



Konsekvensanalys av val av styrmedel för att minska näringsläckaget från jordbruket



Foto: Thomas Adolfsén

- Det finns stora samhällsekonomiska värden förenade med minskningar av kväve- och fosforläckaget från jordbruket.
- De analyserade valen av styrmedel är samhällsekonomiskt lönsamma. Valet av styrmedel medför dock viktiga fördelningseffekter. Tvingande styrmedel medför två gånger så stora kostnader för jordbruket jämfört med scenariot med frivilliga styrmedel.
- De fördelningseffekter som uppstår talar inte för ett val av tvingande styrmedel.

Konsekvensanalys av val av styrmedel för att minska näringsläckaget från jordbruket

Denna rapport har tagits fram inom det av EU delfinansierade projektet LIFE IP Rich Waters. Projektet startade 2017 och pågår till 2024. Målet är att förbättra vattenmiljön, främst i de mellansvenska vatten som rinner ut i och påverkar Mälaren och norra Östersjön.

LIFE IP Rich Waters är ett samarbete mellan myndigheter, kommuner, företag, forskare och vattenvårdsförbund och består av 20 olika delprojekt. Denna rapport har tagits fram inom delprojekt, "Analys av styrmedel för åtgärder inom jordbruket" som Jordbruksverket är huvudansvarig för. Delprojektet är ett samarbete mellan Jordbruksverket, Vattenmyndigheten Norra Östersjön, Vattenmyndigheten Södra Östersjön, Vattenmyndigheten Västerhavet samt Lantbrukarnas Riksförbund (LRF).

Jordbruket är en stor bidragande källa till övergödningen i svenska vattenförekomster och det finns ett behov av att minska förlusterna av näringsämnen från jordbruket för att kunna nå målen för vattendirektivet. Denna rapport analyserar två styrmedelsscenarier för att genomföra åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten i svenska sjöar och vattendrag samt kustvatten. I en annan rapport från delprojektet inom LIFE IP Rich Waters har underlaget till dessa båda styrmedelsscenarier tagits fram. Konsekvenser och samhällsekonomisk lönsamhet av dem analyseras i denna rapport. Detta för att belysa konsekvenserna av olika styrmedel i åtgärdsarbetet med att minska miljöproblemen kopplat till vattenkvalitet och näringsläckaget från jordbruket. Det är relevant att förstå vilka styrmedel som är effektiva eftersom fler åtgärder behöver genomföras för att uppnå målet god ekologisk status i vattendirektivet.

Författarna ansvarar för innehållet i rapporten och det återspeglar inte Europeiska unionens hållning.

Författare:
Tobias Häggmark
Alejandro Eguez

Omslagsfoto:
Thomas Adolfsén

Sammanfattning

Läckage av kväve och fosfor från jordbruket leder till övergödning av sjöar och vattendrag samt kustvatten. För att minska läckaget av näringsämnen och effekterna på vattenkvaliteten behöver olika typer av miljöåtgärder inom jordbruket genomföras. Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv vill vi att genomförandet av miljöåtgärder som medför kostnader och nyttor för samhället ska vara samhällsekonomiskt lönsamma. Förenklat innebär detta att kostnaderna ska vara mindre än nyttorna.

För att se till så att miljöåtgärder genomförs, t.ex. skyddszoner eller anläggning av våtmarker, så använder staten sig av olika typer av styrmedel. Syftet med denna rapport är att analysera konsekvenserna av två olika styrmedelsscenarier för att genomföra en given mängd åtgärder. De två scenarierna som analyseras är ett frivilligt scenario, som kan liknas vid en utökning av nuvarande ekonomiska styrmedel i form av stöd och ersättningar samt ett scenario med tvingande styrmedel där åtgärderna genomförs genom lagstiftning.

Samhällsekonomisk lönsamhet

Resultatet av konsekvensanalysen pekar på att det är samhällsekonomiskt motiverat att minska näringsläckaget från jordbruket och att det finns samhällsekonomiska värden i att genomföra åtgärderna i båda scenarierna. Båda scenarierna är även samhällsekonomiskt lönsamma.

Resultatet pekar på en viktig skillnad mellan scenarierna. När åtgärderna genomförs med frivilligt styrmedel finansieras det genom olika ersättningsprogram som innebär att offentliga medel används för att finansiera åtgärdsarbetet. Vid tvingande styrmedel hamnar hela kostnaden för åtgärdsgenomförandet på lantbrukarna. Denna kostnad kan vara relativt stor för enskilda lantbrukare, där det kan få konsekvenser på lönsamheten. Jordbruket har historiskt kämpat med lönsamheten så denna aspekt är viktig. De fördelningseffekter som uppstår vid ett sådant genomförande talar inte för ett scenario med tvingande styrmedel. Det kan även på en övergripande nivå påverka andra hållbarhetsaspekter och politiska mål negativt, till exempel livsmedelsstrategins mål om ökad produktion och lönsamhet.

Summary

The report is one of two reports that focuses on agricultural nutrient pollution, agricultural measures, and policy measures. The report focuses on the consequences of two policy scenarios, i.e. increasing the number of measures implemented to reduce nitrogen and phosphorus leaching from the agricultural sector under different policy regimes. We assess the impacts in each policy scenario and calculate crude estimates of benefits and costs. The understanding of consequences under different policy scenarios is important in order to reach environmental goals and reduce the emissions of nitrogen and phosphorus. The agricultural sector emits a substantial share of the nitrogen and phosphorus that cause eutrophication in both inland water and the sea.

The two scenarios imply that agricultural measures will be implemented either by voluntary policy measures with compensation (agri-environmental schemes) or through legislation i.e. non-voluntary. The reduction of environmental impacts are both associated with a cost to society, as well as generating benefits in the form of increases in environmental quality. From a social planner's perspective, we want these policy measures to be implemented so that costs are smaller than the benefits they generate.

Consequences, costs, and benefits

The report shows that there are large benefits to society associated with reducing nitrogen and phosphorus emissions from the agricultural sector. The costs are smaller than the benefits in both scenarios. However, when the measures are implemented through legislation and not voluntary policy measures, the agricultural sector carries most of the costs. In the non-voluntary scenario, the substantial increase in cost will affect the profitability of farmers relatively more. The distributional aspect makes the non-voluntary scenario less appealing. Additionally, it can prevent the possibility of reaching other goals connected to the agricultural sector.

Innehåll

1	Inledning.....	9
1.1	Syfte.....	10
1.2	Problemanalys.....	10
1.3	Avgränsning och läshänvisningar.....	12
1.4	Bakgrund och beskrivning av åtgärdsanalysen.....	12
1.5	Bakgrund och beskrivning av styrmedelsanalysen.....	14
2	Åtgärdsbehov och fysiska effekter av övergödningsåtgärder.....	15
3	Samhällsekonomisk analys.....	16
3.1	Värdet av miljö och behovet av styrmedel.....	17
4	Vilka aktörer påverkas?	19
4.1	Konsekvenser för jordbruket.....	19
4.2	Konsekvenser för staten och myndigheter.....	22
4.3	Ekonomiska konsekvenser för övriga aktörer	25
4.4	Värdet av förbättrad vattenkvalitet.....	26
4.5	Hur relaterar styrmedelsscenarierna till andra politiska mål	27
4.6	Sammanfattning.....	30
5	Referensalternativ.....	32
6	Den samhällsekonomiska effektiviteten	34
6.1	Om miljöeffekterna.....	35
6.2	Om kostnaderna och fördelningseffekterna	36
7	Diskussion.....	38
8	Slutsatser.....	41
9	Referenser.....	42
	Bilaga Samhällsekonomisk analys	44

1 Inledning

Denna rapport ingår LIFE IP Rich Waters, delprojekt, ”Analys av styrmedel för åtgärder inom jordbruket”. Det övergripande målet för delprojektet är att undersöka vilka styrmedel och åtgärder som är effektivast för att minska övergödningen från jordbruket samtidigt som jordbrukets konkurrenskraft bevaras. Som förvaltningsmyndighet inom jordbruk, fiske och landsbygd är Jordbruksverkets roll att arbeta för att Sverige ska producera mat på ett hållbart och lönsamt sätt. Utifrån de tidigare resultat som presenterats inom projektet görs en konsekvensanalys som utgår ifrån de två scenarier som finns beskrivna i rapporten Analys av styrmedel och åtgärder för att minska näringsläckaget (Jordbruksverket, 2022). Bakgrunden till delprojektet och vad denna konsekvensanalys bygger på sammanfattas i avsnitt 1.5

Jordbruket släpper ut näringsämnen som leder till övergödning i svenska vattenförekomster. För att minska näringsläckaget och uppnå god ekologisk status enligt målen för EU:s vattendirektiv (2000/60/EG)¹ finns det många olika typer av åtgärder och styrmedel som kan användas. Med åtgärder avses bland annat fysiska åtgärder, exempelvis anläggandet av en skyddszon eller våtmark. Ett styrmedel är ett verktyg för staten att förändra individers eller företags beteende och skapa incitament att anlägga en åtgärd eller att upphöra med ett oönskat beteende. För närvarande genomförs många åtgärder med hjälp av landsbygdsprogrammet eller kopplade till olika statliga stöd så som Lokala vattenvårdsprojekt (LOVA). Lantbrukare kan inom landsbygdsprogrammet söka ersättningar för genomförandet av olika åtgärder.

Det mål som sätts upp i vattendirektivet är dock inte uppfyllt och mängden åtgärder måste öka för att nå målet om god ekologisk status. I ovan nämnda rapport (Jordbruksverket, 2022) från detta delprojekt redovisas resultatet av en analys av åtgärder och styrmedel samt potentiella förändringar i nuvarande styrmedel för att minska kväve- och fosforläckaget för att kunna öka mängden åtgärder på ett effektivt sätt. Styrmedelsanalysen resulterade i två styrmedels-scenarier. Frivilligt styrmedel används i scenario 1 som är en utvidgning av befintliga styrmedel inom landsbygdsprogrammet och LOVA. Scenario 2 är en blandning mellan befintliga frivilliga styrmedel, dvs. landsbygdsprogrammet och LOVA för vissa åtgärder, och införandet av tvingande styrmedel genom författningar för andra åtgärder.²

1 Vattendirektivet eller ramdirektivet för vatten (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG) fastslår en ram för den europeiska gemenskapens vattenpolitiska samarbete. Direktivet syftar till att etablera en ram för enhetliga regler på EU-nivå för skydd av europeiska vatten; sjöar, vattendrag, kustvatten och grundvatten men dock inte hav.

