsinriktningar, fysiska åtgärder	34
4.2.2. Åtgärds typer, fysiska åtgärder	34
4.2.3. Finansiering, fysiska åtgärder	36
4.2.4. Geografisk fördelning, fysiska åtgärder	39
4.3. Miljömål	40
4.4. Reflektion kring tilldelning av LOVA-bidrag	41
5. Exempel på miljöeffekter av LOVA-projekt	42
5.1. Minska intern belastning av fosfor	43
5.1.1. Reduktionsfiske	43
5.1.2. Aluminiumfällning	47
5.2. Återcirkulering av näringsämnen	51

5.2.1.	Släkesrensning	52
5.2.2.	Musselodling	56
5.3.	Övriga åtgärder som bidrar till minskad övergödning av vattenmiljön	60
5.3.1.	Strukturkalkning	61
5.3.2.	Våtmarker	65
5.3.3.	Fosfordammar	71
5.4.	Fritidsbåtsrelaterade åtgärder	74
5.4.1.	Sanering av båtskrov, borsttvättar och spolplatta	74
5.5.	Andra åtgärder i vatten	80
5.5.1.	Åtgärda vandringshinder	80
5.5.2.	Restaurering i vattendrag	86
5.6.	Förlorade fiskeredskap	90
5.6.1.	Spökgarn	90
6.	LOVA-stödets roll i Sveriges åtgärdsarbete	94
7.	Slutsatser och reflektioner	96
7.1.	Vetenskapligt stöd för effekter av de åtgärdsstyper som finansieras av LOVA-bidrag	96
7.1.1.	Reflektion avseende uppföljning och utvärdering av åtgärder	96
7.1.2.	Reflektion avseende skalan på effekter av åtgärder	97
7.2.	Åtgärdernas långsiktiga effekter	98
7.2.1.	Reflektion kring tidsaspekter av åtgärdernas effekter	99
7.3.	Kvalité och fullständighet av inrapporterad information om LOVA-projekt	100
7.3.1.	Reflektion kring behov av grundläggande information om LOVA-projekten	100
7.4.	Komplexa problem, mångfacetterade lösningar	101
	Referenser	103
	Bilagor	115
	Bilaga 1. Ordlista och begreppsförklaringar	115
	Bilaga 2. Dokumentanalys	116
	Bilaga 3. Engelska termer och uttryck för åtgärdsstyper	118

SAMMANFATTNING

Lokala vattenvårdsprojekt (LOVA) är en särskild bidragssatsning för att ge stöd till lokala initiativ med avsikt att förbättra miljötillståndet i sjöar, vattendrag, kust- och havsområden. Stödberättigade mottagare är kommuner och ideella sammanslutningar. Denna rapport är framtagen av Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten och omfattar en kartläggning och utvärdering av de 1092 LOVA-projekt som avslutades 2017–2021.

Enligt LOVA-förordningen (2009:381) kan bidrag beviljas för åtgärder i form av framtagande av planer, information, genomförande, och utvärdering. Enligt Havs- och vattenmyndighetens vägledning för LOVA-projekt specificeras att bidrag också kan ges för åtgärdssamordning. Innevarande uppdrag fokuserade på utvärdering av fysiska åtgärder för att förbättra miljötillståndet vilka utgjorde en majoritet (57 %) av de projekt som genomfördes i utvärderingsperioden. Övriga projekt avsåg bland annat utredningar och förarbeten för att ta fram strategier och planer för att genomföra fysiska åtgärder. De flesta fysiska åtgärdsprojekt riktades mot att minska övergödning (38 %) följt av åtgärder för att förbättra konnektivitet och habitat i vattendrag (28 %) samt åtgärder med avsikt att minska spridning av miljöfarliga ämnen från fritidsbåtar (15 %). Totalt uppskattas att mellan cirka 450 och 500 miljoner kronor avsattes i LOVA-bidrag till projekt som avslutades 2017–2021, varav cirka 316 miljoner kronor avsåg fysiska åtgärder.

I uppdraget har ingått att ge exempel på potentiella miljöeffekter av LOVA-projekt. Det har inte varit möjligt att göra detta baserat på den rapportering av LOVA-projekt som länsstyrelser gör till Havs- och vattenmyndigheten då denna information är allt för kortfattad. Dessutom saknas ofta grundläggande information om genomförandet av åtgärder såsom metoder, åtgärdad areal, med mera. En mer stringent rapportering av projekten skulle resultera i väsentligt bättre förutsättningar för att uppskatta LOVA-stödets miljöeffekter. Nu har i stället de exempel på miljöeffekter som redovisas i rapporten till största del baserats på publicerade vetenskapliga studier som följt upp och utvärderat de åtgärdstyper som finansieras med LOVA-bidrag. Elva utvalda åtgärdstyper granskades: strukturstyrning, våtmarker för näringsretention, fosfordammar, åtgärda vandringshinder, restaurering av vattendrag, släkesrensning, reduktionsfiske, fritidsbåtsrelaterade åtgärder, förlorade fiskeredskap, musselodling, och aluminiumfällning för fastläggning av fosfor i sjöar. För de flesta av dessa åtgärdstyper finns ett betydande vetenskapligt stöd för positiva miljöeffekter på lokal nivå. Det finns dock en stor variation i de dokumenterade effekterna och i enskilda fall kan effekter helt saknas. För många åtgärdstyper är kunskapen bristfällig om vilka faktorer som påverkar framgång och nivå på effekter av åtgärderna och i några fall finns fortfarande oklarheter kring potentiellt negativa effekter. Därtill finns ett behov av kompletterande studier av hur effekter av lokala åtgärder påverkar miljötillståndet på regional eller nationell skala.

Vad gäller beständigheten av åtgärdernas effekter så varierar den mellan olika

åtgärdstyper. Effekten av fastläggning av fosfat med aluminium i sjöar kan till exempel bestå i mer än 40 år, medan effekter av strukturralkning eller reduktionsfiske vanligen avtar efter några år. Våtmarker och fiskpassager kräver skötsel för fortsatt god funktion. En stödberättigad åtgärdsinriktning för LOVA-bidrag är återcirkulering av näringsämnen och bidrag ges till flera åtgärdstyper där odlad eller naturligt förekommande biomassa samlas in från havet. I dagsläget förefaller det dock saknas etablerade lösningar för att omhänderta och återvinna det material som samlas in för vissa av dessa åtgärdstyper. För långsiktiga effekter av redan genomförda åtgärder måste upprepning och skötsel organiseras och hållbara lösningar för återcirkulering utvecklas.

I uppdraget har inte ingått att utvärdera projektens samhällsnytta utöver direkta miljöeffekter. Samhällsnyttor som kan uppmärksammas är dock exempelvis projektens möjligheter att förstärka samverkan mellan deltagande individer och institutioner, öka delaktighet i havs- och vattenmiljörelaterade frågor, bidra till samordning av åtgärder inom och mellan avrinningsområden, skapa arbetstillfällen, och öka sociala värden som rekreation och friluftsliv.

Då behov av miljöförbättrande åtgärder föreligger på många håll i landet är ett ekonomiskt stöd som LOVA väsentligt för att ta vara på lokala intressen och initiativ för att genomföra åtgärder. En tydligare nationell plan för såväl genomförandet av åtgärder som utvärdering av åtgärders effekter skulle dock med stor sannolikhet förbättra utfallet av LOVA-bidraget som helhet.

1. INTRODUKTION TILL UPPDRAGET OCH RAPPORTEN

Havsmiljöinstitutet har haft i uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten att utvärdera Lokala vattenvårdsprojekt (LOVA-projekt) som avslutades mellan år 2017 och 2021. Uppdraget genomfördes från december 2021 till mars 2022.

LOVA-bidraget är ett särskilt stöd för genomförandet av frivilliga miljöåtgärder som inrättades år 2009. Bidragets användning och inriktning regleras av LOVA-förordningen (2009:381). Bidraget har sedan det inrättades främst fokuserat på att minska övergödning av vattenmiljön.

År 2018 trädde en revidering av LOVA-förordningen i kraft (SFS 2017:1299). Bland annat höjdes stödsatsen och inriktningen på stödberättigade åtgärder breddades. Under 2018–2021 har också budgeten för LOVA-bidraget ökat. Grundläggande information om LOVA presenteras i rapportens kapitel 2.

I uppdraget ingick att åskådliggöra hur LOVA-bidraget använts under utvärderingsperioden, vilket möjliggjorts genom en kartläggning av projekt i tematiska och geografiska områden, finansiering av olika åtgärdsinsatser samt information om hur projekten kan kopplas till Sveriges miljömål. I uppdraget ingick även att ge exempel på potentiella miljöeffekter, om möjligt långsiktiga effekter, av LOVA-projekten. Uppdraget, dess avgränsningar och det tillvägagångssätt som använts för att genomföra uppdraget framgår av kapitel 3.

Det underlag som tillhandahölls av Havs- och vattenmyndigheten var ett utdrag från den databas som Havs- och vattenmyndigheten upprätthåller för projekt som finansierats av havs- och vattenmiljöanslaget (anslag 1:11) - projektkatalogen. Detta underlag användes i första hand för den grundläggande kartläggning av LOVA-projekt som presenteras i kapitel 4. Potentiella miljöeffekter av LOVA-projekt kan dock inte bedömas med utgångspunkt från detta underlag och de exempel på miljöeffekter som ges i rapporten har i huvudsak baserats på publicerade utvärderingar av de åtgärdsstyper som finansieras av LOVA-bidraget. Mer detaljerad information om användning av LOVA-medel och potentiella miljöeffekter ges för ett urval av åtgärdsstyper i kapitel 5. Urvalet av åtgärdsstyper skedde i samråd med Havs- och vattenmyndigheten.

I kapitel 6 ges exempel på LOVA-projektens roll i det svenska åtgärdsarbetet och övergripande slutsatser och reflektioner presenteras i rapportens kapitel 7.

2. OM LOKALA VATTENVÅRDSPROJEKT

I det här kapitlet lyfts information om det regelverk och den vägledning, administration och rapportering av lokala vattenvårdsprojekt som är centrala för uppdraget.

2.1. ETABLERING AV LOKALA VATTENVÅRDSPROJEKT

År 2007 beslutade regeringen att ge havsmiljöarbetet ökad prioritet och det så kallade havsmiljöanslaget skapades. År 2009 inrättades ett särskilt bidrag för att ge stöd till lokala vattenvårdsprojekt (LOVA). Bidraget regleras enligt Förordning (2009:381) om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt (i denna rapport även kallad LOVA-förordningen). LOVA-bidraget finansierades inledningsvis som en villkorsstyrd punkt för havsmiljöanslagets användning i Naturvårdsverket regleringsbrev, och sedan 2011 som en villkorsstyrd punkt i Havs- och vattenmyndighetens regleringsbrev. I samband med att Havs- och vattenmyndigheten bildades ändrades det övergripande anslagets namn till havs- och vattenmiljöanslaget (anslag 1:11). LOVA-bidraget utgör således en del av havs- och vattenmiljöanslaget.

2.2. FÖRÄNDRING AV LOKALA VATTENVÅRDSPROJEKT OCH FÖRORDNING 2009:831 ÖVER TID

LOVA-förordningen har reviderats vid tre tillfällen; 2011 (SFS 2011:638), 2014 (SFS 2014:1060) samt 2017 (SFS 2017:1299). SFS 2017:1299 trädde i kraft den 1 januari 2018. De huvudsakliga ändringarna har gällt stödberättigade åtgärder samt stödets storlek. Några centrala punkter och ändringar tas upp i detta stycke.

Enligt förordningen är stödberättigade organisationer följande:

”1 § Om det finns medel får stöd ges enligt denna förordning till lokala vattenvårdsprojekt som genomförs

- 1. av en kommun eller en ideell sammanslutning,*
- 2. i samverkan mellan kommuner eller mellan ideella sammanslutningar; eller*
- 3. i samverkan mellan kommuner och ideella sammanslutningar.”*

Denna paragraf av förordningen har aldrig reviderats. Till ideella sammanslutningar räknas till exempel stiftelser, intresseorganisationer, vattenvårdsförbund, vattenråd, klubbar, föreningar och vattenvårdsorganisationer som drivs utan vinstsyfte (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Stödet kan inte ges till enskilda näringsidkare men enskilda lantbrukare söka stöd genom en LRF-avdelning eller vattenvårdsförening. De som söker LOVA-bidrag kan också inom projektet samarbeta med andra aktörer när det gäller finansiering och genomförande. Det betyder att till exempel att konsulter kan delta i projekten genom underkontrakt.

En annan del av förordningen som förblivit oförändrad är den som avser prövning av ansökningar vilket görs av länsstyrelsen i det län där projektet huvudsakligen kommer att genomföras. Fördelning av medel från havs- och vattenmiljöanslaget till länsstyrelser

sker genom en fördelningsnyckel (se t.ex. Havs- och vattenmyndighetens årsrapport om användning av anslag 1:11 2018).

En central del av förordningen som reviderades 2017 och som har betydelse för denna utvärdering, är den som berör stödberättigade åtgärder. Enligt nuvarande förordningstext gäller följande:

”2 § Stöd får ges till lokala vattenvårdsprojekt som bidrar till att nå miljökvalitetsmål som riksdagen har fastställt. Stödet ska avse framtagande av planer, information, genomförande, uppföljning och utvärdering i fråga om

1. åtgärder som

a) minskar läckage av ackumulerad fosfor från bottensedimenten i sjöar och kustvatten (internbelastning),

b) ökar upptag och återcirkulering av näringsämnen genom odling av musslor eller blå fånggrödor eller genom andra metoder för återcirkulering, eller

c) på annat sätt bidrar till minskad övergödning av vattenmiljön,

2. åtgärder som syftar till att minska spridning av miljöfarliga ämnen från fritidsbåtar till vattenmiljön,

3. omhändertagande av förlorade fiskeredskap (spökgarn), eller

4. andra åtgärder i vatten som syftar till att nå god ekologisk status enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, eller god miljöstatus i havsmiljön enligt havsmiljöförordningen (2010:1341). Förordning (2017:1299).

2 a § Stöd får också ges till kommuner och ideella sammanslutningar för att i avrinningsområden stärka sådant åtgärdsarbete som avses i 2 § 1. Förordning (2017:1299)”.

Förändringarna i SFS 2017:1299 rör bland annat en specificering av åtgärder för att minska övergödning (punkt 1a-1c) samt omhändertagande av förlorade fiskeredskap som ny åtgärdsinsats (punkt 3). Punkt 4 och 2 a § är också nya och avsikten med dessa preciseras i den vägledning för implementering av LOVA-förordningen som tagits fram (se avsnitt 2.4).

Vad gäller åtgärder som *inte* är berättigade stöd har mindre ändringar införts och sedan 1 januari 2018 gäller:

”3 § Stöd får inte

1. avse åtgärder som

a) har påbörjats innan länsstyrelsen har beslutat att ge stöd, eller

b) följer av skyldighet i lag eller annan författning, eller

2. avser kostnader som täcks med stöd enligt någon annan författning”.

En central förändring i förordningen är bidragets storlek. Fram till och med 2017 fick stödet högst avse 50 % av kostnaden för projektets stödberättigande åtgärder. Sedan ikraftträdandet av SFS 2017:1299 gäller följande:

”4 § Stödet får avse

- 1. högst 90 procent av kostnaden för projektets stödberättigande åtgärder i fråga om åtgärder som avses i 2 § 1 a,*
- 2. högst 80 procent av kostnaden för projektets stödberättigande åtgärder i fråga om övriga åtgärder som avses i 2 §, och*
- 3. högst 80 procent för kostnader som avses i 2 a §”.*

Ytterligare en förändring är ett krav på en tidplan för uppföljning och utvärdering redan i ansökan (5 §, punkt 6). Tidigare fanns ett sådant krav endast vid slutrapportering av projekten.

2.3. LÄNSSTYRELSESNAS ROLL

Länsstyrelserna är ansvariga för handläggning av ansökningar för LOVA-bidrag, utbetalning av medel till bidragsmottagarna, och rapportering av LOVA-projekten till Havs- och vattenmyndigheten. Sedan 2018 kan också länsstyrelserna genomföra LOVA-projekt enligt den villkorspunkt som avser LOVA-bidraget i Havs- och vattenmyndighetens regleringsbrev. Länsstyrelserna fattar själva beslut om bidrag till projekt som bedrivs i egen regi. För att styra tilldelning av länsstyrelsernas egna LOVA-projekt har anvisningar tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten som anger hur länsstyrelserna får använda LOVA-bidraget. I anvisningen i 2022 års LOVA-beslut till länsstyrelserna framgår till exempel att: ”Om länsstyrelserna själva vill utföra åtgärder, ska de beakta andemeningen med LOVA och styra så att lokala krafter engageras inom de lokala vattenvårdsåtgärderna som länsstyrelsen vill genomföra”. Vidare anges bland annat att åtgärder avseende övergödning ska prioriteras (HaV Dnr 333–22).

2.4. VÄGLEDNING FÖR LÄNSSTYRELSESNAS ARBETE MED LOVA-BIDRAGET

En särskild vägledning har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten för att ge stöd för länsstyrelsernas handläggning av LOVA-bidraget (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Vägledningen uppdaterades i anslutning till att förordning 2017:1299 trädde i kraft. I vägledningen förtydligas bland annat vad som utgör stödberättigade organisationer, krav på handläggning av ansökningar och slutrapporter samt länsstyrelsernas rapportering till Havs- och vattenmyndigheten. Vidare specificeras vissa stödberättigade åtgärder. För åtgärder avsedda att minska läckage av ackumulerad fosfor från bottensedimenten i sjöar och kustvatten (internbelastning) (2§ punkt 1a) framgår att stöd kan ges till:

- Permanent fastläggning av fosfor i sediment, till exempel genom tillsats av fosforbindande ämne, såsom aluminiumklorid.
- Bortförsel av fosfor från sediment.

- Syresättning av anoxiskt bottenvatten för att stimulera naturlig fastläggning av fosfor, till exempel genom pumpning av syrerikt ytvatten ned till botten.
- Reduktionsfiske som utförs med avsikt att minska internbelastning av fosfor.
- Andra åtgärder som resulterar i minskning av fosforläckage från sediment.

Specificering av stödberättigade åtgärder ges även för minskning av spridning av miljöfarliga ämnen från fritidsbåtar (2§ punkt 2) (här i förkortad version):

- Investeringar för hantering av biologisk påväxt med målsättning att sluta måla fritidsbåtsbottnarna med biocidfärger, till exempel borsttvätt i vatten, lyft och högtryckstvätt, manuell skrubbing, skrovdug och förvaring av båten ovanför vattenytan.
- Anläggning för tvätt av bottnar på fritidsbåtar, till exempel spolplatta. Det ska då finnas en plan för hur avspolat/avskrapat material kommer att omhändertas eller renas för att förhindra läckage av föroreningar till vattenmiljön.
- Andra projekt där miljögiftspåverkan från fritidsbåtar adresseras, till exempel projekt där 2-takts motorer med förgasare lämnas för skrotning/återvinning. Riktlinjer för maximalt bidrag anges i vägledningen.

För omhändertagande av förlorade fiskeredskap (2§ punkt 3) anges följande möjliga åtgärder (här i förkortad form):

- Dragnings- och röjningsåtgärder. Det ska då finnas en plan för omhändertagande, källsortering och transporter till återvinning.
- Rengöring av spökgarn. I vägledningen finns en rad krav på utrymmen för åtgärden, kostnadseffektivitet, och att det ska finnas ett etablerat omhändertagande för materialåtervinning.
- Källsortering av spökgarn.
- Transport av spökgarn med fossilfritt bränsle för fortsatt omhändertagande.

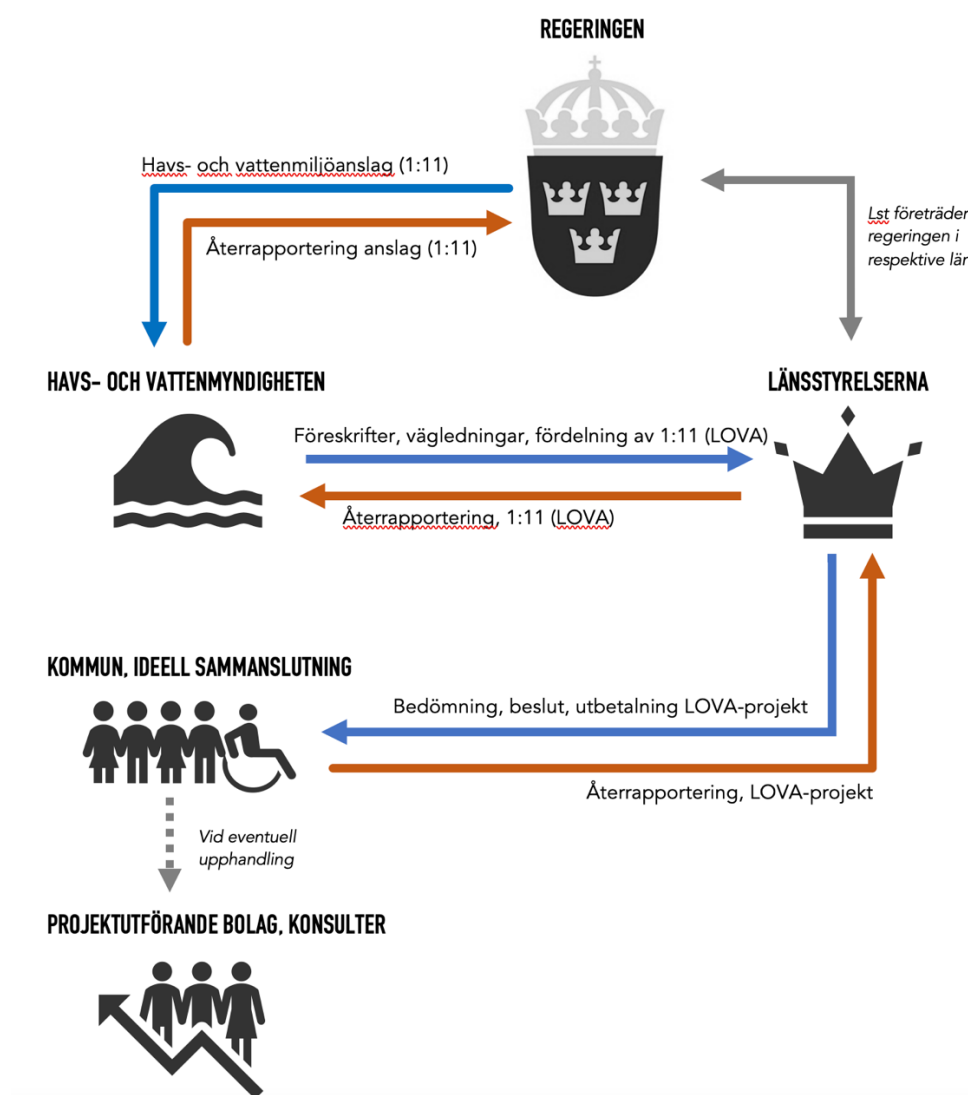
Vad avser 2§ punkt 4 framkommer att ”andra åtgärder i vatten” kan omfatta fiskvägar för att förbättra konnektivitet i vattendrag eller biotopvård för att förbättra morfologiska förhållanden. Det framgår också att uppföljning och utvärdering av åtgärder, inklusive tidigare beviljade projekt, är stödberättigande. Åtgärder som inte preciseras i vägledningen är sådana som berör återcirkulering av näringsämnen (2§ punkt 1b) eller som på annat sätt bidrar till minskad övergödning av vattenmiljön (2§ punkt 1c). De formulär som används vid bidragsansökningar innehåller dock numera en lista med möjliga åtgärder inom dessa och andra åtgärdsområden.

Vägledningen förtydligar också att ordalydelsen i LOVA-förordningen om att stöd får ges till att ”stärka åtgärdsarbetet” (2 a §) omfattar finansiering av åtgärdssamordning. Som exempel framkommer av vägledningen att stöd kan ges till framtagande av

åtgärdsunderlag till utförare, modellering inför åtgärdsplanering och samverkan för åtgärdsarbete.

2.5. RAPPORTERING AV LOVA-PROJEKT AV BIDRAGSMOTTAGARE

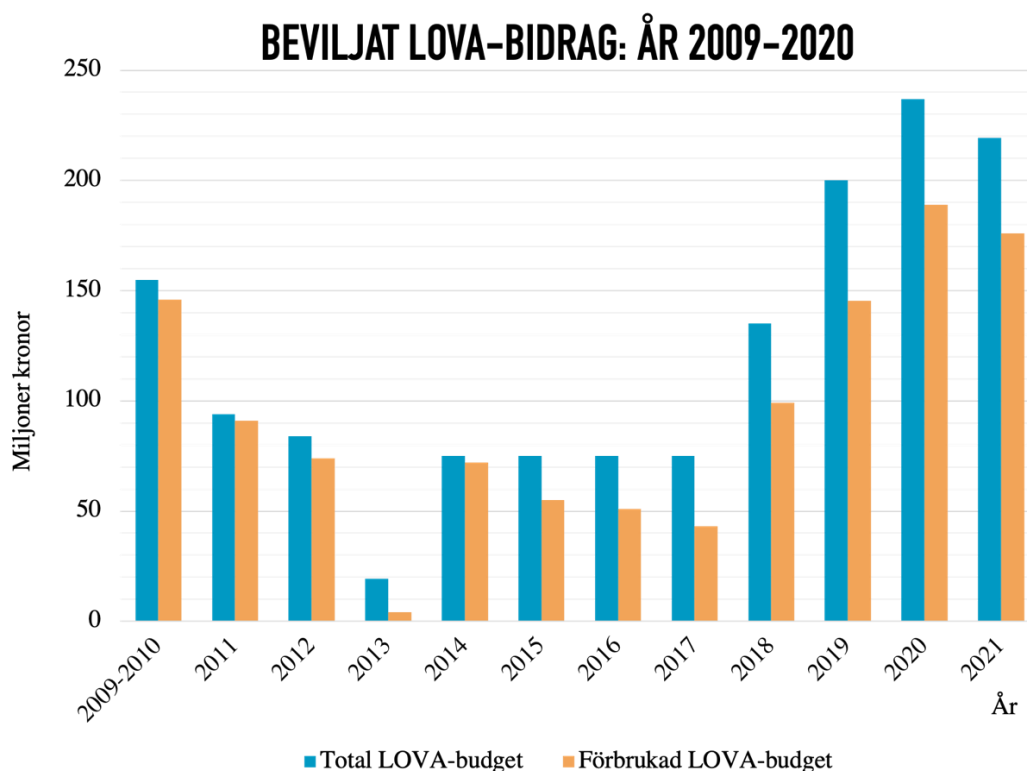
Vilka krav som ställs på bidragsmottagarnas rapportering till den länsstyrelse som beslutat om att bevilja medel till ett projekt framgår av LOVA-förordningen. En slutrapport ska alltid redovisas och för projekt som pågår längre än ett år ska även delrapporter lämnas in. I slutrapporten ska bland annat redovisas hur villkoren i beslut om åtgärden eller projektet följts, men även kostnaden, vilket resultat som projektet medfört samt hur den återstående uppföljningen och utvärderingen av åtgärderna eller projektet är planerad att genomföras. Baserat på slutrapporten fattar länsstyrelsen beslut om slutlig betalning till projektägaren, vilket vanligen motsvarar 25 % av det beviljade beloppet.



Figur 1. Involverade aktörer och deras roller i centrala steg av LOVA-processen.

2.6. LOVA-BIDRAGETS STORLEK OCH ANVÄNDNING ÖVER TID

LOVA-bidragets storlek har ökat under den tidsperiod som uppdraget avser; från 75 miljoner 2017 till 219 miljoner 2021. Åren 2014–2017 minskade antalet LOVA-ansökningar och 2017 förbrukades endast 57 % av medlen. Sedan SFS 2017:1299 trädde i kraft har antalet sökta projekt ökat och under 2018–2020 förbrukades 73–80 % av medlen.



Figur 2. Total budget för LOVA-anslag enligt villkor i havs- och vattenmiljöanlaget och förbrukade LOVA-medel. Baserad på uppgifter från Havs- och vattenmyndigheten.

3. OM UTVÄRDERINGEN

I kapitlet presenteras uppdraget och dess avgränsningar, begrepp som används samt de tillvägagångssätt som använts för att genomföra uppdraget.

3.1. UPPDRAG OCH AVGRÄNSNINGAR

I uppdraget har ingått att:

- Utvärdera LOVA-projektens finansieringsgrad och bidrag till olika åtgärds kategorier, åtgärdsinriktning och åtgärds typer.
- Exemplifiera LOVA-projekts potentiella effekter, om möjligt långtidseffekter, kopplat till dess finansiering.
- Identifiera eventuella förbättringsbehov avseende tillgänglighet av LOVA-relaterad information och data.

Ett syfte med utvärderingen som lyfts i uppdragstexten är att synliggöra hur LOVA kan bidra till att genomföra nationella satsningar såsom regeringsuppdrag samt visa på hur LOVA-projekten bidrar till de nationella miljöpolitiska målen.

Uppdraget begränsades till de LOVA-projekt som avslutades år 2017 till 2021.

Avgränsningen i tidsperiod grundar sig på ikraftträdandet av den senaste revideringen av förordningen om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt (SFS 2017:1299). Totalt fanns grundläggande information tillgängligt för 1092 projekt under utvärderingsperioden.

Kartläggningen av LOVA-projekt har enligt önskemål från Havs- och vattenmyndigheten strukturerats kring ett antal åtgärds kategorier, åtgärdsinriktningarna, samt åtgärds typer (se stycke 3.2.2). Kartläggningen av hur LOVA-projekten fördelade sig på geografisk nivå begränsades till länsnivå.

Vad gäller exemplifiering av potentiella miljöeffekter av LOVA-projekten har uppdraget avgränsats till genomförandet av fysiska åtgärder och ett urval av åtgärds typer (se stycke 3.2.3). Utvärdering av samhällsnytta utöver direkta effekter på miljön har inte ingått i uppdraget. Utvärderingen har inte heller omfattat någon juridisk analys av hur tilldelningen av LOVA-bidraget har förhållit sig till svensk lagstiftning eller EU-rätt.

3.2. UNDERLAG OCH METOD

3.2.1. Dokumentanalys

För att undersöka de beslut som påverkat prioritering och inriktning av LOVA-projekt genomfördes en kvalitativ analys av följande dokument:

- Förordning (2009:381) om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt, samtliga versioner 2009–2017.
- Havs- och vattenmyndighetens regleringsbrev 2017–2021, avseende det villkor som berör LOVA-anslaget.

- Havs- och vattenmyndighetens vägledning om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt, från 2018.
- Havs- och vattenmyndighetens årliga återrapportering av användning av anslag 1:11 Åtgärder för havs- och vattenmiljö, 2017–2020.
- Anvisning om hur länsstyrelserna får använda LOVA-bidraget för egen del inom anslag 1:11, Havs- och vattenmyndigheten Dnr 333–22.
- Rapporteringsmallar för LOVA-projekt, från 2020.

En fullständig lista av dokument, med hänvisning till webb-platser för nedladdning, återfinns i Bilaga 2. Ovanstående dokument utgjorde grund för beskrivningen av LOVA-anslaget i kapitel 2. I övriga delar av rapporten hänvisas till respektive dokument i det fall texten refererar till dess innehåll.

3.2.2. Kartläggning och kategorisering av projekt

3.2.2.1. Underlag

Från Havs- och vattenmyndigheten erhöles ett utdrag ur databasen 'Projektkatalogen' där projekt som genomförts med stöd av havs- och vattenmiljöanslaget (anslag 1:11) registrerats av länsstyrelserna sedan 2016. Utdraget ur projektkatalogen utgjorde underlag för uppdraget och avsåg LOVA-projekt som slutrapporterats 2017–2021. Det är länsstyrelserna som rapporterar information till projektkatalogen om de LOVA-projekt som genomförs i länet (se kapitel 2).

Utdraget från projektkatalogen omfattade grundläggande projektinformation, bland annat:

- Projekttitel och projektsammanfattning
- Bidragsperiod (start och slutår)
- Organisation som erhållit bidrag
- Län som administrerat bidraget
- Finansiering (totalbelopp och medfinansiering)
- Plats för åtgärd (latitud, longitud) och när relevant namn på åtgärdat område (t.ex. sjö, älv)
- Kategorisering av projekten, till exempel i förhållande till miljömål, åtgärds-kategorier med mera

Ovan information fanns tillgänglig för merparten av de 1092 projekten som ingick i utvärderingen och utgjorde grund för den kartläggning och kategorisering av projekt som presenteras i kapitel 4 och de sammanfattningar för LOVA-projekt som ges för utvalda åtgärdstyper i kapitel 5. Notera att det som framkommer av utdraget från projektkatalogen är en sammanfattning och grundläggande metadata från projekten. Den ursprungliga kategoriseringen från projektkatalogen har granskats och justerats och

avviker därför till viss del från den kategorisering som rapporterats in till katalogen av länsstyrelserna (se 3.2.2.2). I utdraget fanns också beräknad eller uppmätt effekt för ett begränsat antal av de projekt som avser fysiska åtgärder.

Ytterligare dokumentation om projekten finns i vissa fall tillgängligt via den officiella databasen för anslag 1:11 som kan nås via Havs- och vattenmyndighetens hemsida¹, till exempel ansökan om LOVA-bidrag, länsstyrelsens beslut eller del- och slutrapporter. Sedan år 2019 har dock inga slutrapporter gjorts tillgängliga via den databasen då Havs- och vattenmyndigheten har bedömt att Dataskyddsförordningen (GDPR) inte gör det möjligt att tillgängliggöra slutrapporterna i sin helhet. Den som eftersöker slutrapporter från projekten hänvisas i stället till att kontakta respektive länsstyrelse. Det finns således ingen samlad plats där slutrapporter från LOVA-projekt kan erhållas.

För tolkning av underlaget har utredare på Havs- och vattenmyndigheten varit behjälpliga.

3.2.2.2. Metod

Kartläggningen baserades på en grundläggande granskning och sortering av information och data från utdraget ur projektkatalogen. Utifrån denna information indelades samtliga projekt i åtgärds-kategorier, åtgärdsinriktningar och åtgärdsstyper. Därefter beskrevs finansiering och geografisk fördelning av projekten utifrån dessa indelningar.

Åtgärds-kategorier

2 § 1 stycket i LOVA-förordningen anger att bidrag kan ges för framtagande av planer, information, genomförande och uppföljning och utvärdering. Havs- och vattenmyndigheten använder också dessa kategorier i sin årsrapportering till regeringen av användning av anslag 1:11, med undantaget att 'genomförande' benämns som 'fysiska åtgärder'. Det finns ingen närmare beskrivning av vad som avses med varje kategori och för innevarande uppdrag har därför följande preciseringar formulerats:

- Framställande av planer – projekt syftar till att skapa strategier och planer inför genomförande av fysiska åtgärder.
- Information – projekt syftar till att sprida information och öka kunskap om vattenvård hos allmänheten eller en särskild grupp.
- Fysisk åtgärd – projekt innebär att en fysisk åtgärd vidtas, i form av exempelvis restaurering, rivning/bortplockning av vandringshinder, anläggning av våtmarker, med mera.
- Uppföljning och utvärdering – projekt syftar till att följa upp fysiska åtgärder som utförts i samma projekt, alternativt i tidigare projekt (LOVA-projekt eller annat).
- Utredning och förarbete – projekt syftar till att utreda miljöstatus och förutsättningar, utforska ekosystem, inventera, provtagning och dylikt inför

¹ <https://projektkatalog.havochvatten.se/orse04p1/f?p=108:1>

framställande av planer eller fysiska åtgärder.

Den femte kategorin, ”utredning och förarbete”, formulerades i denna utvärdering och har inte använts i länsstyrelsernas rapportering. Det framgick i ett tidigt skede av kartläggningen att det saknades en kategori för projekt där förkunskapen som krävdes för att exempelvis framställa planer inte redan fanns och där syftet med projekten uteslutande var att ta fram kunskapsunderlag. Projekt som syftade till att ta fram kunskapsunderlag hade i stället kategoriserats som projekt inom någon av de andra fyra kategorierna och det fanns ingen enhetlighet i rapporteringen för denna typ av projekt.

Åtgärdsinriktningar

2 § stycket punkt 1–4 och 2 a § i LOVA-förordningen beskriver vilka åtgärder som kan erhålla LOVA-bidrag. Dessa övergripande åtgärder utgör följande åtgärdsinriktningar:

- Internbelastning av fosfor
- Återcirkulering av näringsämnen
- Övriga övergödningsprojekt
- Fritidsbåtsrelaterade projekt
- Förlorade fiskeredskap
- Övriga åtgärder i vatten
- Åtgärdssamordning

I uppdraget har Havs- och vattenmyndighetens vägledning för LOVA-projekt använts för att kategorisera projekt enligt åtgärdsinriktningar, se kapitel 2, Lokala vattenvårdsprojekt.

Åtgärdstyper

Projekt inom varje åtgärdsinriktning indelades även i olika åtgärdstyper. En åtgärdstyp avser en precisering av en åtgärd, till exempel våtmark för näringsretention, restaurering av vattendrag eller släkesrensning². Samtliga åtgärdstyper som används i utvärderingen framgick inte explicit från det utdrag från projektkatalogen som utgjorde underlag för uppdraget, men detaljer som möjliggjorde denna indelning framkom i projekttitel, sammanfattning, angivna nyckelord eller beskrivningar av miljöeffekter och resultat. Ett antal åtgärdstyper framkom även i Havs- och vattenmyndighetens vägledning för LOVA-projekt, där stödberättigade åtgärdstyper exemplifieras, samt i länsstyrelsernas slutrapporteringsformulär.

För en mer detaljerad belysning av LOVA-projekten identifierades och kartlades 43 åtgärdstyper (se Box 1). Notera att det inte finns någon officiell definition eller indelning av åtgärdstyper som finansieras av LOVA-bidraget och de åtgärdstyper som listas i Box 1 har identifierats för praktisk användning i innevarande uppdrag.

² Rensning av ilandflutna, förruttnande havsväxter. Termen förklaras mer ingående i avsnitt 5.2.1.

Box 1. Åtgärdsinriktningar och åtgärdsstyper som används i rapporten

INTERNBELASTNING AV FOSFOR

- Reduktionsfiske som utförs med avsikt att minska internbelastning av fosfor
- Bortförsel av fosfor från sediment, muddring
- Permanent fastläggning av fosfor i sediment, aluminiumfällning
- Syresättning av anoxiskt bottenvatten för att stimulera naturlig fastläggning av fosfor
- Annan åtgärd för att minska fosforläckage

ÅTERCIKULERING AV NÄRINGSÄMNEN

- Släkesrensning
- Kretsloppsanläggning VA
- Musselodling
- Muddring i syfte att återcirkulera sediment till jordbruk
- Algodling
- Annan åtgärd för återcirkulering

ÖVRIGA ÖVERGÖDNINGSPROJEKT

- Strukturkalkning
- Våtmark näringsretention
- VA-plan
- Dagvattenstrategi
- VA-åtgärd
- Dagvattenåtgärd
- Fosfordamm
- Kalkfilterbädd
- Tvåstegsdike
- Kalkfilterdike
- Anpassade skyddszoner på åkermark
- Restaurering av sjö/vattendrag i syfte att minska övergödning
- Annan åtgärd för att minska övergödning

FRITIDSBÅTSRELATERAT

- Sanering av båtskrov med avsikt att göra det biocidfritt
- Borsttvätt
- Anläggning för tvätt av botten på land, till exempel spolplatta
- Mätning av TBT, till exempel XRF-skanning eller provtagning
- Septiktankstömning
- Skrovduk
- Skrotning tvåtaktsmotorer
- Annan åtgärd som syftar till att minska negativ miljöpåverkan från fritidsbåtar i vattenmiljö

ANDRA ÅTGÄRDER I VATTEN

- Åtgärda vandringshinder
- Restaurering i sjö/vattendrag
- Restaurering i marin miljö
- Uppsamling i marint skräp
- Bekämpning av invasiv art
- Annan åtgärd i vatten

FÖRLORADE FISKEREDSKAP

- Spökgarnsåtgärder

ÅTGÄRDSSAMORDNING

- Identifiera kostnadseffektiva åtgärder mot övergödning
- Stärkt åtgärdsplanering
- Bygga nätverk i avrinningsområdet för att engagera lokala aktörer i åtgärdsarbetet, främja diskussioner och ta tillvara lokal kunskap
- Identifiera stöd/underlag som behövs för åtgärdssamordning mot övergödning inom avrinningsområdet

Åtgärdstypernas tilldelning till specifika åtgärdsinriktningar har styrts av LOVA-förordningens och Havs- och vattenmyndighetens specificering av stödberättigade åtgärder (Havs- och vattenmyndigheten 2018). I vissa fall kan dock åtgärdstyperna indelas under flera åtgärdsinriktningar, till exempel reduktionsfiske som både kan sortera under Övriga övergödningsprojekt och mer specifikt under Internbelastning av fosfor. Då det i detta fall inte har varit möjligt att utröna det specifika syftet för projekten från underlaget kategoriserades samtliga projekt under Internbelastning av fosfor. Av samma anledning sorterades alla projekt som avsåg släkesrensning under Återcirkulering av näringsämnen, trots att långt ifrån alla projekt beskrev att återcirkulering skulle ske. Dessa och andra förbehåll tas upp när relevant i kapitel 4 och 5.