2 I texten i rapporten kommer vi att använda begreppet författning när vi beskriver tvingande styrmedel. Det innebär att reglerna kan finnas både i en förordning och i en forskrift från en myndighet.

1.1 Syfte

Syftet med denna rapport är att redovisa en konsekvensanalys av de föreslagna styrmedlen och utvärdera de båda scenarierna. Målet är att beskriva konsekvenserna som de olika styrmedlen och de efterföljande åtgärderna har. Vi kommer också försöka utvärdera de kostnader och nyttor som uppstår samt grovt beskriva den samhällsekonomiska lönsamheten. Konsekvensanalysen består av kvalitativa resonemang grundade i national- och samhällsekonomi om de samhällsekonomiska effekterna av åtgärderna och styrmedlen, samt en samhällsekonomisk kostnadskalkyl.³ Flera av konsekvenserna inom detta uppdrag är svåra att kvantifiera och därför är kalkylen begränsad. Information om de kostnader och nyttor som uppstår och den samhällsekonomiska lönsamheten kommer framför allt att kunna användas för att belysa skillnader mellan de olika styrmedelsscenarierna. Notera att de två scenarierna som analyseras är hypotetiska scenarier för hur vi skulle kunna komma närmare målet att nå god ekologisk status.

1.2 Problemanalys

EU:s vattendirektiv slår fast att vattenförekomster måste uppnå god ekologisk status. Sjöar och vattendrag samt kustvatten statusklassificeras utifrån deras ekologiska status med avsikt att bedöma vattnets kvalitet och vad som krävs för att de ska uppnå god ekologisk status. För att uppfylla detta måste bland annat utsläppen av näringsämnen, kväve och fosfor, från jordbruket minska. Ekologisk status innebär att vattnet bedöms på en femgradig skala, där god ekologisk status är den näst högsta klassificeringen.

I kartläggningen från vattenförvaltningscykeln 2016-2021 framgår att över 300 sjöar och cirka 770 vattendrag riskerar att inte nå god ekologisk status på grund av övergödning. Därtill bedöms ytterligare cirka 430 sjöar och drygt 800 vattendrag vara påverkade av övergödning, men inte ha tillräckligt tillförlitlig mätdata (osäker risk). Dessutom finns över 300 kustvattenförekomster som riskerar att inte nå god status på grund av övergödning, och ytterligare drygt 200 kustvattenförekomster har bedömts påverkade av övergödning, men inte ha tillräckligt tillförlitlig mätdata (osäker risk). För cirka 90 procent av inlandsvattnen och 60 procent av kustvattnen har jordbruket bedömts vara en betydande påverkanskälla.

Höga halter av näringsämnen i olika vattenförekomster leder till övergödning och olika negativa miljömässiga konsekvenser. Miljöproblemet uppstår till viss del på grund av näringsläckage från jordbruksmark. Vilken typ av jordbruksverksamhet som bedrivs påverkar näringsläckagets storlek, om det är animalie- eller vegetabilieproduktion men även av produktionstekniken. Det finns flera beslut som en lantbrukare tar som påverkar hur stort näringsläckaget

³ Kalkylen är begränsad i den meningen att den är en grov uppskattning av kostnader och nyttor.

blir. Exempel på sådana beslut är: hur gödslingen sker, odlingsteknik, tidpunkter för sådd och jordbearbetning. Naturliga och fysiska faktorer påverkar också näringsläckaget. Exempel på detta är jordart, markens lutning, nederbörd, ytavrinning samt avstånd till vattenförekomster. Naturspecifika faktorer har därför också en påverkan på storleken på näringsläckaget.

Det är dock inte bara jordbruket som bidrar till de problem som uppstår till följd av övergödning. Ytterligare aktiviteter som, exempelvis luftburna utsläpp från industrisektorn eller transportsektorn har också en påverkan på övergödningen. Enskilda privata avlopp och reningsverk bidrar också till övergödningen. Miljöproblemet som följer av näringsläckaget och övergödningen medför flera samhällsekonomiska konsekvenser och aspekter. Här ställs den privata produktionskostnaden mot samhällsekonomiska värden kopplade till miljö. Då det inte finns en kostnad för utsläpp leder det ofta till ett överutnyttjande av naturresurser och negativa miljökonsekvenser. Sjöar, vattendrag kustvatten och grundvatten tar emot det överskott av näringsämnen i marken som kan uppstå vid livsmedelsproduktion och som leder till näringsläckage.

1.2.1 Styrning av miljöproblemet

För att komma till rätta med miljöproblemet och de negativa konsekvenser som uppstår krävs det olika typer av styrmedel som resulterar i minskade utsläpp. De negativa samhällsekonomiska konsekvenserna härleds oftast från försämrade rekreationsmöjligheter som uppstår på grund av, algbloomning, grumligt vatten och andra estetiska värden i vattenmiljöer. Algbloomning (cyanobakterier) till följd av övergödning kan ha negativa hälsoeffekter på både människor och husdjur som kan bli förgiftade. Om dricksvatten trots allt tas från ytvattentäkter med för hög halt av föroreningar behövs ett extra reningssteg för att uppnå tjänlig vattenkvalitet. Intag av fisk och skaldjur från sjöar med cyanobakterier bör också undvikas eller begränsas, eftersom det kan ge negativa hälsoeffekter (Livsmedelsverket, 2018).

Den situation som beskrivs är ett marknadsmisslyckande. Utsläppen är en negativ externalitet⁴ som förorsakar kostnader för andra aktörer i samhället. Genomförandet av relevanta styrmedel ska teoretiskt sett minska kostnaderna av de negativa externaliteterna och förbättra samhällets totala välfärd. Det faller då på staten att reglera verksamheter, eller skapa incitament för ett bättre, mer effektivt resursanvändande och minska de negativa miljöeffekterna som uppstår. Det styrmedel som används idag för att minska effekterna från jordbruket och övergödning är bland annat ersättning inom landsbygdsprogrammet i form av miljöersättningar och miljöinvesteringstöd. Informationsåtgärder såsom Greppa Näringen genomförs också. Det finns även ett omfattande regelverk kopplat till EU:s nitratdirektiv med krav framförallt gällande lagring, hantering och spridning av stallgödsel. Reglerna är genomförda inom nitratkänsliga

⁴ Begreppet externalitet används inom ekonomin. Det är effekten av ett köp eller ett beslut för en grupp personer som inte har ett val i händelsen och vars intressen inte beaktats.

områden i Sverige men vissa regler och allmänna råd gäller hela landet. Dessa regler gäller dock sedan tidigare och effekterna av dessa åtgärder kan inte räknas in i åtgärdsbetinget för att nå målen inom vattendirektivet. Inom vattendirektivet betecknas de som grundläggande åtgärder⁵.

1.3 Avgränsning och läshänvisningar

Vi analyserar två hypotetiska scenarier. Scenarierna, val av åtgärder och deras kostnader, samt den nivå minskningar av fosfor- och kväveläckage som ska nås är framtagna i en annan rapport från delprojektet (Jordbruksverket, 2022). Det ingår alltså inte arbetet med konsekvensanalysen att diskutera den nivå på åtgärder som har bestäms, eller att utreda andra alternativ än de som är framtagna i den andra rapporten. Det ingår heller inte att diskutera alternativ till de styrmedel som föreslås i de båda scenarierna.

Ytterligare avgränsningar görs i den samhällsekonomiska analysen där effekter på övriga marknader inte kommer analyseras i detalj, t.ex. arbetsmarknaden. Andra miljöeffekter kvantifieras inte heller, t.ex. förändringar i utsläppen av växthusgaser. Vi har inte som syfte att undersöka anslutningen till åtgärderna där ett frivilligt styrmedel används. Det är många faktorer som påverkar lantbrukares benägenhet att ansluta sig till olika typer av frivilliga program. Rapporten, specifikt referensalternativet, ska heller inte ses som en utvärdering av tidigare styrmedel.

Rapporten innehåller en bakgrund och beskrivning av åtgärdsanalysen och analysen av styrmedel som redovisas i Jordbruksverksrapport 2022:6. Kapitel två beskriver åtgärdsbehov och fysiska effekter. Kapitel tre diskuterar den samhällsekonomiska analysen. I kapitel fyra görs en genomgång av vilka aktörer som påverkas samt konsekvenser och värdet av förbättrad vattenstatus. Kapitel fem redogör för referensalternativet, och kapitel sex redovisar den samhällsekonomiska effektiviteten och diskuterar effekterna. Rapporten avslutas med en diskussion i kapitel sju och slutsatser i kapitel åtta.

1.4 Bakgrund och beskrivning av åtgärdsanalysen

I delprojektet genomförs en åtgärdsanalys för att undersöka åtgärdsbehovet⁶ för minskat näringsläckage från jordbruket till både sjöar och vattendrag samt kustvatten (Jordbruksverket, 2022). Åtgärdsanalysen bygger på en modell för åtgärdsbehov utvecklad av vattenmyndigheterna med syfte att ta fram underlag

5 Det finns två typer av grundläggande åtgärder enligt artikel 11.3 i vattendirektivet, som följer av den vattenlagstiftning som ligger utanför vattendirektivet. Åtgärder som följer av nitratdirektivet kan kallas "business as usual" (artikel 11.3 a). Den andra typen av grundläggande åtgärder för jordbruket är de som behövs för att uppfylla miljökvalitetsnormer (artikel 11.3 h). I ett åtgärdsprogram ska det framgå vilka åtgärder som behövs utöver "business as usual" för att följa miljökvalitetsnormerna.

6 Åtgärdsbehov – Effekten av de åtgärder (kg/år) som behöver göras i en vattenförekomst, för att nå god status i vattenförekomsten eller i någon vattenförekomst nedströms (även kallat åtgärdsbeting).

för miljö kvalitetsnormer och åtgärder kopplat till övergödning (Gyllenström et al., 2016). Modellen togs fram under vattenförvaltningscykel två, vilken omfattar 2016-2021. Nedan beskrivs kortfattat åtgärdsanalysen, som ligger till grund för en bedömning av hur mycket läckaget av kväve och fosfor behöver minska samt hur mycket åtgärder som ska genomföras.

Syftet med åtgärdsanalysen var att ta fram nya förslag på åtgärder för att minska utsläppen av fosfor till sjöar och vattendrag samt kväve till kusten från jordbruket. Ett kriterium var att minskningarna skulle ske på ett kostnadseffektivt sätt.⁷ Analysen är gjord på drygt 9 000 vattenförekomster fördelat över de fem olika vattendistrikten. Med hjälp från forskare vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) valdes ett antal åtgärder ut som skulle inkluderas i åtgärdsanalysen. Resultatet från SLU:s granskning finns att läsa i rapporten ”Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme” (Aronsson, 2019). Nedan visas åtgärderna som är relevanta för konsekvensanalysen:

- Skyddszoner (anpassade och mot vattenområden)
- Strukturräkning
- Våtmarker och fosfordammar
- Vårbehandling
- Fånggrödor

För de listade åtgärderna beräknas åtgärdsbehov och åtgärdspotential. Åtgärdsbehovet för fosfor i sjöar och vattendrag och kväve i kustvatten beräknas utifrån statusklassificeringen och modellerad näringsbelastning per vattenförekomst. Åtgärdspotential är den teoretiskt möjliga mängd åtgärd som kan genomföras i en vattenförekomst. Genom att jämföra åtgärdspotential och åtgärdsbehov i relation till kostnader per åtgärd så kan de mest kostnadseffektiva åtgärderna väljas ut. Målet var att de föreslagna åtgärderna skulle täcka åtgärdsbehovet per vattenförekomst. Detta mål nås dock inte i alla vattenförekomster. Eftersom de åtgärder som prioriteras för inlandsvatten också har en effekt på kustvattnet behöver det inkluderas för beräkningarna för kustvattnet. Denna effekt tas med i resultatet genom att inkludera retentionen till kusten, och därmed uppskattas effekten av åtgärderna på åtgärdsbehovet för kustvattnet.⁸ För inlandsvatten finns det endast ett åtgärdsbehov kopplat till fosfor, för kustvattnet finns det även ett åtgärdsbehov för kväve.

7 I modellen används en gräns för när en åtgärd är kostnadseffektiv eller inte. Den gränsen sätts utifrån en relation mellan kostnaden för åtgärden i förhållande till den nytta den skapar.

8 Begreppet retention används för att beskriva hur mängden kväve som läcker från jordbruksmark till vatten minskar genom naturliga processer på vägen från jordbruksmarken till kusten.

1.5 Bakgrund och beskrivning av styrmedelsanalysen

Syftet med den genomförda styrmedelsanalysen (Jordbruksverket, 2022) är att utifrån de åtgärder som föreslås i åtgärdsanalysen utvärdera vilka styrmedel som är relevanta för att genomföra åtgärderna för minska övergödningen från jordbruket. Tre övergripande grupper av styrmedel analyseras: ekonomiska, administrativa och informativa eller frivilliga styrmedel. De åtgärder som ingår i analysen är även de som föreslås i vattenmyndigheternas åtgärdsprogram för kommande vattenförvaltningscykel 2021–2027.

Det slutgiltiga resultatet av styrmedelsanalysen leder till två styrmedels-scenarier; frivilligt styrmedel (scenario 1) och tvingande styrmedel (scenario 2) för implementering av åtgärderna. Styrmedlen analyseras utifrån ett antal kriterier: måluppfyllelse, genomförbarhet, administration och fiskala effekter, fördelningseffekter, innovation och effektivitet samt konkurrenspåverkan. Kriterierna är centrala för att välja styrmedel som leder till en effektiv miljöpolitik, och samtidigt inte har negativa effekter på jordbrukssektorns konkurrenskraft.

Det första scenariot med frivilligt styrmedel som föreslås för att uppnå det nya åtgärdsbehovet omfattar de miljöersättningar för att minska näringsläckaget som erbjuds idag genom antingen landsbygdsprogrammet eller LOVA. För detta scenario krävs det dock utökad finansiering av landsbygdsprogrammet och LOVA.

Det andra styrmedelsscenariot som analysen resulterar i är ett scenario där flertalet av de åtgärder som ingår i nuvarande landsbygdsprogram eller LOVA införs via författningar. En av anledningarna till förslaget med tvingande styrmedel är att det förmodligen skulle skynda på takten i genomförandet av åtgärder.

Den stora skillnaden mellan de två scenarierna är att i det tvingande scenariot står jordbruket för hela kostnaden. Valet av vilka åtgärder som ska införas via författningar baseras på projektgruppens analys av vilka som är lämpliga/möjliga att införa via frivilliga eller tvingande åtgärder. Detta kommer medföra olika konsekvenser och hur kostnaderna för åtgärderna fördelas. Tabell 1 nedan visar de olika styrmedelsscenarierna och val av styrmedel för respektive åtgärd.

Tabell 1. Översikt av styrmedelsscenario

Åtgärd	Scenario 1 – Befintliga styrmedel i ökad omfattning	Scenario 2 – tvingande styrmedel
Våtmarker och fosfordammar	LBP ¹ samt LOVA	LBP
Skyddszoner	LBP	Författning
Anpassade skyddszoner	LBP	Författning
Strukturkalkning	LBP samt LOVA	Författning
Vårbearbetning	LBP	Författning
Fånggrödor	LBP	Författning

Not: ¹ Landsbygdsprogrammet

2 Åtgärdsbehov och fysiska effekter av övergödningsåtgärder

Genomförandet av åtgärder medför i båda scenarierna fysiska effekter det vill säga, minskningar av näringsläckage av kväve och fosfor som åtgärderna resulterar i. I detta kapitel redogör vi för den åtgärds mängd som ska genomföras, det vill säga hur många hektar eller meter av åtgärder, samt vilka fysiska effekter det innebär. De fysiska effekterna kan delas upp i fosforåtgärder som ger effekter för sjöar och vattendrag samt för kustvatten och kväveåtgärder med effekter på kustvatten.

Vattenmyndigheterna har uppskattat ett totalt åtgärdsbehov för sjöar och vattendrag kopplat till jordbruk på cirka 385 ton fosfor och 1 600 ton kväve. De möjliga åtgärder som har analyserats av vattenmyndigheterna täcker cirka 60 procent och 70 procent av åtgärdsbehovet, för fosfor respektive kväve (Vattenmyndigheterna, 2021a).

Åtgärderna och behovet av areal som redovisas i Tabell 2 bygger på uppgifter som vattenmyndigheterna har presenterat i åtgärdsprogrammen för 2021–2027 (Vattenmyndigheten, 2021a)⁹. Åtgärdsbehovet som presenteras i Tabell 2 representerar nya åtgärder som behöver genomföras. Det innebär åtgärder som behövs utöver de genomförs i dag. De redan genomförda åtgärderna behöver dock fortfarande finnas kvar. Kostnaden och minskningar av näringsläckaget som de bidrar med ingår dock inte i denna konsekvensanalys eftersom de redan är genomförda. Sammanfattat resulterar åtgärderna i en minskning av totalt 229 ton fosfor och 450 ton kväve. De nya prioriterade åtgärderna räcker dock inte för att uppnå åtgärdsbehovet. En förklaring till skillnaden i åtgärdsbehov och uppnådd reducering är att bland annat att det finns fysiska hinder för att placera ut åtgärderna samt att åtgärder som inte är kostnadseffektiva har valts bort.

Tabell 2. Åtgärder för täcka åtgärdsbehovet, areal och effekter¹

Nya åtgärder till inland och kust	Hektar	Fosforeffekt (ton)	Kväve effekt (ton)
Anpassad skyddszon	5 800	79	-
Konventionell skyddszon	6 400	10	-
Våtmark	4 400	100	297
Strukturkalkning	95 000	40	-
Fånggrödor och bearbetning på hösten	14 000	-	23
Fånggrödor och vårbearbetning	25 000	-	130
Totalt	-	229	450

Not: ¹Det finns ytterligare åtgärder som lantbrukare genomför som inte går att räkna kostnader och effekt för som inte ingår i beräkningen.

⁹ Åtgärdsprogrammen 2021–2027 lämnades till överprövning av regeringen i december 2021. Befintliga åtgärdsprogram gäller fram till dess att överprövningen och resultatet av den är klar. Den 9 juni 2022 beslutade regeringen att prövningen inte leder till någon ändring i åtgärdsprogrammen.

3 Samhällsekonomisk analys

För att utvärdera de föreslagna styrmedelsscenarierna och de efterföljande åtgärderna kommer vi att göra en samhällsekonomisk konsekvensanalys. I detta avsnitt kommer grundförutsättningar för den samhällsekonomiska analysen att förklaras på ett övergripande sätt.

En samhällsekonomisk konsekvensanalys kan användas när olika förslag ska analyseras och dess för- och nackdelar vägas mot varandra. Analysen bör vara allsidig i den mening att så många konsekvenser som möjligt inkluderas. Stora förändringar i jordbrukspolitiken påverkar jordbruk, miljö, och i förlängningen samhället. Eftersom sådana förändringar påverkar samhällets medborgare, företag och myndigheter och därmed samhällets ekonomiska resurser är det viktigt att undersöka att de används lönsamt och effektivt. Analysen i denna rapport består av två delar, en konceptuell analys som ger teoretiska förklaringar, samt en samhällsekonomisk kalkyl som beräknar den samhällsekonomiska nyttorna och kostnaderna.

Den konceptuella analysen ska beskriva, analysera och diskutera konsekvenserna och länkarna mellan styrmedel, åtgärderna, och de fysiska effekterna. Först beskrivs hur de samhällsekonomiska nyttorna och kostnaderna uppstår, för vilka, samt motiverar varför vi behöver styrmedel. De analytiska resonemangen bygger på nationalekonomiskt grundade tankegångar. Effekter utöver de som kan kvantifieras behöver belysas ingår i den konceptuella analysen. Exempelvis kan politiska mål som är kopplade till jordbruket och dess utveckling samt miljöarbetet påverkas och det finns ett behov av att studera om det finns målkonflikter eller synergier.

Hur detaljerad analysen av effekter av styrmedel kan vara beror till stor del på tillgången till relevant dataunderlag, framförallt kostnaderna och värdet av de fysiska miljöeffekterna som åtgärderna resulterar i. Kostnader och nyttor kan beskrivas och analyseras på tre olika nivåer: monetärt, kvantitativt eller kvalitativt. För den samhällsekonomiska kalkylen behöver vi åtminstone ha tillgång till information om åtgärds-kostnader, fysiska effekter och värdering av de fysiska effekterna. Värdering av de fysiska effekterna är ett kritiskt moment och ibland inte möjligt. För kväve- och fosforreduktioner finns det någorlunda relevanta prisuppskattningar som vi använder oss av, dock med en inneboende osäkerhet i skattningarna.