Notera att det i vissa fall ingår flera åtgärdstyper inom samma projekt. Till exempel har vissa projekt bestått av att både åtgärda vandringshinder och restaurera vattendrag, eller av att anlägga både fosfordammar och kalkfilterdiken. Det betyder att antalet åtgärdstyper som genomförts ibland överstigit det totala antalet projekt som genomförts under samma period, vilket illustreras vidare i kartläggningen i kapitel 4.

3.2.3. Exemplifiering av potentiella miljöeffekter

Miljöeffekter tolkades i uppdraget som mätbara effekter i miljön i form av förändringar i tillstånd eller belastning. De exempel på miljöeffekter som ges i rapporten avser framför allt lokalt uppmätta effekter av genomförda åtgärder. För vissa åtgärdstyper där effekterna är så små att de är svåra att mäta i miljön tas dock uppskattade effekter upp i rapporten. Tillvägagångssättet för att utvärdera miljöeffekter skiljer sig åt mellan åtgärdstyper och varierar även för samma åtgärdstyp. Vanligtvis utvärderas miljöeffekter genom att mäta tillstånd eller belastning på en given plats före och efter det att en åtgärd har genomförts, men alternativ förekommer. Ibland används till exempel referensområden, det vill säga att tillståndet i ett åtgärdat område jämförs med ett område där inga åtgärder genomförts. Vid anläggning av våtmarker och dammar beräknas miljöeffekter genom att mäta skillnaden mellan inkommande och uttrinnande vatten från våtmarken.

Exempel på miljöeffekter begränsades i samråd med Havs- och vattenmyndigheten till de åtgärdstyper för vilka flest projekt getts bidrag och/eller som erhållit högsta sammanlagda finansiering. Därtill inkluderades ett antal åtgärdstyper som framför allt erhållit bidrag efter den förändring i LOVA-förordningen som trädde i kraft 2018. Med anledning av detta lyfts följande åtgärdstyper i kapitel 5:

Åtgärdstyper med många projekt/hög finansiering

- Strukturkalkning
- Våtmarker för näringsretention
- Fosfordammar
- Åtgärda vandringshinder
- Restaurering av vattendrag

- Släkesrensning
- Reduktionsfiske
- Fritidsbåtsrelaterade åtgärder (sanering av båtskrov, borsttvättar och spolplatta)

Åtgärdstyper som specificeras genom den reviderade förordningen:

- Förlorade fiskeredskap (spökgarn)
- Musselodling
- Aluminiumfällning för fastläggning av fosfor i sjöar

3.2.3.1. Underlag

Slutrapporter från LOVA-projekt

Ett urval av slutrapporter inhämtades från de länsstyrelser som administrerat projekten. Då uppdraget haft till uppgift att exemplifiera potentiella miljöeffekter av LOVA-projekten lades fokus på projekt som kategoriserats som 'uppföljning och utvärdering' i utdraget från projektkatalogen. Därtill gjordes en sökning på ordet 'uppföljning' eller 'utvärdering' i projektens titel och sammanfattningar. Efter att ha läst sammanfattningar av projekten valdes ett antal projekt ut som relevanta för att ge exempel på miljöeffekter från LOVA-projekt. Flera projekt valdes dock bort, till exempel för att det framkom från sammanfattningen att de inte kunde tillskrivas kategorin uppföljning och utvärdering av miljöeffekter, att de föreföll redovisa uppskattade miljöeffekter (ej uppmätta) eller att projektet följts upp under så kort tid att miljöeffekter inte kan förväntas. Av de slutrapporter som efterfrågades från länsstyrelser erhöles material från samtliga län. Resultat från ett urval av dessa presenteras i kapitel 5.

Existerande utvärderingar av effekter av de åtgärdstyper som finansierats av LOVA-anslaget

Då uppföljning och utvärdering av miljöeffekter av LOVA-projekt är förhållandevis ovanligt har innevarande uppdrag i huvudsak baserats på en granskning och sammanfattning av existerande studier som utvärderat miljöeffekter av de åtgärdstyper som finansierats av LOVA-anslaget. Då uppdraget haft begränsad tid för genomförande har fokus lagts på inhämtning av följande underlag:

- Utvärderingar av miljöeffekter som genomförts på uppdrag av svenska myndigheter och statliga utredningar, företrädesvis under de senaste tio åren. Merparten avser uppföljning av effekter av åtgärder som genomförts i Sverige. Dessa rapporter har i huvudsak samlats in genom sökning på relevanta myndigheters hemsidor (Vattenmyndigheter, Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket, Jordbruksverket, länsstyrelser) samt genom öppen sökning på internet. Kombinationer av åtgärdstypernas namn samt orden uppföljning, utvärdering, effekter, effektivitet och kostnadseffektivitet användes.
- Vetenskapligt granskade översiktsartiklar (review-artiklar). Artiklarna avser uppföljning av effekter med fokus på åtgärder och uppföljning i Sverige och

andra länder i norra Europa. Dessa artiklar har i huvudsak insamlats genom sökning i databasen SCOPUS och Google Scholar. Åtgärdstypernas engelska namn samt kombinationer av orden assessment, evaluation, effect, effectiveness, cost-effectiveness användes (Bilaga 3)

- Urval av litteratur har för reduktionsfiske, aluminiumfällning, strukturstyrning, våtmarker, fosfordammar, vandringshinder och restaurering av vattendrag begränsats till artiklar och rapporter där uppmätta effekter i miljön redovisas för de utvalda åtgärdstyperna, till exempel avseende fysiska/kemiska förhållanden, biologi och hydrologi. För släkesrening, musselodling och fritidsbåtar ingår artiklar och rapporter där åtgärdstypernas effekter uppskattats, till exempel baserat på mängd insamlad biomassa och ex-situ experiment.
- Urval av litteratur har begränsats till artiklar och rapporter på svenska och engelska.

En väsentlig del av underlaget har också identifierats baserat på referenslistor i rapporter och artiklar som insamlats enligt ovan (på engelska 'backward citation'). Omfattningen av underlaget varierar naturligt för olika åtgärdstyper då det för vissa förhållandevis nya åtgärdstyper finns relativt få tillgängliga studier (t.ex. förlorade fiskeredskap) medan det för åtgärdstyper som genomförts under lång tid finns sådan stor mängd studier att granskning och sammanfattning i huvudsak har begränsats till översiktsartiklar (t.ex. våtmarker och reduktionsfiske).

3.2.3.2. Metod

Som framgår av underlaget baserades selektionen av artiklar och rapporter på en snabbgranskning (på engelska 'rapid-review') av publicerade studier, företrädesvis existerande översikter. Avsikten har varit att:

- I enlighet med uppdraget exemplifiera potentiella effekter av LOVA-projekt.
- Undersöka vetenskapliga belägg för miljöeffekter av de åtgärdstyper som finansieras av LOVA-anslaget.

I kapitel 5 presenteras resultaten för det urval av åtgärdstyper som valts ut i samråd med Havs- och vattenmyndigheten. Texten i kapitel 5 har granskats av externa experter.

Slutsatserna i kapitel 7 grundar sig på en övergripande reflektion av rapportens resultat och slutsatser kring enskilda åtgärdsinsatser. Därutom har följande aspekter tagits i beaktande:

- Vetenskapligt stöd för att de åtgärdstyper som finansieras via LOVA har effekt.
- Långtidseffekter av LOVA-projekt.
- Kvalité och tillgänglighet av information och rapporter om LOVA-projekt.
- Hur LOVA-projekten bidrar till att komplettera andra åtgärdsprogram i havs- och vattenmiljö.

4. KARTLÄGGNING AV LOVA-PROJEKT

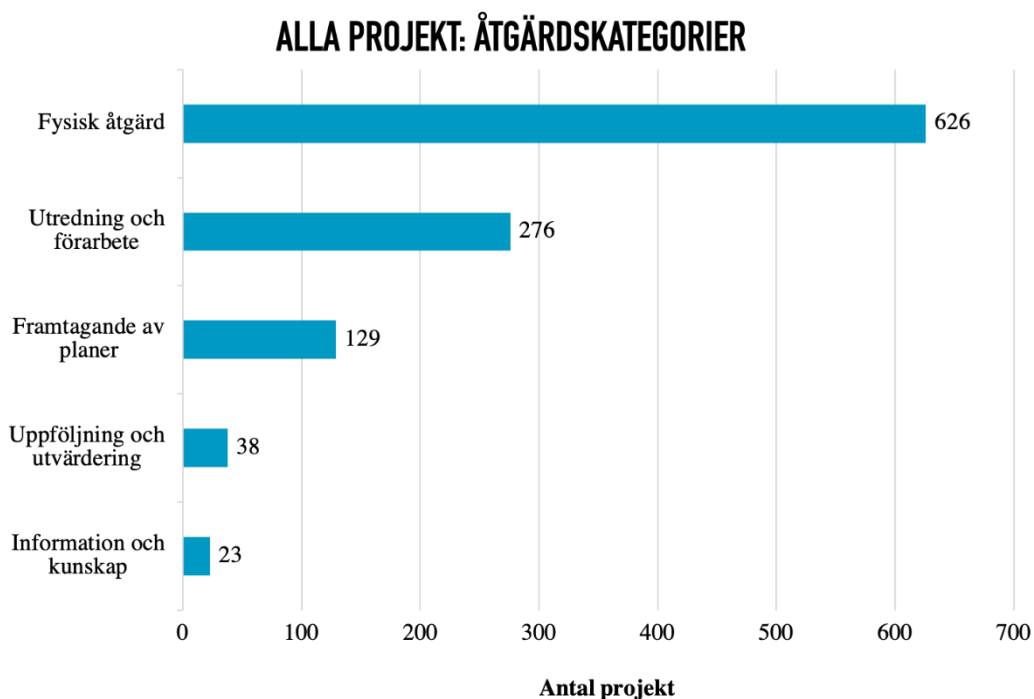
I kapitlet redovisas en kartläggning över åtgärds kategorier, åtgärdsinriktning och åtgärds typer för de totalt 1092 LOVA-projekt som avslutades under utvärderingsperioden 2017–2021. Bland annat presenteras antal projekt, finansiering, geografisk fördelning över län och kopplingen till de svenska miljömålen. Kartläggningen baserades på de underlag, avgränsningar och definitioner som anges i kapitel 3. I kapitlets senare del redovisas en särskild kartläggning av de fysiska åtgärder som genomförts med stöd av LOVA-bidrag.

4.1. KARTLÄGGNING AV SAMTLIGA LOVA-PROJEKT

4.1.1. Åtgärds kategorier

I Havs- och vattenmyndighetens projektkatalog används fyra åtgärds kategorier. I den här rapporten används även en femte åtgärds kategori; Utredning och förarbete (se 3.2.2.2), då denna benämning bäst beskriver syftet för många av de projekt som genomförts.

Den vanligaste åtgärds kategorin under utvärderingsperioden var Fysiska åtgärder (57 % av totala antalet projekt) (Figur 3). Minst vanligt var projekt för Information och kunskap (2 %) samt Uppföljning och utvärdering av tidigare utförda fysiska åtgärder (4 %).

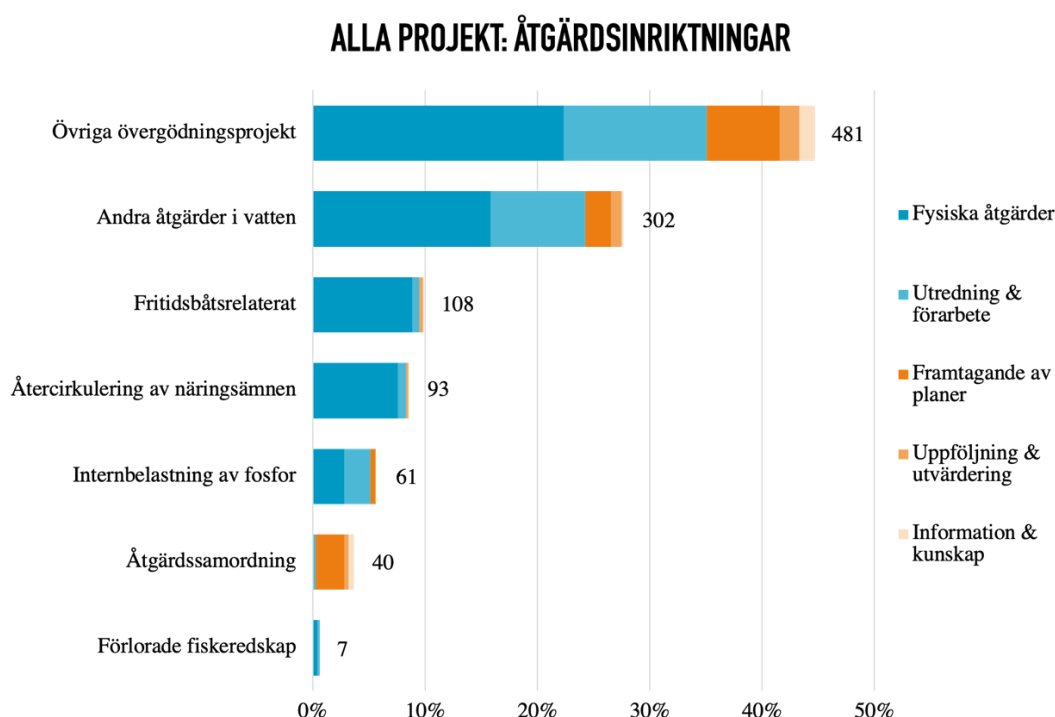


Figur 3. Fördelning av samtliga 1092 LOVA-projekt som avslutades under utvärderingsperioden (2017–2021), indelat i åtgärds kategorier.

4.1.2. Åtgärdsinriktningar

Utöver åtgärds-kategorier delar Havs- och vattenmyndigheten även in LOVA-projekten i sju åtgärdsinriktningar. Indelningen i dessa inriktningar kan kopplas till revideringen av LOVA-förordningen som trädde i kraft 2018 (se kapitel 2 och 3).

Den vanligaste åtgärdsinriktningen för projekt under utvärderingsperioden var övriga övergödningsprojekt (44 %) som i stor utsträckning omfattar miljöåtgärder inom jordbruk såsom strukturräkning, fosfordammar och kalkfilterbäddar (se Tabell 4.1). Näst vanligast var projekt som var inriktade på andra åtgärder i vatten (28 %), vilka främst utgörs av åtgärdande av vandringshinder och restaurering av habitat i vattendrag.



Figur 4. Fördelning av samtliga 1092 LOVA-projekt som avslutades under utvärderingsperioden (2017–2021), indelat i åtgärdsinriktningar samt fördelningen av kategorier inom inriktningarna.

4.1.3. Åtgärdstyper

Inom de sju åtgärdsinriktningarna delas LOVA-projekt även in i mer specifika åtgärdstyper. Det vanligaste var att projekten bestod av en åtgärdstyp. I vissa projekt genomfördes dock upp till fem åtgärdstyper. Flest sådana kombinationsprojekt förekom i kategorin övriga övergödningsprojekt, där cirka 12 % av projekten utgjordes av mer än en åtgärdstyp.

De vanligaste åtgärdstyperna var projekt som syftade till strukturstyrning, åtgärdande av vandringshinder samt restaurering av vattendrag (Tabell 4.1). Vilka åtgärds-kategorier som var vanligast inom olika åtgärds-typer och inriktningar varierade. Det var exempelvis mycket vanligt att projekt inom inriktningarna Fritidsbåtsrelaterat, Övriga övergödningsprojekt och Andra åtgärder i vatten bestod av fysiska åtgärder. Vidare bestod inga projekt inom inriktningen Åtgärdssamordning av fysiska åtgärder, vilket är naturligt sett till vilka åtgärds-typer som ingick i kategorin. Gemensamt för de flesta åtgärdsinriktningar och åtgärds-typer var att endast ett fåtal projekt föll inom kategorierna Information och kunskap samt Uppföljning och utvärdering.

Tabell 4.1. Fördelning av samtliga 1092 LOVA-projekt från utvärderingsperioden (2017–2021) inom olika åtgärdsinriktningar och åtgärds-typer samt den procentuella fördelningen i åtgärds-typer.

	Antal projekt	Framtagande av planer	Fysisk åtgärd	Info & kunskap	Uppföljning & utvärdering	Utredning & förarbete
INTERNBELASTNING FOSFOR						
Reduktionsfiske ³	26	0 %	85 %	0 %	0 %	15 %
Bortförsel av fosfor/muddring	10	0 %	70 %	0 %	0 %	30 %
Aluminiumfällning	8	0 %	38 %	0 %	0 %	63 %
Annan åtgärd - minska fosforläckage ⁴	22	23 %	5 %	0 %	0 %	73 %
Syresättning av anoxiskt bottenvatten	1	0 %	0 %	0 %	0 %	100 %
ÅTERCIKULERING NÄRINGSÄMNE						
Släkesrensning ⁵	63	0 %	100 %	0 %	0 %	0 %
Kretsloppsanläggning VA	13	0 %	69 %	0 %	0 %	31 %
Musselodling	8	0 %	38 %	0 %	25 %	38 %
Annan åtgärd - återcirkulering	4	0 %	100 %	0 %	0 %	0 %
Muddring	4	0 %	75 %	0 %	0 %	25 %
Algodling	1	0 %	100 %	0 %	0 %	0 %
ÖVRIGA ÖVERGÖDNINGSPROJEKT						
Strukturstyrning	121	0 %	92 %	0 %	6 %	2 %
Våtmark näringsretention ⁶	84	2 %	58 %	6 %	5 %	29 %
VA-plan	45	98 %	0 %	0 %	2 %	0 %
Dagvattenstrategi ⁷	20	90 %	0 %	0 %	0 %	10 %
VA-åtgärd	54	4 %	46 %	7 %	2 %	41 %

³ Det var oklart om huvudsyftet i samtliga projekt för reduktionsfiske var att minska internbelastning. För mer diskussion om syftet med reduktionsfiske, se kapitel 5.

⁴ Exempel på sådana andra åtgärder är framtagande av åtgärdsplaner för hanterande av internbelastning i specifika sjöar.

⁵ I projektbeskrivningarna för 28 av 63 projekt framgick att återcirkulering till jordbruket skulle ske. I övriga 35 fall framgick inte att insamlad släke skulle återvinnas i underlaget för utvärdering. På grund av brister i rapportering så går det dock inte att med säkerhet säga vilka projekt som ledde/inte ledde till återcirkulering.

⁶ I 15 av projekten angavs att våtmarkerna skulle restaureras och i fyra angavs att våtmarkerna skulle underhållas. Resterande projekt syftade till att anlägga nya våtmarker. I ett antal projekt skedde restaurering och anläggande i kombination.

⁷ Exempel på VA-åtgärder som utfördes under utvärderingsperioden är inventering och påkoppling till kommunalt avlopp, informationsinsatser om hur det gemensamma avloppet fungerar samt bräddvattenrening på ledningsnät/vid pumpstationer.

	Antal projekt	Framtagande av planer	Fysisk åtgärd	Info & kunskap	Uppföljning & utvärdering	Utredning & förarbete
<i>Dagvattenåtgärd</i>	56	0 %	71 %	0 %	2 %	27 %
<i>Fosfordamm</i>	27	0 %	63 %	11 %	19 %	7 %
<i>Annan åtgärd – minska övergödning</i>	94	6 %	6 %	6 %	2 %	79 %
<i>Kalkfilterbädd</i>	19	0 %	68 %	0 %	21 %	11 %
<i>Tvåstegsdike</i>	17	0 %	94 %	0 %	6 %	0 %
<i>Kalkfilterdike</i>	14	0 %	93 %	0 %	7 %	0 %
<i>Anpassade skyddszoner på åkermark</i>	4	0 %	50 %	0 %	25 %	25 %
<i>Restaurering av sjö/vattendrag</i>	4	0 %	100 %	0 %	0 %	0 %
FRITIDSBÅTSRELATERAT						
<i>Sanering av båtskrov</i>	48	0 %	100 %	0 %	0 %	0 %
<i>Borsttvätt</i>	24	0 %	88 %	4 %	8 %	0 %
<i>Spolplatta</i>	16	0 %	94 %	0 %	6 %	0 %
<i>Mätning av TBT</i>	14	0 %	0 %	64 %	0 %	36 %
<i>Annan åtgärd - fritidsbåtar</i>	8	0 %	88 %	0 %	0 %	13 %
<i>Septiktankstömning</i>	4	0 %	75 %	0 %	0 %	25 %
<i>Skrovdug</i>	4	0 %	100 %	0 %	0 %	0 %
<i>Skrotning tvåtaktsmotorer</i>	2	0 %	100 %	0 %	0 %	0 %
ANDRA ÅTGÄRDER I VATTEN						
<i>Åtgärda vandringshinder</i>	155	8 %	56 %	1 %	5 %	30 %
<i>Restaurering i sjö/vattendrag⁸</i>	133	9 %	73 %	0 %	2 %	16 %
<i>Annan åtgärd i vatten⁹</i>	35	3 %	11 %	3 %	11 %	71 %
<i>Restaurering i marin miljö</i>	8	0 %	38 %	0 %	0 %	63 %
<i>Uppsamling av marint skräp</i>	7	0 %	57 %	0 %	0 %	43 %
<i>Bekämpning av invasiv art</i>	6	0 %	67 %	0 %	0 %	33 %
FÖRLORADE FISKEREDSKAP						
<i>Spökgarnsåtgärder</i>	7	0 %	71 %	0 %	0 %	29 %
ÅTGÄRDSSAMORDNING¹⁰						
<i>Identifiera kostnadseffektiva åtgärder</i>	26	77 %	0 %	4 %	15 %	4 %
<i>Stärkt åtgärdsplanering</i>	12	75 %	0 %	0 %	0 %	25 %
<i>Bygga nätverk i avrinningsområdet</i>	8	25 %	0 %	63 %	0 %	13 %
<i>Identifiera stöd/underlag</i>	5	60 %	0 %	0 %	0 %	40 %

4.1.4. Finansiering/medfinansiering

Inrapporteringen till Havs- och vattenmyndighetens projektkatalog av beviljade bidragsbelopp under utvärderingsperioden var inte fullständig då det saknades uppgifter för 67 projekt (6 %). De projekten ingår därför inte i sammanställningen av finansiering.

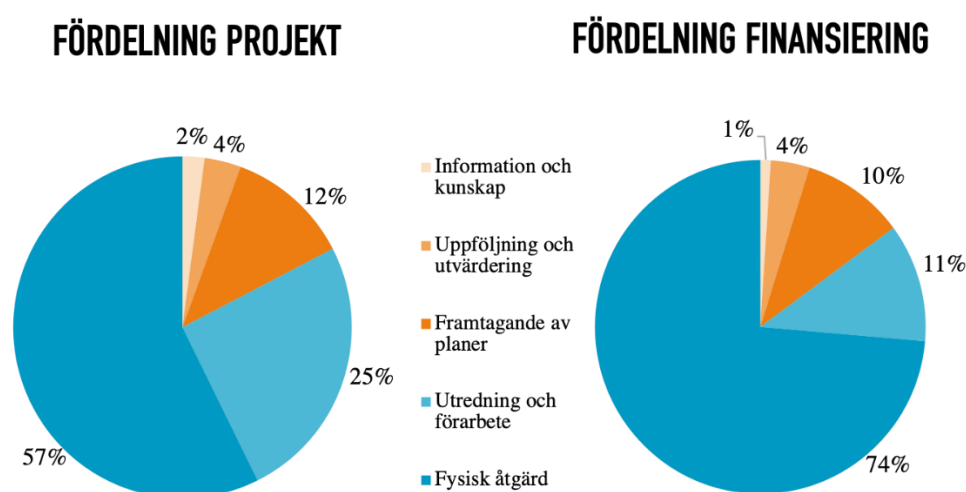
⁸ En övervägande majoritet av projekten avsåg restaurering av vattendrag.

⁹ Exempel på sådana åtgärder är mätning av narkotika i vatten, elfisken och installation av flödesregleringar i utlopp.

¹⁰ Åtgärdssamordning kan medverka till fysiska åtgärder genom att ta fram planer och underlag för ansökningar. Genomförande av fysiska åtgärder finansieras dock inte av den åtgärdsinsats som benämns Åtgärdssamordning.

För de projekt där uppgifter om beviljade bidragsbelopp fanns framgick att cirka 416 miljoner kronor hade beviljats. En grov uppskattning utifrån uppgifterna i underlaget är att mellan 450 och 500 miljoner kronor betalades ut under projektperioden.¹¹

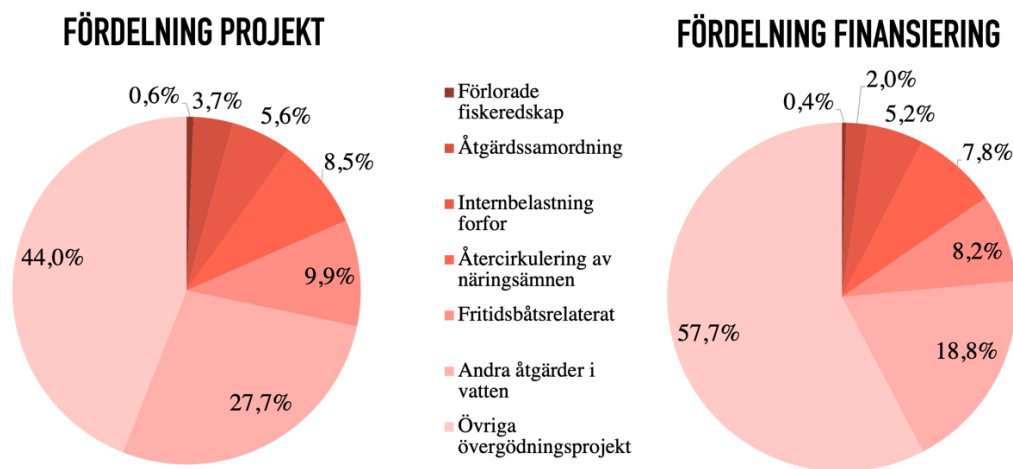
Fördelningen av bidrag till beviljade LOVA-projekt visar att mer resurser lagts på fysiska åtgärder än övriga åtgärds-kategorier (se Figur 5). För projekt som Havsmiljöinstitutet kategoriserat som Utredning och förarbete saknades dock uppgifter om storleken på beviljat bidrag för cirka 15 % av projekten. Andelen av den totala LOVA-finansieringen som gått till projekt inom den åtgärds-kategorin är därför sannolikt större än de 11 % som redovisas i den högra figuren nedan (Figur 5).



Figur 5. Procentuell fördelning av samtliga 1092 LOVA-projekt som avslutades under utvärderingsperioden 2017–2021 i åtgärds-kategorier (vänster) samt slutligt beviljade bidrag som framkom av underlaget från Havs- och vattenmyndigheten (höger).

Vidare var skillnaderna stora mellan olika åtgärdsinriktningar när det kom till finansiering, sett till det underlag som kartläggningen baseras på. Exempelvis fanns storleken på bidragsbeloppen angivna för samtliga projekt med inriktningen Förlorade fiskeredskap, medan 20 % av projekt med inriktningen Åtgärdssamordning och 11 % av projekt med inriktningen Internbelastning av fosfor saknade sådan information. Andelen av den totala LOVA-finansieringen som gått till projekt inom dessa åtgärdsinriktningar är därför sannolikt större än vad som redovisas i den högra figuren nedan (Figur 6).

¹¹ Som jämförelse kan man i Havs- och vattenmyndighetens återskottberättelser av användning av anslag 1:11 utläsa hur mycket pengar som utbetalats till LOVA-projekt varje år. Exempelvis framgår i återskottberättelser att totalt cirka 484 miljoner kronor betalades ut till LOVA-projekt från år 2017 till 2020.

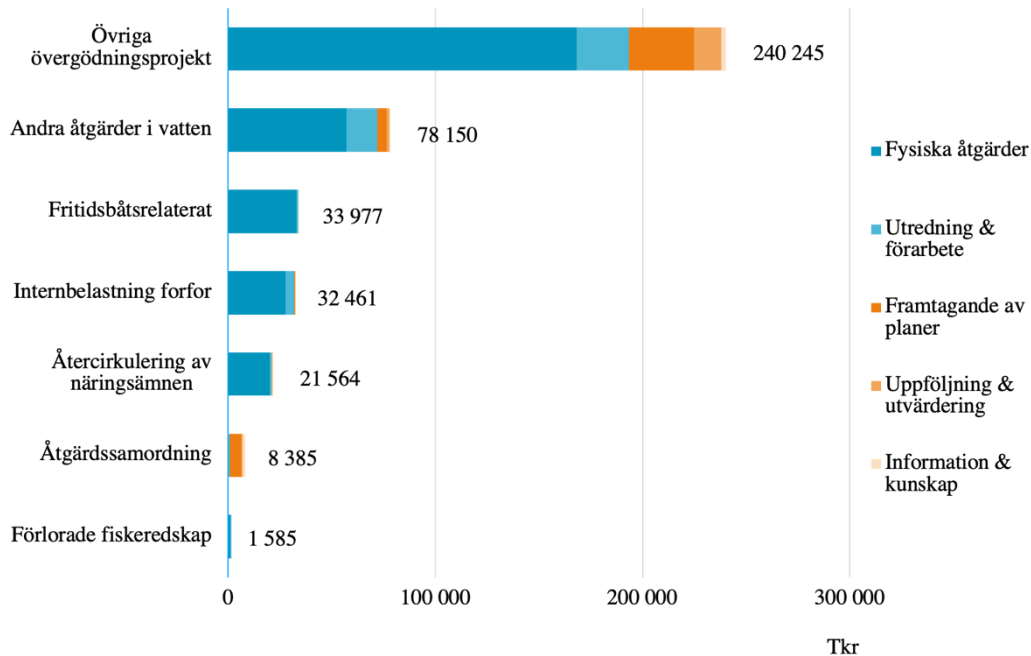


Figur 6. Procentuell fördelning av samtliga 1092 LOVA-projekt som avslutades under utvärderingsperioden (2017–2021) i åtgärdsinriktningar (vänster) samt slutligt beviljade bidrag som framkom av underlaget från Havs- och vattenmyndigheten (höger).

Det som utifrån underlaget kan presenteras är endast en ungefärlig bild över hur LOVA-medlen fördelade sig i olika åtgärdsinriktningar och åtgärdstyper. På grund av brister i underlaget bör kartläggningen av finansiering för LOVA-projekten tolkas med försiktighet. Sett till antalet projekt i olika åtgärdsinriktningar tycks det genomsnittliga bidraget per projekt ha varit relativt jämnt fördelat i de flesta åtgärdsinriktningar. Två åtgärdsinriktningar sticker dock ut, då medeltalet för bidrag ser ut att ha varit betydligt högre i dessa inriktningar än för projekt inom övriga inriktningar. Projekt inom inriktningen Internbelastning av fosfor verkar i genomsnitt ha fått störst bidrag, med ett medeltal på 601 tusen kronor i bidrag per projekt. Projekt inom inriktningen Övriga övergödningsprojekt fick i genomsnitt näst störst bidrag, med ett medeltal på 523 tusen kronor per projekt. Projekt i övriga inriktningar tilldelades i genomsnitt 226–329 tusen kronor.¹² Hur finansieringen fördelade sig i åtgärdsinriktningar och åtgärdsinriktningar inom varje inriktning framgår av Figur 7.

¹² Variationen av bidragsbelopp var mycket stor mellan de olika projekten. Som framkommer av kapitel 5 (Figur 15) har ett mindre antal projekt erhållit mycket höga bidragsbelopp, vilka påverkar de medeltal som redovisats här. Detta gäller för projekt inom samtliga åtgärdsinriktningar.

ÅTGÄRDSINRIKTNINGAR: FINANSIERING



Figur 7. Finansiering av LOVA-projekt som avslutades under utvärderingsperioden (2017–2021) fördelat i olika åtgärdsinriktningar samt i kategorier inom inriktningarna. Baserat på underlag från Havs- och vattenmyndigheten.

Enligt 4 § i LOVA-förordningen måste samtliga projekt som erhåller LOVA-bidrag medfinansieras. Medfinansieringen kan komma från projektutföraren själv eller andra bidragsgivare. Storleken på medfinansieringen beror på vilken inriktning projektet har och när det påbörjades (se kapitel 2). I underlaget framkom medfinansiering för 648 av 1092 projekt (59 %). Det går därför inte utifrån underlaget att beräkna den totala medfinansieringen. Där information fanns framgick att storleken på medfinansieringen varierade från 10 % till 97 % av den totala projektkostnaden. Medfinansieringens storlek minskade dock kraftigt efter att den nya LOVA-förordningen trädde i kraft 2018 (Tabell 4.2) vilket är förväntat då kraven på medfinansiering minskat (se kapitel 2).

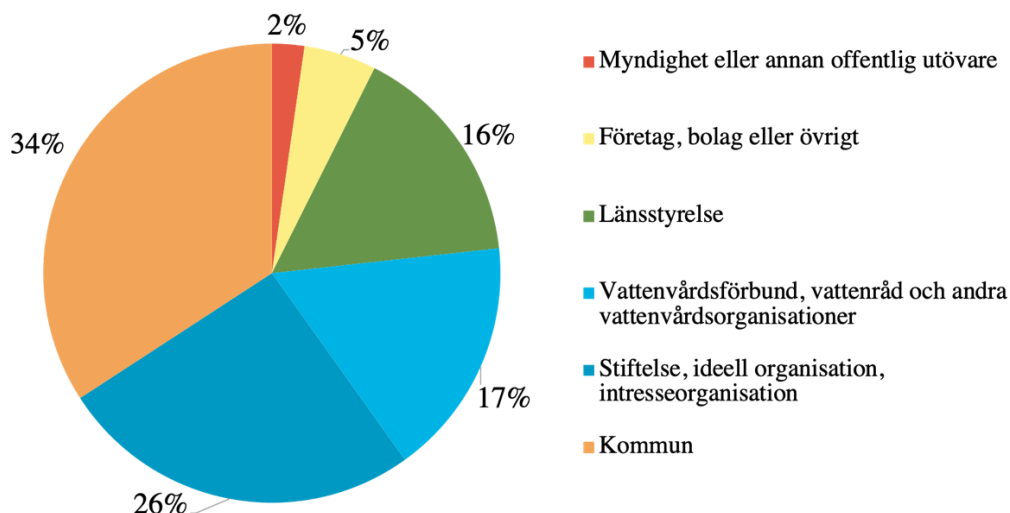
Tabell 4.2. Medianvärdet av medfinansiering inom olika åtgärdsinriktningar före respektive efter ändringarna i LOVA-förordningen som trädde i kraft 1 januari 2018. Bedömningen av samtliga projekts åtgärdsinriktningar (inklusive de som startade före år 2018) är gjorda utifrån de inriktningar som stadgas i 2 § i SFS 2017:1299.

	MEDIANVÄRDE MEDFINANSIERING (projektstart <u>före</u> ändring i förordning)	MEDIANVÄRDE MEDFINANSIERING (projektstart <u>efter</u> ändring i förordning)
<i>Internbelastning av fosfor</i>	59 %	16 %
<i>Återcirkulering av näringsämnen</i>	59 %	19 %
<i>Övriga övergödningsprojekt</i>	50 %	22 %
<i>Fritidsbåtsrelaterat</i>	66 %	40 %
<i>Andra åtgärder i vatten</i>	51 %	20 %
<i>Förlorade fiskeredskap</i>	-	21 %

Det framkom ingen information i underlaget om vilka medfinansierarna var. Däremot framkom bidragsmottagarna. Största gruppen av bidragsmottagare var ideella sammanslutningar. Här ingår bland annat stiftelser och intresseorganisationer såsom båtklubbar, samfällighetsföreningar och strukturräddningsföreningar. Bland ideella sammanslutningar var också vattenvårdsförbund, vattenråd och andra vattenvårdsorganisationer vanliga bidragsmottagare. Till den sista kategorin räknas bland annat lokala vattenvårdsorganisationer och fiskevårdsområdesföreningar (FVOF) samt Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund. Kommuner utgjorde den näst största bidragsmottagaren. Gruppen ”myndighet eller annan offentlig utövare” bestod av regioner och städer (Figur 8). Från den rapportering som länsstyrelserna gjort förefaller det som att även företag har erhållit LOVA-medel, vilket inte bör vara förenligt med LOVA-förordningen (se även reflektionen sist i kapitlet).¹³

¹³ Länsstyrelsernas kategorisering av bidragsmottagare har i vissa fall reviderats av Havsmiljöinstitutet. Innan revideringen motsvarade andelen ”Företag, bolag eller övrigt” som bidragsmottagare 0,8 %. Vid granskning och revidering kategoriserades samtliga aktiebolag, ekonomiska föreningar och privatpersoner inom denna grupp. I länsstyrelsernas rapportering hade majoriteten av dessa istället kategoriserats som ideella sammanslutningar.

BIDRAGSSÖKANDE: ORGANISATIONSFORM



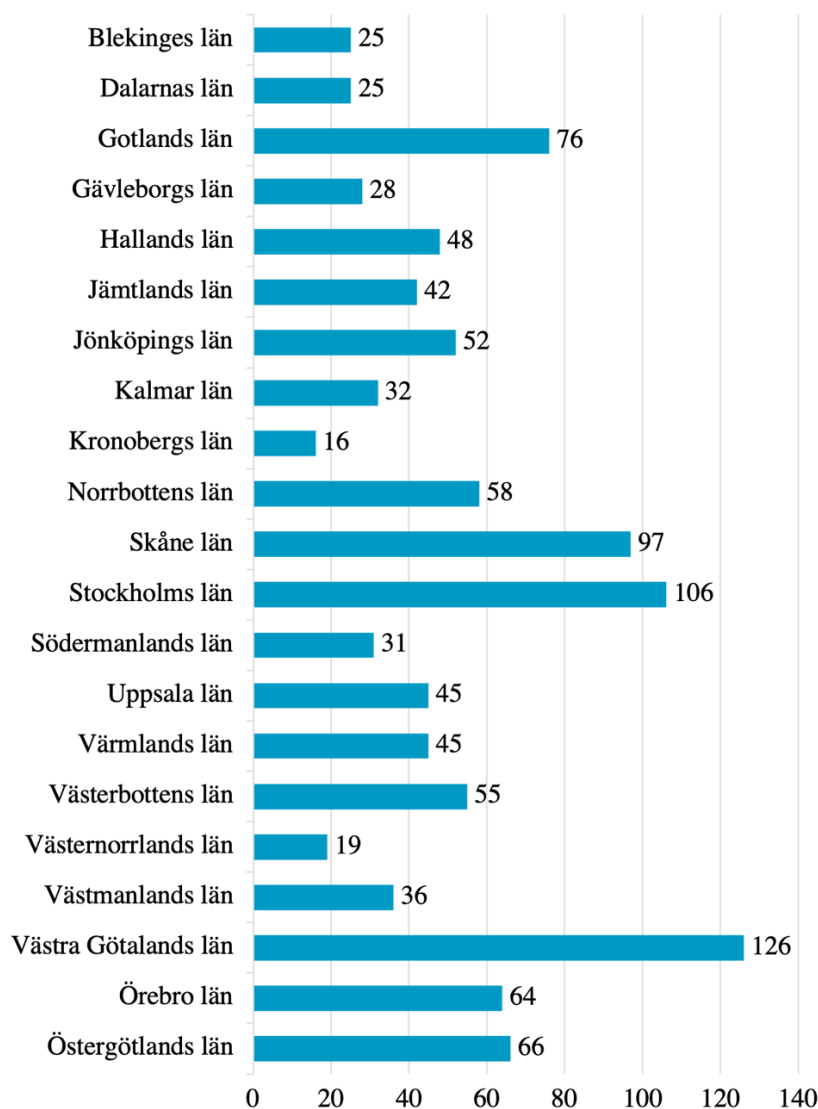
Figur 8. Procentuell fördelning av bidragssökanden i samtliga 1092 projekt som avslutades under utvärderingsperioden (2017–2021). Figuren baseras på rapportering av länsstyrelser men har i vissa fall reviderats (se fotnot 11).

4.1.5. Geografisk fördelning

LOVA-projekt utfördes i samtliga län under utvärderingsperioden. Antalet LOVA-projekt som genomfördes i respektive län varierade, vilket delvis kan förklaras av den fördelningsnyckel som används för att tilldela LOVA-medel till länen (se kapitel 2). År 2022 tilldelades till exempel Västra Götaland störst andel LOVA-medel (18,4 %) följt av Skåne (10,6 %) och Stockholms län (7,4 %). Liknande fördelning har skett under utvärderingsperioden. Västra Götaland var också det län med flest utförda projekt (126 stycken) följt av Stockholm, Skåne och Gotland. Kronobergs och Västernorrland var de län med minst antal utförda LOVA-projekt och tillhör också de län som fått minst tilldelning av LOVA-medel (Figur 9).

De åtgärdsbehov som identifierats i vattenförvaltningen har legat till grund för framtagande av fördelningsnyckeln. I framtagandet har också en viktning mellan olika åtgärdsinriktningar använts, där störst vikt lagts vid åtgärder för att minska övergödning. Tilldelning av medel för en specifik åtgärdsinriktning kan också skilja sig mellan län. Till exempel beror tilldelning av medel för åtgärder som berör fritidsbåtar på kuststräckan och en uppskattning av bryggor och hamnar i länet.