Standardförfarandet för att beräkna miljönyttor utgår ifrån att först skatta de fysiska effekterna, reduktioner av kväve och fosfor för policyalternativen, med andra ord våra styrmedelsscenarion. Därefter multipliceras dessa med det samhällsekonomiska priset för effekten. De fysiska effekterna som uppstår behöver prissättas för att kunna jämföra olika typer av effekter i en gemensam dimension. I den bästa av världar skulle det gå att kvantitativt uppskatta alla nödvändiga effekter, samt sätta ett monetärt värde på dessa. Det är dock inte möjligt i detta fall då dataunderlaget är begränsande, och vi kommer behöva

göra vissa antaganden i analysen. Kostnaden för åtgärderna samt värdet av de minskningar i kväve och fosfor som uppstår kommer dock att beräknas. Övriga konsekvenser kommer vi dock inte att kunna kvantifiera i denna analys. Kal-kylerna som genomförs i rapporten bör därför snarare ses som kompletterande till den konceptuella analysen.

En ytterligare aspekt att ha i beaktande är att konsekvensanalyser oftast görs innan åtgärderna har genomförts. Detta innebär att analysen är en ex-ante utvärdering av de föreslagna åtgärderna, och utfallet av analysen beror kraftigt på de antaganden man gör om den verklighet man försöker beskriva. Det verkliga utfallet kommer troligen att skilja sig åt från ex-ante utvärderingen. Det är nödvändigt att vara medveten om den inbyggda osäkerheten i denna typ av analys, och den information som används. Vissa värden kommer därför anges som intervall.

Det slutgiltiga resultatet kommer att visa om kostnaden är mindre än nyttan, och kan ge en indikation om styrmedlet är samhällsekonomiskt lönsamt. Vi kommer även att redovisa och diskutera vilka aktörer som bär kostnaderna i de olika scenarierna. Den samhällsekonomiska analysen väger inte in rättvise-aspekter kopplade till hur nyttor och kostnader fördelas mellan olika grupper i samhället. Detta är viktigt då en stor skillnad mellan styrmedelsscenarierna är vem som står för kostnaden för genomförandet av åtgärderna.

3.1 Värdet av miljö och behovet av styrmedel

Detta avsnitt ger en samhällsekonomisk förklaring till varför samhället sätter ett värde på miljön och varför styrmedel behövs. Från ett samhällsekonomiskt perspektiv har någonting ett värde om en individ anser att det har ett värde (Holstein, 2011). Detta innebär att effekter på miljö, klimat och hälsa ingår endast i den samhällsekonomiska värderingen i den utsträckning människor tillskriver det ett värde. Till exempel är en bra vattenkvalitet i Sveriges vatten-förekomster en förutsättning för biologisk mångfald och för ett tåligt ekosystem. Detta är aspekter som människor värderar. Tidigare studier påvisar detta, och det finns betydande ekonomiska värden i förbättrad vattenkvalitet och att värna om vattenmiljön. I avsnitt 4.4 beskrivs detta. När det kommer till att begränsa de diffusa utsläppen från jordbruket kommer de flesta nyttor från rekreations-värden eller förbättrad status för ekosystemet (Olmstead, 2010).

Värdering av ekosystemtjänster eller att skatta priser för olika typer av minskningar i utsläpp är en svår process och bygger oftast på enkätstudier där individer får svara på hur mycket de värderar olika förbättringar. Detta är en konsekvens av att miljöeffekter är icke-prissatta varor, det vill säga, de finns inte prissatta på en marknad utan vi måste uppskatta människors betalningsvilja. Det finns vedertagna metoder för att värdera icke-prissatta varor, som under rätt förutsättningar kan ge prisestimat för miljöeffekter.¹⁰

¹⁰ Vanliga exempel på metoder är: travel-cost method, contingent valuation och choice experiment.

3.1.1 Ibland behövs det styrmedel

En generell anledning till att det behövs styrmedel brukar vara att den rådande situationen kan beskrivas som ett marknadsmisslyckande. Styrmedel används då för att få företag eller individer att ta större hänsyn till de externaliteter, med andra ord, effekter på andra aktörer, deras aktiviteter orsakar.¹¹ Styrmedlet syftar då till att förändra hur aktörer fattar sina beslut t.ex. förändring i produktionsmetod eller genomför åtgärder som förbättrar miljön.

Mer specifikt uppstår ett marknadsmisslyckande när företag eller individer agerar utifrån sina egna förutsättningar och endast gör en privat- eller företags-ekonomisk kalkyl över kostnader och vinster. Detta kan resultera i en situation som inte är samhällsekonomiskt effektiv. De samhällsekonomiska kostnaderna eller de värden olika aktiviteter skapar kan skilja sig från den privat- eller företagsekonomiska kalkylen.¹² Ett marknadsmisslyckande uppstår när dessa skiljer sig åt, ibland på grund av negativa externaliteter. I vårt fall kan effekten av de negativa externaliteterna beskrivas som den försämrade ekologiska status de diffusa utsläppen av kväve och fosfor har på vattenförekomster.¹³ Jordbrukets diffusa utsläpp kan beskrivas som ett marknadsmisslyckande, där vattenförekomster används som en sänka för utsläpp av kväve och fosfor. Eftersom det inte finns något pris på utsläppen leder det till för mycket utsläpp från jordbruket och efterföljande negativa miljökonsekvenser. Jordbruket inkluderar således inte i sin företagsekonomiska kalkyl hela den samhällsekonomiska kostnaden förenad med utsläppen av kväve och fosfor.

När ett marknadsmisslyckande är identifierat är det oftast motiverat med ett offentligt ingripande för att begränsa de kostnader som negativa externaliteter medför och öka effektiviteten i samhället. De styrmedel som används brukar oftast delas in i ekonomiska, administrativa och informativa. De styrmedels-scenarier som analysers i denna rapport kan kategoriseras som ekonomiskt styrmedel (scenario 1) och administrativt styrmedel (scenario 2).

11 Det finns både positiva och negativa externa effekter. Vi kommer här endast att diskutera negativa externa effekter.

12 På en väl fungerande marknad är dock samhälls- och privatekonomiska värdena lika.

13 Se bilaga 1 för en mer detaljerad beskrivning av dessa begrepp och resonemang.

4 Vilka aktörer påverkas?

I detta avsnitt kommer de påverkade aktörerna, samt i vilken utsträckning de påverkas av de införda styrmedlen och åtgärderna att identifieras och diskuteras. Analysen och diskussionen i detta avsnitt utvecklar länken mellan fysiska effekter i miljön och hur det påverkar olika aktörer från ett samhällsekonomiskt perspektiv. Vi kommer även att diskutera potentiella effekter på andra politiska mål som kan uppstå och hur förutsättningarna för att nå dem förändras. Hur aktörerna påverkas beror på deras relation till åtgärderna men också beroende på val av styrmedel. Vi kommer att ha en bred ansats när vi identifierar vilka aktörer och konsekvenser som kan uppstå för att fånga in så många effekter som möjligt i analysen. Scenario 1 och 2 diskuteras löpande i texten.

Teoretiskt kan effekterna delas upp i direkta och indirekta konsekvenser. En direkt konsekvens av en genomförd åtgärd är de konsekvenser som åtgärden syftar till att uppnå och de kostnader som är direkt relaterade till åtgärden. Detta brukar oftast vara de positiva miljökonsekvenserna, till exempel reduktionen av ett kilogram utsläppt fosfor, eller de direkta kostnader som faller på lantbrukaren. Indirekta konsekvenser är alla konsekvenser som inte är direkt kopplade till syftet med åtgärden eller styrmedlet och de kan vara både positiva eller negativa. Ibland kan det vara så att de indirekta effekterna som uppstår på grund av olika miljöproblem och miljöåtgärder är relativt stora. De kan också vara fler och av större värde än de direkta.

De nyttor som uppstår till följd av en god vattenmiljö kan komma från många olika håll. Några exempel är: värdet av rekreation, intäkter och arbetstillfällen från naturturism, friluftsliv, fritidsfiske och landsbygdsutveckling. Generellt värderar också hushållen en god vattenkvalitet som leder till ökade rekreationsvärden och andra estetiska värden.

I denna rapport värderar vi dock endast de direkta miljöeffekterna. Detta beror på att vi endast har uppskattningar av förändringen i kväve- och fosforutsläpp. Vi har inte tillgång till uppskattningar av andra fysiska miljöeffekter som vissa av åtgärderna kan bidra med, till exempel, biologisk mångfald som är en positiv synergieffekt av de genomförda åtgärderna. Analysen blir därför mer kvalitativ jämfört med kvantitativ.

4.1 Konsekvenser för jordbruket

Jordbruket är en av de största påverkanskällorna där det finns potential att genomföra fler åtgärder för att näringsläckaget och övergödningen i vattnet ska minska. De styrmedel och åtgärder som implementeras kommer att ha en direkt påverkan på lantbrukare och jordbruket som sektor. Vid införandet av de nya styrmedlen och de efterföljande åtgärderna uppstår kostnader som kommer bäras av lantbrukarna.

4.1.1 Direkta konsekvenser för jordbruket

Kostnaden för anläggningen av nya fysiska åtgärder är en direkt kostnad. I scenario 1 kommer åtgärderna genomföras med frivilligt styrmedel, det vill säga med miljöersättningar. Vi antar att alla åtgärder blir genomförda då vi inte kan uppskatta anslutningsgraden.¹⁴ I och med att åtgärderna som genomförs är subventionerade genom landsbygdsprogrammet och LOVA kommer kostnaden för jordbruket bli lägre i scenario 1 jämfört med scenario 2. Lantbrukarna behöver inte bära hela kostnaden för genomförandet och de som genomför åtgärderna inom landsbygdsprogrammet eller LOVA får ersättning för det. Från de kostnadskalkyler som finns för åtgärderna kan man säga att de direkta kostnaderna kommer i form av investeringskostnader, löpande kostnader för skötsel och produktionsbortfall. Kostnader för produktionsbortfall uppstår när åtgärder tar jordbruksmark ur produktion. Till exempel vid anläggandet av skyddszoner kan jordbruksmark tas direkt i anspråk vid genomförandet och det innebär att jordbruksarealen minskar.