ANTAL PROJEKT PER LÄN



Figur 9. Antal avslutade LOVA-projekt under utvärderingsperioden (2017–2021) per län.

Inriktning på projekten varierade mellan de olika länen. Som framgår av Tabell 4.3 så var det exempelvis betydligt mer vanligt med projekt för återcirkulering av näringsämnen i Gotlands län än i övriga delar av landet. I Gotland är släke på stränderna vanligt förekommande och återcirkuleringsprojekten i länet bestod av att rensa bort släke. Vidare var nästan hälften av projekten i Stockholms län inriktade på fritidsbåtsrelaterade åtgärder. Ett annat exempel är att ett stort antal projekt med inriktningen Andra åtgärder i vatten utfördes i Norrbotten och Västerbotten. Skåne, Södermanland och Västra Götaland var de enda län där projekt inom samtliga åtgärdsinriktningar utfördes under utvärderingsperioden.

Tabell 4.3. Procentuell fördelning per län av samtliga projekt inom olika åtgärdsinriktningar från utvärderingsperioden (2017–2021). Den åtgärdsinriktning som var vanligast i respektive län är blåmarkerad.

	Antal projekt	Andra åtgärder i vatten	Fritidsbåtsrelaterat	Förlorade fiske-redskap	Intern-belastning fosfor	Åtgärdssam-ordning	Åter-cirkulering näringsämnen	Övriga övergödnings-projekt
BLEKINGE	25	24 %	16 %	0 %	0 %	0 %	0 %	60 %
DALARNA	25	28 %	0 %	0 %	16 %	4 %	0 %	52 %
GOTLAND	76	17 %	0 %	0 %	1 %	0 %	37 %	45 %
GÄVLEBORG	28	50 %	18 %	0 %	7 %	4 %	0 %	21 %
HALLAND	48	44 %	13 %	2 %	0 %	8 %	0 %	33 %
JÄMTLAND	42	74 %	2 %	0 %	5 %	2 %	0 %	17 %
JÖNKÖPING	52	23 %	0 %	0 %	10 %	0 %	2 %	65 %
KALMAR	32	3 %	0 %	3 %	3 %	6 %	25 %	59 %
KRONOBERG	16	6 %	0 %	0 %	44 %	6 %	0 %	44 %
NORRBOTTEN	58	64 %	0 %	0 %	16 %	0 %	0 %	21 %
SKÅNE	97	24 %	8 %	1 %	5 %	6 %	3 %	53 %
STOCKHOLM	106	8 %	46 %	0 %	6 %	8 %	3 %	30 %
SÖDERMANLAND	31	19 %	13 %	3 %	3 %	3 %	3 %	55 %
UPPSALA	45	11 %	2 %	0 %	2 %	0 %	7 %	78 %
VÄRMLAND	45	31 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	69 %
VÄSTERBOTTEN	55	71 %	2 %	0 %	9 %	0 %	0 %	18 %
VÄSTER-NORRLAND	19	37 %	0 %	5 %	0 %	0 %	0 %	58 %
VÄSTMANLAND	36	0 %	25 %	0 %	0 %	3 %	0 %	72 %
VÄSTRA GÖTALAND	126	21 %	14 %	2 %	1 %	10 %	4 %	49 %
ÖREBRO	64	47 %	0 %	0 %	2 %	0 %	0 %	52 %
ÖSTERGÖTLAND	66	2 %	3 %	0 %	15 %	3 %	9 %	68 %

4.2. KARTLÄGGNING AV FYSISKA ÅTGÄRDER

Havs- och vattenmyndigheten efterfrågade en särskild utvärdering av de fysiska åtgärder som genomförts med LOVA-stöd. Fysiska åtgärder utgjorde den största åtgärds-kategorin under utvärderingsperioden (57 %, se Figur 5). I ytterligare tio projekt genomfördes en kombination av uppföljning av åtgärdsprojekt och samtidigt genomförande av fysiska

åtgärder. I den fortsatta sammanställningen har dessa tio projekt räknats samman med de projekt som uteslutande bestod av fysiska åtgärder. Observera att dessa tio projekt gör att det totala antalet projekt med fysiska åtgärder som redovisas fortsättningsvis skiljer sig något från antalet projekt inom kategorin Fysiska åtgärder i Tabell 4.1.

4.2.1. Åtgärdsinriktningar, fysiska åtgärder

Projekt med fysiska åtgärder fördelade sig enligt samma mönster som för samtliga åtgärdsinriktningar, med Övriga övergödningsprojekt som den vanligaste inriktningen (38 %) följt av Andra åtgärder i vatten (28 %) (Figur 10).



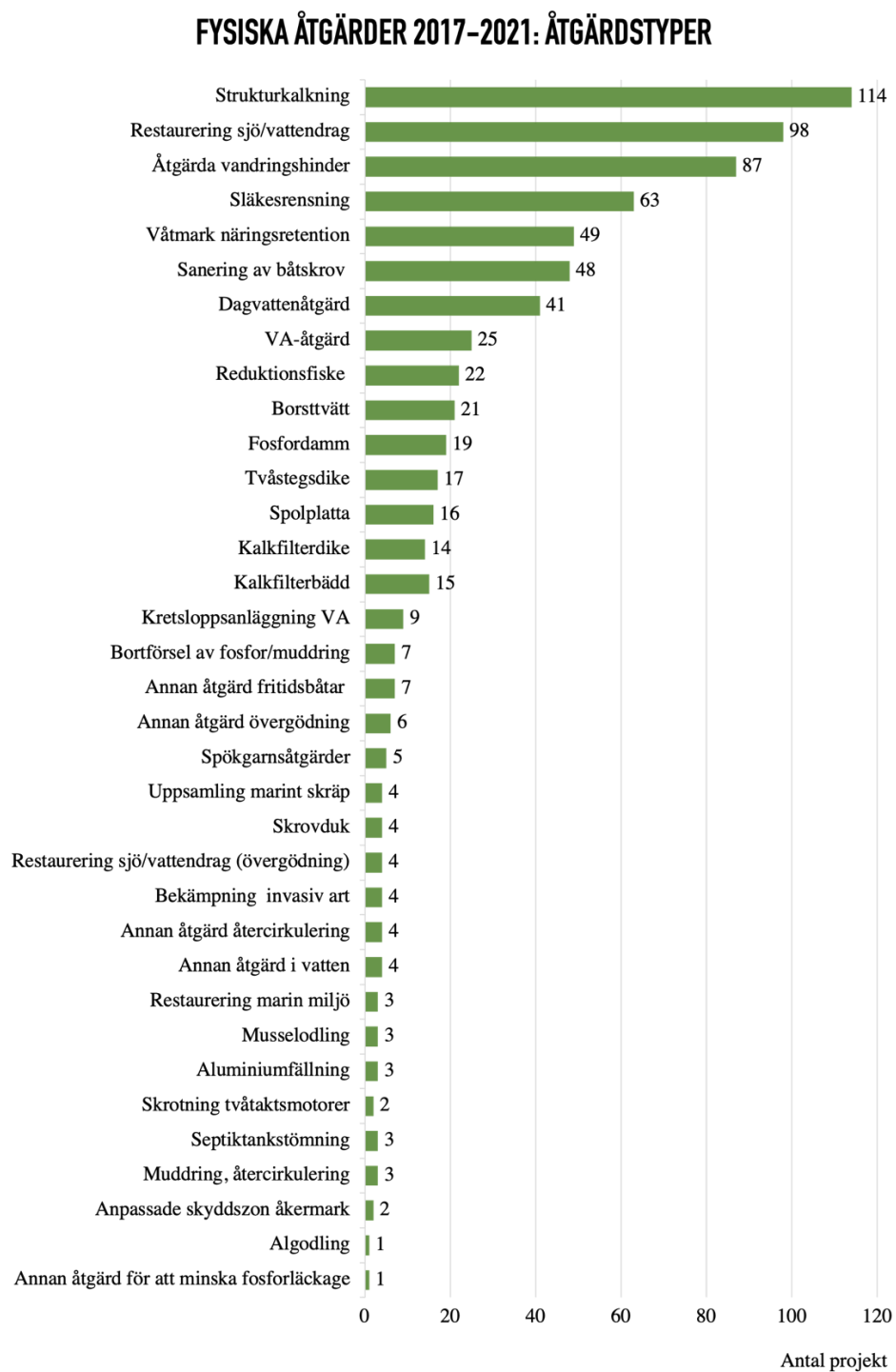
Figur 10. Fördelning av antal LOVA-projekt med fysiska åtgärder i olika åtgärdsinriktningar som avslutades under utvärderingsperioden (2017–2021).

4.2.2. Åtgärdstyper, fysiska åtgärder

Det förekom fysiska åtgärder i 36 åtgärdstyper under utvärderingsperioden. I 88 projekt kombinerades två till fem åtgärdstyper. Vanliga kombinationer var exempelvis att mäta TBT och sanera båtskrov, att anlägga fosfordammar, kalkfilterbäddar och kalkfilterdike och strukturralka i samma projekt, samt att restaurera sjöar och vattendrag¹⁴ i kombination med att åtgärda vandringshinder. I varje projekt som innehåller mer än en åtgärdstyp har var och en av åtgärdstyperna räknats in i de sammanställningar som följer. Följaktligen är den totala siffran över antal utförda åtgärdstyper (736 stycken) högre än antalet projekt med fysiska åtgärder (636 stycken).

¹⁴ I kartläggningen utgör restaurering av sjöar och vattendrag en och samma åtgärdstyp. I praktiken var det emellertid nästan uteslutande vattendrag som restaurerades i LOVA-projekten under utvärderingsperioden.

Den vanligaste åtgärdstypen i projekt med fysiska åtgärder var strukturkalkning. Även restaurering av sjöar och vattendrag samt åtgärdande av vandringshinder var vanligt förekommande åtgärdsstyper (Figur 11).

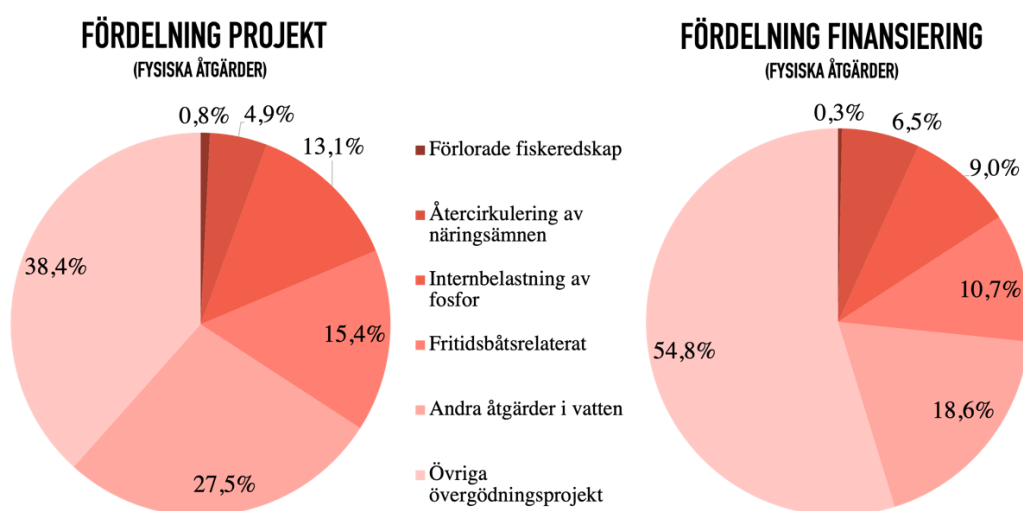


Figur 11. Fördelning av LOVA-projekt med fysiska åtgärder, indelat i åtgärdsstyper, som avslutades under utvärderingsperioden 2017–2021.

4.2.3. Finansiering, fysiska åtgärder

För projekt med fysiska åtgärder fanns bidragsbelopp tillgängligt i utvärderingens underlag i högre utsträckning än vad som var fallet för andra åtgärds-kategorier. Totalt saknades endast information om beviljade bidrag i fem projekt. Figur 12 som visar fördelningen av bidrag för projekt med fysiska åtgärder kan därför antas stämma relativt bra överens med vad som utbetalades.

Cirka 316 miljoner kronor ska enligt uppgifterna i underlaget ha gått till projekt med fysiska åtgärder. Den största delen av dessa gick till projekt inom inriktningen Övriga övergödningsprojekt (54,8 %), vilket betyder att dessa fick en större andel finansiering jämfört med andelen fysiska övergödningsåtgärder som utfördes (38,4 %) (Figur 12).



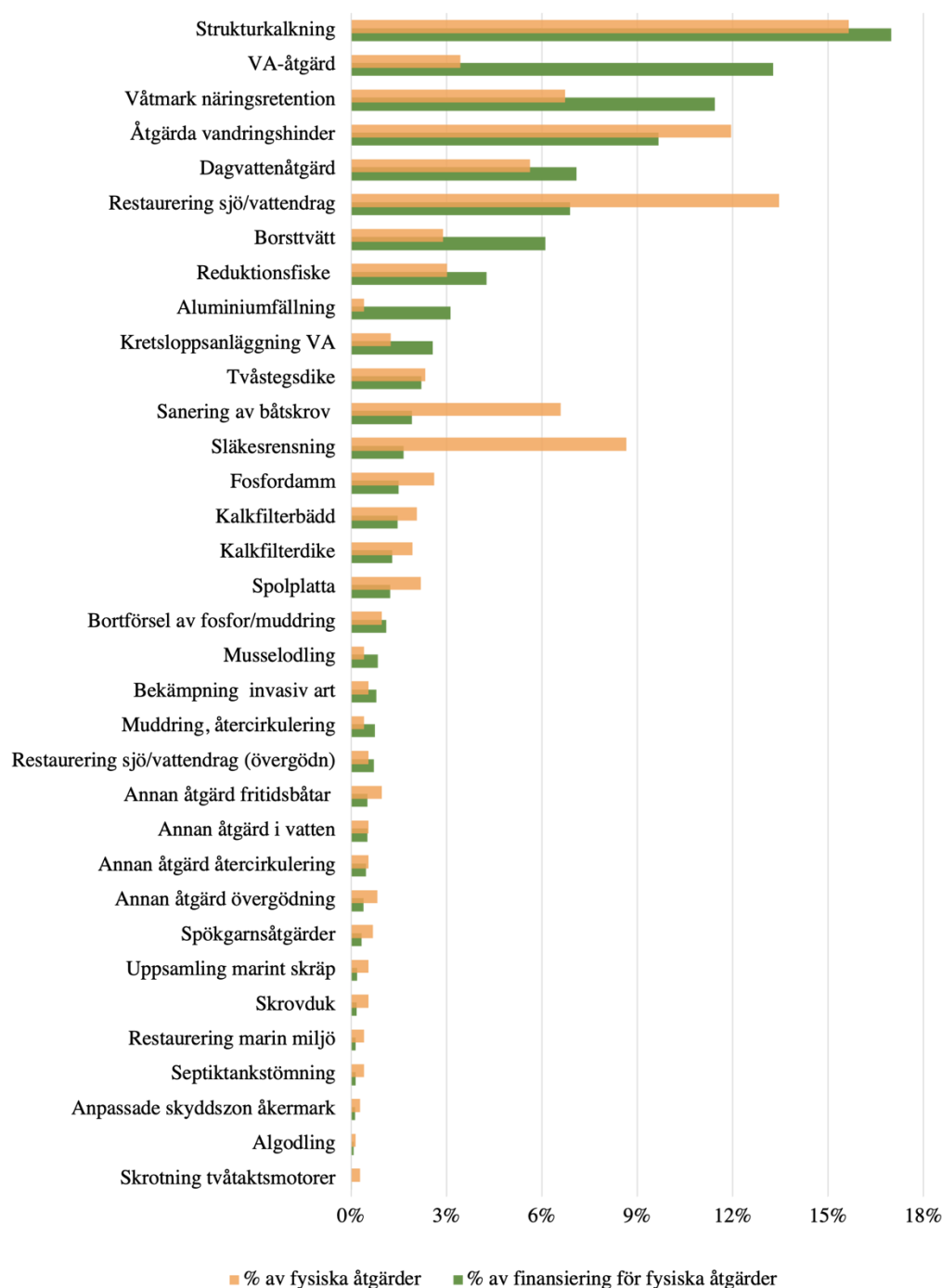
Figur 12. Procentuell fördelning av alla LOVA-projekt med fysiska åtgärder som avslutades under utvärderingsperioden 2017–2021 i åtgärdsinriktningar (vänster), samt LOVA-bidrag som har betalats ut till projekt inom de olika åtgärdsinriktningarna (höger), enligt underlag från Havs- och vattenmyndigheten.

I många fall saknades dock information om medfinansiering för fysiska åtgärder i underlaget. I de 88 projekten som utgjordes av mer än en åtgärdstyp saknades också ofta information om hur stor andel av finansieringen som gått till respektive åtgärdstyp. I ett försök att uppskatta finansieringen per åtgärdstyp dividerades beviljade beloppet med antal åtgärdstyper som redovisats i respektive projekt. Detta är ett grovt antagande som i kombination med det faktum att uppgifterna i underlaget inte kvalitetssäkrats gör att den uppskattade fördelningen är osäker. Dessutom kan både fler och färre åtgärder ha utförts i projekten än vad som framkom av projektbeskrivningarna. Med detta förbehåll illustrerar Figur 13 i grova drag hur finansiering fördelade sig mellan åtgärdstyper under utvärderingsperioden. Störst bidragsdel tycks ha gått till åtgärdstypen strukturräkning. Vad som vidare kan utläsas är att fysiska VA-åtgärder verkar ha fått betydligt större tilldelning av bidrag jämfört med andelen VA-åtgärder. Detta tyder på att VA-åtgärder var

en åtgärds typ som tagit relativt stort LOVA-bidrag i anspråk under utvärderingsperioden. Samma sak gällde exempelvis aluminiumfällning och borsttvätt. Omvänt tyder siffrorna på att exempelvis släkesrensning, sanering av båtskrov och restaurering av sjöar och vattendrag var åtgärds typer som tagit mindre LOVA-bidrag i anspråk per genomfört projekt (jämför Figur 13).

Exempel på vad VA-åtgärder utgjorde var föreningars anläggande av gemensamma avloppslösningar eller anslutningar till kommunala avlopp, kommuners uppförande av mulltoaletter för att ersätta uttjänta latrintoaletter samt experiment för att reducera bland annat fosfor och kväve genom särskilda testanläggningar eller tillförande av biokol. Notera att det inte är självklart att kunna erhålla LOVA-bidrag för VA-åtgärder (se även reflektionen sist i kapitlet).

PROCENTUELL FÖRDELNING: FINANSIERING & FYSISKA ÅTGÄRDER



Figur 13. Procentuell fördelning av åtgärds typer i LOVA-projekt med fysiska åtgärder (orange) samt den procentuella fördelningen av LOVA-bidrag som gått till projekt med fysiska åtgärder (grön). Sammanställningen avser LOVA-projekt som avslutats under utvärderingsperioden 2017–2021.

4.2.4. Geografisk fördelning, fysiska åtgärder

Fysiska åtgärdsprojekt genomfördes i samtliga län under utvärderingsperioden. Fördelningen av projekt med fysiska åtgärder per län överensstämmer i stor utsträckning med kartläggningen av projekt inom samtliga åtgärds kategorier (Figur 9). Vad som vidare kan noteras är att andelen projekt i respektive län som bestod av fysiska åtgärder varierade mycket. Exempelvis utgjorde 21 % av alla projekt som utfördes i Västernorrlands län fysiska åtgärder, medan denna siffra var 99 % i Gotlands län (Tabell 4.4).

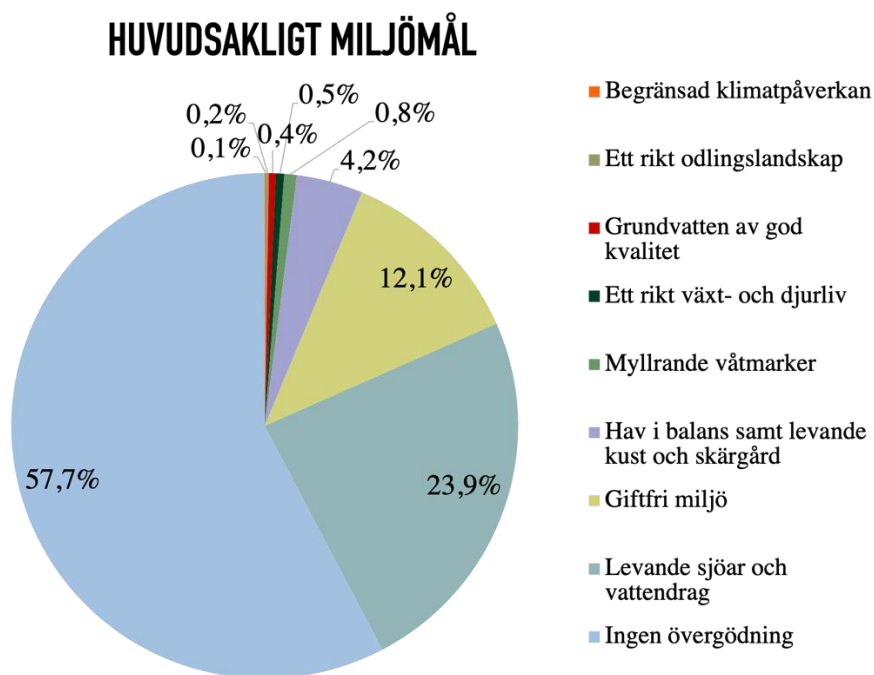
Tabell 4.4. Antal LOVA-projekt med fysiska åtgärder i respektive län, samt hur stor andel av länets totala antal LOVA-projekt som utgjordes av fysiska åtgärder. Sammanställningen avser LOVA-projekt som avslutats under utvärderingsperioden 2017–2021.

	Antal projekt med fysiska åtgärder	% av projekt med fysiska åtgärder
VÄSTERNORRLAND	4	21 %
DALARNA	6	24 %
HALLAND	15	31 %
VÄRMLAND	15	33 %
JÄMTLAND	15	36 %
VÄSTRA GÖTALAND	55	44 %
ÖREBRO	29	48 %
BLEKINGE	11	52 %
JÖNKÖPING	27	52 %
NORRBOTTEN	30	53 %
KALMAR	18	59 %
GÄVLEBORG	17	61 %
SKÅNE	57	62 %
KRONOBERG	9	63 %
ÖSTERGÖTLAND	43	65 %
VÄSTERBOTTEN	37	67 %
UPPSALA	32	71 %
SÖDERMANLAND	23	74 %
STOCKHOLM	79	75 %
VÄSTMANLAND	29	81 %
GOTLAND	75	99 %

4.3. MILJÖMÅL

En förutsättning för att projekt ska erhålla LOVA-bidrag är att projekten bidrar till att nå de miljö kvalitetsmål som fastställts av riksdagen. Miljö kvalitetsmålen framhåller vilket tillstånd i den svenska miljön som ska nås inom olika centrala miljöområden och utgör en grund för den nationella miljöpolitiken. Miljömålen överlappar många gånger, exempelvis målen Ett rikt djur- och växtliv och Myllrande våtmarker, vilka båda två syftar till att värna om biologisk mångfald. Ett annat exempel är målen Giftfri miljö och Hav i balans och levande kust och skärgård, vilka båda bland annat syftar till att minska utsläpp av gifter i havsmiljön.

I rapporteringen av LOVA-projekt ska länsstyrelserna uppge vilket huvudsakligt miljö mål som varje projekt handlat om. Sammanställningarna nedan utgår från länsstyrelsernas rapportering. Av rapporteringen framgick att 9 av 16 miljö mål hade identifierats av länsstyrelserna som de huvudsakliga i de utförda LOVA-projekten. I 34 av projekten från utvärderingsperioden hade mer än ett huvudsakligt miljö mål rapporterats, där det vanligaste var att både miljö målet Ingen övergödning samt Giftfri miljö angetts.



Figur 14. Procentuell fördelning över huvudsakliga miljö mål i samtliga LOVA-projekt som avslutades under utvärderingsperioden (2017–2021), såsom de angivits i länsstyrelsernas rapportering till Havs- och vattenmyndighetens projektkatalog.

Ur länsstyrelsernas rapportering framgick att det vanligaste miljö målet som LOVA-projekten syftat att bidra till var miljö målet Ingen övergödning (58 %) (Figur 14). Projekt inom flera åtgärdsinriktningar hade detta huvudsakliga miljö mål, men av de totalt 651 projekt där Ingen övergödning var det huvudsakliga miljö målet hade 86 % av projekten

åtgärdsinriktningen Övriga övergödningsprojekt. Projekt som hade Giftfri miljö som huvudsakligt miljömål föll främst inom inriktningen Fritidsbåtsrelaterat. Projekt som hade Levande sjöar och vattendrag som huvudsakligt miljömål var främst projekt inom inriktningen Andra åtgärder i vatten. Fördelningen av huvudsakliga miljömål i projekt med fysiska åtgärder liknade den som beskrivits ovan.

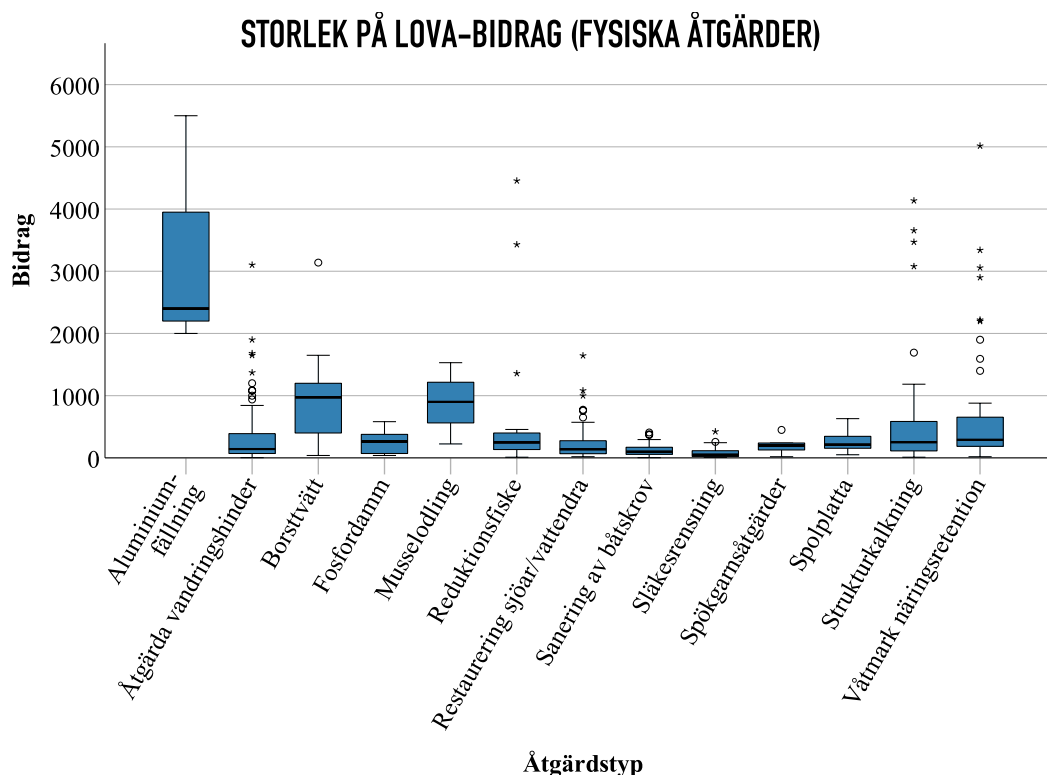
Vid rapportering av LOVA-projekten angavs i de flesta fall endast ett huvudsakligt miljökvalitetsmål. Vissa åtgärder som vidtas relaterar dock ofta till mer än ett mål. Exempelvis var Giftfri miljö angivet som huvudsakligt miljömål i 91 % av alla projekt med fritidsbåtsrelaterade fysiska åtgärder. Nästan alla projekt i åtgärds kategorin Fritidsbåtsrelaterat utfördes dock vid kust mot hav, vilket innebär att miljökvalitetsmålet Hav i balans och levande kust och skärgård också kan antas vara ett relevant miljömål i dessa projekt. Samma sak gäller miljökvalitetsmålet Myllrande våtmarker. 8 % av alla projekt med fysiska åtgärder omfattade anläggande, restaurering eller underhåll av våtmarker men endast för 0,9 % av projekten hade Myllrande våtmarker rapporterats som huvudsakligt miljömål. Majoriteten av projekten hade istället rapporterats med Ingen övergödning som huvudsakligt miljömål. Rapporteringen och Figur 14 ger därmed inte en fullständig bild av hur LOVA-projekten bidrar till de nationella miljöpolitiska målen.

4.4. REFLEKTION KRING TILLDELNING AV LOVA-BIDRAG

Det har inte ingått i Havsmiljöinstitutets uppdrag att utvärdera juridiska aspekter avseende tilldelning av LOVA-bidrag. Vi noterar dock att det förefaller som att medel kan ha tilldelats företag samt projekt för genomförande av VA-åtgärder som kommuner och enskilda enligt Miljöbalken och lagen 2006:412 om allmänna vattentjänster, är ansvariga för att bekosta och utföra. Om så är fallet kan inte de beviljade bidragen anses förenliga med LOVA-förordningen. Det är möjligt att en del av dessa projekt har kategoriserats fel, att vägledningen varit otydlig, eller att vi tolkat sammanfattningarna felaktigt. Vi rekommenderar dock att den eventuella tilldelningen av medel till företag och privatpersoner liksom finansiering av genomförandet av VA-åtgärder utreds.

5. EXEMPEL PÅ MILJÖEFFEKTER AV LOVA-PROJEKT

Exempel på miljöeffekter ges för 11 åtgärdstyper som valts ut enligt de kriterier som anges i kapitel 3. Dessa åtgärdstyper omfattar sex av de åtgärdsinriktningar som LOVA-projekten indelas i enligt LOVA-förordningen 1) Minska internbelastning av fosfor från bottensediment, 2) Återcirkulering av näringsämnen, 3) Övriga övergödningsprojekt, 4) Minska spridning av miljögifter från fritidsbåtar, 5) Andra åtgärder i vatten, samt 6) Förlorade fiskeredskap. Åtgärdssamordning adresseras inte då exemplifiering av miljöeffekter begränsats till effekter som kan uppmätas vid genomförande av fysiska åtgärder. Då uppföljning och utvärdering av LOVA-projekt är förhållandevis sällsynt baseras exemplen i huvudsak på utvärderingar om åtgärdstypernas effekter som genomförts i andra sammanhang (se även kapitel 3). För varje åtgärdstyp finns också en sammanfattning av den information om berörda LOVA-projekt som fanns tillgänglig för utvärderingen. De 11 valda åtgärdstyperna framgår av Figur 15, som illustrerar storleken på LOVA-bidrag i varje åtgärdstyp. Variationen i bidragsstorlek var i många fall mycket stor inom åtgärdstypen. Bidragsstorleken skiljde sig även avsevärt mellan åtgärdstyper.



Figur 15. Finansiering av LOVA-projekt för utvalda åtgärdstyper. Figuren visar fördelning och medianstorleken på bidragen inom varje åtgärdstyp. Värden 1,5 gånger större än den övre kvartilen utgör extremvärden (o). Värden 3 gånger större än den övre kvartilen utgör avlägsna extremvärden (*). Notera att fritidsbåtsrelaterade åtgärder i figuren är uppdelat i borsttvätt, sanering av båtskrov, och spolplatta.

5.1. MINSKA INTERN BELASTNING AV FOSFOR

Långvarig tillförsel av näringsämnen från land till sjöar och kustområden har på många ställen resulterat i övergödning med kraftig tillväxt av växtplankton, försämrat siktdjup och ibland även syrebrist i bottenvattnet. Det övergödda tillståndet kan upprätthållas under lång tid till följd av en intern omsättning av framför allt fosfor s.k. internbelastning. Flera olika processer bidrar till internbelastning av fosfor. Framför allt påverkas processen av syrekonzentrationen i bottenvattnet; vid höga syrehalter binds fosfor till stor del upp i järn-fosforföreningar i sedimentet medan det vid låga syrekonzentrationer frigörs till vattnet och driver på övergödningen ytterligare. Även i grunda syresatta miljöer kan fosfor frigöras, men då på grund av att fosfor frigörs från sedimentet vid högt pH under perioder med kraftig primärproduktion. Bottenlevande fisk kan också störa sedimenten, liksom vind i grunda miljöer, vilket kan öka tillgängligheten av fosfor i vattenmassan (Huser 2016b).

Att minska internbelastning av fosfor i sjöar och kustmiljöer omnämns som en stödberättigad åtgärd enligt LOVA-förordningen sedan SFS 2017:1299 trädde i kraft. I Havs- och vattenmyndighetens vägledning för LOVA-projekt nämns fyra specifika metoder för att minska läckage från sediment som stödberättigade; reduktionsfiske som utförs med avsikt att minska internbelastning av fosfor, permanent fastläggning av fosfor i sediment, bortförsel av fosfor från sediment, och syresättning av anoxiskt bottenvatten för att stimulera naturlig fastläggning av fosfor (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Här presenteras information och resultat från uppföljningsstudier avseende reduktionsfiske och aluminiumfällning.

5.1.1. Reduktionsfiske

Övergödning kan upprätthållas och till och med förstärkas om rovfiskbestånden är svaga. Bristen på rovfisk bidrar till ökade bestånd av fisk som äter djurplankton eller andra betare, vilket leder till att dessa blir färre och i mindre utsträckning kan beta ner växtplankton och fintrådiga alger. Reduktionsfiske inriktas på att minska bestånden av djurplanktonplanktonätande fisk, varför åtgärden förväntas öka mängden djurplankton vilket i sin tur kan reducera förekomsten av växtplankton och bidra till minskad grumlighet och ett bättre siktdjup. För vissa fiskarter är även bottenfauna en viktig födoresurs. Dessa arter kan vid födosök i botten sedimenten röra upp näringsrikt sediment och öka vattnets grumlighet och därmed tillföra fosfor till vattenmassan (Bernes 2015). Reduktionsfisket kan även minska denna påverkan om fisket riktas mot dessa arter. Dessutom innebär reduktionsfiske att näringsämnen förs bort från vattnet genom uttag av fiskbiomassa.

Begreppet biomanipulering omfattar både reduktion och utsättning av arter. Vid utsättning av rovfisk är avsikten att minska de planktonätande fiskarnas dominans. Vanliga arter vid utsättning av rovfisk är gös, gädda och abborre. Ibland förekommer samtidigt reduktionsfiske och utsättning av rovfisk.

5.1.1.1. LOVA-bidrag för reduktionsfiske

Reduktionsfiske har genomförts med LOVA-bidrag sedan 2010. Under utvärderingsperioden har 22 projekt som omfattar reduktionsfiske genomförts och uppskattningen utifrån underlaget är att cirka 13,5 miljoner har betalats ut i bidrag till projekten. Kvantitativ information om projektens genomförande och resultat fanns endast angivet i underlagsmaterialet i ett fåtal fall (t.ex. upptag av fisk per hektar, minskad mängd fosfor). Information om de metoder som använts för att uppskatta resultat saknades också ofta.

LOVA-bidrag kan finansiera reduktionsfiske både i syfte att förbättra vattenkvalité och för att minska internbelastning av fosfor. I det senare fallet kan ett högre stödbelopp erhållas. Från underlaget för utvärderingen var det inte möjligt att avgöra vilket huvudsyfte som avsågs.

5.1.1.2. Effekter av reduktionsfiske

Det finns många studier av effekter av reduktionsfiske, både nationella och internationella. Syftet med reduktionsfiske anges vanligen som en åtgärd för att förbättra vattenkvalité. Här presenteras två övergripande studier som delvis bygger på resultat från reduktionsfiske i svenska sjöar samt resultat från tre LOVA-projekt (se även Tabell 5.1).

Meta-analys av reduktionsfiske i sjöar

Genom EviEM (Mistras råd för evidensbaserad miljövard) har en systematisk utvärdering av befintliga studier av reduktionsfiske och utsättning av rovfisk i Europa och Nordamerika genomförts. EviEMs generella metodik för systematisk utvärdering beskrivs i Bernes 2019, och specifika kriterier för utvärderingen om reduktionsfiske i Bernes et al. 2015.

Utvärderingen av reduktionsfiske baseras på en meta-analys och sammanväger de ingående studiernas resultat kvantitativt för ett urval av parametrar. I utvärderingen ingick biomanipulering i 123 sjöar. Metanalysen genomfördes på en delmängd av ingående studier och parametrar baserat på en bedömning av kvalitet på tillgänglig data.

Meta-analysen visade att de undersökta reduktionsfiskena, ensamt eller i kombination med utsättning av rovfisk, medförde signifikant ökat siktdjup och minskad halt av klorofyll under pågående ingrepp och de första tre åren efteråt.¹⁵ De första tre åren var siktdjupet 0,23–0,70 m högre och klorofyllhalten 14–52 µg/l lägre än före ingreppet. Efter fyra år eller mer kunde dock signifikanta effekter inte längre påvisas. Reduktionsfiske fungerade särskilt väl i relativt små sjöar med kort omsättningstid och hög fosforhalt. Man konstaterade också att ökat uttag av fisk ledde till kraftigare effekter av reduktionsfisket. Bland de ingående studierna fanns dock flera exempel på sjöar där reduktionsfisket inte medfört några förbättringar alls. Att enbart sätta ut rovfisk hade inte signifikant effekt på siktdjup och klorofyll. Halten av fosfor angavs inte som en

¹⁵ Meta-analysen uttrycker den sammanvägda effektstorleken i form av medelvärdesskillnaden, det vill säga skillnaden mellan genomsnittsutsläppet av behandlingen och genomsnittsutsläppet av kontrollbehandlingen.

effektparameter för reduktionsfisket.

Andra övergripande analyser av resultat från reduktionsfisker i sjöar

Sveriges Lantbruksuniversitet presenterade 2021 en sammanställning av resultat från 118 studier där biomanipulering i sjöar i Norra Europa följts upp (Dahlin et al. 2021).

Framgångsrika resultat av reduktionsfiske, främst av karpfisk, identifierades i cirka 60 % av studierna och i cirka 75 % av fallen om reduktionsfisket kombinerades med utsättning av rovfisk. ”Framgång” definierades som när minst två av tre av parametrarna koncentration av fosfor, klorofyll och siktdjup hade förbättrats signifikant vid jämförelse före och efter åtgärden.¹⁶

Resultat från reduktionsfiske i Östersjön

I Östersjön har reduktionsfiske av karpfisker med avsikt att förbättra vattenkvalité genomförts i kustområden vid några tillfällen. Enligt Dahlin et al. (2021) har sex försök genomförts i svenska och finska vatten i Östersjön under 2010–2019. Av de försök som följts upp har inga signifikanta förbättringar påvisats i vattenkvalité eller sammansättning av fiskesamhället.

Exempel på LOVA-projekt där uppföljning från reduktionsfiske redovisats

Växjösjön reduktionsfiskades med stöd av LOVA-bidrag 2016–2018. Efter reduktionsfisket uppmättes en signifikant minskning av koncentrationer av totalfosfor och klorofyll motsvarande 20 % respektive 30 % samt en ökning av siktdjup motsvarande 60 % (Synlab 2019, 2020). Den upptagna fisken användes främst till biogasframställning men kunde också hämtas av privatpersoner för att användas som matfisk eller betesfisk (Hedén 2018). Växjösjön har efter nämnda reduktionsfiske även varit föremål för aluminiumfällning för att ytterligare minska mängden fosfor i sjön (se stycke 5.1.2). I Kronobergs län har signifikant positiva effekter på vattenkvalité som följd av reduktionsfiske även konstaterats i sjön Trummen samt viss förbättring i Södra Bergasjön.

I Sövedsjön genomfördes reduktionsfiske år 2018 och 2019. Uppföljning under 2019 indikerade ökat siktdjup och minskad turbiditet och ökad abundans av stor abborre. Halten totalfosfor ökade dock mellan 2018 och 2019. Den upptagna fisken användes till biogasframställning. Ytterligare reduktionsfiske genomfördes hösten 2019 och det uppges i slutrapporten av projektet att det är främst från 2020 och framåt som effekter kan förväntas (Klara Vatten 2019). Uppföljning fortsätter, dock ej som LOVA-projekt.

År 2016–2017 genomfördes reduktionsfiske med stöd från LOVA-bidrag i sjön Lilla Nätaren (Jönköpings kommun). Sjön har dock reduktionsfiskats sedan 2009. Totalt har 3,5 ton karpfisk tagits upp (13 kg per hektar – se motsvarande siffror för andra LOVA-projekt i Tabell 5.1). Uppföljning i Lilla Nätaren genom nätprovfiske har genomförts av Länsstyrelsen i Jönköping och finansierats av Jönköpings kommun. Resultaten visar att

¹⁶ Effektstorleken beräknades som log response ratios ($\log(X_{\text{efter åtgärd}}/X_{\text{före åtgärd}})$). För vissa parametrar vars data inte var jämförbara indelades resultaten i tre klasser; ökning, minskning, ingen förändring. För att bedömas som en förändring sattes en gräns på 10 %.

fisksamhället inte har förändrats avsevärt under den period som reduktionsfiske pågått. Reduktionsfiske har därför inte fortsatt efter 2017 eftersom effekten bedöms ha varit för dålig. För litet uttag av fisk anses vara huvudorsaken och det är också oklart hur Lilla Nätaren påverkas av migration av fisk från sjön Stora Nätaren (Jönköpings län 2021, samt pers. komm. Länsstyrelsen Jönköping).

Tabell 5.1. Kompletterande information om studier som utvärderat miljöeffekter vid reduktionsfiske.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Bernes et al. 2015.	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-reivew.	Av de studier som ingick i meta-analysen avsåg 85 % åtgärder som utförts i Europa (en majoritet av studier från Danmark, Finland och Sverige) och 15 % i Nordamerika. En majoritet gällde reduktionsfiske medan 20 % av studierna avsåg utsättning av rovfisk och i cirka 30 % hade en kombination av reduktionsfiske och utsättning av rovfisk använts. Sjöarna hade varierande egenskaper men var förhållandevis små, grunda och kraftigt övergödda. Upptaget av fisk i de ingående studierna varierade mellan cirka 10 och drygt 1200 kg per hektar.
Dahlin et al. 2021	Rapport från Sveriges Lantbruksuniversitet. Intern granskning SLU.	Utvärderingen omfattade 118 studier av grunda sjöar som varierade i storlek från några få hektar till sjösystem på flera tusen hektar. I genomsnitt var uttaget av fisk 180 kg per hektar. Studierna omfattade reduktionsfiske enbart eller i kombination med kemiska och fysiska behandlingar för att minska näringsämnen samt utsättning av rovfiskar, eller enbart utsättning av rovfisk.
Synlab 2019, 2020	Slutrapport från LOVA-projekt. Intern granskning Synlab.	Växjösjön ligger i Kronoberg län. Sammanlagt 18 ton fisk togs upp under 2016-2018 (225 kg per hektar). Sjön bedömdes vid inledning av reduktionsfisket, baserat på data från 2010–2015, vara i otillfredsställande status avseende totalfosfor och klorofyll samt i måttlig status avseende siktdjup. Efter reduktionsfisket hade ekologisk status förbättrats till måttlig status för totalfosfor och god status avseende siktdjup medan klorofyll fortsatt indikerade otillfredsställande status.
Klara Vatten 2019	Slutrapport från LOVA-projekt. Intern granskning Klara Vatten.	Sövdesjön ligger i Skåne län. Sjön har bedömts vara i dålig ekologisk status på grund av övergödning. Vid reduktionsfisket och ett inledande provfiske togs sammanlagt 105 ton fisk upp (385 kg per hektar), främst braxen, björkna och mört, med ett beräknat fosforinnehåll på 785 kg. Statiska analyser framgår inte för de parametrar som redovisas i stycke 5.1.1.3.

5.1.1.3. Sammanfattning reduktionsfiske

Det finns många exempel på att reduktionsfiske kan förbättra vattenkvaliteten i övergödda sjöar, men det finns även exempel på att vattenkvaliteten inte förbättrats. Flera faktorer påverkar resultatet såsom den ursprungliga fosfatkoncentrationen i sjön, sjöns storlek, och att tillräckligt stora mängder fisk måste tas upp för att åtgärden ska ge effekt (se t.ex. Bernes et al. 2015).

Åtgärden kan leda till viss reduktion av fosfor men minskar framför allt symptomen på övergödning, främst genom att grumligheten minskar och siktdjupet ökar. Effekterna tenderar dock att avta 3–10 år efter att reduktionsfisket genomförts (se t.ex. Søndergaard et al. 2007, Jeppesen et al. 2012, Søndergaard et al. 2017). Flera studier betonar att metoden främst bör användas som komplement till andra åtgärder, till exempel i de fall där tillförsel av näringsämnen i avrinningsområdet har reducerats men återhämtning i recipienten är långsam (t.ex. Degerman et al. 2017, Jilbert et al. 2020).

Vad gäller användning av den fiskbiomassa som tas upp finns enligt Ramboll 2019 ingen kommersiell resursanvändning av uttagen fisk i Sverige och den vanligaste användningen är att kommunerna betalar för att fisken ska rötas till biogas eller användas för att producera växtgödningsmedel.

5.1.2. Aluminiumfällning

Aluminiumfällning, även kallad aluminiumbehandling, är en åtgärd som syftar till att minska internbelastning av fosfor och återställa vattenkvaliteten (Box 2). I syresatta sediment binds fosfor naturligt till stor del till mineral som innehåller järn, men även till mineral innehållande aluminium och kalcium. Eftersom järn är redox-känsligt förlorar fosforbindande järnmineraler sin förmåga att binda fosfor vid syrefria förhållanden, vilket leder till att järnbunden fosfor frigörs (Vahtera et al. 2007). Vid aluminiumfällning utnyttjas det faktum att aluminium inte är redox-känsligt. Aluminium som tillförs vid en fällning reagerar med vattnet och bildar ett mineral som faller fosfor. Med tiden kristalliseras fosfor till stabila mineraler som stannar permanent i sedimentet, även i syrefria miljöer, och hindrar den från att frigöras till vattnet och bidra till övergödning (Huser & Köhler 2018).

Vid åtgärden sätts aluminium ofta till i form av en aluminiumsaltlösning, antingen till vattenmassan eller genom injektion direkt i sedimenten. Stöd för aluminiumfällning genom båda teknikerna kan fås genom LOVA-bidrag.

Box 2. Omfattning av aluminiumbehandling i Sverige och internationellt.

Aluminiumfällning har använts i hundratal sjöar i framför allt USA och Europa, inklusive Sverige, sedan 1950-talet (t.ex. Cooke et al. 2005, Huser et al. 2016a). I Sverige har en rad sjöar och kustområden åtgärdats med aluminiumbehandling sedan 1960-talet, exempelvis Långsjön 1968–1979, 2006, Lejondalssjön 1991–93, Bagarsjön 1997, Flaten 2000, Malmsjön 2007, Trekanten 2011, Björnöfjärden 2012–2013 och Brunnsviken 2019. Björnöfjärden i Stockholms skärgård var första gången någonsin i kustmiljö (Rydin et al. 2017). Fler havsvikar utreds inför eventuella åtgärder. Globalt sett är aluminiumfällning den nu mest använda metoden för att minska internbelastning i sjöar (Agstam-Norlin et al. 2021, Jilbert et al. 2020, Kuster et al. 2020).

5.1.2.1. LOVA-bidrag för aluminiumfällning

Under kartläggningsperioden har tre projekt med aluminiumfällningar i sjöar utförts; i Järlasjön/Sicklasjön, Växjösjön samt Orlången/Trehörningen. Projekten fick mellan 2 och 5,5 miljoner kronor i LOVA-bidrag. Den yta som behandlades var 52, 77 respektive 145 hektar, och enligt den information som rapporterats till projektkatalogen uppskattas att 0,4 ton, 1,3 ton respektive 5,4 ton fosfor har fastlagts i sedimentet till följd av åtgärden.

5.1.2.2. Effekter av aluminiumfällning

Det finns många studier av åtgärdseffekt av aluminiumbehandling, både nationella och internationella. Här presenteras övergripande slutsatser och resultat från ett urval av vetenskapliga artiklar samt ett LOVA-projekt (se även Tabell 5.2).

Effekter på vattenkvalité

Aluminiumbehandlingar resulterar ofta i en förhållandevis snabb och tydlig positiv effekt med minskade halter av fosfor och växtplankton som följd (Cooke et al. 2005). Hur länge den positiva effekten kvarstår varierar; det finns exempel där den positiva effekten kvarstår i några månader upp till mer än 40 år efter behandling (se t.ex. Welch & Cooke 1999, Huser et al. 2016b). Det finns även många exempel på aluminiumbehandlingar som misslyckats med att stoppa eller minska internbelastningen, exempelvis på grund av underdosering av aluminium, men oftast till följd av otillräckligt åtgärdsarbete i avrinningsområdet (Welch & Cooke 1999, Huser & Pilgrim 2014). I en studie av Agstam-Norlin et al. (2021) utvärderades åtgärdseffektens varaktighet och visade att den bland annat beror på sjöns morfometri, sedimentets lager av läckagebenägen fosfor, tillsatt aluminiumdos och appliceringsmetod. Studien visade också att det är av yttersta vikt att den externa belastningen av fosfor från avrinningsområdet åtgärdas (Agstam-Norlin et al. 2021). Ju större avrinningsområdet var, och därmed externbelastningen, desto kortare tid tog det att få tillbaka internbelastningsproblematik och försämrad vattenkvalitet. Nästan alla sjöar i Sverige som har aluminiumbehandlats har samma problem. För att göra en lyckad aluminiumbehandling krävs således god kännedom om både sjön och avrinningsområdet beskaffenhet, samt expertkunskap för att beräkna internbelastningens storlek och rätt aluminiumdosering för att stoppa den. Dessutom krävs resurser och kunskap för att

åtgärda den externa fosforbelastningen.

I en genomgång av resultaten från cirka 20 aluminiumbehandlade sjöar belägna i Sverige och i andra länder sammanfattas att åtgärden minskar internbelastningen med 85–100 %, oftast runt 90 % om den görs på rätt sätt (Huser et al. 2016b). En analys av aluminiumbehandling i 114 sjöar visade att vattenkvaliteten (totalfosfor, siktdjup och klorofyll) förbättrades i de flesta sjöar, och att åtgärdens livslängd (totalfosfor i ytvattnet) i genomsnitt var 11–15 år (intervall 0–45 år) (Huser et al 2016a). Metoden var som mest effektiv och varaktig i djupa sjöar med litet avrinningsområde i förhållande till sjöyta, samt när den tillsatta dosen av aluminium var tillräckligt hög.

Tabell 5.2. Kompletterande information om studier som följt upp miljöeffekter av aluminiumfällning

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Huser et al. 2016a	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	I studien analyseras 114 aluminiumbehandlade sjöar belägna i Europa (inklusive Sverige) och USA, för att identifiera vilka faktorer som har störst betydelse för att åtgärden ska lyckas med att minska internbelastningen och förbättra vattenkvaliteten. Effekten kvarstod betydligt längre i djupa, skiktade sjöar (cirka 21 år) än grunda, polymiktiska sjöar (cirka 6 år). Utvärderingen identifierade också att aluminiumdos och sjöarnas hydrologi och morfologi var avgörande för hur bra behandlingen lyckades. Andra variabler som också föreföll betydelsefulla var fosforhalt i sedimentet i förhållande till aluminiumtillsats, samt förekomsten av bottenlevande fisk, men detta kunde inte beläggas statistiskt p.g.a. begränsad datatillgång.
Huser et al. 2016b	Rapport från SLU. Interngranskad.	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) har på uppdrag av Vattenmyndigheterna och Havs- och vattenmyndigheten sammanställt kunskap och data från sjöar och kustområden där internbelastning har konstaterats. Inom ramen för uppdraget uppdaterades även åtgärdsbiblioteket i VISS med schabloner på effekter och kostnader för åtgärder för bland annat aluminiumfällning (och även andra åtgärder mot internbelastning), baserat på publicerade rapporter och vetenskapliga artiklar. Dataunderlaget för aluminiumbehandling baserades på cirka 20 sjöar, belägna både i Sverige och andra delar av världen, som behandlats någon gång under perioden 1977–2014. Den behandlade ytan varierade mellan 16–266 hektar, använd Al-dos 18–122 g Al per kvadratmeter och livslängd på åtgärden <1 år till >40 år.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Agstam-Norlin et al. 2021	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Studien analyserar övervakningsdata från 25 års tid eller längre från sex svenska aluminiumbehandlade sjöar av varierande storlek, morfologi, Al-dos och appliceringsmetod. Resultaten visar likt andra översiktsstudier att vattenkvaliteten förbättrades avsevärt under åtminstone de första fyra åren, men av varierade grad från 7 till >47 år, beroende på typ av sjö, Al-dos och förhållandet mellan avrinningsområdets yta och sjön. Viktigt för långvarig effekt var att åtgärda den externa fosforbelastningen.
Synlab 2020	Rapport om LOVA-projekt. Intern granskning, Synlab.	Växjösjön (52 hektar) ligger i Kronobergs län. I projektet tillsattes 2018 aluminium i form av 300 ton polyaluminiumklorid (PAX XL 100), först till vattenmassan (50 ton) och sedan till bottensedimentens översta lager (250 ton). Dosen motsvarade 30 ton aluminium och utgjorde 60% av vad som krävs för att binda all läckagebenägen fosfor i sedimentet. Den efterföljande reduktionen i fosfor resulterade i att den ekologiska statusen avseende totalfosfor bedömdes som god. Även klorofyllhalten minskade med cirka 30 % och förbättrades till motsvarande god ekologisk status. Efter aluminiumbehandlingen bedömdes den ekologiska statusen som hög avseende siktdjup. pH-värden i Växjösjön låg inom intervallet 6,0–9,0 och analys av oorganiskt aluminium visade halter som inte anses vara skadliga.

Exempel på LOVA-projekt som genomfört aluminiumfällning

Växjösjön aluminiumbehandlades 2018 med stöd av LOVA-bidrag. Innan behandlingen hade flera andra åtgärder för att minska övergödning i Växjösjön genomförts, bland annat förbättrad dagvattenhantering och sedimentmuddring. Även reduktionsfiske genomfördes under 2016–2018 (se 5.1.1).

Till följd av reduktionsfisket 2016–2018 minskade halterna totalfosfor med cirka 20 % och efter aluminiumbehandlingen minskade totalfosfor med ytterligare cirka 30 %. Totalt sett halverades fosforhalterna i Växjösjön, från cirka 28 µg per liter före åtgärderna till cirka 14 µg per liter efter aluminiumbehandlingen och siktdjupet fördubblades jämfört med före åtgärderna (Synlab 2020). Detta har resulterat i en väsentlig förbättring av vattenkvalité (se Tabell 5.2). Sedimentproppar som togs 2020 indikerade mellan cirka 2-3 gram aluminiumbunden fosfor per kvadratmeter och att uppskattningsvis 1,3 ton aluminiumbunden fosfor bildats. I projektets slutrapport anges att mer aluminiumbunden fosfor förväntas bildas med tiden. Baserat på modellbaserade beräkningar uppskattas att totalt 4 ton fosfor kommer att kunna fastläggas som resultat av behandlingen.

Risk för aluminiumtoxicitet

Aluminium kan vara skadligt för vattenlevande organismer om det förekommer i löst form i tillräckligt hög koncentration (t.ex. Gensmer & Playle 1999).

Aluminiumbehandlingar utförs huvudsakligen i miljöer med neutralt pH (pH 6–8), där behandlingens prestanda är optimal. Vid detta pH binder aluminium till organiskt material eller bildar fasta amorfa aluminiumhydroxider som i sin tur binder fosfatfosfor vilket minskar reaktiviteten och biotillgängligheten av aluminiumet (Gensmer & Playle 1999) och gör därmed risken för toxicitet försumbar (Pilgrim & Brezonik 2005, Huser & Köhler 2012).

Övrigt

Aluminiumfällning anses vara en av de mer kostnadseffektiva metoderna för att minska internbelastning av fosfor. Huser et al. (2016b) anger en kostnad motsvarande cirka 130-1290 kronor per kg fosfor (6–114 tusen kronor per hektar). Kostnaden för injicering i sediment är betydligt högre än tillsättning i vattenmassan (cirka 80 tusen kronor per hektar jämfört med cirka 22 tusen kronor per hektar). En av förklaringarna till detta är att det tar längre tid att applicera aluminium genom injicering. Fördelarna med injicering är att suspension, transport av aluminium och påverkningarna på biota i vattenmassan kan minska samt att bindningseffektiviteten kan öka (Huser & Köhler, 2018).

5.1.2.3. Sammanfattning aluminiumfällning

Aluminiumfällning som görs på rätt sätt resulterar i en snabb och tydlig minskning av internbelastning av fosfor. Sker det i kombination med åtgärder på land som minimerar den externa fosforbelastningen, kan övergödningen stoppas helt. Det som påverkar hur bra åtgärden lyckas är bland annat sjöns morfometri, hur mycket läckagebenägen fosfor som finns i sjöns sediment och hur väl man lyckas tillsätta en lämplig aluminiumdos för den mängd fosfor som ska bindas. Vilken appliceringsmetod som används spelar också roll. För att effekten ska bestå är det avgörande att inte ny fosfor tillförs i stor omfattning, antingen från tillrinningsområdet eller via vattenutbytet i havsvikar, annars byggs internbelastning åter upp. Aluminiumfällning uppskattas vara den mest kostnadseffektiva metoden som används för att minska internbelastning och har betydligt mer långsiktiga effekter än många andra åtgärder som genomförs med LOVA-bidrag (för en sammanfattning av långsiktiga effekter se kapitel 7). Dock ska man ta i beaktning att åtgärden bara är effektiv och kostnadseffektiv om den utförs på ett korrekt sätt, vilket kräver mycket bakgrundsinformation och expertkunskap

5.2. ÅTERCIKULERING AV NÄRINGSÄMNE

LOVA-bidrag kan ges för åtgärder som bidrar till att näringsämnen återförs från vatten till land. Avsikten är både att minska näringsämnen i vattenmiljöer och att återvinna näringsämnen för bruk som exempelvis gödningsmedel. De exempel som ges i Havs- och vattenmyndighetens vägledning för LOVA-bidrag är odling av musslor, blå fånggrödor eller 'andra metoder för återcirkulering'. I det här avsnittet tas två åtgärdestyper upp; släkesrensning som varit en förhållandevis vanlig åtgärd under utvärderingsperioden, och

musselodling som specifikt nämns som en stödberättigad åtgärd i den ändrade LOVA-förordningen som trädde i kraft 1 januari 2018.

5.2.1. Släkesrensning

När alger och sjögräs rycks loss och spolade upp på stränder ruttnar de efter en tid, vilket leder till att dåliga lukter sprider sig i området. De uppspolade algerna kallas på gotländska för släke och är särskilt vanligt på just Gotland. Det förekommer dock även i sydöstra Sverige och begreppet har börjat användas även på andra orter för att beskriva fenomenet (Weber-Qvarfort 2016). För att undvika att nedbrytning av släke bidrar till återföring av näringsämnen till vattnet och att oönskade odörer sprids görs uppsamlingar av materialet, här kallat släkesrensning. Historiskt har släke använts av bönder som gödsel och på så sätt har näringen återcirkulerats till jordbruket men med introduktionen av mineralgödsel så upphörde i stort sett användandet (Franzen et al. 2019).

5.2.1.1. LOVA-bidrag för släkesrensning

Under utvärderingsperioden avslutades 63 LOVA-projekt avseende släkesrensning. Alla projekt utom ett utfördes i Gotlands län. I underlaget för utvärderingen beskrevs för 28 projekt att syftet var att återcirkulera de uppsamlade massorna till jordbruk. I övriga 35 projekt framkom ingen information om återcirkulering. Totalt uppskattas att 5,2 miljoner kronor betalades ut i LOVA-medel för släkesrensning.

Hur mycket släke som hade rensats från stränderna framgick i underlaget för 25 projekt, varav det i 16 fall redovisades i vikt och i resterande fall i volym. De redovisade släkesmassorna varierade mellan 2–1960 ton samt 75–265 kubikmeter.

5.2.1.2. Effekter av släkesrensning

Upptag av alger från stränder medför en omedelbart förbättrad miljö för rekreation vid stranden och kan medföra en viss lokal förbättring av vattenkvaliteten (Malm et al. 2004). I de fall där släke även rensas från vattenbrynet undviker man eventuella problem med nitrifikation och syretäring vilket lokalt kan slå ut bottenfaunan i grunda områden med hög nedbrytning av organiskt material (Malm et al. 2004). Det är dock framför allt i de fall som materialet förs bort från stranden och återanvänds som släkesrensning kan ses som en åtgärd för att minska övergödning. Det här stycket fokuserar på studier som belyst det potentiella upptaget av näringsämnen via omhändertagande av släke, åtgärden ur ett kostnads-nyttoperspektiv, potentiellt negativa miljöeffekter av släkesrensning, samt möjligheter till återanvändning av släke (se även Tabell 5.3).

Upptag av näringsämnen genom släkesrensning

Thomas et al. 2021 undersökte vilken potential som finns för upptag av näringsämnen genom skörd av marin biomassa ur ett livscykelperspektiv, bland annat genom släkesrensning av stränder på Gotland. Den årliga insamlingen av alger på Gotland beräknades resultera i upptag av 61 ton kväve och 5 ton fosfor medan emissionen av

fosfor och klimatpåverkan bedömdes som låg.¹⁷ En förutsättning för låg klimatpåverkan är dock att materialet tas om hand, till exempel genom produktion av biokol som jordförbättringsmedel, och inte blir kvarliggande på eller i närheten av stranden (Thomas et al. 2021).

Den praktiska insamlingen av släke kräver sandytor och sett till hela Sverige har lämpligheten bedömts vara begränsad till stränder i Skåne och Halland samt på Öland och Gotland (Dahl et al. 2019). Den potentiella insamlingen av algskörd på svenska stränder uppskattas vara tio gånger högre än den uppskattade mängden alger som samlas in årligen på Gotland enligt Thomas et al. 2021. De näringsämnen som potentiellt kan återföras till land har beräknats motsvara för kväve 6 % av det årliga reduktionsmål som Sverige förbundit sig till genom Aktionsplanen för Östersjön och 9 % för fosfor (Dahl et al. 2019).

Kostnader och nytta av släkesrensning

I en kostnads-nyttoanalys av släkesrensning på Gotland under 2009–2018 bedömdes nyttan överväga kostnaderna (Söderqvist et al. 2021). Uppskattning av nyttan av släkesrensning baserades på fyra undersökningar där människors betalningsvilja för att minska eutrofiering i Östersjöområdet undersökts. Tillsammans med värderingsstudierna, uppgifter om mängden alger som samlats in och koncentrationen av kväve och fosfor i alger beräknades insamling av alger under 2009–2018 motsvara en nytta på 11,5 miljoner amerikanska dollar (USD)¹⁸ medan den totala kostnaden beräknades till 1,73 miljoner USD. Författarna belyser en osäkerhet i beräkningarna som beror på att vissa identifierade nyttor och kostnader inte kunde beskrivas i monetära termer, till exempel nyttan i att bortförsel av alger förväntas öka rekreativvärden eller att fysiska förändringar av strandzonen som kan orsakas av släkesrensning kan ge ökad risk för erosion och därmed framtida kostnader.

I en studie som genomfördes i Trelleborg uttrycktes en väsentlig lokal betalningsvilja för att samla in alger från stränder och använda dem till biobränsle eller biogödsel (Risén et al. 2017). Resultaten kan antas reflektera både en önskan om bättre lokal strandmiljö och ett generellt intresse för miljöåtgärder.

Negativa miljöeffekter av släkesrensning

Bortförsel av släke kan betyda lokala förluster av habitat vilket kan påverka arter som lever i eller av det som produceras i de uppspolade algerna (se t.ex. Zielinski et al. 2019). Ansamlade alger i vattenbrynet är till exempel viktiga födosöksområden för vadare som äter smådjur som lever i algerna (Blad et al. 2011). Vallar av uppflutna alger fungerar också som skydd för stranderosion. Driftvallar är en definierad naturtyp enligt Natura 2000 (Årnuell vegetation på driftvallar 1210) och inom naturreservat och Natura 2000-områden krävs tillstånd för att ta bort ansamlingar av alger.

¹⁷ Denna uppskattning av algskörd på Gotland kom från personlig kommunikation.

¹⁸ 2018 års värde.

Tabell 5.3. Kompletterande information om studier som adresserar effekter av och förutsättningar för släkesrensning.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Thomas et al. 2021	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-view.	I studien beräknades upptag av N, P och C i biomassa liksom utsläpp av PO ₄ och CO ₂ -ekvivalenter bland annat från transport, energi, material och infrastruktur. Förutom skörd av släke från stränder på Gotland adresserar artikeln potentiellt upptag av näringsämnen via odling och skörd av kelp (Kosterhavet), blåmusslor (Skagerrak samt Sankt Anna skärgård), och sjöpunng (Skagerrak), samt via skörd av vass (Stockholm skärgård) och Stilla havsost (Orust).
Dahl et al. 2019	Rapport från Aquabiota. Intern granskning anges.	Beräkning av potentiell algskörd i Sverige baseras i rapporten på att 1) totala sträckan sandstrand i Egentliga Östersjön är ungefär 500 km, 2) per km sandstrand blåser det uppskattningsvis upp cirka 1500 ton (våtvikt) alger och växtbiomassa under en säsong (4 månader) (Trelleborg 2011) 3) av den mängd alger och växtbiomassa som hamnar på stränderna kan uppskattningsvis cirka 20 % samlas in (Bucholc et al. 2014), vilket motsvarar 333 ton (våtvikt) per km. För information om nämnda referenser se Dahl et al. 2019.
Söderkvist et al. 2021	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-view.	Baserat på de fyra studier av betalningsvilja som artikeln bygger på uppskattades betalningsviljan i medelvärde till 38 USD (2018 års värde) per kg reducerad PO ₄ -ekvivalent (spann 17–73 USD). Uppskattningen av mängden alger som samlats in 2009–2018 baserades på intervju med en person. Kostnaden för insamlingen av alger baserades på fakturerande kostnader och rapportering av frivilliga arbetstimmar av mottagare av LOVA-stöd. Administrativa kostnader baserades på kostnader som länsstyrelser rapporterat till Havs- och vattenmyndigheten. Potentiell emission av CO ₂ , NO _x och NH ₄ vid insamling och transport av släken baserades på bränsleförbrukning för de fordon som samlar in och för bort algerna och den samhällskostnad som används av Trafikverket för att beräkna kostnader för emissioner av dessa växthusgaser. ¹⁹
Franzen et al. 2019	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-view.	De gränsvärden som kadmium i släke jämförs med i studien är 2 mg Cd per kg torrsvikt för avloppsslam för jordbruksändamål (SFS 1998:944). Föreslaget gränsvärde av Naturvårdsverket från år 2030 är 0,8 mg Cd per kg torrsvikt (Naturvårdsverket 2013). Koncentrationen i de insamlade algerna varierade mellan 0,1–2,2 mg Cd per kg torrsvikt släke.

¹⁹ Se Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn; ASEK 7.0.

Återcirkulering av släke

En förutsättning för att släkesrensning ska bidra till återcirkulering av näringsämnen är återbruk. En traditionell användning av släke är som gödningsämnen i jordbruk. En begränsning för bruk av alger som gödningsmedel är dock att de kan ha högt innehåll av kadmium som redan i små doser utgör en hälsofara då det ansamlas i kroppen och kan ge upphov till cancer och andra negativa hälsoeffekter.

Denna hälsoaspekt har givit upphov till nya studier om lämpligheten i återcirkulering av släke och på Gotland undersöktes kadmiumkoncentrationer i släke år 2015 (Franzén et al. 2019). Endast ett av 15 prover innehöll kadmiumhalter som överskrider nuvarande gränsvärde för kadmium i avloppsslam för jordbruksändamål men ytterligare tre prover överskred den koncentration som Naturvårdsverket har föreslagit ska gälla för avloppsslam och biogödsel för jordbruksändamål från år 2030. Koncentrationen kadmium visade en positiv korrelation till prover som dominerades av ålgräs. När individuella arter analyserades visade det sig att ålgräs innehåller nästan tio gånger högre koncentration av kadmium än andra vanligt förekommande makrofyter i släken. Utveckling av teknik för utsortering av exempelvis ålgräs föreslås av författarna för att underlätta återcirkulering (Franzén et al. 2019).

Försök att använda de insamlade algerna för produktion av biogas har pågått under många år och i flera projekt. På hemsidan för Laholms kommun anges att det vid de försök som gjorts kommit med för mycket sand med släken vilket inte är önskvärt i biogasanläggningar. I stället återförs algerna numer till strandkanten under hösten.²⁰ På hemsidan för Trelleborgs kommun framkommer att de försök biogasframställning som gjorts inte visat sig vara lönsamma.²¹

I inter-reg projektet CONTRA (2019-2021) testades flera metoder för återbruk släke i Östersjöområdet, bland annat produktion av jordförbättringsmedel (kompost), biokol, biologiskt täckmaterial för att minska emission av metan från avfallsdeponier, och biogas (Chubarenko et al. 2021a). Projektets slutsats är att det finns potential för återbruk och framställning av kommersiella produkter av släke men att ytterligare utvecklings- och forskningsinsatser behövs. Praktiska svårigheter förekommer för de flesta tillämpningar, båda vad gäller insamling av alger på stränder och i produktprocessen. Inte minst finns idag problem att etablera ekonomiskt lönsamma produkter (Chubarenko et al. 2021b). Projektet rekommenderar också att släke enbart återbrukas från de stränder och badplatser som redan underhålls i rekreationssyfte men bör ligga kvar på övriga stränder²².

²⁰ Laholms kommun 28 februari, 2022 https://www.laholm.se/uppleva_gora/friluftsliv-och-motion/badplatser/havsbad/rensning-av-tang/?mode=Comment

²¹ Trelleborgs kommun 28 februari 2022, <https://www.trelleborg.se/bygga-bo-miljo/samhallsutveckling-och-hallbarhet/klimat-miljo-och-hallbarhet/tang-i-trelleborg/>

²² CONTRA Policy Brief, Towards sustainable solutions for beach wrack use and recycling.

5.2.1.3. Sammanfattning släkesrensning

Det har inte ingått i uppdraget att utvärdera LOVA-projektens samhällsnytta utöver direkta miljöeffekter. Släkesrensning har dock en uppenbar samhällsnytta i form av ökat rekreativsvärde när de illaluktande algerna tas bort från stranden. Som miljöåtgärd för att minska övergödning i havet har släkesrensning en potential för årlig reduktion av kväve och fosfor som inte är oväsentlig enligt beräkningar i Dahl et al. 2019. För att släkesrensning ska tillgodogöras som återföring av näringsämnen från hav till land krävs dock återvinning av den insamlade algbiomassan. Vi kan från underlaget för uppdraget inte bedöma hur mycket av upptagen släke som använts som jordförbättringsmedel eller för biogasframställning. Från allmänna hemsidor förefaller dock flera kommuner ha avbrutit försök att framställa biogas.

För att kunna utvärdera miljöeffekter av LOVA-bidrag för släkesrensning är det viktigt att vid ansökan ange om algerna planeras att återvinnas och på vilket sätt detta ska ske och att vid rapportering ange om de faktiskt återvunnits eller om de återförts till havet. Grundläggande information om insamlad mängd och vikt alger skulle möjliggöra ungefärliga uppskattningar av återföring av kväve och fosfor från hav till land i det fall att återvinning sker. För att undvika eventuella negativa effekter av bortförsel av alger, exempelvis förlust av födosökshabitat för rastande vadarfåglar, är det också viktigt att veta om det vid insamling av släke sparas vissa områden som inte rensas från alger.

5.2.2. Musselodling

Blåmusslor för mänsklig konsumtion odlas idag kommersiellt, exempelvis på den svenska västkusten och i andra delar av världen. På senare tid har musselodlingar även förespråkats som en åtgärd för att minska övergödningen i kustområden (Box 3). Grundtanken med musselodlingar som åtgärd mot övergödning är att utnyttja blåmusslans effektiva filtrering av vatten. Blåmusslan, som finns både på Sveriges väst- och ostkust, kan filtrera tre till nio liter vatten i timmen och tar därmed upp både plankton och annat organiskt material (Sanchez et al. 2004). Cirka 30 % av upptaget kväve sedimenteras genom fekalier som sedan kan muddras bort under odlingen. Cirka 40 % återgår till vattnet efter att ha omvandlats till ammoniumjoner genom musslans metabolism. Resterande 25 % lagras i musslans organ, och kan skördas och användas som livsmedel eller djurfoder (Haamer et al. 1999).

Box 3. Musselodling i Sverige

Kommersiella blåmusselodlingar för produktion av mat har funnits sedan mitten av 1970-talet i Sverige, men bedrevs länge av ett fåtal odlingsföretag och i en liten omfattning (Sanchez et al. 2004). Det första fullskaliga försöket i Sverige att odla blåmusslor med syftet att reducera övergödning gjordes i Lysekil. Avsikten var att utveckla ett kostnadseffektivt alternativ till att förbättra det lokala avloppsreningsverket (Lindahl et al. 2005). Denna målsättning nåddes inte, men ett antal försök att odla blåmusslor med det primära syftet att utvinna näringsämnen från havet har påbörjats sedan dess. Detta har gjorts som ett komplement eller alternativ till åtgärder mot övergödning på land (se exempelvis Gren et al. 2009, Haamer 1996, Lindahl et al. 2005, Petersen et al. 2014).

Under 2000-talet har musselodlingarnas vattenareal ökat; arealen var 78 % större år 2020 jämfört med år 2004 (Jordbruksverket 2020a). När det gäller antal anläggningar så fanns det 33 aktiva anläggningar år 2020. Siffrorna har varierat kraftigt mellan åren och Jordbruksverket understryker att de ska tolkas med försiktighet (Jordbruksverket 2020c, SCB 2010). Exempelvis så rapporterades att endast fem musselodlingar var aktiva år 2019 (Jordbruksverket 2019). Det går inte att utläsa i Jordbruksverkets statistik om registrerade anläggningar har som huvudsakligt syfte att producera livsmedel eller reducera näringsämnen i vattnet.

5.2.2.1. LOVA-bidrag för musselodling

Totalt åtta projekt under utvärderingsperioden handlade om musselodling och bestod exempelvis av test av nya tekniker för odling och foderproduktion, kartläggningar samt utvärderingar av tidigare anlagda musselodlingar. Projekten utgjordes av två pilotanläggningar och en fullskalig odling som anlades med bidrag från LOVA. De tre projekten genomfördes i Nacka, Trosa och Kalmar kommun. I Kalmar kommun anlades den fullskaliga musselodlingen. Samtliga projekt startade innan den nya förordningen trädde i kraft och varade fyra till fem år. Cirka 2,6 miljoner kronor betalades ut i LOVA-bidrag till de tre projekten.

I underlaget för ett av projekten framgick det att syftet med musselodlingen både var att minska belastningen av näringsämnen och producera foder. Det framkom ingen information i projektkatalogen om mätmetoder, beräknade resultat eller redovisade resultat av anläggningarna.

5.2.2.2. Effekter av musselodling

År 1999 gav Fiskeriverket ut en rapport om strategisk musselodling som pekade på att övergödningssproblematiken åtminstone delvis skulle kunna övervinnas med hjälp av musselodlingar och att åtgärden både var ekonomiskt lönsam och kretsloppsanpassad (Haamer et al. 1999). I början av 2000-talet började antalet musselodlingar i landet att öka i antal och omfattning, och likaså forskningen om musselodlingar som ett potentiellt sätt att komma till bukt med övergödning (Sanchez et al. 2004). Därefter har en vetenskaplig diskussion pågått om musselodlingarnas effektivitet som miljöåtgärd mot övergödning, med fokus på Östersjön på grund av den lägre salthalten vilket begränsar musslornas tillväxt. Här presenteras slutsatser från några artiklar med delvis olika uppfattningar om musselodlingars potential att bidra till minskad övergödning i Östersjön

(se även Tabell 5.4).

Musselodlingars kapacitet att ta upp näringsämnen

Musselodlingars kapacitet att fanga in och ta bort näring från vattnet beror på musselskördens storlek, tidsperioden mellan skördarna och näringsinnehållet i musslor vid respektive skörd (Hedberg et al. 2018). Blåmusslors fysiologi påverkas väsentligen av vattnets salthalt. Blåmusslor utmed svenska östkusten växer därför långsammare, och har lägre köttthalt och lägre innehåll av kväve och fosfor än musslor på svenska västkusten. Det gör att potentialen för att odla musslor i syfte att motverka övergödning är mindre i Östersjön jämfört med i Västerhavet. Hedberg et al. (2018) visade till exempel att skördar från odlingar i Kattegatt och Skagerak (>25 PSU²³) varierade mellan 50–190 ton våtvikt per hektar och år, medan skörden från odlingar i Egentliga Östersjön (6.5–7.3 PSU) var 7–50 ton våtvikt per hektar och år. Dessutom är blåmusslorna i Östersjön så små att de inte anses användbara som livsmedel. En rapport med preliminära resultat från EU-projekten Baltic Blue Growth, NutriTrade, och Rich Water²⁴ indikerade dock att ny teknik kan ge högre skörd av musslor i Östersjön (Kiessling et al. 2019). Faktorer som predation av ejder, väder, strömmar, settling av mussla har dock stor inverkan på skördevolymen (Minnhagen et al. 2019).

Kotta et al. (2020) lyfte musselodling som en lovande åtgärd för att minska övergödningen i Östersjön. Enligt beräkningar i studien skulle musselodlingar motsvarande en yta på 900 km² i centrala Östersjön och 600 km² i Bottenhavet, Bottenviken och Finska viken behövas för att ta upp den mängd näring som saknas för att nå de reduktionsmål för kväve och fosfor som överenskommits i HELCOM (HELCOM 2021). Wikström et al. (2020) ifrågasatte dock den uppskattade potentialen och påpekade risken för negativa sidoeffekter vid storskalig odling samt omfattande behov av infrastruktur för skörd och hantering av musslor från de angivna odlingsytorna.

Negativa miljöeffekter av musselodlingar

Omfördelning av näringsämnen till följd av en musselodling kan ha stor påverkan på den lokala miljön. En musselodling bidrar till att näring ackumuleras i musslor som kan sköras, men också till att cirka 75 % av den näring som musslan filtrerar utsöndras lokalt. Stadmark och Conley 2011 understryker till exempel att mängden näring som tas upp vid en musselodling måste ställas mot potentiellt ökad näringsfrisättning från sedimentet och minskad denitrifikation. Hedberg et al. (2018) betonar att det beroende på storlek på odlingen och rådande vattenrörelser finns risk att odlingen bidrar till ökad ansamling och sedimentation av organiskt material, vilket kan leda till syrebrist och ökade näringsflöden från sedimenten samt effekter på planktonsamhället och bottenlevande djur och på lokala musselbankar. Ökat siktdjup används ofta som

²³ Practical salinity unit, enhet för salthalt

²⁴ Baltic Blue Growth är ett EU Interreg-projekt med fokus på musselodling som åtgärd mot övergödning som genomfördes 2016–2019. NutriTrade är ett EU Interreg projekt som pågick 2015–2018. I projektet genomfördes pilotstudier för flera typer av havsbaserade åtgärder, bl.a. musselodling. Rich Water är ett EU Life-projekt som pågår 2016–2024 där många åtgärdstyper genomförs och utvecklas i Sverige, bl.a. musselodling.

ytterligare argument för musselodling som miljöåtgärd, men utvärderingar har visat att effekten är marginell och lokal. Författarna till dessa två studier delar inte bilden av att musselodling är en kostnadseffektiv åtgärd i Östersjön och betonar vikten av bättre kunskapsunderlag om åtgärdens positiva och möjliga negativa miljöeffekter innan fler musselodlingar etableras (Stadmark & Conley 2011, Hedberg et al. 2018).

Projektet Baltic Blue Growth följde miljöparametrar kring sex småskaliga musselodlingar i Östersjön under 2017–2018. Vad avser bland annat syreförhållanden, bottenfauna och växtplanktonsamhället uppgavs att inga negativa effekter detekterades i anslutning musselodlingar jämfört med referensområden (Aigars et al. 2019).

Tabell 5.4. Kompletterande information om studier som utvärderat miljöeffekter och förutsättningar för musselodlingar.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION OM
Stadmark & Conley 2011	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Studien sammanställer och utvärderar biogeokemiska kretslopp som påverkas av musselodlingar. Vid musselodlingar ökar sedimentationen av organiskt material, vilket riskerar leda till syrebrist och ökad frisättning av näring. Risken minskar om musselodlingar placeras i områden med större vattendjup och strömhastighet, men då förloras den lokala effekten av åtgärden. Författarna lyfter att åtgärden leder till ökad ackumulation av näringsämnen lokalt, och att den ökade näringsomsättningen leder till minskad reduktionspotential från odlingarna.
Hedberg et al. 2018	Rapport från Stockholms universitets Östersjöcentrum. Faktagranskad.	Rapporten sammanställer befintlig kunskap om musselodlingar i Östersjön, Kattegatt och Skagerak som är etablerade med det primära syftet att reducera övergödning. I studien lyfts att det är svårt att på ett tillförlitligt sätt beräkna hur mycket kväve och fosfor som tas upp för varje ton våtvikt musslor som skördas. Näringsinnehållet i musslorna beror på andelen kött, skal, byssustrådar och vatten som musslorna i skörden har, liksom näringsinnehållet i dessa, vilka alla varierar, både mellan årstider och mellan Östersjön och Västerhavet. I rapporten sammanställs också kända risker för oönskade miljöeffekter samtidigt som det belyses att det finns stora kunskapsluckor. Författarna understryker att miljöeffekter av musselodlingar måste utvärderas mer innan ytterligare odlingar etableras, samt att miljökostnaderna ska inkluderas i de ekonomiska beräkningarna.
Kotta et al. 2020	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Författarna bedömer att musselodling är ett kostnadseffektivt komplement till landbaserade åtgärder som behövs för att nå målen för övergödningssstatus och är ett viktigt bidrag till att skapa cirkulära näringsflöden. Författarna menar att kostnadseffektiviteten beror mer på vilken typ av odlingsteknik som används än på musslans näringsinnehåll,

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION OM
		och efterfrågar mer utveckling av odlingstekniker och gynnsammare regler för att genomföra åtgärder mot intern belastning.
Wikström et al. 2020	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	I artikeln bedöms att den uppskattade potentialen för näringsupptag på Östersjöskala som Kotta et al. (2020) gör är kraftigt överskattad och dåligt underbyggd av empiriska data. Här lyfts också att möjliga miljörisker med så pass stora satsningar helt förbises och att det dessutom inte finns någon efterfrågan eller avsättning för musslor som skördas i Östersjön i dagsläget. Att odla de volymer som Kotta et al. föreslår skulle innebära skörd och hantering av >14 miljoner ton musslor varje år. Om det sprids över året skulle det krävas att 40 000 ton (1 000 lastbilar) skördas per dag, transporteras till land och tas i bruk.