Scenario 2 är styrmedelsscenariot där fem av sex åtgärder genomförs med tvingande styrmedel. Våtmarker genomförs fortfarande på samma sätt som i scenario 1. Den största skillnaden för jordbruket är att i scenario 2 får jordbruket bära majoriteten av kostnaden för genomförandet av åtgärderna. Detta innebär att kostnadsbilden för jordbruket ökar markant vilken kan få följeffekter som är indirekta konsekvenser för verksamheten.

4.1.2 Indirekta konsekvenser för jordbruket

I detta avsnitt redogörs för de indirekta konsekvenserna som uppstår vid genomförandet av respektive styrmedelsscenario. Detta är konsekvenser och kostnader som kan uppstå på grund av att antingen åtgärderna eller styrmedlet blir genomfört och vissa kostnader uppstår således i båda scenarierna. Vi kommer inte kunna kvantifiera dessa konsekvenser.

Transaktionskostnader

I kostnadskalkylen finns endast de kostnader som gäller för det fysiska anläggandet av åtgärderna. Tidsåtgång utöver det som ingår i kostnadskalkylen är en sådan indirekt konsekvens. Det är viktigt att belysa denna kostnad då det är tid en lantbrukare skulle kunna lägga på andra aktiviteter. Dessa typer av kostnader kan kallas privata transaktionskostnader, och kan liknas vid en administrationskostnad för lantbrukaren. En indirekt tidsåtgång uppstår när lantbrukare ska sätta sig in och förstå nya regler och krav. Ytterligare tid går åt till att fylla i ansökan och skicka in information till myndigheter och delta vid kontroller.

¹⁴ Konsekvensanalysen ska således ses som en analys av konsekvenserna vid fullständigt genomförande.

Det finns en del forskning som har försökt uppskatta dessa privata transaktionskostnader för olika frivilliga program. Privata transaktionskostnader för lantbrukare har visat sig vara relativt stora, och är ibland underskattade när man tittar på kostnader av miljöåtgärderna inom jordbruket (Mettepenningen et al., 2008).

Det finns flera studier som har försökt uppskatta hur stora transaktionskostnaderna är i relation till ersättningarna som betalas ut för åtgärder. Exempelvis uppskattar Falconer och Whitby (1999) att för frivilliga åtgärder kan transaktionskostnaden vara ungefär 10 procent av ersättningen. Rørstad et al. (2007) uppskattar transaktionskostnaden för flera norska åtgärder mellan 2.3 procent och 9.1 procent beroende på typ av åtgärd.

Givet den stora omfattningen av åtgärder skulle detta i scenario 1 kunna medföra betydande samhällsekonomiska kostnader. Lantbrukare behöver, bland annat, fylla i ansökningar för ersättning, förstå de regler som finns gällande genomförandet av åtgärder och sedan ansöka om utbetalning. Det är viktigt att förstå reglerna kring ersättningen för att inte bli återbetalningsskyldig. Denna typ av transaktionskostnad finns även vid krav på åtgärder i författningar, med andra ord i scenario 2. I de specifika styrmedelsscenarierna är det svårt att säga i vilket fall denna indirekta transaktionskostnad är störst.

Jordbruksmark tas ur produktion och försämrad arrondering

För vissa av åtgärderna som genomförs tas jordbruksmark ur produktion. De direkta kostnaderna för det produktionsbortfall som då uppstår är inkluderade i kalkylerna och därmed åtgärdskostnaden. Lantbrukarna blir därmed kompenserade för den kostnaden i scenario 1 men att genomföra åtgärder kan dock få följd effekter.

Arrondering är ett samlat begrepp för hur effektivt det går att bruka ett fält. Fält som kan karaktäriseras som stora och rektangulära är lättare att bruka jämfört med små och flikiga fält. Detta är en indirekt effekt som kan få genomslag på kostnaden för lantbrukaren som inte finns direkt inkluderad i kalkyler. När åtgärder anläggs på fält kan det på grund av de nya åtgärderna få oregelbunden form, eller minska i areal så mycket att det inte längre är lönt att bruka dem (Jordbruksverket, 2019). I värsta fall kan det leda till situationer där marker som inte i sig är påverkade tas ur produktion. Denna effekt kan inte uppskattas kvantitativt. Tillgång till rådgivning som kan ge stöd i planeringen av åtgärdernas placering kan potentiellt minska effekten av försämrad arrondering.

Effekter på jordbrukets konkurrenskraft och lönsamhet

Ett konkurrenskraftigt jordbruk innebär att det ska gå att bedriva jordbruk som är lönsamt på lång sikt (Jordbruksverket, 2020a). Nyckeltal som nettomarginal och avkastning på eget kapital används av Jordbruksverket för att utvärdera

förändringar i konkurrensförhållanden i det svenska jordbruket. Dessa nyckeltal har för perioden 2011 till 2018 haft en negativ utveckling, och konkurrensförhållanden för den svenska jordbrukssektorn gentemot resten av världen har blivit sämre. Konkurrenskraften i jordbruket påverkar, utöver lönsamheten, utvecklingen i levnadsstandarden bland lantbrukare (Europeiska kommissionen, 2009) samt möjligheten att leva och bo på landsbygden. Utvecklingen i den sociala hållbarheten inom jordbruket är knuten till jordbrukets lönsamhet och är en av de tre dimensionerna som ingår i Sveriges livsmedelsstrategi. Stora kostnadsökningar kan således påverka den sociala hållbarheten negativt. Notera dock att många lantbrukare erhåller delar av sin inkomst från annat än näringsverksamhet inom jordbruk.

Konkurrenskraften i jordbruket bygger till stor del på förmågan att kunna konkurrera med priser (Jordbruksverket, 2021). Flera av de produkter som jordbruket producerar handlas på en världsmarknad med många olika producenter. För köpare av jordbruksprodukter är det lätt att köpa av en alternativ producent då produkterna är bra substitut. Detta leder till att priset i stort sett blir den avgörande konkurrensfaktorn och därför kan miljöåtgärder som ökar jordbrukets kostnader leda till konkurrensnackdelar på världsmarknaden.¹⁵ Detta skiljer sig dock åt för olika produkter. För köttprodukter har det i Sverige etablerats en högre prisnivå än i närliggande konkurrentländer.

I och med att en ökad mängd åtgärder ska genomföras i jordbruket blir bedömningen att lönsamheten i sektorn påverkas och konkurrensförhållanden för svenskt jordbruk försämras i båda styrmedelsscenarierna, men med en skillnad i storlek. Effekten i scenario 2 på konkurrenskraften inom jordbruket är större än i scenario 1 vilket följer av att jordbruket bär en större kostnad. Konsekvenserna av att genomföra scenario 2 kommer även påverka konkurrensförhållanden inom landet. Vissa regioner med sämre förutsättningar kan därför uppleva en större effekt på deras konkurrenskraft. Jordbruket är beroende av naturgivna förutsättningar och lönsamheten och därmed konkurrenskraften inom jordbruket beror på var i landet verksamheten ligger. Därför uppstår vissa negativa fördelningseffekter som försämrar möjligheten att bedriva jordbruk i vissa delar av landet exempelvis där marginalerna är lägre eller kostnaderna för åtgärderna är högre. Det sker alltså både en konkurrens på jordbruksmarknaden mellan företag i Sverige och mot företag utanför Sverige. Effekten på den sociala hållbarheten kommer för scenario 2 med tvingande styrmedel vara större än för scenario 1.

4.2 Konsekvenser för staten och myndigheter

Vid införandet av nya styrmedel och åtgärder kommer staten och myndigheter att få ökade kostnader. Jordbruksverket, länsstyrelserna och kommuner är de som kommer att bli berörda i störst utsträckning då de till stor del ansvarar

¹⁵ Hur stor effekten blir kan variera över tid, där den kan minska på lång sikt.

för administrationen av de ersättningsprogram som behövs för de frivilliga styrmedlen samt tillsyn och kontroll av åtgärder i jordbruket. I 4.2.1 uppskattas de administrativa kostnaderna som gäller i scenario 1 för Jordbruksverket och länsstyrelserna.

Beskrivning av administrativa kostnader i scenario 1

I scenario 1 kommer de nya åtgärderna att införas genom en utökning av befintliga styrmedel inom landsbygdsprogrammet. Då tas en del av investeringskostnaderna direkt av offentliga medel. Eftersom scenario 1 kan liknas vid en utvidgning av landsbygdsprogrammet tillkommer ökade administrativa kostnader för bland annat handläggning, ansökning och utbetalning. Kostnaden för kontroll och efterlevnad inom landsbygdsprogrammet ökar också när mängden åtgärder ökar. I analysen antas dock att administration och kontroll utförs på ett liknande sätt som idag, och kostnaderna ökar därför proportionerligt mot mängden åtgärder.

Beskrivning av administrativa kostnader i scenario 2

I scenario 2 ska majoriteten av åtgärderna genomföras med hjälp av författningar. Detta innebär att behovet av ett avancerat utbetalningssystem försvinner och den typen av kostnader är lägre. Dock så gör vi bedömningen att det tillkommer kostnader för berörda myndigheter i form av kontroll av efterlevnad. För att författningar ska få önskad effekt krävs det att de är bindande och att de upprätthålls. Med andra ord ökar behovet av tillsyn för att få önskad efterlevnad.

Det tillkommer även utredningskostnader för olika juridiska aspekter i uppstartsfasen. Vidare kan det bli ytterligare kostnader i scenario 2 för t.ex. informationssatsning för att informera och förbereda lantbrukarna för införandet av dessa författningar. Scenario 2 innebär en relativt stor förändring i styrmedel jämfört med tidigare och lantbrukarna måste ges rimliga förutsättningar och tid för att förstå författningarna och att genomföra de åtgärder som krävs enligt regelverken. Utöver information till lantbrukare vid införandet av författningar kommer berörda myndigheter behöva utforma tillsynsvägledning. Initial information om bakgrund till införandet behövs, samt underlag till hur man ska bedöma efterlevnad. Det dock inte möjligt uppskatta alla dessa kostnadsposter i detalj utan vi får göra en sammanlagd bedömning av hur stor den kostnaden kan tänkas vara.

4.2.1 Konsekvenser för Jordbruksverket, länsstyrelserna och kommuner

Jordbruksverket är en förvaltningsmyndighet vilket bland annat innebär samordning av myndigheters stödhandläggning samt utveckling och drift av gemensamma IT-system. Jordbruksverket ansvarar även för att utforma regelverk i form

av föreskrifter från myndigheten. Jordbruksverket kommer att behöva verka för att genomförandet av de nya åtgärderna sker, utveckla samt underhålla de nödvändiga system som behövs. Jordbruksverket kommer därför få ökade kostnader i båda scenarierna. Vad som leder till kostnadsökningen kommer dock skilja sig åt mellan scenarierna då utbetalningarna av ersättningar till stor del försvinner i scenario 2.