5.2.2.3. Sammanfattning musselodling

En kunskapssammanställning om musselodlingar som åtgärd mot övergödning visade att effektiviteten varierar kraftigt och beror på musselskördens storlek, tidsperioden mellan skördarna och näringsinnehållet i musslor vid respektive skörd. Musslornas tillväxt påverkas väsentligt av salthalten vilket gör att potentialen är betydligt mindre i Östersjön jämfört med i Västerhavet (Hedberg et al. 2018).

Som framgår av de artiklar och rapporter som tas upp i detta avsnitt anser vissa forskare att musselodling är en lovande och kostnadseffektiv åtgärd för att minska övergödningen i Östersjön. Andra forskare bedömer att åtgärden är osäker och inte särskilt effektiv, samt pekar på stora kunskapsluckor och risker för negativa sidoeffekter om dagens pilotanläggningar och småskaliga odlingar utökas till storskaliga musselodlingar.

För att musselodling som en åtgärd mot övergödning ska ha en betydande effekt behöver odlingarna var stora och intensiva, men då ökar även risken för negativa sidoeffekter på miljön markant. Delar av detta kan möjligen lösas med effektivare odlingstekniker och bättre kunskap om den omgivande miljön där stor hänsyn tas till ström- och djupförhållanden vid lokalisering av odlingen. Dock kvarstår problemet att det idag inte finns någon efterfrågan på musslor från Östersjön, vilket följaktligen påverkar den totala kostnaden för åtgärden.

5.3. ÖVRIGA ÅTGÄRDER SOM BIDRAR TILL MINSKAD ÖVERGÖDNING AV VATTENMILJÖN

Att minska övergödning är en prioriterad målsättning för LOVA-bidraget. I tidigare LOVA-förordningar uttrycktes detta som ”genomförande av kostnadseffektiva åtgärder som bidrar till minskade mängder kväve eller fosfor till Östersjön eller Västerhavet”. I SFS 2017:1299 nämns de två specifika åtgärderna som redovisas ovan; att minska läckage av ackumulerad fosfor från bottensedimenten i sjöar och kustvatten och åtgärder

som ökar upptag och återcirkulering av näringsämnen. Därtill nämns åtgärder som ”på annat sätt bidrar till minskad övergödning av vattenmiljön”. I denna åtgärdsinriktning ryms till exempel många miljöåtgärder inom jordbruket.

I det här avsnittet tas tre åtgärdstyper upp; strukturkalkning och våtmarker som är två av de åtgärdstyper som ingått i flest projekt under utvärderingsperioden, samt fosfordammar.

5.3.1. Strukturkalkning

Strukturkalkning är en prioriterad jordbruksåtgärd för att minska övergödning enligt vattenförvaltningens åtgärdsprogram 2021–2027²⁵ och tas upp i Jordbruksverkets rekommendationer för kalkning av lerjordar (Jordbruksverket 2020b).

Strukturkalkning höjer pH-värdet i jorden och medför även att lerpartiklar i jorden klumpar ihop sig och bildar fler och stabilare aggregat som inte löses upp lika lätt. Därmed minskar förlusten av partikelbunden fosfor genom yt- och dräneringsvatten. Jordar med hög lerhalt är särskilt känsliga för förluster av partikulärt bunden fosfor och åtgärdstypen riktas mot jordar med minst 15 % lerhalt. De verksamma delarna av strukturkalken är $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (släckt kalk) eller CaO (bränd kalk).

Stöd för strukturkalkning ges även från landsbygdsprogrammet (LBP) som administreras av Jordbruksverket. Under 2014–2020 beviljades dock endast ett projekt investeringsstöd för strukturkalkning via LBP (Edström & Grigoryan 2020). Strukturkalkning av enstaka pilotprojekt har också finansierats av bland annat BalticSea2020 (Projekt Levande kust) och Greppa Fosfor (ett projekt inom Greppa Näringen). Jordbruksmark strukturkalkas också utan bidrag.

5.3.1.1. LOVA-bidrag för strukturkalkning

Strukturkalkning har finansierats med LOVA-bidrag sedan 2010. Mellan år 2017–2021 slutrapporterades 114 LOVA-projekt där strukturkalkning genomförts. I underlaget angavs strukturkalkad areal för 89 projekt som gemensamt motsvarade 16,7 tusen hektar. Utöver att 26 % av projekten saknas i denna summering så finns ytterligare osäkerhet då vissa projekt rapporterat faktiskt åtgärdad areal medan andra projekt rapporterat målsättning (vilken kan vara både högre och lägre än faktiskt åtgärdad areal). Tidigare uppskattningar har bedömt att LOVA-projekt under 2010–2016 medverkade till strukturkalkning av 42 tusen hektar åkermark (Geranmayeh 2017) och att mellan 50 tusen och 100 tusen hektar totalt har strukturkalkats med LOVA-stöd fram till år 2019 (Aronsson et al. 2019). Åtgärdad areal i projekten varierade mellan 11 och 1100 hektar. De fyra projekt med störst åtgärdad areal genomfördes i Skåne och omfattade även fältförsök och uppföljning av strukturkalkning. Cirka 54 miljoner kronor betalades ut i LOVA-bidrag till strukturkalkningsprojekt under utvärderingsperioden.

Uppskattning av minskad tillförsel av fosfor framkom i underlaget för 43 LOVA-projekt. En majoritet av angivna värden baserades på schabloner. I vissa fall angavs specifika

²⁵ Se till exempel Åtgärdsprogram för vatten 2021–2027, Södra Östersjöns vattendistrikt, Jordbruksverket, åtgärd 4

schabloner och i andra fall angavs ”schablon enligt VISS” i. Schabloner i VISS ändras dock i takt med att ny kunskap tas fram tas, så denna typ av angivelse är inte informativ. I två fall refererades till turbiditetsmätningar, vilka genomförts som del av uppföljningsstudier.

5.3.1.2. Effekter av strukturskalkning

Vetenskapliga studier av strukturskalkningens effekter i svenska jordbruksmarker har ökat under de senaste 10 åren. Exempel ges från sammanfattningar av studier som genomförts av Sveriges Lantbruksuniversitet, resultat från centrala originalartiklar som omnämns i dessa sammanfattningar samt en avhandling om strukturskalkningens effekter som presenterades vid Sveriges Lantbruksuniversitet 2021 (se även Tabell 5.5).

Påverkan på aggregatstabilitet

Det finns en stark korrelation mellan halten partikulär fosfor och suspenderat material vid ytavrinning. Turbiditet anses därför vara en indikator för risken för förluster av partikelbunden fosfor, där hög grumlighet innebär få aggregat och hög risk (Blomquist 2021).

Omfattande studier av turbiditet och aggregatstabilitet i lerjordar i södra Sverige presenterades i en avhandling av Blomquist 2021. Försöken genomfördes 2014–2018, bland annat på platser som strukturskalkats med LOVA-bidrag (Tabell 5.5). Sammantaget visade studierna att strukturskalkning med 8 ton per hektar²⁶, motsvarande 4 ton CaO per hektar, resulterade i cirka 15–35 % reduktion av turbiditet, efter 1–2,5 år. Efter sex år hade effekten dock avtagit. Försöken visade också på stor variabilitet i reduktion av turbiditet beroende på markegenskaper såsom lerhalt, halt organiskt material, pH och lermineralogi. I försök där 16 ton per hektar strukturskalk användes var reduktionen i turbiditet något högre än för den lägre givan. I avhandlingens sammanfattning rekommenderas preliminärt att jordar med pH>7 och lerhalt >25 % bör ges prioritet vid strukturskalkning.

Påverkan på fosfatförluster

Vid fältförsök i Sverige har provtagning av fosfor i dräneringsvatten verifierat minskade fosforförluster från kalkade jordar. I försök vid Oxelbyfältet påvisades signifikant reduktion av fosforförluster 1–6 år efter strukturskalkning motsvarande 5 ton CaO per hektar; cirka 40 % minskning av total fosfor respektive partikelbunden fosfor (Svanbäck et al. 2014, Ulén & Etana 2014). I fältförsök i Wiad påvisades signifikant reduktion i totalfosfor med cirka 60 % och av löst fosfat med 50 % vid strukturskalkning motsvarande 2 ton aktiv CaO per hektar (Ulen & Etana 2014). I dessa studier användes bränd respektive släckt kalk. Idag används blandprodukter som innehåller en viss andel bränd eller släckt kalk och resten kalkstensmjöl (Jordbruksverket 2020b).

I fältförsök vid Hushållningssällskapets försöksgård Lilla Böslid undersöktes effekten av strukturskalkning med 8 och 16 ton per hektar med samma sammansättning som använts i

²⁶ Standardgivan i Sverige är 5–8 ton strukturskalk per hektar (Jordbruksverket 2020b).

Blomqvist et al. 2021 (Norberg et al. 2021). Ett år efter strukturkalkningen kunde mätning av utlakning inte påvisa skillnader i fosforläckage mellan kalkade och okalkade försöksrutor. Under det andra året efter kalkning var utlakningen av totalfosfor i de kalkade fälten cirka 40 % lägre än i okalkade fält, men med stor variation och skillnaden mellan kalkade och okalkade rutor var inte statistiskt signifikant. Ingen signifikant skillnad i skörd kunde uppmätas för de två olika givorna av strukturkalk.

Tabell 5.5. Kompletterande information om studier som utvärderat miljöeffekter av strukturkalkning. Notera att olika kalkblandningar kan ha använts i försöken vilket kan påverka resultaten.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Blomqvist et al. 2021	Avhandling. Publicerade studier som ingår i avhandlingen är granskade med peer-review.	Försöken som ingår i avhandlingen genomfördes 2014–2018 på 32 platser med varierande lerhalt (9–61 %), främst i Skåne men även i Östergötland, Örebro, Uppsala, Dalarna, Stockholm och Västmanlands län. Studierna inkluderade bland annat 48 fältförsök på 21 platser som strukturkalkats med LOVA-bidrag. Den strukturkalk som användes var Nordkalk Aktiv Struktur och Fostop. Resultaten bygger i stor utsträckning på mätningar av turbiditet. Vad gäller grödans tillväxt så resulterade strukturkalkning i de försök som redovisas i avhandlingen i både minskad och ökad skörd av vårkorn med 10 %. En möjlig förklaring till försämrad skörd som ges är minskad tillgänglighet av mikronäringsämnen på grund av strukturkalkningens höjning av jordens pH.
Svanbäck et al. 2014. Ulén & Etana 2014	Vetenskapliga artiklar. Granskade med peer-review.	Oxelbyfältet ligger i Stockholms län och har cirka 60 % lerhalt med gyttejinslag. I fältet finns 28 försöksrutor med separata dräneringssystem för utlakningsmätningar. Försöken genomfördes 2007–2013. Wiad ligger också i Stockholms län men har en lägre lerhalt, cirka 25 %. Försöken genomfördes 2011–2013.
Norberg et al. 2021	Rapport från Sveriges Lantbruksuniversitet. Granskning framgår inte.	Lilla Böslid ligger i Hallands län och har cirka 29 % lerhalt. I försöket studerades strukturkalkning med 8 och 16 ton per hektar, i jämförelse med okalkad mark på ett försöksfält med specialdränerade rutor. Den strukturkalk som användes var Nordkalk Fostop. Koncentrationen av totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve och turbiditet mättes kontinuerligt i dräneringsvattnet från varje enskild ruta. I rapporten anges att de månads- eller årsvärden som beräknades för utlakning av totalfosfor och fosfatfosfor inte var statistiskt signifikanta. I Norberg et al. redovisas den mängd Ca^{2+} som tillfördes per hektar, både för den strukturkalk som användes i Lilla Böslid och för studierna som genomförts i Oxelby och Wiad.

Exempel på LOVA-projekt där uppföljning av strukturalkning redovisats

I Skåne har flera större LOVA-projekt genomförts där både strukturalkning och uppföljning av strukturalkning undersökts genom fältförsök. I projekt som genomfördes 2017–2018 utvärderades bland annat effekten av olika kalkgivor på skörd och aggregatstabilitet och inverkan av mullhalt. I projekt som genomfördes 2018–2019 utvärderades effekten av strukturalkning på jordar med låg respektive hög mängd växttillgänglig fosfor (P-AL²⁷). Resultat från dessa utvärderingar återges i den sammanfattning och originalartiklar som ingår i avhandlingen av Blomquist et al. 2021 (se ovan).

Övrigt

Inför framtagande av vattenförvaltningen åtgärdsprogram 2016–2021 sammanställdes information om åtgärdsbehov och effekter av olika åtgärder för att minska övergödning och med stöd av schabloner beräknades effekter för ett urval av åtgärder på nationell nivå (Gyllström et al. 2016). För strukturalkning användes en reduktionsschablon på 30 % beräknat på totalfosfor och åtgärdsutrymmet baserades på jordar med lerhalt >15 %. Strukturalkning var tillsammans med våtmarker den åtgärd som bedömdes ha störst reduktionspotential för att minska fosforhalten i sjöar, vattendrag och kustvatten per år.

I EU-projektet LIFE IP Rich Waters sammanfattades kunskapsläget för en rad åtgärder för att minska fosforläckage, bland annat strukturalkning (Aronsson et al. 2019). Baserat på översikten reviderades de schabloner som användes i Gyllström et al. 2016. I framtagande av vattenförvaltningens åtgärdsprogram 2021–2027 användes 30 % reduktion av fosforläckage vid strukturalkning endast för jordar med lerhalter >25 % medan 7,5 % användes för jordar med lerhalt 15–25 % (Pettersson et al. 2020).

Strukturalkning beräknades 2016 vara en av de mest kostnadseffektiva åtgärderna för att minska fosforförluster från jordbruk (Gyllström et al. 2016). Vattenmyndigheten räknande 2021 med att strukturalkningen kostar cirka 5 155 kronor per hektar (Pettersson et al. 2021). Ökad efterfrågan och konkurrens om tillgängliga kalkprodukter förväntas dock öka kostnaderna (Jordbruksverket 2021).

5.3.1.3. Sammanfattning strukturalkning

Befintliga studier visar att strukturalkning resulterar i lokalt ökad aggregatstabilitet och minskade fosforförluster från jordbruksmark i Sverige med hög lerhalt. Resultaten varierar dock mycket, vilket bland annat beror på lokala markegenskaper. Effekten av strukturalkning uppstår mer eller mindre direkt upp till ett par år efter åtgärd och avtar efter cirka 6 år (Aronsson et al. 2019). I vissa fall har en ökad skörd rapporterats vid strukturalkning, men sådana effekter är inte regelbundna och även minskad skörd har noterats (Blomquist et al 2021, se även tabell 5.5).

Kunskapsbehov om strukturalkningens effekter detaljeras i Kyllmar et al. 2020. Där lyfts bland annat behov av fortsatta försök för att utvärdera effekten av kalkgivor och

²⁷ Ett mått på markens fosforstatus

olika kalkningsmedel, fortsatt uppföljning av strukturkalkningsförsök för att utvärdera långsiktiga effekter, utvärdering av betydelsen av utförandet (tidpunkt, vattenhalt i jorden m.m.), och framtagande av kartunderlag för markegenskaper som stöd för åtgärdsplanering. Med mer kunskap i dessa frågor skulle effekten av strukturkalkning kunna optimeras (Kyllmar et al. 2020). I rapporten tas också ett behov upp av att etablera rutiner för dokumentation av var, när och hur strukturkalkning med stöd av LOVA-bidrag och Landsbygdsprogrammet genomförs.

Förslag till hur LOVA-bidraget för strukturkalkning kan effektiviseras har också lyfts i Geranmayeh 2017. Till exempel anges behov av samordnad information om var strukturkalkning redan genomförts, stöd för att ansöka om bidrag samt rådgivning före genomförandet.

5.3.2. Våtmarker

Uppskattningsvis finns cirka 9,3 miljoner hektar våtmarker²⁸ i Sverige. Omkring en fjärdedel av den ursprungliga våtmarksarealen bedöms ha försvunnit genom dikning och uppodling, framför allt inom skogs- och jordbruk (Naturvårdsverket 2019).

Som miljöåtgärd anläggs och restaureras våtmarker för olika syften, bland annat för att minska läckage av näringsämnen från avrinningsområdet (Box 4), främja biologisk mångfald generellt, eller för att återställa eller skapa habitat för att gynna reproduktion av specifika arter. I klimatarbetet uppmärksammas även våtmarkernas betydelse som kolsänka. För att erhålla LOVA-bidrag ska näringsretention vara det huvudsakliga syftet.

Bidragsstöd för anläggning och restaurering av våtmarker ges från flera källor. Genom Naturvårdsverket kan stöd fås genom den Lokala naturvårdssatsningen (LONA). Av databasen för LONA-projekt framgår att 272 projekt med avsikt att anlägga eller restaurera våtmarker startades 2015–2021. Från Landsbygdsprogrammet beviljades under 2015-2019 290 ansökningar för anläggning eller restaurering av våtmarker och drygt 2000 ansökningar för skötsel av våtmarker (Edström & Grigoryan 2020). Flera våtmarksprojekt i Sverige har även finansierats genom EU programmet LIFE.

²⁸ I den nationella våtmarksinventeringen beskrivs en våtmark som ”Mark där vatten under en stor del av året finns nära under, i eller strax över markytan. Minst 50 % av vegetationen bör vara hydrofil, d.v.s. fuktighetsälskande, för att man skall kunna kalla ett område för våtmark” (Naturvårdsverket 2009).

Box 4. Våtmarkernas förmåga att reducera flödet av näringsämnen från mark till vatten beror av tre huvudsakliga processer:

- Denitrifikation; en anaerob process där bakterier förbränner organiskt material med nitrat som elektronacceptor i avsaknad av syre. I processen bildas kvävgas som avgår till atmosfären, det vill säga att kemiskt bundet kväve försvinner från mark och vatten.
- Sedimentation av partiklar; i våtmarken minskar vattenhastigheten och partiklar kan sjunka till botten. Kväve och fosfor som är bundet till organiskt material bryts ned och kan återföras till vattenmassan. Fosfor kan dock också fastläggas mer permanent i sediment genom att bindas till mineralkomplex, lera och humuspartiklar. Under vissa förhållanden kan bunden fosfor frigöras igen till exempel vid låga syrekoncentrationer eller högt pH. Fosfor kan också återgå till vattenmassan genom resuspension.
- Upptag av näringsämnen av vattenväxter, växtplankton och bakterier; vid tillväxt av dessa organismer binds kväve och fosfor och vid nedbrytning frigörs åter kväve och fosfor i våtmarken.

För att våtmarken ska behålla hög förmåga att reducera flödet av näringsämnen från mark till vatten krävs någon form av underhåll, till exempel utgrävning av sediment eller skörd av växtmaterial.

5.3.2.1. LOVA-bidrag för våtmarker

49 LOVA-projekt fick bidrag för våtmarker under utvärderingsperioden, ensamt eller i kombination med andra åtgärdstyper. Vid kategorisering av LOVA-projekt försökte vi åtskilja anläggande, restaurering och underhåll av våtmark. En förekommande definition av anläggande är att det avser ny våtmark på mark som inte är att betrakta som våtmark, medan restaurering syftar till att återskapa eller förbättra en befintlig våtmark (Naturvårdsverket 2009). Baserat på underlaget var det dock inte möjligt att avgöra om exakt denna definition använts vid rapportering av LOVA-projekten. Med viss reservation förefaller 36 projekt ha avsett anläggning av våtmarker, tio projekt restaurering av våtmarker med fokus på att förbättra funktion hos befintliga våtmarker, och tre projekt underhåll av våtmarker. I fyra projekt har både anläggning och restaurering genomförts. Totalt uppskattas 36 miljoner kronor ha betalats ut i LOVA-bidrag för anläggande, restaurering och underhåll av våtmarker.

För de projekt som avser anläggning av våtmark angavs åtgärdad areal för hälften av projekten, och för dessa uppgick den åtgärdade arealen till sammanlagt cirka 104 hektar. Storleken på de anlagda våtmarkerna varierade mellan 0,2 och 34 hektar. De största angivna arealerna avsåg projekt som omfattade flera våtmarker. Osäkerheten i rapporterad areal är stor då den ibland avser faktiskt åtgärdad areal i projektet medan den i andra fall avser målsättning enligt ansökan (vilken kan vara både högre och lägre än faktiskt åtgärdad areal). Ibland framgick också att rapporterad areal avsåg våtmarkens vattenyta, inte dess totala yta. Areal för restaurerade våtmarker angavs för knappt hälften av projekten som angav detta huvudsyfte och uppgick till sammanlagt cirka 16 hektar för dessa projekt. Som jämförelse uppger Naturvårdsverket i uppföljning av miljömålet myllrande våtmarker att det från 2010 till och med 2020 anlades eller restaurerades cirka

5 740 hektar våtmarker i Sverige med statliga medel.²⁹ LOVA-projekten förefaller således endast ha bidragit till liten del av anläggning och restaurering av våtmarker i Sverige under den aktuella perioden.

Uppskattad reduktion av fosfor och kväve angavs för cirka hälften av projekten där våtmarker anlagts. För de flesta av dessa projekt angavs de schabloner som använts för att beräkna reduktion av fosfor- och kväveläckage. Projekten hänvisade främst till schabloner som angivits i VISS eller i publikationer av Jordbruksverket. Angivna schablonvärdena från VISS och Jordbruksverket varierade mellan projekt vilket indikerar att värdena hämtats vid olika tidpunkter eller från olika rapporter. Informationen om uppskattad reduktion av näringsämnen bedöms inte kunna användas utan kvalitetsgranskning och kompletterande uppgifter.

5.3.2.2. Effekter av våtmarker

Det finns omfattande studier av våtmarkers förmåga att avskilja näringsämnen³⁰, både i Sverige och internationellt. Här redovisas en meta-analys av resultat från ett stort antal studier i Europa och Nordamerika samt några uppföljningsstudier av våtmarker som anlagts i Sverige (se även Tabell 5.6).

Meta-analys av näringsretention i våtmarker

Att våtmarker generellt har en betydande förmåga att avskilja kväve och fosfor från genomströmmande vatten har bland annat belagts genom en systematisk granskning av publikationer i vetenskapliga tidskrifter som genomfördes av EviEM 2016. EviEM generella metodik för systematisk utvärdering beskrivs i Bernes 2019, och specifika kriterier för utvärderingen av våtmarker i Land et al. 2016a.

Meta-analys av data från de ingående studierna visade att våtmarkerna medförde en signifikant reduktion kväve och fosfor med medianvärden motsvarande en avskiljning av 1,81 ton kväve per hektar och år och 130 kg fosfor per hektar och år.³¹ Regressionsanalyser visade att avskiljningen av kväve var positivt korrelerad till den hydrauliska belastningen (den volym vatten som rinner in i våtmarken per tidsenhet) och årsmedeltemperaturen medan avskiljning av totalfosfor var positivt korrelerad till den hydrauliska belastningen och halten totalfosfor vid inloppet, men negativt korrelerad till våtmarksarean (för våtmarker <2 hektar). Våtmarker med nederbördsstyrd hydraulisk belastning var mindre effektiva på att avskilja totalfosfor än våtmarker med reglerat vattenflöde. Restaurerade våtmarker på tidigare dränerad jordbruksmark var också mindre effektiva än andra våtmarker för avskiljning av totalfosfor och i flera fall visade sig

²⁹ <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/myllrande-vatmarker/anlagda-eller-hydrologiskt-restaurerade-vatmarker/> (31 januari 2022)

³⁰ Om ingen annat anges har retention beräknats som belastning av näringsämnen in till våtmarker minus transporten av näringsämnen ut ur våtmarken och anges t.ex. som kg per hektar våtmark och år. Den relativa retentionen (%) beräknas genom att dividera retentionen med belastning av näringsämnen in till våtmarken. Samma beräkningsprinciper används för fosfordammar.

³¹ Logaritmerad responskvot ($\ln R$) användes som utfallsmått. Utfallsmåttet definierades som $\ln R = \ln(\text{belastning}_{\text{ut}}/\text{belastning}_{\text{in}})$. Reningsgraden, den mängd som tas bort i förhållande till den mängd som rinner in i våtmarken, beräknades som $(1-R) \cdot 100$ (%). Siffrorna i parentes motsvarar ett 95 % konfidensintervall.

sådana våtmarker frigöra fosfor, det vill säga att utflödet från våtmarkerna innehöll mer fosfor än inflödet.

Exempel på uppskattning av svenska våtmarkers förmåga att avskilja kväve och fosfor

Weisner et al. (2015) undersökte näringsretentionen i 15 våtmarker i södra Sverige. Väl utformade och placerade våtmarker uppskattades kunna kvarhålla 1 ton kväve per hektar våtmarksyta och år och 100 kg fosfor. I genomsnitt uppskattades dock att halva avskiljningen kan förväntas, det vill säga att våtmarker som anlagts med avsikt att kvarhålla näringsämnen kan reducera 500 kg kväve per hektar våtmarksyta och år och 50 kg fosfor. Resultaten visade dock på stor variation mellan våtmarker. Exempelvis varierade fosforavskiljningen mellan 0 och 130 kg fosfor per hektar och år. Med grund i denna information uppskattades med hjälp av modeller hur våtmarker som anlagts i Sverige med stöd av Landsbygdsprogrammet 2007–2013 minskat belastningen av kväve och fosfor till lokala vattendrag liksom till havet.

I Kalmar län följdes fem våtmarker upp 2016–2019 (Nilsson et al. 2020). I en av de fem våtmarkerna var kväve- och fosforavskiljning negativ, det vill säga att mer kväve och fosfor lämnade våtmarken via utloppet än vad som tillfördes via inloppet.³² För övriga våtmarker varierade näringsavskiljningen från cirka 350–1000 kg kväve per hektar vattenyta och år och 0–150 kg fosfor. Variationen mellan år var stor i vissa våtmarker (Nilsson et al. 2020). För både kväve och fosfor var näringsavskiljningen positivt korrelerad till näringsbelastningen.

Den avskiljning som uppmätts i dessa studier kan jämföras med de schablonvärden som anges i åtgärdsbiblioteket till databasen VISS: 320 kg kväve per hektar och år och 38 kg fosfor per hektar och år för våtmarker som anlagts med syfte att avskilja näringsämnen (februari 2022).

Tabell 5.6. Kompletterande information om studier som utvärderat miljöeffekter av våtmarker.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Land et al. 2016.	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Artikeln presenterar en meta-analys som baseras på 93 artiklar som omfattar studier av 203 våtmarker. Omkring 15 % av de undersökta våtmarkerna låg i de klimatzoner som dominerar i Sverige, men majoriteten av våtmarkerna representerade ett tempererat klimat som är något varmare än i södra Sverige. Olika typer av våtmarker ingick i studien där den vanligaste var våtmark med öppen vattenyta och med avrinning från jordbruksmark. Den vanligaste storleksklassen för de undersökta våtmarkerna var 0.1–1 hektar, men ett betydande antal våtmarker var under 10 kvadratmeter eller över 10 hektar. Medianvärdet för reduktionen av kväve var

³² I studien ingår även Häckenstad som är ett fosfordike på 0,02 hektar och som inte belyses här.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
		37 % per år (29–44 % med 95 % konfidensintervall) och för fosfor 46 % (37–55 % med 95 % konfidensintervall).
Weisner et al. 2015	Rapport från Jordbruksverket. Granskning framgår inte.	Som grund för utveckling av modeller uppmättes i studien näringskoncentration och flöde vid in- och utflöde från 15 våtmarker som anlagts i jordbrukslandskap i Halland och Södermanland. I åtta våtmarker från dessa län samt Östergötland och Skåne användes även sedimentationsplattor för att uppskatta fastläggning av fosfor i sediment. För tre våtmarker där areal anges var den 0,22–0,4 hektar och anges motta vatten från 60–500 hektar jordbruksmark. Både stickprover och automatisk flödesproportionell provtagning användes. Statistiska tester eller osäkerhetsbedömningar redovisas inte.
Nilsson et al. 2020	Rapport från Jordbruksverket. I rapporten anges att rapportens kvalitet och resultat har granskats av en extern forskare.	Fem våtmarker ingick i studien; Hanåsa, Resmo, Påboda, Grisbäck och Hossmo. Våtmarkernas storlek var 1–2,5 hektar och hade ett medeldjup av 0,6–2,2 meter. Tillrinningsområdena varierade mellan 170 och 980 hektar. Våtmarker med både hög andel åkermark och skogsmark i tillrinningsområdet ingick. Provtagning av totalfosfor, totalkväve och hydraulisk belastning skedde genom flödesproportionell automatiserad provtagning vid varje våtmarks inlopp och utlopp. Näringsavskiljningen motsvarade en reduktion av 3–14 % kväve och 0–54 % fosfor per år. För beräkningar av reduktion saknas statistiska tester.
Ekologi-gruppen 2020	LOVA-projekt slutrapport. I rapporten uppges intern granskning.	Två våtmarker ingick i studien; Börringe och Fru Alstad. Automatisk flödesproportionell provtagning användes kompletterat med stickprovstagningar. Börringe anlades 2003 i ett område med framför allt åkermark och betesmark i det direkta närområdet till våtmarken. Våtmarkens storlek anges till 2,5 hektar med ett medeldjup på 0,6 meter. Tillrinningsområdet är 350 hektar varav 200 hektar jordbruksmark. I Börringe reducerades kväve med 2 % per år medan fosfor frisläpptes motsvarande 5 % per år. Fru Alstad anlades 2009, också den i ett område dominerat av åkermark. Våtmarkens storlek anges till 0,3 hektar med ett medeldjup på 0,9 meter. Den genomsnittliga reduktionen av kväve var 8 % per år medan en mindre mängd fosfor frisläpptes motsvarande 0,1 % ökning per år. Statistiska tester eller osäkerhetsbedömningar redovisas inte.

Exempel på LOVA-projekt där uppföljning av våtmarkers genomförts

Uppföljning av två äldre våtmarker i Segeåns avrinningsområde, Skåne, genomfördes under 2017–2020 (Ekologigruppen 2020). I Börringe, var den genomsnittliga retentionen 35 kg kväve per hektar och år medan fosfor frisläpptes motsvarande 1 kg per hektar och år. I Fru Alstad, var den genomsnittliga retentionen 260 kg per hektar och år medan en

mindre mängd fosfor frisläpptes motsvarande 0,2 kg per hektar och år. Våtmarkernas belastning av partikulärt bunden fosfor anges som hög.

I slutrapporten för projektet togs möjliga orsaker upp till den förhållandevis låga näringsavskiljningen. Den ena var våtmarkernas ålder. Våtmarken i Börringe hade tydlig ackumulering av sediment som blottades vid torka. När sedimentlagret blir djupt ökar risk för resuspension och utsköljning av sedimenterat material från våtmarken. Möjligt tillskott av näringsämnen från betande djur runt våtmarken lyftes också. Våtmarken Fru Alstad beskrevs som starkt lergrumlad och då lerpartiklar har lång sedimentationstid och vattnet i våtmarken en kort uppehållstid beskrevs det som möjligt att en stor del av partiklar rinner ut ur våtmarken. I rapporten påpekades också att det extremtorra året 2018 kan ha påverkat resultaten vilket innebar låga flöden och liten näringsbelastning in i våtmarkerna.

Övrigt

Inför framtagande av vattenförvaltningen åtgärdsprogram 2016–2021 sammanställdes information om åtgärdsbehov och effekter av olika åtgärder för att minska övergödning och med stöd av schabloner beräknades ett urval av åtgärders effekter på nationell nivå (Gyllström et al. 2016). För uppskattning av våtmarkers effekter användes ett samband mellan retention och ingående näringskoncentrationer. Våtmarker bedömdes vara den åtgärd för att minska läckage av kväve och fosfor som har störst reduktionspotential³³ i jämförelse med en rad miljöåtgärder inom jordbruk och hantering av avloppsvatten. Våtmarker har också av Jordbruksverket bedömts vara den miljöersättning för att minska näringsläckage med stöd från Landsbygdsprogrammet som är mest kostnadseffektiv (Edström & Grigoryan, 2020).

I EU-projektet LIFE IP Rich waters sammanfattades kunskapsläget för en rad åtgärder för att minska fosforläckage från jordbruk, bland annat våtmarker (Aronsson et al. 2019). I rapporten betonas att placering av våtmarker bör ta hänsyn till den hydrauliska belastningen och näringsbelastningen för att optimera näringsretentionen. I vattenförvaltningens arbete inför åtgärdsprogram 2021–2027 reviderades beräkning av våtmarkers åtgärdsutrymme och reduktionspotential bland annat genom att ta hänsyn till hydraulisk belastning (Petersson et al. 2021).

Vad gäller tidsaspekter sammanfattar Aronsson et al. (2019) att effekten av våtmarker uppstår efter en tids stabilisering och att varaktigheten av effekter är lång förutsatt adekvat skötsel av våtmarken.

5.3.2.3. Sammanfattning våtmarker

Våtmarkers förmåga till näringsretention är väl studerad och resultaten från meta-analyser och svenska övergripande studier av våtmarker visar entydigt att de kan bidra till en betydande reduktion av kväve- och fosforläckage i ett avrinningsområde. Variationen är

³³ En bedömning av den maximala potential som en åtgärd bedöms ha för att minska halten näringsämnen i sjöar, vattendrag och kustvatten och uttrycks i kg totalfosfor eller totalkväve per år. Reduktionspotentialen är en produkt av tre huvudfaktorer: fosfor- eller kvävebelastningen i vattenförekomsten åtgärdens utrymme och dess effekt.

dock stor. Inflytandet av vissa parametrar är etablerade, såsom att näringsavskiljning kan kopplas till den hydrauliska belastningen och att näringsavskiljning ökar med våtmarkens näringsbelastning. De studier som refereras till i detta avsnitt understryker dock att bättre kunskap om faktorer som påverkar näringsavskiljning skulle öka effektiviteten av våtmarker genom att förbättra förutsättning för optimering av placering och utformning av våtmarker i landskapet. Bristande mätdata från uppföljningsstudier betonas också.

Kyllmar et al. (2020) ger flera förslag till förbättrad uppföljning av våtmarksprojekt. För LOVA-projekt föreslås att information om våtmarkens placering, tidpunkt för anläggning/restaurering, metod, samt storlek/djup och areal ska rapporteras för samtliga projekt. Andra förslag är att för ett urval av våtmarker mäta ackumulerad fosfor i sediment med 5–10 årsmellanrum. För ett mindre antal våtmarker, som tillsammans representerar olika klimat, jordarter och utformning, föreslås också långsiktiga intensiva mätningar av näringsflöden vid inlopp och utlopp (Kyllmar et al. 2020). Land et al. (2016b) understryker också att våtmarkernas långsiktiga funktion som näringsfällor är dåligt studerad och att det behövs studier för att jämföra hur olika metoder för att sköta våtmarker påverkar reningsgraden.

5.3.3. Fosfordammar

Fosfordammar är våtmarker som är särskilt utformade för att avskilja partiklar från tillflödande vatten. I en fosfordamm finns en djupdel vid inloppet som fungerar som en sedimentationsfälla och vanligen också en grundare del med vegetation där partiklar fortsatt kan sedimentera och där växter kan ta upp lösta näringsämnen (Box 5). Eftersom en stor del av fosfor från jordbruksmark i lerjordsområden är bunden till partiklar förväntas denna typ av damm vara särskilt effektiv på att kvarhålla fosfor, men kväve omsätts förstås också.

Fosfordammar har finansierats genom LOVA-bidrag sedan 2010. Bidrag för anläggning av fosfordammar och kalkfilterbäddar kan även fås från landsbygdsprogrammet; under perioden 2014–2020 anlades 5 fosfordammar och 10 kalkfilterbäddar med stöd från Landsbygdsprogrammet i syfte att förbättra vattenkvalité (Edström & Grigoryan 2020). Det framkommer inte hur många fosfordammar som anlagts som miljöinvestering via landsbygdsprogrammet då våtmarker och fosfordammar i detta fall redovisas gemensamt.

Box 5. Utformning av fosfordammar

Fosfordammar är generellt mindre än våtmarker och anläggs vanligen högt upp i avrinningsområdet nära den jordbruksmark som läcker fosfor, till exempel i direkt anslutning till täckdikningsrör och eller öppna diken (Kumblad & Rydin 2019). Fosfordammar är också företrädesvis smala då detta underlättar utgrävning av sediment vilket krävs för att upprätthålla dammarnas funktion (Jordbruksverket 2010). Ibland efterföljs fosfordammar av kalkfilterbäddar som framför allt har till syfte att binda fritt fosfat.

5.3.3.1. LOVA-bidrag för fosfordammar

19 projekt där fosfordammar anlades fick LOVA-bidrag i utvärderingsperioden. Två

projekt avsåg enbart anläggning av fosfordamm medan övriga projekt omfattade flera åtgärdstyper och det är därför inte möjligt att särskilja finansiering för fosfordammar. I nio fall anlades kalkfilterbäddar i anslutning till fosfordammarna.

Åtgärdad areal uppgavs endast i fyra fall. Uppskattad mängd reducerad fosfor angavs för ett fåtal projekt och i dessa fall uppgavs att schabloner använts men inte vilka.

5.3.3.2. Effekter av fosfordammar

Det finns förhållandevis få svenska studier om fosfordammars miljöeffekter. Här presenteras resultat från längre studier som främst baseras på preliminära rapporter från forskningsprojekt och resultat från ett antal LOVA-projekt. Fokus har lagts på retention av fosfor men undersökningarna omfattar vanligtvis även kväve och i vissa fall även suspenderat och organiskt material (se även Tabell 5.7).

Långsiktig uppföljning av fosfordammar i Sverige

Fosfordammar som anlades i Bergaholm 2009 och i Nybble 2010 har utvärderats under flera år av Sveriges Lantbruksuniversitet. Dammarna ingick också i den studie av våtmark av Weisner et al. 2015 som om nämns i stycke 5.3.2 om våtmarker.

Fosfordammen i Bergaholm följdes upp redan två år efter anläggning och uppvisade då en signifikant retention av totalfosfor motsvarande 69 kg per hektar och år (Kynkänniemi et al. 2014). Under en överlappande period uppmättes även sedimentation av fosfor motsvarande ett medelvärde på 56 kg fosfor per hektar och år (Johannesson et al. 2015). Vid fortsatt uppföljning 2010–2017 var den årliga retentionen av totalfosfor i Bergaholmsdammen fortsatt 69 kg per hektar och år och sedimentationsprovtagningar indikerade en retention motsvarande 75 kg totalfosfor per hektar. Avskiljning av fosfor mätt som totalfosfor i vattnet och i sedimenterat material visade således god överstämmelse mellan metoderna i Bergaholmsdammen (Geranmayeh et al. 2018a).

Dammen i Nybble följdes upp under 2011–2017 och uppvisade i medel en retention av motsvarande 15 kg totalfosfor per hektar och år (Geranmayeh et al. 2018a). Sedimentprovtagningar indikerade dock en betydande sedimentation av fosfor motsvarande 150 kg totalfosfor per hektar. 2016 tömdes Nybbledammen på sediment med avsikt att förbättra retentionen av fosfor. Året efter sedimenttömning var retentionen av partikulärt fosfor i vattnet låg (1 %) och negativ för fritt fosfor medan sedimentationsplattor indikerade en avskiljning motsvarande 80 kg per hektar och år.

I Bergaholm och Nybble har det också visats att 80 % av sedimentering sker i den första delen av dammarna vilket understryker betydelsen av en inledande djupdel för effektiv fosforavskiljning (Geranmayeh et al. 2018b). En positiv korrelation mellan hydraulisk belastning och ackumulering av sediment har också påvisats i dessa dammar (Geranmayeh et al. 2018b).

Exempel på LOVA-projekt där uppföljning av fosfordammar genomförts

I Brandstad, Skåne län, anlades en fosfordamm 2015 med stöd från Havs- och

vattenmyndigheten. Uppföljning har delvis finansierats med LOVA-bidrag under 2016–2017. Den beräknade retentionen av fosfor var cirka 30 kg fosfor per hektar och år (Ekologgruppen 2017). I rapporten understryks en osäkerhet i resultaten eftersom huvuddelen av reduktionen av fosfor skedde vid ett fåtal korta tillfällen vid höga flöden.

Tabell 5.7. Kompletterande information om studier som utvärderat miljöeffekter av fosfordammar.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Kynkänniemi et al. 2014	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Bergaholmsdammen (Stockholms län) är 0,08 hektar, anlades 2009 och ligger i ett område med jordbruksmark, hästhållning och skog i områden med lerjordar. Belastningen av fosfor överstiger 1 g per kvadratmeter och år. I studien följdes näringsämnen i vattnet genom flödesproportionell provtagning i dammens ut- och inflöde. Retention av totalfosfor 2 år efter anläggningen (2010/2011) motsvarade 36 % reduktion.
Johanneson et al. 2015	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	I studien undersöktes sedimentation av fosfor med sedimentationsplattor, bland annat i Bergaholmsdammen (se ovan). Från sommaren 2010/2011 uppskattades en fosforretention i sediment motsvarande 56 kg per hektar och år och under 2011/2012 126 kg fosfor per hektar och år.
Ulén et al., 2017 Geranmayeh et al. 2018a	Forskningsrapport till Jordbruksverket. Granskning anges inte.	Nybbledammen (Sörmlands län) är 0,1 hektar, anlades 2010 och ligger i ett område med jordbruksmark, betesmark och skog. Belastning av fosfor överstiger 1 g per kvadratmeter och år. För Bergaholmsdammen se ovan. Näringsämnen följdes genom flödesproportionell provtagning i dammarnas in- och utflöde med samlingsprov tömda cirka varannan vecka. Ackumulering av sediment mättes med sedimentationsplattor. I Bergaholmsdammen reducerades totalfosfor i medeltal 40 % under 2010–2017. För Nybbledammen var motsvarande siffra 5 %. Statistiska tester eller osäkerhetsbedömningar saknas.
Ekologgruppen 2017	LOVA-slutrapport. Granskning anges inte.	Dammen i Brandstad är 0,08 hektar och anlades 2015. Tillrinningsområdet är 130 hektar, varav cirka 110 hektar åkermark. Dammens medeldjup är cirka 0,4 meter med ett maxdjup på cirka 1,3 meter. I studien uppmättes näringsämnen i dammen med flödesstyrd provtagning i dammens in- och utflöde. Prov som insamlats under en vecka analyserades under knappt ett års tid (2016–2017). Fosforbelastningen beräknades till 120 kg per hektar och år. Resultaten indikerade en retention av totalfosfor motsvarande 26 %. Statistiska tester eller osäkerhetsbedömningar redovisas inte.

Övrigt

I vattenförvaltningen åtgärdsprogram 2016–2021 användes specifika schabloner för fosfordammar som skilde sig från dem som användes för våtmarker (Gyllström et al. 2016). I projektet LIFE IP Rich waters rekommenderades att beräkningen av reduktion av fosfor skulle ske på samma sätt för fosfordammar och våtmarker (Aronsson et al. 2019). Denna rekommendation följdes vid utveckling av vattenförvaltningens åtgärdsprogram 2021–2027.

Vad gäller tidsaspekter sammanfattar Aronsson et al. (2019) att effekten av fosfordammar, precis som för våtmarker, uppstår efter en tids stabilisering och att varaktigheten av effekter är lång förutsatt skötseln är adekvat.

5.3.3.3. Sammanfattning fosfordammar

De exempel som redovisas i detta avsnitt indikerar att fosfordammar i vissa fall kan vara effektiva fosforfällor, men det finns också exempel på låg och ingen avskiljning liksom motsägelsefulla resultat där vattenprovtagning och sedimentationsanalyser givit avvikande resultat. Fortsatt långsiktig uppföljning av fosfordammar är nödvändig för att bedöma fosfordammars effektivitet och vilka omgivande faktorer och som påverkar resultat liksom utformningen av dammarna (Aronsson et al. 2019).

Vissa av de uppföljningsstudier vi har tagit del av som baseras på LOVA-stöd är korta, baseras på få prover och har störts av tillfälliga extrema väderår. Högfrekvent automatisk provtagning av vattenprover i in- och utflöde från fosfordammen i Bergaholm påvisade både sporadiska och säsongsberoende skillnader i retention av både kväve och fosfor vilket betonar vikten av prover som sprids över minst en, helst flera säsonger (Ulén et al. 2019). Flödesstyrd automatisk provtagning anses i dag som nödvändig för tillförlitlig uppskattning av våtmarkers och dammars miljöeffekter (Ulén et al. 2019, Aronsson et al. 2019).

Kyllmar et al. (2020) lyfter flera förslag till förbättrad uppföljning av miljöåtgärder i jordbruket. Då våtmarker och fosfordammar presenteras gemensamt sammanfaller förslagen, se 5.3.2.

5.4. FRITIDSBÅTSRELATERADE ÅTGÄRDER

Åtgärder för att minska påverkan från fritidsbåtar har varit stödberättigade sedan inrättande av LOVA-bidraget 2009. Åtta åtgärdestyper har identifierats i uppdraget (se kapitel 3, Box 1) varav tre sammanfattas här; sanering av båtskrov, borsttvättar och spolplattor.

5.4.1. Sanering av båtskrov, borsttvättar och spolplatta

För att förhindra påväxt av alger och andra vattenlevande organismer på båtskrov användes från 1960-talet och framåt båtbottnfärger som innehöll miljöfarliga tennorganiska föreningar som exempelvis irgarol och tributyltenn (TBT) (Box 6). På grund av att färgerna kontinuerligt utsöndrar biocider samt genom spill, dropp och färgflagor som lossnar från båtbottnarna sprids skadliga föroreningar i sediment, i vatten

och på land (Fröberg & Pettersson 2020).

Det finns ett antal åtgärder som vidtas i syfte att minska föroreningarna från båtskrov. Ett exempel är att sanera båtskrov som målats med giftiga färger. Sanering sker genom att båten lyfts upp på land där färgen skrapas, blåstras eller slipas bort. För att det därefter inte ska bli allt för mycket påväxt på skroven krävs alternativa underhållsmetoder. En sådan metod är borsttvätt, vars funktion kan liknas vid en kemikaliefri biltvätt. Borsttvättar sitter i regel installerade i vattnet och båtar kör in i tvättarna, där roterande borstar polerar bort påväxten. Det finns även mobila borsttvättar som monteras på trailers. Det är dock endast båtar som är fria från både biocidfärger och av kommunen giftklassade färger som lämpar sig att tvätta med borsttvättar.

En mer använd metod är att högtryckstvätta båtskroven på en landbaserad spolplatta. Eftersom även giftiga färger utsöndras och förlorar delar av sin funktion under säsongen så används spolplattor på såväl behandlade som obehandlade båtskrov. Båtar som inte behandlats med giftiga båtbottnfärger har dock ett större behov av att använda spolplattor kontinuerligt under båtsäsongen, jämfört med båtar med målade skrov som brukar spolas av först vid upptag när båtsäsongen är över (se vidare Moknes et al. 2019).

Box 6. Användning av båtbottnfärger

År 1989 förbjöds båtbottnfärger som innehåller TBT på fritidsbåtar inom EU och år 2008 infördes motsvarande totalförbud för alla fartyg. Båtar som målades med giftig båtbottnfärg fortsätter dock att sprida de farliga ämnena så länge färgrester sitter kvar (Havs- och vattenmyndigheten 2012). En indikation på detta är att TBT fortfarande 2014 detekterades i de översta lagren sediment i småbåtshamnar på västkusten (Egardt et al. 2017). Man har ännu inte lyckats ta fram någon helt giftfri färg för att uppnå motsvarande effekt mot påväxt på båtskrov, vilket innebär att även fortsatt tillåtna färgerna innehåller skadliga ämnen. I Sverige tillåts exempelvis båtbottnfärger som innehåller olika kopparföreningar och zink. I vissa båtbottnfärger finns också plastpolymerer som läcker ut mikroplaster i miljön när de slits (Moknes et al. 2019).

5.4.1.1. LOVA-bidrag för att minska miljögifter från fritidsbåtar

Totalt 98 projekt under utvärderingsperioden rörde sig om fysiska åtgärder för att minska fritidsbåtars miljöpåverkan. Av dessa utgjorde 48 projekt sanering av båtskrov, 21 projekt borsttvättar, 16 projekt spolplattor, sex projekt "övriga fritidsbåtsåtgärder" (t.ex. utsättning av bojar och landförvaringsplatser), fyra projekt skrovdunkar, tre projekt installation av septiktankstömningsstationer³⁴ samt två projekt skrotning av tvåtaktsmotorer. I ett tiotal projekt kombinerades flera åtgärdestyper. Vanligast var att kombinera XRF-mätningar med sanering av båtskrov. Den fortsatta utvärderingen kommer som nämnt enbart att fokusera på åtgärdestyperna spolplatta, borsttvätt och skrovsanering, då dessa var de mest förekommande åtgärdestyperna som fick LOVA-bidrag under utvärderingsperioden. Totalt uppskattas att 29 miljoner kronor betalats ut i

³⁴ Den 1 april 2015 trädde förbudet mot att släppa ut toalettavfall från fritidsbåtar inom svenskt sjöterritorium. Sedan dess går det inte att få LOVA-bidrag för septiktömningsstationer.

LOVA-bidrag till projekt med dessa åtgärdstyper.

Resultat fanns beskrivna i projektkatalogen för cirka 60 % av projekten. Dessa resultat bestod av beskrivningar av hur många anläggningar som byggts eller båtskrov som behandlats. Ingenting nämndes om mätmetoder utöver de XRF-mätningar som utförts inför ett antal saneringsprojekt.

5.4.1.2. Effekter av åtgärder för att minska miljögifter från fritidsbåtar

Tre LOVA-projekt år 2017–2021 syftade till att utvärdera och följa upp miljöeffekter av tidigare utförda fysiska fritidsbåtsåtgärder, varav endast ett projekt om borsttvätt resulterade i en sådan utvärdering. Antaganden om effekterna av de åtgärder som tilldelats LOVA-medel baseras därför till stor del på andra publicerade utvärderingar. Nedan presenteras exempel på de effekter som hittills konstaterats, både positiva och negativa, från myndighetsrapporter, i grå litteratur samt i nämnda utvärderingsprojekt (se även Tabell 5.8).

Spolplatta

Havs- och vattenmyndigheten genomförde år 2011 provtagningar från 37 spolplattors uppsamlingsrännor samt två- och trekammarbrunnar i syfte att undersöka halter av koppar, zink, TBT och irgarol i spolvattnet. Provtagningarna visade att det bara var en av spolplattorna vars spolvatten underskred samtliga Havs- och vattenmyndighetens riktvärden.³⁵ Tio av de undersökta spolplattorna renade dessutom spolvattnet så dåligt att samtliga riktvärden överskreds (Havs- och vattenmyndigheten 2012). En kompletterande studie genomfördes av Stockholms universitet ett år senare och syftade till att beräkna halter av biocider som sprids till miljön i spillvatten från spolplattor på både väst- och ostkusten. I studien analyserades biocider bland annat i slamprover från spolränna och två- eller trekammarbrunn samt i steg-1- eller steg-2-renat spolvatten. Studien visade att en väsentlig mängd TBT återfinns i det slam och spolvatten som samlas upp vid tvätt av båtar (Ytreberg 2012).

Efterföljande studier tyder på att spolplattor har blivit mer effektiva med tiden. Ett examensarbete på avancerad nivå från år 2020 visade att spolvatten från 51 av 58 undersökta spolplattor underskred det sedan år 2012 uppställda riktvärdet för TBT³⁶. Studien visade vidare att 31 av de 58 spolplattorna dessutom klarade av att rena spolvattnet så att det underskred samtliga Havs- och vattenmyndighetens riktvärden. Gemensamt för dessa 31 spolplattor var att de hade ett system med steg-2-rening (Henriksson 2020).

Nämnda studier tyder således på att spolplattor med steg-2-rening kan vara effektiva när det kommer till att omhänderta och rena miljöfarliga restprodukter från spolning av båtskrov. Det föreligger dock en fortsatt brist på vetenskapligt granskat underlag om

³⁵ Riktvärdena togs fram år 2012. Arbetet med att ta fram riktvärdena skedde inom ramarna för samma projekt som provtagningarna och baserades på den då bästa möjliga tillgängliga tekniken.

³⁶ Riktvärdet för TBT är 200 ng/l och framgår av Havs- och vattenmyndighetens rapport 2012:10.

spolplattornas fulla miljöeffekter.

Borsttvätt

På uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten undersöktes år 2017 uppkomst och spridning av mikrokräp från borsttvättar. Studien visade en betydande förhöjning av giftiga färgpartiklar i vattnet utanför anläggningarna efter tvätt jämfört med före tvätt. Det förelåg också brister i underhåll av bassängkanter och portarna på anläggningarna och halterna av biocid innehållande mikrokräpspartiklar var anmärkningsvärt höga i samtliga hamnar som undersöktes, trots tillgången till alternativa skrovrenande metoder. En av studiens slutsatser var att borsttvättar till och med kan bidra till mer omfattande föroreningar, om de inte underhålls ordentligt samt används av båtar som är målade med giftig båtbottnfärg (Hassellöv et al. 2017). Det finns vidare ett antal studentuppsatser på grundnivå som pekar på behov av uppsamlingskärl, slamavskiljare och slutna system för att undvika utsläpp av biocider från borsttvättar, samt strikta regler för vad båtskrov som använder anläggningarna får vara målade med (se t.ex. Österholm 2012, Barklund et al. 2019). Detta är någonting som även Havs- och vattenmyndigheten understryker i sina rekommendationer för båtbottentvätt av fritidsbåtar (2012).

Antagandet om borsttvättarnas positiva miljöeffekter grundas på att båtar som nyttjar anläggningarna löpande under säsongen inte målats med giftiga båtbottnfärger och att anläggningarna sköts korrekt (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Det saknas emellertid information om exempelvis anläggningskapacitet och underhållsplaner i rapporteringen från de LOVA-projekt som genomfördes under utvärderingsperioden. Det finns också ett behov av fler studier om exempelvis effekten av mobila borsttvättar som saknar uppsamlingsbassänger samt att undersöka hur mycket mikroplatspartiklar som hamnar i vattnet från anläggningarnas roterande borstar eller från epoxybehandlade skrov. Det går därför inte i nuläget att redogöra för borsttvättarnas samlade miljöeffekter

Sanering av båtskrov

Det finns många studier som identifierat fritidsbåtars målade skrov som en källa till föroreningar (se t.ex. Ohlauson 2013, Egardt et al. 2017, Lagerström & Ytreberg 2018, Moksnes et al. 2019; Fröberg & Nilsson 2020). Forskningen har lett till regelverk och utvecklade metoder för att sanera båtar som tidigare målats med giftiga färger. När den landbaserade saneringen utförs finns det dock en risk för spridning via mark och luft. Lorén et al. utförde år 2021 en studie om spridning av sanerat material vid skrapning, slipning och blästring. Vid skrapning visade studien att hårda vindar utan simultan dammsugning kan leda till att i stort sett all bortskrapad färg sprids utanför marktäckningen. Vid slipning kunde nästan alla partiklar fångas upp av dammsugare om förhållandena var optimala. Beroende på hur små partiklarna blev, hur mycket det blåste samt hur lång fallhöjden var från slipmaskin till marktäckning eller dammsugare fann man dock att det även vid användning av denna metod fanns risk för spridning till den yttre miljön. Sammantaget visade resultaten från studien att det under vissa förhållanden går att sanera båtskrov med en 98-procentig insamling av färgresterna (Lorén et al. 2021).

Enligt Transportstyrelsen förelåg det brister i saneringar som utfördes av båtklubbar, av firmor och av båtägare år 2019 vilket innebar att samtliga utförda saneringar fram till dess inte varit så effektiva som exempelvis anges som möjligt i Lorén et al. 2021. Det är dock oklart i hur stor omfattning bristfälliga saneringar skett historiskt och i nutid. Även om flera studier pekar på behovet av att skydda den omgivande miljön vid sanering genom exempelvis marktäckning, inomhusbehandling, skyddsutrustning och återvinning av sanerat material så är det ännu inte kartlagt hur stor den samlade effekten av korrekt respektive bristfällig sanering av fritidsbåtar är (Lokrantz 2006, Transportstyrelsen 2017 och 2019, Fröberg & Pettersson 2020).

Tabell 5.8. Kompletterande information om studier avseende utsläpp av miljöfarliga ämnen vid hantering av fritidsbåtar

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Havs- och vattenmyndigheten 2012	Rapport från HaV. Granskning framgår inte.	Studien avser utsläpp av biocider i spolvatten från spolplattor. I studien utfördes provtagningar med fyra timmars tidsintervall i 15 lokaler på västkusten samt en lokal på ostkusten. Resterade spolplattor undersöktes med stickprov.
Hassellöv et al. 2017	Rapport från Göteborgs universitet och Vågenkonsult, på uppdrag av HaV. Granskning framgår inte.	Studien avser en undersökning av uppkomst och spridning av mikrokräp från borsttvättar. Sex borsttvättar ingick i studien (västkusten, ostkusten och Öresund). Provtagningsmetoderna bestod av mantatrål, pumpfiltrering och filterprov. Studien visade att de flesta hamnarna hade markanta förhöjningar av färgflagepartiklar efter tvätt jämfört med före (2–5 meter från anläggningarnas portar). Studien identifierade att en anledning till de förhöjda värdena var att det förelåg brister i underhåll av bassängkanter och portar, vilket gjorde att mikrokräp läckte ut från borsttvättarna.
Lorén et al. 2021.	Rapport från RISE (Research Institutes of Sweden). Granskning framgår inte.	Studien avser en undersökning av spridning av färgpartiklar vid sanering båtskrov med skrapning. Med en vind på 5,8 meter per sekund och utan en dammsugare på skrapan, spreds 0,2 % av den avskrapade bottenfärgen längre bort än 4,5 meter från marktäckningen. Med samma vind men med simultan dammsugning minskade spridningen till 0,1 %. Vid blästring med sand och kolsyra beräknades spridningen utanför marktäckningen till 0,1 %. Även skrapning och högtryckstvätt med gel testades i studien, vilket visade en spridning till den yttre miljön på 0,05 respektive 0,1 %.

Exempel på LOVA-projekt där uppföljning av fritidsbåtsåtgärder genomförts

I Sandarne, Gävleborgs län, utvärderades en borsttvätt som anlags i Sandarne båthamn 2016. Uppföljningen finansierades delvis av LOVA-bidrag och medfinansierades av Söderhamns kommun. Syftet var att utvärdera i vilken utsträckning borsttvätten på kort sikt påverkade halterna av giftiga ämnen från båtbottnfärg i sedimenten (0-5 cm). Provtagning skedde en respektive sex säsonger efter installation av båt tvätten. Efter första säsongen visade provtagningen på höga halter av främst zink och koppar i sedimenten. Vid provtagningen 2021 hade halterna av zink, koppar och TBT ökat markant i sedimenten i direkt anslutning till borsttvätten, men ingen signifikant ökning kunde noteras i sediment längre än 5 meter ifrån borsttvättens inlopp. Vad resultaten från mätningarna visar är att inga positiva miljöeffekter hittills har uppmätts av borsttvätten.

5.4.1.3. Sammanfattning fritidsbåtsåtgärder

De studier som gjorts pekar på att fritidsbåtsåtgärder såsom spolplatta, borsttvätt och båtskrovssanering kan leda till positiva miljöeffekter. För spolplatta tyder studier på att steg-2-rening är viktigt för att nå de av Havs- och vattenmyndigheten uppställda riktvärdena för exempelvis TBT. För borsttvättar pekar studier på att felhantering snarare kan leda till ökade föroreningar vid brister i skötseln av anläggningarna. Sanering är en metod som vid vissa förhållanden både tycks kunna minska förekomsten av giftiga färger på båtar och samla in restprodukter i stor omfattning. Gemensamt för samtliga åtgärdstyper är att det krävs både fullgoda anläggningar och korrekta utföranden för att föroreningarna från båtskroven ska minska.

För att kunna utvärdera huruvida LOVA-projekt inom kategorin ”fritidsbåtsåtgärder” har lett till några miljöeffekter hade mer information om anläggningar och tillvägagångssätt behövts än vad som vid utvärderingstillfället fanns tillgängligt. I projekt avseende sanering behöver inrapporteringar innehålla information om förhållandena som rådde vid åtgärdstillfällena (inomhus/utomhus, annan utrustning, väder etc). I projekt avseende borsttvätt behövs information om hur kontinuerlig skötsel och underhåll av anordningarna bedrivs, vilket innebär att även uppföljningar av projekt avseende borsttvättar krävs. För spolplattor måste information framkomma i inrapporteringen om vilken typ av reningssystem som de anlagda spolplattorna har (steg-1-rengöring/steg-2-rengöring).

5.5. ANDRA ÅTGÄRDER I VATTEN

I och med de förändringar som infördes i SFS 2017:1299 kan stöd ges till ”andra åtgärder i vatten” som syftar till att nå god ekologisk status i vattenmiljö eller god miljöstatus i havsmiljö. I den vägledning för LOVA-projekt som Havs- och vattenmyndigheten publicerat framgår att detta till exempel kan avse fiskpassagelösningar för att förbättra konnektiviteten i vattendrag eller biotopvård för att förbättra morfologiska förhållanden. I det här avsnittet tas två åtgärdstyper upp som berör vattendrag. Den ena åtgärdstypen avser åtgärder för att minska effekter av artificiella vandringshinder, vilket här både omfattar rivning av vandringshinder och anläggande av passager förbi vandringshinder. Den andra åtgärdstypen avser åtgärder för att restaurera vattendrag, till exempel återställande av fysiska strukturer i tidigare flottningsleder (Box 7). I praktiken går åtgärderna ofta hand i hand (Karlsson & Leonardsson 2014, Karlsson et al. 2019) och i cirka 14% av berörda LOVA-projekt ingick båda åtgärdstyperna.

I kategorin ”andra åtgärder i vatten” ingår även åtgärder i sjöar och kustområden. Under utvärderingsperioden avsåg dock endast tre projekt fysisk restaurering i kustområden och inget projekt föreföll gälla restaurering av sjöar. Restaurering av sjöar och kustområden avhandlas därför inte i denna rapport. Många projekt framhöll dock att restaurering av tillrinnande vatten även förväntades förbättra tillståndet i sjöar.

Box 7. Omfattning av åtgärdsprojekt i vattendrag i Sverige

Nationellt samlas information om denna typ av åtgärder i databasen ’Åtgärder i vatten’, inklusive åtgärder som genomförs med stöd av LOVA-bidrag. I februari 2022 fanns nära 6600 åtgärder i vattendrag registrerade, vilka hade utförts i cirka 2500 projekt. De flesta registrerade åtgärder hade genomförts från 1990-talet och framåt och en absolut majoritet av åtgärderna hade öring, lax eller ål som målart. Av åtgärderna avsåg 32% förbättring av konnektivitet och omfattade både utrivning av vandringshinder och anläggning av faunapassager. Morfologiska åtgärder i vattenmiljö utgjorde 43% varav en majoritet rörde förändringar av substrat och strukturer i form av utläggning eller omfördelning av substrat. De LOVA-projekt som berörs i detta avsnitt avser alltså de mest förekommande åtgärderna i vattendrag i Sverige.

5.5.1. Åtgärda vandringshinder

Däggdjurs, fiskars och andra vattenlevande organisms rörelsemönster kan störas eller hindras av naturliga och artificiella vandringshinder. Hindren leder till fragmentering av vattendragen och försämrar möjligheterna till spridning och fria passager upp- och nedströms, vilket påverkar den biologiska mångfalden negativt.

Naturliga hinder kan utgöras av vattenfall eller vattenområden med tidvis låga vattenflöden och artificiella hinder kan exempelvis vara anlagda vägtrummor, flottledsrester, kraftverk och dammar (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Artificiella hinder har historiskt sett ofta kombinerats med utrensning av sten och block i vattendrag för att underlätta bedrivandet av flottningsverksamhet.

Syftet med att åtgärda vandringshinder är att förbättra konnektiviteten, och därigenom

vandringsmöjligheterna och återkoloniseringen av arter, antingen genom att hindren tas bort eller på andra sätt åtgärdas. Det senare exempelvis genom att vägtrummor flyttas eller ersätts med andra konstruktioner eller att fiskpassager anläggs i form av naturlika eller tekniska passagelösningar (se Box 8).

5.5.1.1. LOVA-bidrag för att åtgärda vandringshinder

87 projekt under utvärderingsperioden omfattade fysiska åtgärder för att åtgärda vandringshinder, inklusive utrivning av vandringshinder. Samtliga projekt inleddes från 2018 och framåt. Åtgärderna berörde vägtrumma eller kraftverk (25 projekt), damm (25 projekt) samt tröskel, trappa, omlöp (8 projekt) eller ”övriga åtgärder” (31 projekt). I vissa fall kombinerades flera åtgärdestyper. Till kategorin ”övriga” räknades exempelvis återställning av tidigare flottledsrensning, kanalisering, öppnande av igenväxta passager till lekområden vid kusten samt projekt där en mer specifik åtgärdsbeskrivning inte framgick av underlaget. Cirka 30,6 miljoner kronor betalades till projekt avseende fysiska åtgärder för att åtgärda vandringshinder under utvärderingsperioden. I ett fåtal fall angavs att elfiske hade genomförts i projektet men det framgick ingen information om uppmätta miljöeffekter i underlaget för utvärderingen.

5.5.1.2. Effekter av att åtgärda vandringshinder

Rivning av vandringshinder som inte fyller någon praktisk funktion har lyfts både som en för naturen prioriterad och för samhället mer kostnadseffektiv åtgärd än att försöka skapa passagelösningar (Karlsson & Leonardsson 2014, Degerman & Näslund 2021). Där utrivning inte är ett alternativ återstår att konstruera passager förbi vandringshinder, där passager för vandrande fiskarter är vanligast. Det finns många olika typer av fiskpassagelösningar och de exempel som ges i detta avsnitt har begränsats till studier som avser tekniska och naturlika fiskpassagelösningar vid dammar. Flera LOVA-projekt i utvärderingsperioden berörde också vägtrummor, exempelvis flytt eller utbyte till större vägtrummor eller genom att ersätta vägtrummor med broar. Uppföljningsstudier där vägtrummor åtgärdats är dock sällsynta (Griffith & MacManus 2020, Degerman och Näslund 2021).

Det finns förhållandevis många studier som följt upp effektiviteten hos anlagda fiskpassager, både i Sverige och internationellt. Här presenteras några exempel från vetenskapliga artiklar och utvärderingar som gjorts på uppdrag av myndigheter (se även Tabell 5.9). Notera att för tillståndspliktiga vattenverksamheter i Sverige är ägaren skyldig att vidta de miljövillkor som ställs på verksamheten, vilket exempelvis kan omfatta anläggning av fiskpassager.

Effektivitet hos fiskpassager och effekter av förbättringar

Uppskattningsvis finns det 650 fiskpassager som underlättar vandring av migrerande fiskar i Sverige (Sandin et al. 2017). För att fiskpassagerna ska fungera väl krävs att de är attraherande för fisken och passerbara (Calles et al. 2013). För att kunna uppskatta dessa aspekter används vanligen någon form telemetriska undersökningar för att mäta fiskens förflyttning genom fiskpassagen i både uppströms och nedströms riktning (Sandin et al.

2017). Definition av centrala begrepp för att utvärdera funktionen hos fiskpassager ges i Box 8.

Box 8. Begrepp som används i texten (från Calles et al. 2013, Sandin et al 2017, Persson och Leonardsson 2020)

Anlockning: Det som gör att fisken hittar/attraheras av ingången till en passage.

Attraktionseffektivitet: Andelen fiskar som hittar fram till fiskpassagen

Passageeffektivitet: Andel av de fiskar som simmat in i fiskpassagen som passerar hela vägen.

Total passageeffektivitet: Utgörs av den andel av vandrande fiskar som finner fiskpassagen och passerar igenom den dvs. beaktar både attraktion- och passageeffektivitet.

Tekniska fiskpassager: konstruktioner av betong, trä eller dylikt med en artificiell design, till exempel Denil-rännor, slitsrännor och kammartrappor, som leder vatten runt vandringshindret.

Naturlika fiskpassager: utformade för att efterlikna ett naturligt vattendrag när det gäller geomorfologi, lutning, bottenstrukturer och hydraulik, till exempel omlöp. Omlöp är formade som små vattendrag som leder en del av huvudfårens vatten runt vandringshindret.

I en sammanställning av data från 65 studier, främst från Nordamerika och Europa, uppskattades passageeffektiviteten hos fiskpassager (Noonan et al. 2012). I medeltal beräknades en nedströms total passageeffektivitet på 69 % och en uppströmseffektivitet på 42 % för olika typer av fiskpassagelösningar. Effektiviteten varierade beroende på typ av fiskpassage och var också överlag högre för laxfiskar än för andra arter. Denna studie inkluderade äldre tekniska fiskpassager (se Tabell 5.9) och flera svenska rapporter har lyft att attraktionskraften förbättrats på senare tid då utformning av fiskpassager förbättrats (Calles et al. 2013, Degerman & Näslund 2021). Numera prioriteras naturlika fiskpassagelösningar vid nyetablering, vilka i regel kan passeras även av simsvaga arter (Sandin et al. 2017).

I Emån utvärderades 2003–2005 funktionen hos två naturlika omlöp som anlades vid kraftverken vid Finsjö år 2000. I det nedre omlöp som undersöktes uppmättes en attraktionseffektivitet på 81 % och en passageeffektivitet på 95 % för stigande lekfisk av havsöring och i det övre omlöpet var motsvarande siffror 89 % respektive 97 % (Calles et al. 2009). Minst 58 % av utlekta nedströmsvandrande havsöringar (kelt/besor) migrerade tillbaka nedströms de två omlöpen. Åtgärdande av vandringshinder i Emån fortgår (se t.ex. EU-programmet Life Connects).³⁷

I Ätran genomfördes åtgärder vid Hertingdammen år 2013 för att förbättra passage av vandrande fiskarter. Hertingdammen består av två kraftverk. 2013 revs merparten av dammen vid det övre kraftverket och ersattes med överfallsdammar och en Denil-ränna ersattes med en naturlig stigränna i form av att Ätrons ursprungliga huvudfåra restaurerades, medan motsvarande åtgärder saknas vid det övre kraftverket. Så kallade låglutande galler med flyktväg installerades vid den nedre dammen för att avleda nedströmsvandrande fisk från turbinerna (Calles et al. 2015). För uppströms lekvandrande laxar var passageeffektiviteten 70 % innan modifiering (2009) medan uppföljningen av

³⁷ <https://lifeconnects.se/>

den nya fiskpassagen år 2014 indikerade en total passageeffektivitet på 97 % (29 av 30 märkta fiskar passerade) (Nygqvist et al. 2017). Åtgärderna ledde också till förbättringar för överlevande kelt med en ökning från 33-57% till 96% överlevnad (Calles et al. 2012, Nyqvist et al. 2017). Efter åtgärderna var överlevnaden högre, mängden besök vid kraftverket som inte resulterade i passage var färre och fördröjningarna kortare, vilket resulterade i en hög effektivitet för nedströmsvandrande laxar.

Vid en jämförelse av elfiskedata från 28 omlöp i Sverige med närliggande strömsträckor visades att omlöpen hade motsvarande fisktätheter som uppmättes i referensområdena och att de således fungerade bra som strömhabitat för fisk (Sandin et al. 2017, Tamario et al. 2018).

Även om de exempel som ges indikerar att vissa typer av fiskpassager kan ge goda resultat är dock många befintliga fiskpassager undermåliga och bara en låg andel av fiskarna som vill passera som kan göra det (se nedan, Inventering av tekniska fiskpassager i Sverige). Detta kan gynna starksimmande arter som exempelvis lax och öring framför mer svagsimmande arter som exempelvis abborre och simpor. Haugen et al. (2008) visar också att en fiskpassage som selekterar för öringar i intermediär ålder kan resultera i fenotypiska förändringar i populationen över tid. Dels har fisken blivit mindre, men framför allt varierar fisken mindre i storlek. Underfungerande fiskpassager kan alltså leda till utarmning av variation i populationer (Haugen et al. 2008).

Förutom det urval av publikationer som gjorts här finns bland annat en rad studier där passagelösningar för ål har undersökts³⁸.

Utrivning av vandringshinder

Utrivning av mindre dammar och fördämningar visar generellt positiv respons för migrerande fiskarter och bottenfauna, men det kan ta tid att se effekter (Feld et al. 2011, Griffith & McManus 2020). Om vandringshindret varit det huvudsakliga problemet för fortplantning kan återhämtning av fiskfauna vara snabb (några år). Om förbättrad fortplantning däremot kräver återhämtning av specifika habitat kan det ta tiotals år och i vissa fall kan aktiv restaurering krävas för att påskynda återhämtning (Doyle et al. 2005, Feld et al. 2011). För bottenfauna visade en meta-analys av 34 dammutrivningar en initial negativ effekt som följdes av positiva effekter efter 15–20 månader, både nedströms och uppströms det rivna hindret.³⁹ Bland annat ökade antalet och andelen störningskänsliga arter (Sandin et al. 2017, Carlson et al. 2018). Initiala negativa effekter beror i stor utsträckning på ökad sedimentation i samband med dammrivningar (Doyle et al. 2005, Degerman & Näslund 2021).

³⁸ Se exempelvis Calles, O. et al. 2021. *Ecological Engineering*. 170: 106350; Calles, O. et al. 2013. *Freshwater Biology*. 58, 2168-2179; Nilsson, P.A. et al. 2020. *Journal of fish biology* 96: 1534-1537; Degerman, E. et al. 2019. *Aquatic Ecology*. 53: 639-650; Watz, J. et al. 2019. *Animal conservation*. 22: 452-462; Tamario, C. et al. 2019. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 29: 612-622.

³⁹ För varje studie beräknades en responskvot enligt $\Delta r = \ln(Na/Nb)$, där Nb medelvärdet av samtliga provtagning innan dammutrivning för ett specifikt mått och Na medelvärdet efter utrivningen. För detaljer se Carlson et al. 2018.

Tabell 5.9. Kompletterande information om studier som avser uppföljning av åtgärder som rör vandringshinder.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Noonan et al. 2012	Vetenskaplig review-artikel. Granskad med peer-review.	Utvärdering av fiskpassager. Studien baseras på 65 artiklar med utvärderingar av både uppströms- och nedströms vandring genom fiskpassager vid 61 dammar. Fiskpassagerna var främst lokaliserade i Nordamerika och Europa. Ingående studier och artiklar publicerades år 1964-2011.
Calles et al. 2009	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Utvärdering av fiskpassager (omlöp). I Emån var 40 vattenkraftverk i drift år 2018 och antalet definitiva vandringshinder för öring uppskattades till mer än 169 (Stenström 2018). De anlagda omlöpen vid Finsjö ligger uppströms kraftverket i Karlshammar. Studien baserades på akustisk telemetri och radiomärkning av havsöring.
Calles et al. 2015 ⁴⁰	Slutrapport Hertingsprojektet. Granskning framgår inte.	Utvärdering av fiskpassage. I Ätran fanns år 2016 129 registrerade dammar och 15 kända vandringshinder varav nio var vattenkraftverk. Innan 2013 fanns en fiskpassage (Denil-ränna) vid den övre Hertingsdammen medan passagen för nedströmvandrande fisk gick genom kraftverkens turbiner eller spilluckor). Studien baserades på radiomärkning och spårning av fisk. Förutom för lekvandrande laxfisk finns i rapporten bedömningar för bland annat havsnejonöga, utlekt lax, ålyngel och blankål.
Nykvist et al. 2017	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Uppföljningen avser samma åtgärder vid Hertingsdammen som beskrivs i Calles et al. 2015.
Broman 2018	Rapport länsstyrelse. Granskning framgår inte.	Utvärdering av tekniska fiskpassager baserat på okulär besiktning. Attraktionskraften bedömdes utifrån strömbilden intill fiskpassagernas ingång respektive utgång under de förhållanden som rådde vid inventeringstillfället. Fiskvägarnas passerbarhet för uppströms vandrande fisk baserades på en uppskattning av möjligheten för en fisk som har hittat in i fiskpassagen att passera den.
Nilsson 2019	Rapport länsstyrelse. Granskning framgår inte.	Utvärdering av tekniska fiskpassager baserat på okulär besiktning. Anlockning baserades på fysisk placering av fiskpassagen och en uppskattning vattentappning i förhållande till totala flödet förbi hindret. Passageeffektiviteten baserades på fiskens möjligheter att under rådande förutsättningar passera fiskvägen när den väl hittat in i den.

⁴⁰ Studien har resulterat i rad publicerade artiklar: Calles, O. et al. 2021. Ecological Engineering. 170: 106350; Nyqvist, D. et al. 2018. Marine and Freshwater Research. 69: 1894–1904; Calles, O. et al. 2012. Ecological Engineering. 48: 30-37.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Carlson et al. 2018	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Utvärdering av utrivning av dammar. Meta-analys baserat på 33 studier, varav fyra ingående studier var svenska. Studierna begränsades till rivning av dammar <15 meter. Alla ingående studier hade provtagit bottenfauna innan och efter rivningen. 10 olika mått på sammansättningen av bottenfauna beräknades för de ingående studierna, bland annat total täthet, artrikedom, täthet av dagsländor, bäcksländor, nattsländor.

Inventeringar av tekniska fiskpassager i Sverige

Även om nyanläggning av fiskpassager i Sverige numer framförallt avser naturlika lösningar så återstår många redan anlagda tekniska fiskpassager. I norra och södra Sverige har inventeringar av tekniska fiskpassager genomförts på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Inventeringarna baserades främst på okulär besiktning och indikerade omfattande brister i fiskpassagerna.

I Norrbotten och Västerbottens län undersöktes sammanlagt 41 fiskpassager under 2015–2018. För uppströms vandrande fiskar bedömdes ungefär hälften av de fiskpassager som undersöktes ha obefintlig eller dålig attraktionskraft medan passerbarheten var relativt hög. För nedströms vandrade fisk var attraktionskraften obefintlig eller dålig för majoriteten av fiskpassager och passerbarheten var låg.

I södra Sverige genomfördes inventeringar 2016–2017 där cirka 120–140 fiskpassager bedömdes beroende på parameter. Anlockning bedömdes som ”bra” för drygt hälften av besökta fiskpassager men passageeffektivitet bedömdes som låg för både laxfisk och svagsimmande arter då många passager bedömdes som definitiva vandringshinder. Cirka 20% av fiskpassagerna utgjordes av omlöp och dessa hade över lag minst antal anmärkningar.

Båda undersökningarna understryker dock att okulär besiktning inte är tillräcklig för att utvärdera fiskpassagers funktion.

5.5.1.3. Sammanfattning vandringshinder

Utrivning av mindre dammar och fördämningar visar generellt positiva effekter för migrerande fiskarter och bottenfauna, ibland redan efter några år. Där utrivning inte är ett alternativ visar både nationella och internationella uppföljningsstudier att en väl fungerade fiskpassage kan resultera i hög passage av vandrande fiskarter, framför allt uppströmvandrande fiskarter som lax. Den inventering av tekniska fiskpassager som gjorts i norra och södra Sverige indikerar dock att många befintliga fiskpassager inte fungerar optimalt. Detta kan bland annat bero för lågt flöde, bristande skötsel, och icke-optimala konstruktioner. Fiskpassager bör också sträva efter att bibehålla och främja naturlig variation mellan individer, populationer och arter för att undvika selektion mellan och inom arter (Haugen et al. 2008, Birnie-Gauvin et al. 2019). Man måste också säkerställa att fiskpassagerna fungerar för nedströmsvandrande fisk som exempelvis lax-

och havsöringsmolt och ål samt att det vid kraftverk finns effektiva anordningar som hindrar dessa fiskar från att passera genom kraftverkens turbiner. Fiskpassagelösningar är dessutom platsspecifika och det krävs i princip alltid separata lösningar för upp- respektive nedströmspassage för att fria vandringsvägar ska kunna uppnås. Det finns således många faktorer som måste tas hänsyn till för att fiskpassagelösningar ska fungera optimalt.

Havs- och vattenmyndigheten publicerade år 2020 en webbaserad vägledning som omfattar utformning och uppföljning av fiskpassager, inklusive kvantifiering av effekter genom ett antal undersökningsmetoder.⁴¹ Det finns även en europeisk standard framtagen för kvantitativ uppföljning av fiskpassagelösningar med telemetri⁴². Då det genomförs många projekt i Sverige för att åtgärda vandringshinder pågår sannolikt också många uppföljningsundersökningar. Det vore viktigt att erfarenheter och resultat av sådana studier sammanställs för att ge stöd för optimering av fiskpassager.

5.5.2. Restaurering i vattendrag

Mänsklig påverkan i form av exempelvis flottledsrensningar för timmertransport har påverkat ekosystemen och den biologiska mångfalden i många vattendrag. Restaurering av flottledningsleder och andra akvatiska miljöer som påverkats av mänskliga aktiviteter har därför blivit allt vanligare. I praktiken är det dock ofta omöjligt att helt och hållet återställa områden till hur de tidigare såg ut, och syftet med restaureringsåtgärderna är därför i många fall att som minst uppnå en god ekologisk status för den naturliga vattentypen enligt vattenförvaltningens definition (Degerman & Näslund 2021).

Vilken typ av restaureringsåtgärder som vidtas beror på omständigheterna i det aktuella vattenområdet. Exempelvis kan restaurering av vattendrag utföras för att förbättra form, botten och lekområden genom att tillföra stenar och block som tidigare rensats ur vattendrag, återställa rätade vattendrag (återmeandring) eller tillföra lekgrus, stockar och annat material till vattnet för att förbättra reproduktionsplatser (Nilsson et al. 2017).