I scenario 1, som är en utökning av frivilliga styrmedel inom landsbygdsprogrammet ansvarar Jordbruksverket för bland annat ansökningar för stöd och ansökningar för utbetalning. För ärenden inom landsbygdsprogrammet utför Jordbruksverket kontroller inför slututbetalning även om ärendet har handlagts av en annan myndighet (Jordbruksverket, 2020b). Generellt kommer scenario 1 medföra en ökad arbetsbörda på flera plan för Jordbruksverket. Scenariot kan liknas med en utökning av nuvarande stödsystem och det blir därför en stor mängd nya åtgärder som ska genomföras. Det är rimligt att förvänta sig ökat arbete och administrativt. I scenario 1 antas att kostnaden ökar proportionerligt med mängden åtgärder. Till exempel kommer handläggning av ärenden och kontroll samt behovet av service och stöd till lantbrukare att öka då programmet utvidgas.

I kalkylen över den samhällsekonomiska lönsamheten som redovisas i kapitel 6 beräknas hur stora dessa kostnader är. I Jordbruksverket (2020b) finns en uppskattning över kostnader för hantering av jordbrukar- och landsbygdsstöden. Från åtgärdsanalysen finns information om hur mycket ersättning som kommer att betalas ut under perioden. Utifrån detta kan nyckeltalet ”kostnad per stödkrona” för att uppskatta kostnaderna för Jordbruksverket i scenario 1 användas. Den genomsnittliga kostnaden per stödkrona för perioden 2017–2019 som är 3,2 procent används för att i scenario 1 beräkna Jordbruksverkets kostnad för administration.

Länsstyrelserna handlägger en stor del av de stöd och åtaganden inom landsbygdsprogrammet. Detta gäller både miljöersättningar och miljöinvesteringar (Jordbruksverket, 2020b). Konsekvenserna för länsstyrelserna liknar de för Jordbruksverket. Båda scenarierna kommer att innebära en ökad administrativ samt ökande kostnader för kontroll och handläggning. I Jordbruksverket (2020b) redovisas kostnad per stödkrona för länsstyrelserna och genomsnittet för 2017–2019 är den 3,3 procent. Denna kostnad används för att beräkna de administrativa kostnaderna för länsstyrelserna i scenario 1 och för och våtmarker i scenario 2.

Scenario 2 skiljer sig ganska mycket från nuvarande situation samt scenario 1 då flera åtgärder ska genomföras med tvingande styrmedel. Våtmarker kommer dock fortfarande att genomföras med frivilliga styrmedel. För dessa beräknas kostnaden på samma sätt som i scenario 1, utifrån utbetalningen av stöd. För de övriga åtgärderna kommer Jordbruksverkets kostnader för de tvingande styrmedlen bestå av kostnader för att: utreda och utforma regelverk för föreskrifter, tillsynsvägledning samt administration av styrmedlet. Detta kommer leda till en

del engångskostnader för utredningar innan styrmedlet införs. Hur stor hela den administrativa kostnaden blir för myndigheter går dock inte att uppskatta fullt ut i scenario 2. Detta beror på att det är svårt att förutsäga vad och hur mycket tillsyn som skulle genomföras av kommunerna, samt exakt hur genomförandet skulle se ut.

4.3 Ekonomiska konsekvenser för övriga aktörer

De två styrmedelsscenarierna kommer leda till förbättringar i vattenkvaliteten och minska effekterna av övergödning vilket medför att positiva samhälls-ekonomiska värden skapas. Den ekonomiska litteraturen och forskningen har fastställt att allmänheten, hushållen m.fl., sätter ett positivt värde på förbättrad vattenkvalitet, med andra ord icke-prissatta värden (Vattenmyndigheterna, 2020). Vidare kommer företag och aktörer som är indirekt beroende av jordbruket och dess verksamhet bli påverkade av de miljöeffekter åtgärderna medför, det vill säga prissatta varor och tjänster som handlas på en marknad.¹⁶ Dock är det inte möjligt att i denna rapport kvantifiera dessa indirekta effekter som uppstår på andra marknader.¹⁷ Det vi kan göra är att redovisa vad olika typer av marknader som påverkas av förbättrad vattenkvalitet är värda. Konsekvenserna bör vara relativt lika i båda scenarierna.

Turism, besöksnäringen och fritidsfiske är ett exempel på aktiviteter som kan gynnas av förbättrad vattenkvalitet och som handlas på en marknad men drar nytta av rekreationsmöjligheter och ekosystemtjänster som är beroende av bättre vatten. Genom att observera hur mycket som spenderas på marknader relaterade till olika aktiviteter t.ex. resekostnader, mat och logi, och nödvändiga förbrukningsvaror för diverse aktiviteter går det att skapa en uppfattning om hur mycket marknaden är värd. Exempelvis har fisketurismen en stor potential för småföretagande och landsbygdsutveckling i Sverige (Jordbruksverket, 2014).

Turismen i Sverige omsatte 317 miljarder kronor 2017 vilket representerar 2,8 procent av BNP (Tillväxtverket, 2017). Ekonomiska värden som kan kopplas till fritidsfiske finns uppskattade av Havs- och vattenmyndigheten som sedan 2013 administrerar en fritidsfiskeundersökning. Under 2020 var det ungefär 1,7 miljoner svenskar som ägnade sig åt fritidsfiske i svenska vatten minst en gång under året. Fritidsfiskets sammanlagda utgifter var under 2020 cirka 14 miljarder kronor och exklusive investeringar 4,6 miljarder kronor (Havs- och vattenmyndigheten, 2021).

¹⁶ Se bilaga 1 för definition av prissatta och icke-prissatta varor och tjänster.

¹⁷ Att kvantifiera effekter på flera olika marknader är relativt svårt och vi har inte en modell för det inom detta projekt. För att kunna utvärdera dessa effekter kvantitativt så skulle det krävas mer avancerade optimeringsmodeller över ekonomin.

4.4 Värdet av förbättrad vattenkvalitet

Tidigare i detta kapitel har konsekvenser som kan uppstå till följd av genomförandet av åtgärderna från ett antal perspektiv och för olika aktörer diskuteras. Genom att titta på studier över betalningsviljan hos individer för att åtgärda miljöproblem går det att skapa sig en ytterligare uppfattning om värdet av förbättrad vattenkvalitet. Det finns flertal studier som har undersökt individers betalningsvilja för att minska övergödningen i sjöar och vattendrag samt Östersjön. Nedan redogörs för dessa samhällsekonomiska värden och den betalningsvilja som finns för att minska övergödningen.¹⁸

Sammanfattat visar studierna på att det finns stora värden att vinna på förbättrad vattenkvalitet. Med andra ord är åtgärder som minskar näringsbelastningen ofta lönsamt för samhället. Svenska folket har i enkätstudier ansett att övergödningen är ett av tre viktigaste miljöproblem att åtgärda i havet (Vattenmyndigheten, 2021b). I en undersökning av allmänhetens vilja att betala för vattenvårdande åtgärder visar Nordzell et al. (2020) att 37 procent är villiga att betala för att uppnå god ekologisk status. Endast 18 procent uppgav att de inte hade någon betalningsvilja utan att det var förorenaren som skulle betala. Det finns alltså en vilja från allmänheten att åtgärda och betala för de miljöproblem som är kopplade till vatten.

En studie av Söderqvist och Wallström (2017) uppskattar betalningsviljan för att uppnå god vattenstatus för fosfor för Sveriges fem vattendistrikt mellan cirka 1 800 och 2 000 miljoner kronor per år.¹⁹ Per person motsvarar det en betalningsvilja på cirka 3 300–3 700 kronor per minskat kilo fosfor. Studien analyserade även hur detta värde skiljer sig geografiskt i Sverige. Resultatet visade att det finns stora geografiska variationer i betalningsviljan för åtgärda övergödning. En annan enkätstudie visar att betalningsviljan i Sverige för att uppnå god havsmiljöstatus är nästan åtta miljarder kronor (Nordzell, 2020). Havs- och vattenmyndigheten uppskattar ett liknande värde för förbättrad vattenkvalitet i Sveriges sjöar, vattendrag och kustvatten. De anger nio miljarder kronor per år. Athtiainen et al. (2014) genomförde en enkätstudie för att skatta betalningsviljan i Sverige för att minska utsläppen till en sådan nivå så att övergödningen minskar och betalningsviljan skattades till 5,9 miljarder kronor.

Soutukorva et al. (2017) genomför en betalningsviljestudie för att uppnå god ekologisk status i sjöar och vattendrag i Stockholms kommun. Den genomsnittliga betalningsviljan per hushåll ligger i intervallet 730–830 kronor per år vilket resulterar i total nytta på cirka 2 650–3 000 miljoner kronor per år för att uppnå god ekologisk status i alla vatten i Stockholms kommun. Motsvarande studie gjordes för Göteborgs vattendrag, sjöar och kustvatten. Där uppskattades värdet av att uppnå god status till cirka 1 360–1 670 miljoner kronor per år (Soutukorva och Wallström, 2018).

¹⁸ Betalningsviljestudier kommer med sina egna metodologiska problem, det ligger dock utanför denna rapport att beskriva för och nackdelar med olika metoder för uppskattning av dessa värden.

¹⁹ Alla penningvärden som redovisas i denna rapport har omvandlats till 2020 års penningvärde.

Dessa skattningar visar på stora värden i att förbättra vattenkvaliteten, och att det i många fall är samhällsekonomiskt motiverat att åtgärda miljöproblem kopplat till vattenkvaliteten. Notera dock att det är svårt att sätta exakta värden på förbättringar i miljön eftersom dessa bygger på uppskattade värden från olika studier. Uppskattningarna är inom ett relativt stort intervall.

4.5 Hur relaterar styrmedelsscenarierna till andra politiska mål

Införandet av de föreslagna styrmedlen kan komma att påverka olika politiska mål. Det är användbart att göra kopplingen till andra åtaganden som samhället gjort för att visa på målkonflikter som kan uppstå eller på potentiella synergi-effekter. Det kan ge en mer komplett bild av konsekvenserna. Till exempel kommer flera olika miljömål att bli positivt påverkade av att utsläppen av näringsämnen från jordbruket minskar. Till vilken omfattning som målen kommer att bli påverkade kan dock inte besvaras här. Bakomliggande orsakssamband är komplexa och det är många faktorer som påverkar utvecklingen. Därför kommer vi i detta kapitel endast diskutera övergripande hur styrmedelsscenarierna och åtgärderna skulle kunna komma att påverka andra politiska mål.