5.5.2.1. LOVA-bidrag för restaurering av vattendrag

98 projekt under utvärderingsperioden avsåg fysiska åtgärder för att restaurera vattendrag och cirka 21,8 miljoner kronor betalades ut till projekten. Samtliga projekt inleddes från 2018 och framåt.

De förekommande åtgärderna var förbättring av lekbotten genom exempelvis utläggning av grus och block (52 projekt), biotopvård (41 projekt), röjning av sly, vass och träd (5 projekt), återmeandring (2 projekt) samt plantering av skuggande träd (1 projekt).

”Biotopvård” angavs som generell projektbeskrivning för restaureringsåtgärder och närmare specificeringar av restaureringsåtgärder saknades i underlaget. Det betyder att

⁴¹ <https://www.havochvatten.se/vattenkraft-och-arbete-i-vatten/vattenkraftverk-och-dammar/miljo--och-skyddsatgarder/vagledning-for-fisk--och-faunapassager.html>

⁴² CEN, 2021. Water quality - guidance for assessing the efficiency and related metrics of fish passage solutions using telemetry. In: Comité Européen de normalisation (CEN), CEN-CENELEC Management Centre: Rue de la Science, 23. B-1040 Brussels. 52 pages.

dess 41 projekt i praktiken kan ha bestått av de andra redan nämnda fysiska åtgärderna. I 30 projekt där lekbottnar restaurerades beskrevs att tidigare flottledsrensningar givit upphov till åtgärdsbehovet.

I 20 projekt beskrevs miljöeffekter av åtgärderna, till exempel en större variation av fiskarter och andra organismer, förbättrad vattenkvalité och ökad överlevnad för arterna i området. Det är dock oklart om dessa beskrivningar avsåg förväntade eller uppmätta effekter. I 25 projekt fanns också någon form av kvantitativ information av projekten, till exempel antal träd som planterats, antal lokaler med nya lekbottnar eller hur stor areal eller antal vattendrag som restaurerats. I två projekt angavs att mätbara resultat beräknades kunna påvisas mellan två och fem år efter projektets slut. Båda dessa projekt avslutades år 2020.

5.5.2.2. Effekter av restaurering av vattendrag

Det finns många studier som följt upp effekter av restaurering av vattendrag, både i Sverige och internationellt. Restaurering av vattendrag genom att introducera substrat som block, grus och död ved har till syfte att öka habitatkomplexiteten med vidare avsikt att gynna biologiska samhällen och stimulera biologisk diversitet. Översikten har därför fokuserat på studier som utvärderat effekten av restaureringsåtgärder på biota. Här presenteras exempel från några översiktsartiklar samt uppföljning av enskilda vattendrag i Sverige (se även Tabell 5.10).

Effekter på biota vid tillförsel av substrat

I en granskning av 75 studier som följt upp introduktion av substrat som åtgärd i vattendrag i Nordamerika och Europa identifierades endast ett fåtal fall där positiva effekter rapporterats för bottenfauna och bottenlevande växter medan något fler studier påvisade positiva effekter på fisk (Feld et al. 2010). Uppföljningsstudierna var dock ofta korta och sträckte sig i medeltal 2,5 år efter genomförandet av åtgärden. Vid sidan av kort tid efter åtgärd hänfördes brist på positiv respons bland annat till fortsatt dålig vattenkvalité i vattendragen och påverkan från uppströms aktiviteter såsom tillförsel av sediment (Feld et al. 2010). Begränsade effekter som följd av åtgärder med avsikt att modifiera habitat i vattendrag indikerades också i en review av Griffith och McManus 2020 där endast två av 17 granskade åtgärdsprojekt visade signifikant positiva effekter på biota.

Nilsson et al. (2015) granskade 18 studier som följt upp restaurering av flottningsleder i Sverige och Finland. Åtgärderna omfattade tillförsel av sten, block och död ved och avsåg främst att förbättra habitat för laxfiskar. De flesta ingående studierna hade följt upp åtgärderna i 3–10 år, men i enstaka fall upp till 24 år. Förändringar i abiotiska faktorer som resultat av restaureringsåtgärder kunde konstateras men endast en begränsad effekt på fisk, bottenfauna och strandväxter (Nilsson et al. 2015). Likaså visade en analys av 63 svenska restaureringsprojekt, som främst avsåg återställande av flottningsleder och lekområden, begränsad effekt på fiskfauna baserat på elfisken före och efter åtgärden (Sandin et al. 2017).

I Sverige har restaurering av enskilda vattendrag både indikerat positiva effekter och avsaknad av effekter på biota. Vid uppföljning av restaurering av en flottningsled i Hartijoki utvärderades effekten av utläggning av block enbart eller i kombination med lekgrus på årsyngel av öring (Palm et al. 2007a). Elfiske på platser som tillförts både block och grus visade en signifikant ökning i täthet av årsyngel av öring efter åtgärden (1997–2003) jämfört med före åtgärden (1992–1996). Platser som enbart tillförts block visade inga förändringar under samma mätperiod (Palm et al. 2007a).

I Vindelälven, som var flottningsled fram till 1970-talet, placerades både stora block, träd, och lekgrus för lax ut år 2010. Efter 5 år påvisades signifikanta förändringar i de restaurerade vattendragen avseende sedimentstruktur (mer heterogent) och flödes hastighet (lägre) jämfört med referensområden, men ingen respons i fisksamhället eller strandkantsväxter (Nilsson et al. 2017). I en studie av makrovertebrater som genomfördes i delvis samma studieområden påvisades dock signifikanta förändringar efter 5 år. Bland annat var den relativa abundansen av ärtmusslor samt dag- och nattsländor högre i restaurerade vattendrag medan fjädermyggor minskat (Pilotto et al. 2018).

I Ljusnan fanns också flottningsleder fram till 1970-talet. År 2003 tillfördes block till två sektioner av älven (se Tabell 5.10). Ungefär hälften av varje sektion restaurerades och effekten på abundans av harr utvärderades genom jämförelse av data tre år före åtgärden med data tre år efter åtgärden. Ingen skillnad i abundans, storlek eller kondition kunde detekteras i någon av de sektioner som restaurerats jämfört med icke restaurerade sektioner (Hellström et al. 2019).

I Degerman et al. (2021) ges flera exempel på studier som följt upp effekter av utplacering av död ved i vattendrag och som visat positiva effekter på fiskfauna. I en review av Griffith & McManus (2020) visade drygt hälften av granskade studier signifikant positiva effekter på biota som följd av tillförsel av död ved. I svenska vattendrag har Donadi et al. (2019) visat att tillförsel av död ved har en positiv effekt på tätheten av juvenil öring, speciellt i oskuggade områden.

Tabell 5.10. Kompletterande information om studier som följt upp restaurering av vattendrag.

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
Feld et al. 2011	Kapitel (review) i vetenskaplig bokserie. Granskad med peer-review.	Ingående studier baserades både på utvärdering av tillståndet före/efter åtgärder och jämförelse av restaurerade med icke-restaurerade områden. Effekter på fisk och bottenfauna uppmättes bland annat som abundans, artrikedom, och närvaro av känsliga arter. Av de 75 publicerade studier som granskades återfanns 22 fall där positiva effekter rapporterats för fisk, 7 fall för bottenfauna, 2 för bottenlevande växter. Det framgår inte om de studier

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
		som uppvisat positiva effekter har redovisat statistiska analyser.
Griffith & MacManus 2020	Vetenskaplig artikel (review). Granskad med peer-review.	Ingående studier var genomförda i USA, Canada, Australien, Nya Zeeland, Österrike, Tyskland, och Polen. De baserades både på att utvärdera tillståndet före/efter åtgärder och att jämföra restaurerade med icke-restaurerade områden. Vad avser restaurering av habitat i vattendrag sammanfattar författarna att 2 studier uppvisade signifikant positiva effekter på biota, 6 minimala effekter och 9 studier inga effekter. Av de studier som avsåg tillförsel av trä (woody material) sammanfattar författarna att 14 studier uppvisade signifikant positiva effekter på biota, 6 minimala effekter, och 6 inga eller blandande förbättringar.
Nilsson et al. 2015	Vetenskaplig artikel (review). Granskad med peer-review.	Ingående studier undersökte effekter på strandkantsväxter, vattenväxter, makrovertebrater och fisk. Ingående studier baserades både på utvärdering av tillståndet före/efter åtgärder och på jämförelse av restaurerade med icke-restaurerade områden. Samtliga studier baserades på kvantitativa undersökningar och statistiska analyser för att bedöma effekten av åtgärden. I en av åtta studier påvisades positiva effekter på makrovertebrater, en av fem positiva effekter på fisk (lax), och två av fyra studier positiva effekter på kärlväxter.
Palm et al. 2007a	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Hartijoki är ett biflöde till Kalixälven. I den nedre delen av vattendraget tillfördes block 1992 (10 km sträcka) och i en övre del av vattendraget tillfördes block + lekgrus 1992-2002 (5 km sträcka) på sammanlagt 85 platser. I Palm et al. 2007b anges att abundans av årsyngel av öring ökade med 360 % där både block och lekgrus tillförts. Ägg till yngelöverlevnaden var sex gånger högre i områden med restaurerade jämfört med orestaurerade grusbottnar.
Palm et al. 2007b	Avhandling	
Nilsson et al. 2017	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Studien avser uppföljning av restaureringsåtgärder i Vindelälven. Viss grundläggande restaurering av älven skedde redan 1980- och 1990-talet då grovt sediment återfördes älvfåran. 2010 restaurerades tio vattendrag genom tillförsel av block och träd (förstärkt restaurering). Tillståndet i områden med förstärkt restaurering jämfördes med uppströms sträckor i samma vattendrag som endast genomgått grundläggande restaurering. Undersökta aspekter inkluderade bland annat abiotiska faktorer (geomorfologiska, hydrauliska, isförhållanden), fisk (täthet, artrikedom, biomassa) och strandvegetation (artrikedom).
Pilotto et al. 2018	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Studien avser uppföljning av restaureringsåtgärder i Vindelälven. Vattendrag med förstärkt och grundläggande restaurering utvärderades. Även fyra helt orestaurerade vattendrag ingick i studien. Flera av de vattendrag som

FÖRFATTARE	TYP AV PUBLIKATION	KOMPLETTERANDE INFORMATION
		utvärderades överlappar med Nilsson et al. 2017. 28 aspekter undersöktes bl.a. abundans, diversitet, taxonomisk sammansättning, förekomst av specifika egenskaper.
Hellström et al. 2019	Vetenskaplig artikel. Granskad med peer-review.	Studien avser uppföljning av restaureringsåtgärder i Ljusnan. Ljusnan är också flödesreglerad som följd av flera kraftverk. De sektioner av älven som restaurerades var Forsnäset (1600 meter, 9,2 hektar) och Hovrahällan (1500 meter, 9 hektar). Studien baserades på elfiske av harr.

5.5.2.3. Sammanfattning restaurering av habitat

Vad gäller restaurering och förbättring av strukturer i vattendrag finns exempel på åtgärdsinsatser som resulterat i förbättringar i biologiska samhällen och biodiversitet. Det finns dock också en hel del litteratur som indikerar liten eller ingen biologisk respons. För många av de studier där effekter inte kunnat påvisas framförs för kort tid mellan restaurering och uppföljning som en möjlig orsak, men även att annat än förbättring av fysiska habitat kan behövas innan respons i biota kan uppnås, till exempel i flödesförhållanden, nivå på fritidsfiske, eller vattenkvalité (se t.ex. Nilsson et al. 2017, Hellström et al. 2019).

Karlsson och Leonardsson 2014 konstaterade att effektoppföljning vid restaurering av vattendrag i Sverige generellt varit sparsamt förekommande, då man ansett att det inte behövts för att de metoder som använts varit välbeprövade. Brist på uppföljning av restaurering av vattendrag lyfts dock i stort sett i alla övergripande artiklar och rapporter som granskat effekter av åtgärder, både nationellt och internationellt (se t.ex. Feld et al. 2011, Griffith & MacManus 2020).

5.6. FÖRLORADE FISKEREDSKAP

Bidrag för att lokalisera, ta upp, rensa och transportera förlorade fiskeredskap kan fås genom LOVA sedan SFS 2017:1299 trädde i kraft 2018. De åtgärder som tas upp här är draggning och återvinning av spökgarn.

5.6.1. Spökgarn

Tinor, nät, ryssjor och andra fiskeredskap som förloras, överges eller slängs i havet kan ge upphov till negativa miljökonsekvenser eftersom redskapen kan fortsätta fiska och leda till oönskade förluster av fisk, men även av fåglar och andra marina däggdjur som fastnar i redskapen. Företeelsen kallas för ”spökfiske” och ofta används begreppet ”spökgarn” för att beskriva de förlorade fiskeredskapen, även i de fall det rör sig om andra redskap än enbart garn. Redskapen riskerar också att skada känsliga bottenmiljöer och utgör en del av det marina skräpet (Macfadyen et al. 2009, Box 9).

Det finns olika tekniker för att hitta, ta upp och sortera förlorade fiskeredskap. Genom dykning, spaning med sonar och kartläggningar, ofta i samarbete med lokala fiskare, kan

de förlorade redskapen hittas. För att ta upp redskapen utförs ofta insatser med draggning eller dykning. Vid sortering separeras blylinor, nät och rep samt skrymmande föremål för att öka möjligheterna till återvinning (Tschernij et al. 2020).

Bidrag för att dragga och omhänderta spökgarn kan även erhållas genom den Europeiska havs- och fiskerifonden (EHFF) som handläggs av Jordbruksverket. Insamling av förlorade fiskeredskap i svenska vatten har också skett genom andra EU-stöd, till exempel i projektet Marelitt vilket finansierades genom EU:s program för territoriellt samarbete (Interreg).

Box 9. Omfattning av spökgarn i Östersjön

Enligt Världsnaturfonden förlorades mellan 5 500 och 10 000 ton torsknät i Östersjön år 2005–2008 (Szulc et al. 2015). I det internationella projektet Marelitt⁴³ dokumenterades 440 ton upphittad fiskeutrustning i enbart svenska och polska vatten mellan år 2016 och 2019 (Tschernij et al. 2020). Hur mycket utrustning som förloras och plockas upp varje år totalt är dock okänt.

5.6.1.1. LOVA-bidrag för draggning av förlorade fiskeredskap

Totalt sju projekt fick LOVA-bidrag för insatser som berör förlorade fiskeredskap under utvärderingsperioden. Fem av projekten avsåg fysiska åtgärder i form av så kallade ”spökgarnsåtgärder”, vilka i innevarande rapport omfattar både draggning, bärgning/transportering och källsortering. Totalt beviljades cirka 1 miljon kronor för dessa projekt. I jämförelse slutfördes uppskattningsvis 23 projekt för att ta upp förlorade fiskeredskap med stöd av EHFF under 2017–2021 till en totalt stödberättigad kostnad av 20,7 miljoner kronor.⁴⁴

För tre projekt framgick av underlaget att åtgärderna omfattade draggning, transport och källsortering. I de andra två projekten framkom inte exakt vilka åtgärder som genomförts. I ett projekt redovisades att 500 kg våtvikt plockades upp under projekttiden, inklusive biologiskt material som till exempel musslor. Allt uppsamlat material lämnades in till Fiskereturen i Sotenäs, vilket är en insamlings- och hanteringstjänst för mottagande av uttjänta fiskeredskap.⁴⁵ I ett annat projekt beskrevs att cirka 90 redskap hittats och ett antal garn tagits upp. I övrigt var informationen i projektkatalogen gällande resultat, mätmetoder och förväntade miljöeffekter av åtgärderna bristfällig.

5.6.1.2. Effekter av draggning efter spökgarn

Åtgärden är relativt ny i Sverige och så vitt vi vet finns det inga studier som kvantifierat eventuella miljöeffekter. Här presenteras förväntade miljöeffekter och erfarenheter från pågående draggningsinsatser.

⁴³ <https://www.marelittbaltic.eu/>

⁴⁴ Uppskattningen baseras på sammanfattningar och information av beviljade medel till EHFF-projekt som finns tillgängliga på Jordbruksverket hemsida, nedladdat 12 mars 2022 (<https://jordbruksverket.se/e-tjanster-databaser-och-appar/e-tjanster-och-databaser-stod/sok-mottagare-av-stod/havs--och-fiskeriprogrammet>)

⁴⁵ <https://www.fiskereturen.se/>

Potentiella effekter av upptag förlorade fiskeredskap

Upptag av förlorade fiskeredskap kan förväntas ge en rad omedelbara positiva miljöeffekter, bland annat ett upphört spökfiske, minskat slitage på bottenmiljöer och att mängden marint skräp minskar. Det är dock viktigt att när man draggar helt undvika vissa känsliga bottentyper såsom kallvattenkoraller eller att man anpassar draggning och upptagsmetod vid exempelvis ålgräsängar för att undvika eventuellt ytterligare negativa effekter på miljön (Nilsson & Svahn 2022).

En pågående utvärdering (2022) indikerar att draggning efter torskgarn i Öresund och Östersjön är olönsamt ur samhällsekonomisk synvinkel då kostnaden preliminärt beräknas vara mer än 10 gånger så stor som nyttan (Marcus Hall muntligen). Antagandet baseras på en beräkning av samhällskostnaden för att dragga efter förlorade torskgarn, inklusive koldioxidutsläpp, i förhållande till den samhällsekonomiska intäkten av den mängd torsk som uppskattas att kunna räddas genom att ta upp näten. I dessa beräkningar har man dock inte tagit hänsyn till nyttan av att mängden marint skräp reduceras genom att spökgarnen tas upp.

Om man vill minimera den stora direkta påverkan som spökgarnen har på fiskbestånden bör draggningsinsatser genomföras omedelbart efter att redskapen förlorats. För att hindra att nya spökgarn hamnar i havet krävs förebyggande åtgärder som är riktade mot att minska mängden redskap som förloras (Suuronen et al. 2012), samt genom att reducera redskapens fångstkapacitet via exempelvis ”spöktråd” och nedbrytningsbara nät (Antonelis et al. 2011, Kim et al. 2016).

Återvinning av spökgarn

När spökgarn tas om hand och återvinns förhindras att ytterligare skräp sprids i den marina miljön. Återvinning av materialen från spökgarn har länge varit en utmaning då vanliga återvinningsstationer inte kunnat ta emot materialet. Projektet Fiskereturen startade år 2019 i samarbete mellan Båtskroten, Sotenäs kommun, Håll Sverige Rent, Fiskareföreningen Norden och Havs- och vattenmyndigheten för att utveckla återvinningsmöjligheterna. På den svenska väst- och ostkusten finns nu ett mindre antal marina återvinningsstationer som specialiserat sig på hantering av förlorade fiskeredskap. På båda kusterna samt i sjöarna Vänern, Vättern, Hjälmaren och Bolmen finns numera också möjlighet att via Fiskereturen beställa upphämtning av uppsamlade fiskeredskap. Fiskereturen har resulterat i att cirka 100 ton fiskeredskap samlats upp och återvunnits sedan dess start (Fiskereturen 2022).

5.6.1.3. Sammanfattning spökgarn

Bortförande av spökgarn genom draggning eller dykning kan vara positivt för den biologiska mångfalden i ett område då man minskar spökfisket, skyddar känsliga bottnar mot ett ökat slitage och reducerar mängden marint skräp. Det är dock viktigt att draggningen sker så snart som möjligt efter att redskapet förlorats för att minimera tiden som redskapet spökfiskar.

Det är inte möjligt att mäta direkta effekter av uppsamling av förlorade fiskeredskap. För att kunna uppskatta eventuella miljöeffekter av draggning efter spökgarn är det dock relevant att rapportera plats, storleken på det avsökt område, mängd och typ av redskap som tagits upp samt om det finns redskap kvar i området. För framtida sammanställningar vore det också bra med ett standardiserat protokoll för draggningsinsatser, där uppgifter om spökgarnens utformning, maskstorlek, ålder, längd, fångstmängd med individdata (art, antal och vikt) vid draggningstillfället noteras.

6. LOVA-STÖDETS ROLL I SVERIGES ÅTGÄRDSARBETE

LOVA-bidraget är ett ekonomiskt styrmedel för att stimulera till frivilliga åtgärder för att minska mänsklig belastning på vatten- och havsmiljöer eller för att restaurera redan påverkade miljöer. De åtgärder som genomförs med stöd från LOVA är således ett komplement till miljölagstiftning, åtgärder som följer av tillsyn, och andra ekonomiska styrmedel (skatter, subventioner) för att minska påverkan på vatten- och havsmiljöer. Som framgår av tidigare kapitel kan flera av de åtgärdsstyper som finansieras genom LOVA-bidraget också finansieras genom andra bidragssystem. Detta kan exempelvis ske genom Europeiska havs- och fiskerifonden (t.ex. omhändertagande av fiskeredskap, restaurering av habitat), Landsbygdsprogrammet (miljöåtgärder inom jordbruk), Lokala Naturvårdsprojekt (t.ex. våtmarker, biotopvård), från andra poster i havs- och vattenmiljöanslaget, samt genom finansiering via EU, till exempel EUs program för natur-, miljö-, energi- och klimatprojekt (LIFE) och för territoriellt samarbete (Interreg). LOVA-projekten utgör således enbart en del av de samlade åtgärder som genomförs i Sverige och för de åtgärdsstyper som ingår i utvärderingen. Dessa projekt har dock förutsättningar att ge väsentligt stöd för flera miljöförvaltningsområden. Exempel på det är vatten- och havsförvaltningens åtgärdsprogram och EU:s strategi för biologisk mångfald.

Vattenförvaltningens åtgärdsprogram består i huvudsak av bindande administrativa åtgärder som myndigheter och kommuner ska genomföra för att minska miljöpåverkan. Vattenförvaltningen ger därtill förslag på fysiska åtgärder som kan ha en direkt effekt på miljön. Förslag på fysiska åtgärder finns samlade i vattenförvaltningens databas VISS och omfattar bland annat frivilliga åtgärder inom jordbruk och åtgärder för att återställa vattendrag. Vi bedömer att en stor del av vad som pekas ut som ”möjliga åtgärder” i VISS potentiellt skulle kunna finansieras med LOVA-bidrag enligt den nuvarande förordningstexten. LOVA-bidraget utgör således ett viktigt stöd för att genomföra föreslagna fysiska åtgärder.

I havsförvaltningens åtgärdsprogram är också många åtgärder utformade som styrmedel och riktas bland annat mot verksamheter som fiske och sjöfart. Lokala frivilliga vattenvårdsprojekt har därför sannolikt en mindre roll för att förverkliga havsförvaltningens åtgärdsprogram. LOVA-bidragen kan dock exempelvis bidra till restaurering av kustmiljöer och åtgärder för att ta upp och omhänderta spökgarn i havet och annat marint skräp. Musselodling och släkesrensning som syftar till att återföra näringsämnen från hav till land är andra exempel på åtgärder i kustmiljö som kan få stöd av LOVA-bidrag.

År 2020 antogs en ny EU-strategi för biologisk mångfald (EU 2020). Bland annat ska strategin säkerställa att Europas biologiska mångfald börjat återhämta sig senast år 2030. I strategin lyfts bland annat utökat skydd av havs- och landområden men också en

målsättning att restaurera naturmiljöer. En specifik målsättning som omnämns i strategin är att återställa 25 tusen kilometer vattendrag i Europa till fritt strömmande vattendrag före 2030. Med detta avses exempelvis borttagande av strukturer som påverkar flödet av vatten, transport av näringsämnen, material och biota, samt återställande av konnektiviteten mellan naturliga svämplan, våtmarker och vattendrag. Under våren 2022 kommer förslag till rättsligt bindande mål för återställande av natur och för att restaurera förstörda ekosystem att läggas fram (EU Nature restoration plan⁴⁶). För att uppnå dessa mål kan LOVA-bidraget få en roll för restaurering av naturmiljöer i både sötvatten och kustvatten.

Inom satsningen Lokalt Engagemang för vatten (LEVA) finansierade Havs- och vattenmyndigheten åtgärdssamordnare i 20 pilotområden under 2019–2021. I pilotområdena genomfördes fysiska åtgärder med stöd av bland annat LOVA-bidrag. Åtgärder som genomfördes omfattade bland annat våtmarker, strukturräkning, återmeandering, avfasning av dikeskanter och reduktionsfiske. LOVA har även utvecklats till att bli en betydande finansiär av åtgärdssamordning. Majoriteten av de 20 pilotområdena inom LEVA har fått fortsatt finansiering för åtgärdssamordning från LOVA. Parallellt har också nya områden fått finansiering via LOVA för åtgärdssamordning. LOVA kan således användas till att finansiera både samordning och fysiska åtgärder och resurser behövs för att tillgodose bägge behoven.

Som framkommit av kapitel 5 kan flera av de åtgärdstyper som finansieras via LOVA-bidrag sägas vara riktade mot att åtgärda befintliga miljöproblem som orsakats av tillförsel av näringsämnen från land. Exempel på det är reduktionsfiske och aluminiumfällning som har till syfte att förbättra vattenkvalité där den inte uppnår god status, och musselodling och släkesrensning som har till syfte att återföra näringsämnen från hav till land genom skörd av marin biomassa. För att få en långvarig effekt måste dessa åtgärder kombineras med andra åtgärder och styrmedel som minskar belastningen vid källan, från land. Vad gäller omhändertagande av spökgarn så är effekten endast långsiktig om åtgärden kombineras med preventiva åtgärder för att ytterligare redskap inte ska hamna i havet. Behov av en helhetssyn på de åtgärdsinsatser som görs finns för samtliga åtgärdstyper som adresseras i denna rapport.

⁴⁶ https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030/eu-nature-restoration-targets_sv

7. SLUTSATSER OCH REFLEKTIONER

Under utvärderingsperioden (2017–2021) har flest LOVA-projekt (57 %) handlat om att genomföra fysiska åtgärder för att förbättra miljöståndet i vattendrag, sjöar och kustområden. Miljöeffekter av fysiska åtgärder har också getts särskild uppmärksamhet i detta uppdrag. De flesta fysiska åtgärdsprojekt riktades mot att minska övergödning (38 %) följt av åtgärder för att förbättra konnektivitet och habitat i vattendrag (28 %) samt åtgärder som berör fritidsbåtar (15 %).

I detta kapitel sammanfattas de centrala slutsatser vi drar av de befintliga studier och det underlag om LOVA-projekten som rapporten baseras på. Vi lyfter vetenskaplig evidens för effekter av de fysiska åtgärdstyper som finansieras av LOVA-bidraget, sammanfattar tidsaspekter för utvalda åtgärdstypers effekter, ger synpunkter på hur den inrapporterade informationen om LOVA-projekt kan förbättras, och ger vår samlade syn på LOVA-projektens funktion och behov av styrning och uppföljning.

7.1. VETENSKAPLIGT STÖD FÖR EFFEKTER AV DE ÅTGÄRDSTYPER SOM FINANSIERAS AV LOVA-BIDRAG

För de flesta av de utvalda åtgärdstyper som adresseras i rapporten finns ett betydande vetenskapligt stöd för positiva lokala miljöeffekter. Men, det finns också en stor variation i dokumenterade effekter och i enskilda fall kan uppmätta effekter helt saknas.

I uppdraget ingick att ge exempel på potentiella miljöeffekter av LOVA-projekt. På grund av bristande underlag om LOVA-projekten (se 7.3) bygger rapportens exempel och slutsatser i hög grad på publicerade studier, där effekter av de åtgärdstyper som finansieras med LOVA-bidrag har utvärderats i andra sammanhang.

För åtgärdstypen våtmarker finns relativt stor erfarenhet av vilka faktorer som påverkar retentionen av näringsämnen medan det är mer osäkert hur stora effekterna blir på kort och lång sikt. För många andra åtgärdstyper är kunskapsluckorna mer fundamentala och genomförandet av åtgärderna kan därför inte optimeras. Kunskapsluckor kan exempelvis avse tekniska lösningar för att genomföra åtgärden eller, när relevant, bristande kunskap om var en åtgärd bäst placeras i landskapet. Bättre kunskap om vilka faktorer som påverkar olika åtgärdstypers effekter skulle med stor sannolikhet förbättra de totala effekterna i miljön av LOVA-projekt, men kommer inte att eliminera det faktum att effekterna av en viss åtgärdstyp kan variera i både tid och rum. För vissa åtgärdstyper kvarstår också osäkerhet kring möjliga negativa effekter.

7.1.1. Reflektion avseende uppföljning och utvärdering av åtgärder

Utvärdering av åtgärder kräver vetenskapligt baserad design av mätprogram i kombination med långsiktighet då det för vissa åtgärdstyper kan ta många år innan förväntade effekter kan detekteras. Långa och omfattande mätprogram kan inte upprättas för varje enskilt åtgärdsprojekt, men uppföljning av ett urval av åtgärdsprojekt är viktigt om kunskapen om miljöeffekter och vilka faktorer som påverkar nivån på effekter ska

öka. Enligt LOVA-förordningen kan bidrag ges för uppföljning av åtgärder; ett beslut som fattas av enskilda länsstyrelser. Stödberättigade mottagare för LOVA-bidrag är begränsade till kommuner och ideella organisationer, vilka sällan har möjligheter att själva utforma och genomföra mätprogram. I vissa fall engagerar stödberättigade mottagare konsulter och forskare för att utvärdera LOVA-projekt, men baserat på det underlag vi har haft tillgång till så förefaller det vara ganska ovanligt. Vi har också sett exempel på projekt som getts stöd för uppföljning där endast ett fåtal prover tagits eller perioden för uppföljning av effekter varit för allt för kort för att kunna säkerställa effekter. Vi rekommenderar att uppföljning och utvärdering planeras på nationell nivå och att resurser läggs på systematiskt utvalda projekt som följs under en längre tid med vetenskapligt beprövat angreppssätt. Detta förslag ligger i linje med de rekommendationer som gavs i SOU 2020:10 om stärkt lokalt åtgärdsarbete för att nå miljömålet ”Ingen övergödning”. I utredningen föreslås mer omfattande utvärderingar av de fysiska åtgärdernas effekter liksom att det upprättas en nationell plan för åtgärder mot övergödning. Denna rekommendation menar vi är giltig för samtliga åtgärdsinriktningar för LOVA-projekt.

Som nämnts ovan är den uppföljning som genomförs av stödberättigade mottagare ofta för rudimentär för att bidra med ny kunskap. Uppföljning av åtgärder baserat på grundläggande forskningsanslag (Vetenskapsrådet, Formas) kan öka kunskapsbasen och ge uppgifter om effekter för enskilda åtgärdsinsatser, men ger sällan den breda information om effekter av olika åtgärdstyper som krävs för val och optimering av åtgärder på nationell nivå. Som stöd för miljöförvaltning föreslår vi därför att vetenskaplig utformning av uppföljningsprogram och utvärdering av åtgärder, t.ex. LOVA-projekt, finansieras genom en särskild anslagspost i Havs- och vattenmyndighetens regleringsbrev alternativt att LOVA-förordningen medger annan typ av stödberättigad mottagare för just uppföljningsstudier. Uppföljningsstudier bör planeras och genomföras i direkt anslutning till LOVA-projekt så att mätningar innan åtgärden genomförs på ett metodiskt sätt. Detta skulle kunna ske både på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten eller som följd av utlysning. I båda fallen krävs, såsom nämnts ovan, att det finns en övergripande nationell plan för uppföljning där kunskapsbehov av olika åtgärdstyper identifierats.

7.1.2. Reflektion avseende skalan på effekter av åtgärder

Vi vill vidare betona att de exempel på miljöeffekter som ges i rapporten fokuserar på lokala effekter i direkt anslutning till åtgärden och att det är långt ifrån trivialt att beräkna mer storskaliga effekter. Om exempelvis den lokala åtgärden bygger på att avskilja partiklar i vattnet, så är det inte säkert att effekten kvarstår ända till flodmynningen om det finns sjöar, kraftverksdammar eller andra partikelfällor som ändå fastlägger partiklar längs vattnets väg till havet, eller motsatt om det finns andra källor eller aktiviteter som bidrar med nya partiklar.

Vi har i denna studie inte undersökt om de lokala effekterna av exempelvis jordbruksåtgärder har fått genomslag på en större skala, såsom lägre näringskoncentration

längre ned i avrinningsområdet eller vid kusten. Det finns några exempel, men det har generellt sett gjorts ganska få försök att skala upp effekter av lokala åtgärder till regional eller nationell skala. Baserat på uppmätta effekter av ett flertal åtgärder i Björnöfjärdens avrinnings- och kustområde gjordes beräkningar av vilken belastningsminskning till Östersjön som skulle kunna uppnås om samma åtgärder skulle tillämpas i stor skala (Kumblad & Rydin 2018). I en analys av näringsämnen i vattendrag i jordbruksdominerade områden i Syd- och Mellansverige under 1991–2010 konstaterades att oorganiskt kväve och totalfosfor minskat signifikant i de flesta vattendrag med utflöde i Östersjön (Fölster et al. 2012). Det finns också beräkningar av Sveriges belastning på Östersjön som tar hänsyn till odlingsåtgärder i jordbruket såsom odling av fånggrödor och växtföljd (Johnsson et al. 2019, Hansson et al. 2017). Vidare finns modellbaserade studier av andra specifika åtgärder såsom våtmarker (se t.ex. Weisner et al. 2015). Systematiska studier av reduktionen av näringsämnen i avrinnings- och kustområden med stöd av övervakningsdata är dock sällsynta. Vi föreslår därför att nuvarande åtgärdsdatabaser harmoniseras med varandra så att dataformat standardiseras och tillgång till väsentlig kringinformation säkras. För att stärka kopplingen till såväl regional som nationell miljöövervakning behöver också informationen om åtgärder och deras samlade effekt i möjligaste mån skalas upp till de rums- och tidsskalor som är aktuella inom regional och nationell miljöövervakning.

7.2. ÅTGÄRDERNAS LÅNGSIKTIGA EFFEKTER

Flera av de åtgärdstyper som granskats är riktade mot att minska symptom på miljöpåverkan och kräver kompletterande åtgärder, regelbunden upprepning eller etablering av skötselprogram för långsiktiga effekter.

I uppdraget ingick, att om möjligt, ge exempel på LOVA-projektens långsiktiga effekter. Även här baseras resonemanget på publicerade studier av utvalda åtgärdstypers effekter.

Flera av de utvalda åtgärdstyper som tas upp i rapporten behöver upprepas efter en viss tid. Som exempel bedöms effekter av strukturskalkning avta efter cirka sex år. De förbättringar av vattenkvalité som följer av framgångsrika reduktionsfisker avtar efter cirka 3–10 år. Aluminiumfällning som görs på rätt sätt är beständig och effekter har uppmätts till åtminstone 40 år, men om dosen aluminium är för låg eller tillförseln av fosfor från tillrinningsområden eller via vattenutbyte fortsätter kan effekterna avta redan efter ett år.

Våtmarker och fosfordammar är visserligen beständiga men för att behålla sin funktion krävs regelbunden skötsel och bortförsel av ackumulerat sediment. Likaså krävs skötsel av åtgärder med avsikt att överbrygga vandringshinder såsom fiskpassager. Utveckling av nya metoder gör också att modifieringar bör övervägas efter viss tid.

Framgångsrik restaurering av habitat, där djur- och växtsamhällen återetableras som följd av åtgärden, har potential att ge långsiktiga effekter. Publicerade uppföljningsstudier av

restaurering av vattendrag visar dock på relativt begränsade effekter på biota. En möjlig förklaring till begränsade resultat är att andra faktorer begränsar återhämtning, till exempel vattenkvalité, strömförhållanden, eller tillförsel av sediment. Detta understryker behovet av en helhetssyn på åtgärdsarbetet där enskilda åtgärder kan vara verkningslösa om inte ytterligare åtgärder genomförs i det berörda avrinningsområdet, eller om inte åtgärden förvaltas enligt lämplig skötselplan.

Upptag av förlorade fiskeredskap medför en varaktig lösning på ett specifikt miljöproblem (spökfiske) om det omhändertas på lämpligt sätt. Även vid sanering av båtskrov och användning av spolplattor för fritidsbåtar sker ett varaktigt omhändertagande av miljöfarliga ämnen om restmaterial och spolvatten samlas in och hanteras på korrekt sätt. I kombination med preventiva åtgärder för att minska förlust av nya fiskeredskap och en avslutad användning av miljöfarliga båtbottnfärger bör behoven av denna typ av åtgärder minska på sikt.

Eliminering av vandringshinder medför en varaktig lösning vad gäller själva hindret. I det fall närvaro av kraftverk och dammar har resulterat i andra förändringar i livsmiljön kan dock ytterligare åtgärder krävas för att nå önskvärd miljöstatus för biota.

De åtgärder som bygger på kretsloppsanpassning kräver självfallet en kontinuerlig aktivitet och process för återanvändning av resurser. Släkesrensning kan ge ett varaktigt upptag av näringsämnen från haven och återvinning av näringsämnen, under förutsättning att den insamlade algbiomassan återcirkuleras. På samma sätt kan musselodling användas för upptag av näringsämnen och återanvändning av biomassa som foder eller gödningsmedel. Idag är det dock oklart i vilken utsträckning som algbiomassa från stränder återvinns och trots mångåriga försök har man inte kunnat hitta kostnadseffektiva lösningar för att omhänderta musslor som odlas i Östersjön (Mäki et al. 2021). Vid sidan av en osäkerhet kring möjliga negativa miljöeffekter av dessa åtgärdstyper beror den långsiktiga effekten på utveckling av lösningar för återvinning.

7.2.1. Reflektion kring tidsaspekter av åtgärdernas effekter

Sammanfattningsvis är många av de åtgärdstyper vi granskat riktade mot att minska symptomen på mänsklig belastning på miljön och flera åtgärder kräver regelbunden upprepning eller att långsiktiga skötselprogram etableras och genomförs. Det gäller inte minst åtgärder mot stora miljöproblem som övergödning. Det är oklart vem som har ansvar för detta och om det är tänkt att LOVA-bidraget även ska finansiera upprepning av åtgärder och skötsel. I takt med att antalet LOVA-projekt ökar skulle det betyda att LOVA-bidraget måste öka för att vidmakthålla åtgärdernas effekter på sikt.

7.3. KVALITÉ OCH FULLSTÄNDIGHET AV INRAPPORTERAD INFORMATION OM LOVA-PROJEKT

Den rapportering av LOVA-projekt som utgjort grund för rapportens kartläggning av projekt är bristfällig. En mer stringent vägledning och rapportering skulle resultera i väsentligt bättre förutsättningar för att uppskatta LOVA-stödets miljöeffekter.

Den övergripande kartläggningen av LOVA-projekt som presenteras i kapitel 4, liksom den mer detaljerade informationen om LOVA-projekt för de åtgärdstyper som presenteras i kapitel 5, baseras på ett utdrag av inrapporterad information till den databas som Havs- och vattenmyndigheten upprätthåller för projekt som finansieras via havs- och vattenmiljöanslaget. Det är länsstyrelserna som rapporterar information om de LOVA-projekt som genomförs i länet. Som framgår av innevarande rapport saknades ofta central information om de 1092 projekt som genomförts i utvärderingsperioden. Det beror delvis på att efterfrågad information och tillvägagångssätt för rapportering har varierat över tid. Efter år 2020 efterfrågas betydligt mer detaljerad information om projekten och dess eventuella effekter, men för de flesta projekt som ingått i utvärderingen hade denna förfrågan inte hunnit realiseras då 70 % av projekten påbörjades innan 2020. Därtill hade endast 20 % av projekten med startår 2020 rapporterat resultaten enligt förfrågan. För samtliga projekt som utvärderats framgick förväntade miljöeffekter för endast 12 % av projekten. Därtill framgick sällan vilka metoder som använts för att uppskatta effekter. Med en förbättrad rapportering av grundläggande information om projekten skulle det för flera åtgärdstyper vara möjligt att uppskatta miljöeffekter av åtgärderna, exempelvis med hjälp av schabloner eller modelleringsansatser. Exempel på information som skulle förbättra möjligheter till att uppskatta miljöeffekter ges i kapitel 5.

7.3.1. Reflektion kring behov av grundläggande information om LOVA-projekten

Havs- och vattenmyndigheten kommer att uppdatera projektkatalogen under år 2022. Vi har inte tagit del av den nya versionen och kan därför inte avgöra på vilket sätt den kommer förbättra framtida underlag för utvärderingar. Vi vill dock lyfta följande aspekter som ett minimumbehov för att förbättra grundläggande information om LOVA-projekten:

- Om länsstyrelserna vid rapportering ska indela projekten enligt åtgärds-kategorier, åtgärdsinriktningar och åtgärdstyper måste dessa begrepp definieras så att de används på samma sätt. Det förefaller inte finnas några tydliga definitioner i dagsläget och att de tolkas på olika sätt är uppenbart från underlaget. Vägledning bör även ges för hur relevant information om olika åtgärdstyper bör rapporteras. För exempelvis våtmarker vore det önskvärt att, baserat på en gemensam definition, ange om projekten avser anläggning, restaurering, eller skötsel.
- Det bör vara obligatoriskt att redogöra för och rapportera grundläggande information om genomförandet av olika åtgärdstyper. Med grundläggande uppgifter avser vi exempelvis information om åtgärdernas omfattning (areal, volym, vikt) eller vilken metod som använts för genomförandet, det vill säga uppgifter som det bör vara lätt för projektägare att redovisa vid slutrapportering

till länsstyrelser. I kapitel 5 har vi när så är lämpligt exemplifierat vilken typ av grundläggande uppgifter som skulle kunna ge stöd för utvärdering av de åtgärdstyper som adresseras i kapitlet. Bättre grundläggande information är också nödvändigt för att exempelvis uppskatta kvarvarande åtgärdsutrymme för vissa åtgärdstyper.