4.5.1 Den gemensamma jordbrukspolitiken

Det genomförs en reform av EU:s gemensamma jordbrukspolitik (CAP) inför 2023–2027. En strategisk plan för genomförandet av jordbrukspolitiken i Sverige har beslutats av regeringen i december 2021 och skickats till EU-kommissionen för granskning. I den strategiska planen beskriver regeringen införandet av de stöd och ersättningar som de anser leder till de målen för CAP. Det som är nytt inom reformarbetet är att politiken ska bli mer resultatorienterad, till skillnad från tidigare perioder där fokus har legat på regelefterlevnad. Ett kriterium som har lyfts som en central punkt i den nya politiken är att programstrukturen måste förenklas, och den administrativa bördan för alla intressenter²⁰ måste minska. Tidigare erfarenheter har visat att nationella program med många åtgärder, små budgetar och begränsad flexibilitet kan försvåra måluppfyllelsen samt möjligheterna att nå de effekter som eftersträvas. Nationella mål och åtgärder kan inkluderas i arbetet mot EU:s gemensamma mål under CAP.

Scenario 1 kan ses som en utvidgning av nuvarande styrmedel. Det innebär att de problem som tidigare lyfts gällande effektiviteten och administrativa kostnader kopplad till landsbygdsprogrammet kvarstår om fler åtgärder genomförs, allt annat lika. Det är dock möjligt att över tid ta hänsyn till de tidigare erfarenheter som nämnts och arbeta aktivt mot ökad flexibilitet och bli mer resultatorienterad. Hur detta ska göras ligger dock inte i denna rapports syfte.

20 Med intressenter avses: enskilda företagare, andra stödmottagare och administrativa myndigheter.

4.5.2 Sveriges livsmedelsstrategi

Regeringen vill genom livsmedelsstrategin (Prop. 2016/17:104) att produktionen av livsmedel i Sverige ska öka. Samtidigt ska livsmedelsproduktionen och livsmedelssektorn bidra till samhällets sysselsättning, hållbar tillväxt och kollektiva nyttigheter. Visionen är att till 2030 ska den svenska livsmedelssektorn vara globalt konkurrenskraftig, innovativ, hållbar och attraktiv att verka inom. Strategin vill att Sverige ska öka sin livsmedelsproduktion samtidigt som relevanta miljömål nås. Detta förutsätter ett kontinuerligt miljöarbete. För att uppfylla livsmedelsstrategins vision krävs det att effektiviteten inom produktionssektorn ökar. Vidare specificerar livsmedelsstrategin mål för tre strategiska områden. Första området gäller att regler och villkor ska vara utformade så att de stödjer målet om en konkurrenskraftig och hållbar livsmedelskedja där produktionen ökar. Det andra området gäller konsument och marknad, där konsumenterna ska ha högt förtroende för livsmedelsproduktionen och kunna göra hållbara val. Den svenska livsmedelsexporten ska ges goda förutsättningar att exportera sina produkter. Det tredje målet avser kunskap och innovation. Strategin ska stödja innovation och främja kunskapsutbyte som leder till ökad produktivitet och innovation i livsmedelskedjan.

Tillgången på jordbruksmark är viktig för att målen i livsmedelsstrategin ska kunna uppnås. Sedan 1990 har arealen jordbruksmark i Sverige minskat med ungefär 150 000 hektar. En stor del har omvandlats till skog, men en viss areal har även exploaterats för vägar, järnvägar och byggnader. En direkt konsekvens av åtgärderna som ska genomföras i respektive styrmedelsscenario är att de tar produktiv jordbruksmark i anspråk och bidrar till denna utveckling. Denna förändring är dock inte oåterkallelig jämfört med om marken används för vägar eller bebyggelse. Att bevara åkermarkens produktionsförmåga är viktigt och livsmedelsstrategin lyfter detta i samband med framtida klimatförändringar som kan innebära påfrestningar på globala produktionssystem. Betydelsen av den svenska jordbruksmarken kan komma att öka i framtiden (SOU, 2012).

En av de stora skillnaderna i respektive scenario är vem som bär kostnaderna för genomförandet. Det är troligt att scenario 2 har en större effekt på kostnadsbilden, lönsamheten samt konkurrenskraften i jordbrukssektorn och har därför en större negativ effekt på att nå livsmedelsstrategins mål jämfört med scenario 1. Lönsamheten och konkurrenskraften i sektorn är kopplad till många av de övriga målen som finns i livsmedelsstrategin, så som att den ska vara attraktiv att verka i och innovationsgraden. Vidare kan skillnader mellan styrmedlen påverka incitamenten till innovation. Tvingande styrmedel tenderar att skapa lägre incitament till innovation och utveckling eftersom när man uppfyller de lagkrav som finns så minskar incitamenten att utveckla nya processer och teknologier. Detta är ytterligare en negativ aspekt för scenario 2 jämfört med scenario 1.

4.5.3 Sveriges miljömål

Sverige har ett miljömålssystem som består av ett generationsmål, 16 miljö-kvalitetsmål samt ett antal etappmål. De svenska miljömålen är det nationella genomförandet av de globala hållbarhetsmålen²¹. Generationsmålet är ett stort övergripande mål för miljöpolitiken som syftar till att lämna över ett samhälle till kommande generationer där de stora miljöproblemen är lösta, utan att ha stora miljökonsekvenser utanför Sverige. De 16 miljö-kvalitetsmålen är till för att beskriva det tillstånd i miljön som miljöarbetet ska leda till. Alla 16 miljö-kvalitetsmål är inte viktiga för denna konsekvensanalys. I databasen Vatten-informationssystem Sverige (VISS) kopplas miljöåtgärder till de miljömål som de bidrar till. Nedan listas de miljömål som är direkt påverkade av de åtgärder som ingår i denna rapport enligt VISS.

- Ingen övergödning
- Hav i balans samt levande kust och skärgård
- Levande sjöar och vattendrag
- Myllrande våtmarker

Utöver de fem mål kan ytterligare miljömål bli indirekt påverkade av en förbättring av vattenkvaliteten och minskad övergödning.

- Ett rikt odlingslandskap
- Ett rikt växt- och djurliv
- Grundvatten av god kvalitet
- Giftfri miljö

Dessa mål är relaterade till antingen jordbruket eller vattenkvaliteten i sjöar, vattendrag eller kustvatten och är i vissa fall beroende av varandra. Uppfyllelsen av vissa miljö-kvalitetsmål bygger till viss del på att andra miljö-kvalitetsmål uppnås, till exempel så är en förutsättning för att målet Hav i balans samt en levande kust och skärgård ska nås att Ingen övergödning också nås. I rapporten gör vi dock inte en djupare analys av hur miljö-kvalitetsmålen blir påverkade i de två styrmedelsscenarierna, utan vi påpekar endast här vilka mål som påverkas. Anledningen är att det finns många olika faktorer som påverkar utvecklingen vilket gör det svårt att i detta sammanhang utvärdera effekterna av åtgärderna.²² Vidare antas det att samma mängd reduktion av näringsämnen i båda scenarierna vilket betyder att effekten på respektive miljömål borde vara identisk.

²¹ För mer information om Sveriges Miljömål se: <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/>

²² Mer information om Sveriges miljömål finns på hemsidan: <https://www.sverigesmiljomal.se/>

4.6 Sammanfattning

I detta kapitel beskriver vi vilka aktörer som främst kommer att bli påverkade av styrmedlen och åtgärderna, viljan och värdet av att förbättra vattenkvaliteten och vi har nämnt några politiska mål som kan påverkas. Fokus har varit på konsekvenserna för jordbruket samt för de direkt berörda myndigheterna, Jordbruksverket och länsstyrelserna. Dessa aktörer är direkt påverkade och kommer uppleva stora konsekvenser. Tabell 3 ger en sammanfattande bild av konsekvenserna.

Det är tydligt att de största konsekvenserna som följer i respektive scenario är de direkta kostnaderna för åtgärderna samt de nyttor/värden som skapas av förbättrad vattenkvalitet för samhällets medborgare. Scenario 1 är scenariot där åtgärderna genomförs med frivilligt styrmedel och scenario 2 med en majoritet tvingande styrmedel. Lantbrukarna kommer således stå för den del av kostnaden i scenario 1 som inte betalas i ersättning, och majoriteten av åtgärds-kostnaden i scenario 2. Därmed kan det förväntas större konsekvenser för flera faktorer som är relevanta för jordbruket, exempelvis, lönsamhet och konkurrenskraft. Detta är den största skillnaden mellan scenarierna. Det finns indirekta kostnader som är relaterade till åtgärderna som lantbrukarna bär. Dessa kostnader rör sig om privata transaktionskostnader för att förstå de krav som hör till styrmedlen t.ex. ansökningar eller förstå innebörden i författningar. Detta kan över tid och framförallt med nya styrmedel bli betydande summor.

Utöver dessa direkta effekter finns det andra ekonomiska aktörer som påverkas, t.ex. besöksnäringen där vattenkvaliteten har en effekt på efterfrågan på deras tjänster. Potentiella synergieffekter och målkonflikter till följd av styrmedels-scenarierna har identifierats. Exempelvis finns det en potentiell konflikt mellan målen i livsmedelsstrategin och genomförandet av åtgärderna.