- Det bör vara obligatoriskt att rapportera information om finansiering och medfinansiering av projekten, något som saknas för en väsentlig del av projekten som ingått i uppdraget.
- En kvalitetssäkring behövs av de uppgifter som rapporteras avseende åtgärders miljöeffekter. Om länsstyrelserna ska genomföra denna kvalitetssäkring behövs det en gemensam vägledning, exempelvis vilka schabloner som ska användas för att, när relevant, beräkna projektens förväntade effekter.
- För att kunna utvärdera redan genomförda LOVA-projekt skulle en retroaktiv inrapportering behövas, baserat på befintliga slutrapporter.

En mer stringent rapportering skulle sannolikt kräva större resurser för administration av LOVA-projekt, men det skulle resultera i väsentligt bättre förutsättningar för att uppskatta LOVA-stödets miljöeffekter. Det skulle också ge en tydligare bild av hur resurserna används och skapa en samlad bild av de LOVA-åtgärder som genomförs i Sverige.

Det kan noteras att flera av de förslag som ges ovan rekommenderades redan 2013 när Havsmiljöinstitutet utvärderade projektverksamheten som finansierats av havs- och vattenmiljöanslaget 2007–2012 (anslag 1:11), inklusive LOVA-projekt (Zweifel et al. 2013).

7.4. KOMPLEXA PROBLEM, MÅNGFACETTERADE LÖSNINGAR

LOVA-projekten fyller en viktig roll för att stimulera till lokala initiativ och till att fysiska åtgärder blir genomförda i Sverige. För ett mer effektivt åtgärdsarbete behövs dock bättre kunskap och en styrning som säkerställer att LOVA-projekten genomförs där de ger störst miljönytta.

Sverige är ett stort land där miljötillståndet i både avrinningsområden, kust och hav behöver förbättras på många platser för att möta en rad miljöpolitiska mål, vilka i sin tur beror av en eller flera typer av belastningar från mänskliga aktiviteter. Problembilden är komplex och likaså dess lösningar. LOVA-stödet utgör en viktig pusselbit i det svenska åtgärdsarbetet, som i sin helhet är svårt att överblicka. De fysiska åtgärder som genomförs med LOVA-stöd har flera roller. Dels behövs de för att komma till rätta med miljöproblem som kommit att bli varaktiga och inte kan lösas med att minska belastning från källan; ackumulerad fosfor i sediment som cirkulerar, läckage av miljöfarliga ämnen från befintliga konstruktioner, förlorade fiskeredskap som spökfiskar, förlorade habitat, med mera. Dels behövs de för att förebygga negativa miljöeffekter av oundgängliga aktiviteter såsom mat- och energiproduktion. Frivilliga åtgärder kan dock aldrig lösa hela problematiken med till exempel övergödning och näringstillförsel från land, utan måste

ses som ett komplement till andra ekonomiska styrmedel och lagstiftning.

Då miljöförbättrande åtgärder krävs i stort sett i hela landet är ett ekonomiskt stöd som LOVA viktigt för att ta vara på lokala intressen och initiativ för att genomföra åtgärder i Sverige. Detta är något som även uppmärksammades i SOU 2020:10 om stärkt lokalt åtgärdsbete för att nå miljömålet ”Ingen övergödning”. Som framkommer i denna rapport skulle dock en tydligare nationell plan för såväl genomförandet av åtgärder som utvärdering av åtgärders effekter med stor sannolikhet förbättra utfallet av LOVA-bidraget som helhet.

REFERENSER

- Agstam-Norlin, O., Lannergård, E. E., Rydin E., Futter M. N. and Huser, B. J. 2021. A 25-year retrospective analysis of factors influencing success of aluminum treatment for lake restoration. *Water Research*, 200:1-11.
- Aigars, J., Skudra, M., Kalnina, M., Jurgensone, I., Labuce, A. and Süßle, P. 2019. Ecological impacts at the small-scale mussel farms in the Baltic Sea. Report from Baltic Blue Growth, EU Interreg-project.
- Aronsson, H., Berglund, K., Djodjic, F., Etana, A., Geranmayeh, P., Johnsson, H. och Wesström, I. 2019. Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme. Uppsala, Sveriges lantbruksuniversitet. *Ekohydrologi* 160.
- Baltic Blue Growth 2019. Initiating large scale mussel farming in the Baltic Sea. Summary of key findings. Report from Baltic Blue Growth, EU Interreg project.
- Barklund, M., Björklund, A., Johansson, T., Jonsson, A., Lennartsson, M. och Norlander, A. 2019. Mikroplast – ett osynligt hot. Chalmers tekniska högskola. Kandidatuppsats i Miljösystemanalys. <https://odr.chalmers.se/bitstream/20.500.12380/300217/1/TEKX04-19-06.pdf>
- Bernes, C., Carpenter, S.R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J.D.M. and Van Donk, E. 2015. What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence*, 4:13
- Bernes, C. 2019. Systematisk utvärdering av miljöfrågor. En handbok. Mistra (Stiftelsen för miljöstrategisk forskning), Stockholm. ISBN 978-91-973161-5-6.
- Birnie-Gauvin, K., Franklin, P., Wilkes, M. and Aarestrup, K. 2018. Moving beyond fitting fish into equations: Progressing the fish passage debate in the Anthropocene. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*. 29:1095-1105.
- Bladh, M., Löfstrand, F., Pernmyr, H., Jönsson, R.B. och Pålsson, C. 2011. Restriktioner vid nyttjande av marina substrat för biogasproduktion. Länsstyrelsen i Kalmar, Meddelandeserien nr 2011:12
- Blomquist, J. 2021. Effects of structure liming on clay soil. Doctoral Thesis No. 2021:8. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Department of soil and environment Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Broman, A. 2018. Tekniska fiskvägar i Norrbottens och Västerbottens län. Länsstyrelsens rapportserie nr 17/2018.
- Calles, O. and Greenberg, L. 2009. Connectivity is a two-way street—the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications*, 25:1268-1286.

- Calles, O., Karlsson, S., Hebrand, M., Comoglio, C. 2012. Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering*, 48:30-37.
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Christiansson, J., Gustafsson S. och Näslund, I. 2013. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14.
- Calles, O., Christiansson, J., Kläppe, S., Alen, I., Karlsson, S., Nyqvist, D. och Hebrand, M. 2015. Slutrapport Hertingprojektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007–2015, Karlstad Universitet.
- Carlson, P.E., Donadi, S. and Sandin, L. 2018. Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. *Journal of Applied Ecology*, 55:1896-1907.
- Chubarenko, B., Schubert, H. and Woelfel, J. (eds) 2021a. Case studies for innovative solutions of beach wrack use: Report of the Interreg Project CONTRA. Rostock 81 pp.
- Chubarenko, B., Woelfel, J., Hofmann, J., Aldag, S., Beldowski, J., Burlakovs, J., Garrels, T., Gorbunova, J., Guizani, S., Kupczyk, A., Kotwicki, L., Domnin, D., Gajewska, M., Hogland, W., KołECKA, K., Nielsen, J., Schubert, H. 2021 b. Converting beach wrack into a resource as a challenge for the Baltic Sea (an overview), *Ocean & Coastal Management*, 200: 105413
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. and Nichols, S.A. 2005. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, 3rd edition. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Dahl, M., Nyström-Sandman, A., Hasselström, L. och Isaeus, M. 2019. Potentiella åtgärder för minskad övergödning och näringsupptag i svenska vatten – Återföring av näring från havet. *AquaBiota Report* 2019:01. 28 s.
- Dahlin, I., Levin, S., Olsson, J. and Östman, Ö. 2021. Fishing cyprinids for food. Evaluation of ecosystem effects and contaminants in cyprinid fish. *Swedish University Agricultural Sciences. Aqua reports* 2021:20
- Degerman, E., Tamario, C., Sandin, L. och Törnblom, J. 2017. Fysisk restaurering av sjöar. *Aqua reports* 2017:10. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. 105 s.
- Degerman, E. och Näslund, I. 2021. Fysisk restaurering av akvatiska miljöer. Vattendrag och sjöar med kantzoner och våtmarker. GRIP on LIFE:s rapportserie 2021.03. Havs-och vattenmyndigheten Dnr 2473-19.
- Donadi, S., Sandin, L., Tamario, C. and Degerman, E. 2019. Country-wide Analysis of Large Wood as a Driver of Fish Abundance in Swedish Streams: Which Species Benefit and Where? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29:706-16.

- Doyle, M.W., Stanley, E.H., Orr, C.H., Selle, A.R., Sethi, S.A. and Harbor, J.M. 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: Lessons from the Heartland. *Geomorphology*, 71:227-244.
- Edström, F. och Grigoryan, S. 2020. Landsbygdsprogrammets stöd och åtgärder för bättre vattenkvalitet 2014-2020. Jordbruksverket, Utvärderingsrapport 2020:6.
- Egardt, J., Nilsson, P. and Dahllöf, I. 2017. Sediments indicate the continued use of banned antifouling compounds. *Marine Pollution Bulletin*, 125:282-288
- Ekologgruppen 2017. Projekt Brandstad - uppföljning av fosfordamm. Redovisning av LOVA-projekt, Kävlingeåns vattenråd.
- Ekologgruppen 2020. Näringsretention i två våtmarker i Segeåns avrinningsområde. Resultat från mätningar i Börringe och Fru Alstad 2017-2020. Redovisning av LOVA-projekt.
- EU 2020. Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, Rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt Regionkommittén. EU:s strategi för biologisk mångfald för 2030. COM(2020) 380 final.
- Feld, C.K., Birk, S., Bradley, D.C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Pedersen, M.L., Pletterbauer, F., Pont, D., Verdonschot, P.F.M., and Friberg, N. 2011. Chapter Three - From Natural to Degraded Rivers and Back Again: A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. Woodward, G. (ed). *Advances in Ecological Research*, 44:119-209.
- Fiskereturen. 2022. Om Fiskereturen. Hämtad 2022-02-10: <https://www.fiskereturen.se/>
- Franzén, D., Infantes, E. and Gröndahl, F. 2019. Beach-cast as biofertiliser in the Baltic Sea region-potential limitations due to cadmium-content. *Ocean & Coastal Management*, 169:20-26.
- Fröberg, M. och Pettersson, M. 2020. TBT-spridning inom småbåtshamnar, Förstudie. Statens geotekniska institut (SIG), 2020-05-04.
- Fölster, J., Kyllmar, K., Wallin, M. och Hellgren, S. 2012. Kväve- och fosfortrender i jordbruksvattendrag. Har åtgärderna gett effekt? Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, Uppsala. Rapport 2012:1.
- Gensemer, R.W. and Playle, R.C. 1999. The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29:315-450.
- Geranmayeh, P. 2017. Strukturbalkning i stor skala - Vad krävs och vad kostar det? Underlag till vitbok för projektet Levande Kust. BalticSea2020.
- Geranmayeh, P., Bierozza, M. och Bergström, L. 2018a. Partikelfångande fosfordammar med och utan sedimenttömning. Jordbruksverkets FoU-databas.
- Geranmayeh, P., Johannesson, K.M., Ulén, B. and Tonderski, K.S. 2018b. Particle deposition,

resuspension and phosphorus accumulation in small constructed wetlands. *Ambio*, 47(Suppl. 1):134-S145.

- Gren, M., Lindahl, O. and Lindqvist, M. 2009. Values of mussel farming for combating eutrophication: an application to the Baltic Sea. *Ecological engineering*, 35:935-945.
- Griffith, M.B. and McManus, M.G. 2020. Consideration of spatial and temporal scales in stream restorations and biotic monitoring to assess restoration outcomes: A literature review, part 2. *River Research and Applications*, 36:1398-1415.
- Gyllström, M., Larsson, M., Mentzer, J., Petersson, J.F., Cramér, M., Boholm, P. och Witter, E. 2016. Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status - underlag till vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Länsstyrelsen rapportserie, Rapport 2016:19.
- Haamer, J. 1996. Improving water quality in a eutrophied fjord system with mussel farming. *Ambio*, 356-362.
- Haamer, J., Holm, A. S., Edebo, L., Lindahl, O., Norén, F. och Hernroth, B. 1999. Strategisk musselodling för att skapa kretslopp och balans i ekosystemet – kunskapsöversikt och förslag till åtgärder, Fiskeriverket, Rapport 1999:6
- Hansson, K., Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Johnsson, H., Tengdelius Brunell, J., Gustavsson, H., Hytteborn, J. och Åkerblom, S. 2019. Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017. Sveriges underlag till HELCOM:s sjunde Pollution Load Compilation. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:20.
- Hassellöv, M., Gondikas, A., Mattsson, K. och Samuelsson, P-O. 2017. Läckage av mikroskopiska båtbottnfärgspartiklar från båtborsttvättar – en förstudie. Göteborgs universitet.
<https://www.havochvatten.se/download/18.78ca355316a05da993a5da82/1555402182343/rapport-forstudie-lackage-mikroskopiska-batbottenfargspartiklar-fran-batborsttvattar.pdf>
- Haugen, T.O., Aass, P., Stenseth, N.S. and Vøllestad, L.A. 2008. Changes in selection and evolutionary responses in migratory brown trout following the construction of a fish ladder. *Evolutionary Applications* 1: 319-335.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2012. Båtbottentvättning av fritidsbåtshamnar – Översyn av kommunernas varierande regler som rör fritidsbåtshamnar. 2012:9.
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2015. Båtbottentvättning av fritidsbåtar - Riktlinjer, reviderad upplaga 2015. Ursprungsrapport: 2012:9.
- Havs- och Vattenmyndigheten. 2017. Spökgarn och andra förlorade fiskeredskap. Hämtad 2022-02-10: <https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/marint-skrap/spokgarn-och-andra-forlorade-redskap.html>
- Havs- och vattenmyndigheten. 2018. Vägledning om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt, Enligt förordning (2009:381), Reviderad upplaga 2018, Havs- och vattenmyndighetens vägledning.

- Havs- och vattenmyndigheten. 2021. Miljöeffekter av vandringshinder. Hämtad 2022-02-08:
<https://www.havochvatten.se/vattenkraft-och-arbete-i-vatten/vattenkraftverk-och-dammar/miljo--och-skyddsatgarder/miljoeffekter-av-vandringshinder.html>
- Havs- och vattenmyndigheten. 2021. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Åtgärdsprogram för havsmiljön 2022-2027 enligt havsmiljöförordningen. Rapport 2021:20.
- Hedberg N., Kautsky N., Kumblad L. and Wikström S.A. 2018. Limitations of using blue mussel farms as a nutrient reduction measure in the Baltic Sea. Baltic Sea Centre, Stockholm University. REPORT 2/2018, 24p.
- Hedré, A. 2018. Reduktionsfiske i Växjösjöarna. Slutredovisning av ett LOVA-projekt 2016-2018. Växjö kommun.
- HELCOM. 2021. Baltic Sea Action Plan 2021 update.
- Hellström, G., Palm, D., Brodin, T., Rivinoja, P. and Carlstein, M. 2019. Effects of boulder addition on European grayling (*Thymallus thymallus*) in a channelized river in Sweden. Journal of Freshwater Ecology, 34:559-573.
- Henriksson, J. 2020. Spolplattor för båtbottnentvätt - En nulägesanalys och helhetsmodell för utsläpp av miljöfarliga ämnen. Göteborgs Universitet. Examensarbete i miljö- och hälsoskydd, avancerad nivå.
https://cms.it.gu.se/infoglueDeliverWorking/digitalAssets/1785/1785908_jonas_henriksson_ht20_dubbelsidig_utskrift-ver4.pdf
- Huser, B. och Köhler, S. 2012. Potential toxicity and chemical processes of aluminium addition for sediment phosphorus control in Östhammarsfjärden. Institutionen för vatten och miljö, SLU Rapport 2012:02, 34s.
- Huser B.J. and Pilgrim K.M. 2014. A simple model for predicting aluminum bound phosphorus formation and internal loading reduction in lakes after aluminum addition to lake sediment. Water Research, 53:378-385.
- Huser, B.J., Egemose, S., Harper, H., Hupfer, M., Jensen, H., Pilgrim, K.M., Reitzel, K., Rydin, E. and Futter, M. 2016a. Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. Water Research, 97:122-132.
- Huser, B., Löfgren, S. och Markensten, H. 2016b. Internbelastning av fosfor i svenska sjöar och kustområden - en kunskapsöversikt och förslag till åtgärder för vattenförvaltningen. Uppsala, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2016:6.
- Huser, B. och Köhler, S. 2018. Aluminiumbehandling av bottensedimenten i sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön. Uppsala, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2018:14.

- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Davidson, T.A., Liu, Z., Mazzeo, N., Trochine, C., Özkan, K., Jensen, H.S., Trolle, D., Starling, F., Lazzaro, X., Johansson, L.S., Bjerring, R., Liboriussen, L., Larsen, S.E., Landkildehus, F., Egemose, S. and Meerhoff, M. 2012. Chapter 6 - Biomanipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication: Recent Advances and Future Challenges, in *Advances in Ecological Research*, Editors: Woodward, G., Jacob, U. and O'Gorman, E.J. Academic Press, 47:411-488.
- Jilbert, T., Couture, R.M., Huser, B.J. and Salonen, K. 2020. Preface: Restoration of eutrophic lakes: current practices and future challenges. *Hydrobiologia*, 847:4343-4357.
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K. och Blombäck, K. 2019. NLeCCS – ett system för beräkning av läckage av näringsämnen från åkermark. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. *Ekohydrologi* 159.
- Jordbruksverket 2010. Dammar som samlar fosfor. Jordbruksinformation 11-2010.
- Jordbruksverket. 2019. Vattenbruk 2019. Hämtad 2022-02-10: <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2020-08-26-vattenbruk-2019>
- Jordbruksverket. 2020a. Anläggningar för odling av musslor efter Tabelluppgift och År. Hämtad 2022-02-10: https://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas/Jordbruksverkets%20statistikdatabas__Vattenbruk__Anlaggningar/JO1201A06.px/table/tableViewLayout1/?rxid=5adf4929-f548-4f27-9bc9-78e127837625
- Jordbruksverket 2020b. Rekommendationer för gödsling och kalkning 2021. Jordbruksinformation 12 – 2020.
- Jordbruksverket. 2020c. Vattenbruk 2020. Hämtad 2022-02-10: <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2021-08-31-vattenbruk-2020>
- Jordbruksverket 2021. Åtgärdsbeskrivning för investeringsstöd för strukturkalkning och kalkfilterdiken. Dnr 3.1.17-17419/2020. Dokument nedladdat från webben 11 mars 2022.
- Jönköpings län, 2021. Nätprovfiske i Jönköpings län 2018. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande nr 2021:03.
- Karlsson, R. och Leonardsson, K. 2014. Uppföljning av miljöförbättrande åtgärder i vattendrag. En sammanställning av dagens erfarenheter. Sveriges Lantbruksuniversitet. Rapport 2014:10.
- Karlsson, A., Gustafsson, J. och Zinko, U. 2019. Uppföljning av utrivna dammar. *LIFE IP Rich Waters*, Länsstyrelsen Örebro län och Havs- och Vattenmyndigheten.
- Kiessling, A., Futter, M., Elofsson, K. och Vidakovic, A. 2019. Musselodling i Östersjön som miljöåtgärd – nya positiva data från tre pågående EU-projekt. Sveriges

lantbruksuniversitet. <https://pub.epsilon.slu.se/19142/1/policy-brief-nya-positiva-data-om-musselodling-som-miljoatgard-i-ostersjon-sv.pdf>

Klarna Vatten 2019. Reduktionsfiske i Sövdeshön 2018-2019. Slutrapport från LOVA-projekt, Kävlingeåns vattenråd.

Kotta, J., Futter, M., Kaasik, A., Liversage, K., Rätsep, M., Barboza, F.R., Bergström, L., Bergström, P., Bobsien, I., Díaz, E., Herkül, K., Jonsson, P.R., Korpinen, S., Kraufvelin, P., Krost, P., Lindahl, O., Lindegarth, M., Moltke Lyngsgaard, M., Mühl, M., Nyström Sandman, A., Orav-Kotta, H., Orlova, M., Skov, H., Rissanen, J., Šiaulys, A., Vidakovic, A. and Virtanen, E. 2020. Cleaning up seas using blue growth initiatives: Mussel farming for eutrophication control in the Baltic Sea. *Science of The Total Environment*, 709: 136144.

Kumblad, L. och Rydin, E. 2019. Baltic Sea 2020. Levande kusts vitbok.

Kyllmar, K., Fölster, J., Aronsson, H., Berglund, K., Djodjic, F., Etana, A., Geranmayeh, P. och Wesström, I. 2020. Åtgärder i jordbruket mot övergödning – förslag till system för uppföljning av effekt. Uppsala, Sveriges lantbruksuniversitet. *Ekohydrologi* 167.

Lagerström, M. och Ytreberg, E. 2018. Utveckling av analysverktyg för att bedöma påverkan från tributyltenn (TBT) i svenska vattenförekomster. Chalmers tekniska universitet. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1242879/FULLTEXT01.pdf>

Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C.C., Mitsch, W.J., Tonderski, K.S. and Verhoeven, J.T.A. 2016a. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. *Environmental Evidence*, 5:9.

Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C.C., Mitsch, W.J., Tonderski, K.S. and Verhoeven, J.T.A. 2016b. Hur bra är anlagda och restaurerade våtmarker på att rena vatten från kväve och fosfor? Sammanfattning av Systematisk utvärdering SR2. EviEM, Stockholm.

Lindahl, O. och Kollberg, S. 2008. Musselodling som miljöåtgärd – från idé till verklighet. *Sven Lovén Centrum för Marina Vetenskaper*. Vol. 5, No. 1. https://cms.it.gu.se/infoglue/DeliverWorking/digitalAssets/1575/1575671_musselsve.pdf

Lokrant, D. 2006. Förorenade områden. Inventering av varv och hamnar i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län. Rapport 2006:22.

Lorén, A., Engelhart, K., Bredberg, A., Rosell, L. och Emanuelsson, E. 2021. Bestämning av biocidspridning vid sanering av bottenfärg från fritidsbåtar. RISE. Rapport 2021:9. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1540418/FULLTEXT02>

Macfadyen, G., Huntington, T. and Cappell, R. 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, No. 523. *UNEP Regional Seas Reports and Studies* No.185. FAO/UNEP, 115 p.

Malm, T., Råberg, S. Fell, S. and Carlsson, P. 2004. Effects of beach cast cleaning on beach

quality, microbial food web, and littoral macrofaunal biodiversity. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 60:339-347.

- Minnhagen, S., Moltke Lyngsgaard, M., Wallach, T., Staufenberg, T., Emilsson, M., Bailey, J., Bertilius, K., Purina, I. and Dolmer, P. 2019. Results from Baltic Blue Growth Project's mussel farms and way forward for mussel farming in the Baltic Sea. Report from Baltic Blue Growth, EU Interreg-project.
- Moksnes, P., Eriander, L., Hansen, J., Albersson, J., Andersson, M., Bergström, U., Carlström, J., Egardt, J., Fredriksson, R., Granhag, L., Lindgren, F., Nordberg, K., Wendt, I., Wikström, S. och Ytreberg, E. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda ekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutet. 2019:3.
- Mäki, M., Porvari, M. and Tähtikarhu, E. 2021. Practical guidelines on sea-based measures. John Nurminen Foundation 2021.
- Naturvårdsverket 2008. Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder. Handbok med särskild tillämpning på vattenmiljö. Handbok 2008:4. Utgåva 1.
- Naturvårdsverket. 2009. Rätt våtmark på rätt plats. En handledning för planering och organisation av arbetet med att anlägga och restaurera våtmarker i odlingslandskapet. Rapport nr 5926.
- Naturvårdsverket. 2013. Hållbar återföring av fosfor. Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen. Rapport nr 6580.
- Naturvårdsverket. 2019. Myllrande våtmarker. Underlag till den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2019. Rapport nr 6873.
- Nilsson, C., Polvi, L.E., Gardeström, J., Hasselquist, E.M., Lind, L. and Sarneel, J.M. 2015. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? *Ecohydrology*, 8:753-764.
- Nilsson, C., Sarneel, J.M., Palm, D., Gardeström, J., Pilotto, F., Polvi, L.E., Lind, L., Holmqvist, D. and Lundqvist, H. 2017. How Do Biota Respond to Additional Physical Restoration of Restored Streams? *Ecosystems*, 20: 144-162.
- Nilsson, F. 2019. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenavdelningen. Rapport nr: 2019:09
- Nilsson, J., Liess, A. och Weisner, S. 2020. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker Kalmar län. Jordbruksverket. Utvärderingsrapport 2021:4.
- Nilsson, J. och Svahn, E. In press. Kan draggning efter förlorade fiskeredskap tillåtas i skyddade områden? Havsmiljöinstitutet.
- Noonan, M.J., Grant, J.W.A. and Jackson, C.D. 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*, 13: 450-464.
- Norberg, L., Aronsson, H., Blomberg M. och Ulén, B. 2021. Strukturkalkning för minskat

fosforläckage – En fältstudie på mellanlera i Halland. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet. Ekohydrologi 170.

- Nyqvist, D., Nilsson, P.A., Alen, I., Elghagen, J. Hebrand, M., Karlsson, Kläppe, S. and Calles, O. 2017. Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam. *Ecological Engineering*, 102:331-343.
- Ohlauson, C. 2012. *Ecotoxiology of Antifouling Biocides – With Special Focus on the Novel Antidoulant Medetomidine and Microbial Communities*, Göteborgs Universitet. Doktorsavhandling i Miljövetenskap.
https://gupea.ub.gu.se/bitstream/2077/33737/1/gupea_2077_33737_1.pdf
- Palm, D., Brännäs, E., Lepori, F., Nilsson, K. and Stridsman, S. 2007a. The influence of spawning habitat restoration on the density of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64:509-515.
- Palm, D. 2007b. Restoration of streams used for timber floating: Egg to fry survival, fry displacement, over-wintering and population density of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.). Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden.
- Persson, L. och Leonardsson, K. 2020. Utformning och uppföljning av Fiskpassagelösningar. Underlagsrapport till Havs- och vattenmyndighetens webbvägledning. Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö. Rapport 4.
- Petersen, J. K., Hasler, B., Timmermann, K., Nielsen, P., Tørring, D. B., Larsen, M. M. and Holmer, M. 2014. Mussels as a tool for mitigation of nutrients in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 82:137-143.
- Petersson, J.F., Erlandsson Lampa, M., Smith, D. och Engene, N. 2021. Metod för påverkanstypen Diffusa källor – Jordbruk. Förslag på åtgärder och miljö kvalitetsnormer. Vattenmyndigheterna i samverkan.
- Pilgrim K.M. and Brezonik P.L. 2005. Evaluation of the Potential Adverse Effects of Lake Inflow Treatment with Alum. *Lake and Reservoir Management*, 21:77-87.
- Pilotto, F., Nilsson, C., Polvi, L.E. and McKie, B.G. 2018. First signs of macroinvertebrate recovery following enhanced restoration of boreal streams used for timber floating. *Ecological Applications*. 28:587-597.
- Ramboll. 2019. Underlagsrapport. Metoder för minskad övergödning i övergödda vatten. Avsedd för Utredningen om minskad övergödning genom stärkt lokalt åtgärdsarbete (SOU 2020:10).
- Risén, E., Nordström, J., Malmström, M.E. and Gröndahl, F. Non-market values of algae beach-cast management - Study site Trelleborg, Sweden. *Ocean & Coastal Management*, 140:59-67.
- Rydin, E., Kumblad, L., Wulff, F. and Larsson, P. 2017. Remediation of a eutrophic bay in the

Baltic Sea. Environmental Science and Technology, 51:4559-4566.

- Sanchez,A., Nordwall, F., Smith, S. och Larsson, S. 2004. Musselodling — En kretsloppsnäring för god miljö och hälsa samt ny sysselsättning i skärgården. Fiskeriverket.
<https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb2800022568/1348912826217/musselodling.pdf>
- Sandin, L., Degerman, E., Bergengren, J., Gren, I-M., Carlson, P., Donadi, S., Andersson, M., Drakare, S., Göthe, E., Johnson, R.K., Kahlert, M., Segersten, J., Mckie, B., Spjut, D., Tirkaso, W.T., Tamario, C., Trigal, C. och von Wachenfeldt, E. 2017. Ekologiska och ekonomiska strategier för optimering av vattenkraftsrelaterade miljöåtgärder, Ekoliv. Rapport 2017:450, Ekoforsk.
- SCB. 2010. Vattenbruk 2010. Jo 60 SM 1101. Hämtad 2022-02-10:
<https://jordbruksverket.se/download/18.28f4d91b172cdd6521998da2/1592735234294/JO60SM1101.pdf>
- SOU 2020. Stärkt lokalt åtgärdsarbete - att nå målet Ingen övergödning. Statens offentliga utredningar 2020:10
- Stenström, A. 2018. Länsstyrelsen Jönköping. Meddelande 2018:32.
- Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Løkkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D. and Rihan, D. 2012. Low impact and fuel efficient fishing—Looking beyond the horizon. Fisheries research, 119:135-146.
- Svanbäck, A., Ulén, B. and Etana, A. 2014. Mitigation of phosphorus leaching losses via subsurface drains from a cracking marine clay soil. Agriculture, Ecosystems and Environment, 184:124-134.
- Sveriges Lantbruksuniversitet. 2016. Fosforskulden: Vilka vatten kan åtgärdas med aluminiumfällning? Hämtad 2022-02-02.
<https://www.slu.se/forskning/kunskapsbank/2016/fosforskulden-vilka-vatten-kan-atgardas-med-aluminiumfallning/>
- Synlab. 2019. Uppföljning av reduktionsfisket i Trummen, Växjösjön och Södra Bergundasjön åren 2016-2018. Växjö kommun.
- Synlab. 2020. Fosforfastläggning i Växjösjön. Miljöeffekter av sedimentbehandling med aluminiumklorid. Växjö kommun.
- Szulc, M., Kasperek, S., Gruszka, P., Pieckiel, P., Grabia, M. and Milewska, E. 2015. Removal of derelict fishing gear, lost or discarded by fishermen in the Baltic sea. WWF Poland. Hämtad 2022-02-10: https://wwf.panda.org/wwf_news/?259916/Removal-of-derelict-fishing-gear-lost-or-discarded-by-fishermen-in-the-Baltic-Sea
- Söderqvist, T., Nathaniel, H., Franzén, D., Franzén, F., Hasselström, L., Gröndahl, F., Sinha, R., Stadmark, J., Strand, Å., Ingmansson, I., Lingegård, S. and Thomas, J-P.E. 2021. Cost-

- benefit analysis of beach-cast harvest: Closing land-marine nutrient loops in the Baltic Sea region. *Ambio*. doi.org/10.1007/s13280-021-01641-8
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Skov, C., van Nes, E. H., Roijackers, R. M. M., Lammens, E. and Portielje, R. 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology*, 44:1095-1105.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Johansson, L.S., and Jeppesen, E. 2017. Repeated Fish Removal to Restore Lakes: Case Study of Lake Væng, Denmark—Two Biomanipulations during 30 Years of Monitoring. *Water*, 9:43.
- Tamario, C., Degerman, E., Donadi, S., Spjut, D. and Sandin, L. 2018. Nature-like Fishways as Compensatory Lotic Habitats. *River Research and Applications*, 34:253-61.
- Thomas, J-P.E., Sinha, R., Strand, Å., Söderqvist, T., Stadmark, J., Franzén, F., Ingmansson, I., Gröndahl, F. and Hasselström, L. 2021. Marine biomass for a circular blue-green bioeconomy? A life cycle perspective on closing nitrogen and phosphorus land-marine loops. *Journal of industrial ecology*, DOI: 10.1111/jiec.13177.
- Transportstyrelsen. 2017. Giftfri båtbottnen – så här gör du. <https://www.transportstyrelsen.se/globalassets/global/publikationer/sjofart/slipning-batbotten.pdf>
- Transportstyrelsen. 2019. Risker vid sanering av båtbottnenfärg. <https://www.trbs.se/wp-content/uploads/2020/04/Risker-vid-sanering-av-batbottenfa%CC%88rg-2019.pdf>
- Tschernij, V., Press, M., Migdal, S. Stolte, A. and Lamp, J. 2020. The Baltic Sea Blueprint – A step-by-step roadmap on how to approach Derelict Fishing Gear. MareLitt. <https://static1.squarespace.com/static/58525fe86a4963931b99a5d1/t/5dd3e388c2af6160a093a55c/1574167495366/BSB.pdf>
- Ulén, B. and Etana, A. 2014 Phosphorus leaching from clay soils can be counteracted by structure liming. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 64:425-433.
- Ulén, B., Geranmayeh, P. och Blomberg, M. 2017. Fosfor och kväveretention i två partikelfångande fosfordammar Bergaholm och Nybble. Jordbruksverkets FoU-databas.
- Ulén, B., Geranmayeh, P., Blomberg, M. and Bieroza, M. 2019. Seasonal variation in nutrient retention in a free water surface constructed wetland monitored with flow-proportional sampling and optical sensors. *Ecological Engineering*, 139: 1-9.
- Vahtera, E., Conley, D., Gustafsson, B., Kuosa, H., Pitkänen, H., Savchuk, O., Tamminen, T., Viitasalo, M., Voss, M., Wasmund, N. and Wulff, F. 2007. Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogenfixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. *Ambio*, 36:186–194.
- Weber-Quarfordt, T. 2016. Alger, kadmium, och upptag i gröda – en förstudie. Länsstyrelsen Gotland, Rapporter om natur och miljö, Rapport 2016:3.

- Weisner, S., Johanneson, K. och Tonderski, K. 2015. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i jordbruket. Analys av mätresultat och effekter av landsbygdsprogrammet. Jordbruksverket, rapport 2015:7.
- Welch, E.B. and Cooke, G.D. 1999. Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. *Lake and Reservoir Management*, 15:5-27.
- Ytreberg, E. 2012. Spridning av biocider från båtar – undersökning av olika källor och dess bidrag. Stockholms universitet, http://www.happyboat.se/wp-content/uploads/2015/10/ITM-rapport-215_spridning-biocider_Ytreberg_121219.pdf
- Zielinski, S., Botero, C.M. and Yanes, A. 2019. To clean or not to clean? A critical review of beach cleaning methods and impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 139: 390-401.
- Zweifel, U.L., Egerup, J., Nilsson, J. och Carneiro, G. 2013. Utvärdering av projektverksamheten av havs- och vattenmiljöanslaget 2007-2012, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:17.
- Österholm, A. 2012. Förekomst av tenn och koppar på bottenmålade fritidsbåtar 2011. Mittuniversitetet. Kandidatuppsats i Ekoteknik. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:532481/FULLTEXT01.pdf>

BILAGOR

BILAGA 1. ORDLISTA OCH BEGREPPSFÖRKLARINGAR

Frivilliga åtgärder	Frivilliga åtgärder används i rapporten för att beskriva åtgärder som genomförs med bidragsstöd, till exempel LOVA-bidrag men det finns också andra bidragsstöd för frivilliga åtgärder i Sverige. Åtgärder som krävs av lagstiftning kan inte genomföras baserat på LOVA-bidrag.
Fysiska åtgärder	Omfattar en lång rad fysiska insatser som syftar till att förbättra miljötillstånd, ofta på lokal nivå, till exempel • anlägga fiskvägar, våtmarker • återställa rensade eller rätade vattendrag, restaurera habitat • sanera mark och sediment från miljögifter • skyddszoner, tvästegsdiken, strukturräkning, anpassad gödsling i jordbruket
Hydraulisk belastning	I samband med våtmarker: den volym vatten som rinner in i våtmarken per tidsenhet
Miljöeffekter	Miljöeffekter har i uppdraget tolkats som mätbara effekter i miljön i form av förändringar i tillstånd eller belastning. I rapporten har företrädesvis lokala miljöeffekter exemplifierats, det vill säga effekter som kan mätas i närområdet av en fysisk åtgärd.
Kostnadseffektivitet	Uppskattning av kostnadseffektivitet kan bland annat beräknas genom att dividera kostanden för åtgärden med dess effekt, t.ex. kostnaden per renad volym vatten eller kostnaden för att reducera ett kg fosfor. När ett kvalitetskrav har uppfyllts till så låga kostnader som möjligt sägs kostnadseffektivitet råda (Naturvårdsverket 2008).
Reduktionspotential	En bedömning av den maximala potential en åtgärd bedöms ha för att minska en specifik belastning, exempelvis för att minska halten näringsämnen i sjöar, vattendrag och kustvatten. Uttrycks till exempel som kg totalfosfor eller totalkväve per år.
Signifikant	I den här rapporten har vi valt att endast använda ordet signifikant i samband med resultat av statistiska tester eller beräkningar av konfidensintervall som gjorts i de studier som redovisas i kapitel 5.
Åtgärdsutrymme	Den areal som är möjlig att åtgärda för en specifik åtgärdstyp.

BILAGA 2. DOKUMENTANALYS

De dokument som undersökts och ligger till grund för rapportens kapitel 2 omfattar:

Lagtext

SFS 2009:381

SFS 2011:638 (ändringar i SFS 2009:381)

SFS 2014:1060 (ändringar i SFS 2009:381)

SFS 2017:1299 (ändringar i SFS 2009:381)

Regleringsbrev

(<https://www.esv.se/statsliggaren/regleringsbrev/?RBID=22331>)

Regleringsbrev för budgetåret 2017 avseende Havs- och vattenmyndigheten

Regleringsbrev för budgetåret 2018 avseende Havs- och vattenmyndigheten

Regleringsbrev för budgetåret 2019 avseende Havs- och vattenmyndigheten

Regleringsbrev för budgetåret 2020 avseende Havs- och vattenmyndigheten

Regleringsbrev för budgetåret 2021 avseende Havs- och vattenmyndigheten

Vägledning LOVA-bidrag

(<https://www.havochvatten.se/anslag-bidrag-och-utlysningar/havs--och-vattenmiljoanslaget/lova.html>)

Havs- och vattenmyndigheten 2018, Vägledning om statligt stöd till lokala vattenvårdsprojekt, Enligt förordning (2009:381), Reviderad upplaga 2018, Havs- och vattenmyndighetens vägledning.

Havs- och vattenmyndighetens återrapportering av anslag 1:11

(<https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2021-03-31-anvandning-av-anslag-111-under-2020.html>)

Återrapportering av användning av anslag 1: 11 Åtgärder för havs- och vattenmiljö under 2017 enligt regleringsbrev för budgetåret 2017, Dnr 1–17

Återrapportering av användning av anslag 1: 11 Åtgärder för havs- och vattenmiljö under 2018 enligt regleringsbrev för budgetåret 2018, Dnr 1–18

Återrapportering av användning av anslag 1: 11 Åtgärder för havs- och vattenmiljö under 2019 enligt regleringsbrev för budgetåret 2019, Dnr 1–19

Åtgärder för havs- och vattenmiljö. Rapportering av användning av anslag 1:11 under 2020, Dnr 1–20

Anvisningar till länsstyrelserna

Anvisning om hur länsstyrelserna får använda LOVA-bidraget för egen del inom anslag 1:11 för 2022 års verksamhet, Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 333-22. (erhållits från Havs- och vattenmyndigheten).

Blanketter och anvisningar för slutrapportering av LOVA-projekt:

(<https://www.havochvatten.se/anslag-bidrag-och-utlysningar/havs--och-vattenmiljoanslaget/lova.html>).

BILAGA 3. ENGELSKA TERMER OCH UTTRYCK FÖR ÅTGÄRDSTYPER

Vanliga engelska ord och uttryck för de utvalda åtgärdstyper som adresserar i kapitel 5 och som använts vid sökning av litteratur:

Aluminiumfällning: al(uminum) treatment, al(uminium) addition

Fosfordamm: p(hosphorus) retention dam, small p(hosphorus) wetland

Fritidsbåtar: boat wash (båttvätt), pressure washer (högtryckstvätt), boat hull cleaning (sanering av båtskrov)

Förlorade fiskeredskap: abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear (ALDFG), ghost net, ghost fishing

Kalfilterbädd: calcium filter bed

Musselodling: mussel farming, mussel mariculture

Reduktionsfiske: fish stock reduction, reduction fishing, biomanipulation, biological control measure, removal of planktivores and benthivores, reduction of planktivorous and benthivorous fish

Restaurering av habitat i vattendrag: habitat restoration/rehabilitation/modification, stream/river

Släkesrensning/insamling av alger: beach cast, beach cast harvest

Strukturalkning: structure/structural liming

Vandringhinder, fiskvägar, fiskpassager: fish passage, fish way

Vandringshinder, riva: dam(m)/barrier/weir removal,

Våtmark: wetland



Havsmiljöinstitutet

Umeå universitet • Stockholms universitet
Göteborgs universitet • Linnéuniversitetet
Sveriges lantbruksuniversitet