Tabell 3. Översikt av konsekvenser

Aktör	Konsekvens	Kommentar
Jordbruket	• Ökade kostnader • Försämrade lönsamhet • Effekter på företagets konkurrenssituation	Genomförandet av åtgärderna kommer att innebära ökade kostnader för lantbrukaren. Den slutgiltiga kostnaden kommer att skilja sig mellan scenarierna. Kostnaden i scenario 1 är lägre än scenario 2. Vissa av kostnaderna finns belysta i kalkylerna, andra indirekta kostnader ingår inte i kalkylerna.
Jordbruksverket	• Ökade administrativa kostnader	Genomförandet av åtgärderna i respektive scenario kommer att öka de administrativa kostnaderna för Jordbruksverket. Vi gör bedömningen att kostnaden är större i scenario 2 än scenario 1.
Länsstyrelsen	• Ökade administrativa kostnader	Arbetsbördan kommer att öka i form av kontrollkostnader.
Kommuner	• Ökade administrativa kostnader för tillsyn av regelverk	-
Övriga ekonomiska aktörer	• Ökade rekreativvärden inom besöksnäring	Åtgärderna leder till förbättrad vattenkvalitet i sjöar, vattendrag och hav. Detta kan medföra ökade rekreativvärden inom delar av besöksnäringen som är beroende av vatten och vattnets kvalitet.
Samhället (hushåll/individer)	• Förbättrad vattenkvalitet	Det finns stora värden att vinna i att förbättra vattenkvaliteten, Samhällets medborgare (hushållen/individer) har visat sig värdesätta förbättrad vattenkvalitet i sjöar, vattendrag och hav.
Politiska mål	• Potentiella synergieffekter och målkonflikter	För vissa uppsatta politiska mål kommer styrmedlen och åtgärdernas effekter att leda till att vi kommer närmre slutmålet t.ex. miljömålen Ingen övergödning, Hav i balans och Levande kust och skärgård. För andra politiska mål finns det en potentiell risk för målkonflikt, t.ex. livsmedelsstrategin om mycket jordbruksmark tas ur produktion, och om kostnaderna leder till försämringar i konkurrenskraften. Livsmedelsstrategin avser att öka innovationen i jordbrukssektorn. Designen av styrmedel påverka incitamenten till innovation. Tvingande styrmedel medför relativt lägre incitament till utveckling av nya processer eller teknologier därför kan scenario 2 ha en större potentiell negativ effekt.

5 Referensalternativ

De två styrmedelsscenarierna kommer i kalkylen jämföras med ett referensalternativ. Referensalternativet beskriver hur utvecklingen hade förväntats se ut om inget av scenarierna genomförs, vilket alltså skiljer sig från situationen idag. Notera att detta inte är en utvärdering av rådande styrmedel, och om de är samhällsekonomiskt lönsamma. För att göra det behövs en annan ansats än i denna studie. Referensalternativet bygger på flera antaganden gällande hur utvecklingen skulle kunna bli framåt för analysperioden. Dessa antagen beskrivs nedan. Rapporten innehåller inte en fullständig analys av referensalternativet.²³

Första steget i referensalternativet blir att beskriva utvecklingen i åtgärdstakt. Analysperioden är på 15 år i både styrmedelsscenarierna och referensalternativet. Därför beräknas kostnader, nyttor och sedan nettonuvärdet över 15 år. Som i styrmedelsscenarierna antas att nya åtgärder endast genomförs under den hypotetiska programperioden på sju år. Den totala mängden åtgärder kommer därför skilja sig åt. Vidare antas att i referensalternativet kommer nya åtgärder genomförs med nuvarande styrmedel som fortsätter. I detta fall innebär det landsbygdsprogrammet och LOVA. Åtgärdstakten för de kommande åren baseras på den historiska åtgärdstakten för år 2015–2019 som rapporterades i åtgärdsanalysen (Jordbruksverket, 2022). Det underlaget bygger på information för åtgärder som har genomförts inom landsbygdsprogrammet, LOVA och från SMHI:s våtmarksdatabas. Detta material är dock inte heltäckande över genomförda åtgärder men är det som finns tillgängligt. Den åtgärdstakt som antas under analysperioden medför kostnader för stöd och administration för ersättningsprogrammen. Då genomförandet av åtgärderna leder till minskningar i utsläppen av kväve och fosfor uppstår även nyttor som ska beräknas. Minskningen av näringsläckage som dessa åtgärder ger baseras på den genomsnittliga minskningen av näringsläckaget från de åtgärder som genomfördes 2015–2019. Tabell 4 nedan visar dessa genomsnittliga effekter samt den totala mängden åtgärder som genomförs över en sjuårsperiod.

Tabell 4. Arealer av åtgärder och effekter som ligger till grund för referensalternativet

	Åtgärd	Åtgärdstakt per år, hektar	Åtgärder över en sjuårsperiod, hektar	Effekt per hektar, kg
Fosforåtgärder	Skyddszon mot vattendrag	1 900	13 300	1,3
	Anpassad skyddszon	54	378	10,7
	Strukturkalkning	2 400	16 800	0,2
	Våtmarker och dammar	302	2 114	13,6
	Kalkfilterdiken	28	196	0,2
Kväveåtgärder	Fånggrödor	9 400	65 800	5,3
	Vårbearbetning	6 400	44 800	3,7

²³ Detta innebär att flera av de kvalitativa resonemang som vi gör för styrmedelsscenarierna inte görs för referensalternativet.

En viktig skillnad att poängtera när historisk åtgärdstakt används är att vissa åtgärder som finns i styrmedelsscenarierna inte finns med i referensalternativet eller har väldigt låg anslutning. Jämfört med styrmedelsscenarierna är det också en mindre mängd åtgärder som genomförs för de allra flesta åtgärderna. I referensalternativet genomförs dock en större mängd skyddszoner mot vattendrag än vad som behövs enligt betinget från åtgärdsanalysen. Åtgärderna i styrmedelsscenarierna är också i genomsnitt effektivare än de åtgärder som finns i referensalternativet eftersom det sker en optimering med kostnadseffektiva åtgärder i åtgärdsanalysen som bestämmer hur mycket som ska genomföras av respektive åtgärd i olika vattenförekomster. Fördelningen av åtgärder är därmed annorlunda.

Nettonuvärdet beräknas med tre procent diskonteringsränta då vi behöver ta hänsyn till när i tiden nyttorna och kostnaderna uppstår och antar att åtgärderna finns kvar i 15 år. Beroende på vilka värden som används för att värdera kväve- och fosforreduktionen blir nettonuvärdet för åtgärderna i Tabell 4 inom intervallet -460 – -60 miljoner kronor. Ett genomsnittligt värde ger ett nettonuvärde på -260 miljoner kronor. Vilket värde som antas på kväve- och fosforreduktionerna har därför ett stort inflytande på det slutgiltiga resultatet.

6 Den samhällsekonomiska effektiviteten

I detta avsnitt redovisar vi resultatet från den samhällsekonomiska kalkylen och diskuterar de olika kostnadsposterna. Värdet av nyttorna beräknas genom att multiplicera effekten av åtgärderna, med andra ord reduktion av kväve och fosfor, med respektive pris.²⁴ Kostnaden för åtgärderna per hektar är beräknade i åtgärdsanalysen (Jordbruksverket, 2022). Kostnader och nyttor beräknas över en period på 15 år och det anläggs nya åtgärder under de sju första åren, efter det är den beräknade åtgärds mängden uppnådd. Den takt åtgärderna anläggs i är linjärt fördelat över de första sju åren så att den åtgärds mängd som beräknades i åtgärdsanalysen nås år sju. De kvarvarande åtta åren är det endast löpande skötselkostnader för åtgärder som inte är ettåriga exempelvis strukturstyrning jämfört med fånggrödor. Ettåriga åtgärder anläggs varje år över hela perioden. Notera att detta är relativt grova uppskattningar av kostnader och nyttor och bör tolkas i enlighet med det.

Utöver de prissatta kostnader och nyttor finns det andra konsekvenser som uppstår i de olika styrmedelsscenarierna som behöver ingå i avvägningen mellan alternativen. Dessa finns beskrivna i kapitel 4. Uppskattningarna ger en bild över hur kostnaden fördelar sig mellan lantbrukare och staten mellan de olika styrmedelsscenarierna vid fullt genomförande. Tabell 5 redovisar de diskonterade kostnaderna och nyttorna över en period på femton år. De analyserade styrmedelsscenarierna är enligt beräkningarna samhällsekonomiskt lönsamma men medför kostnader för jordbruket. Notera även att referensscenariot inte är samhällsekonomiskt lönsamt. Detta ska dock inte tolkas som en utvärdering av nuvarande styrmedel då denna analys kan inte säga något om hur samhällsekonomiskt lönsamt den förda politiken har varit.

²⁴ Se bilaga 2 för mer information.

Tabell 5. Nyttor, kostnader och samhällsekonomiska effekter

Kostnadspost	Scenario 1 Miljoner kr	Scenario 2 Miljoner kr	Referensalternativet ¹ Miljoner kr
Fosfor, inland	9 480 (8 820 – 10 140)	9 480 (8 820 – 10 140)	1 940 (1 820 – 2 050)
Fosfor, kust	80 (60 – 90)	80 (60 – 90)	-
Kväveåtgärder	360 (280 – 430)	130 (100 – 160)	410 (330 – 500)
Total nytta	9 920 (9 160 – 10 660)	9 920 (9 160 – 10 660)	2 350 (2 150 – 2 550)
Statens kostnader (ersättningar)	2 100	1 200	1 890
Jordbrukets kostnader	1 500	2 700	710
Administrativa kostnader ²	500	600	410
Transfereringar ³	300	300	170
Samhällsekonomiska kostnader ⁴	3 800	4 200	2 840
Samhällsekonomisk nettoeffekt	6 120 (5 360 – 6 860)	5 720 (4 960 – 6 460)	-490 (-290 – -690)

Not: ¹ I referensalternativet har vi inte tillgång till differentierade reduktionssiffror till kust respektive inland utan beräknar endast för inland

² Administrativa kostnader för Jordbruksverket och länsstyrelser för att administrera ersättningsprogrammen.

³ Transfereringar ska dras ifrån den totala kostnaden.

⁴ Samhällsekonomiska kostnader är summan av alla kostnader minus transfereringar.

6.1 Om miljöeffekterna

I de både styrmedelsscenarierna antas att samma mängd åtgärder genomförs. Det är inte möjligt att uppskatta skillnaden i miljöeffekter som skulle kunna uppstå i respektive scenario då det inte finns en modell för hur stor anslutningen till åtgärderna skulle vara i realiteten. Det är heller inte möjligt att fördela nyttorna per aktör så som görs för kostnaderna. Hypotetiskt skulle man kunna tänka sig att incitamenten att lägga åtgärderna på rätt plats skiljer sig mellan scenarierna. Där tvingande åtgärder kan vara negativt för acceptansen och resultera i att åtgärderna genomförs på enklast sätt från lantbrukarens perspektiv.

Nuvärdet av de reduktioner i kväve och fosfor som åtgärderna genererar över en period på 15 år uppskattas till ungefär 9 900 miljoner kronor. Detta med en diskonteringsränta på 3 procent. Uppskattningen av värdet är beroende på vilket pris som sätts på kväve- och fosforreduktionerna. Givet ett lågt respektive högt pris ligger värdet inom ett intervall på 9 000–10 700 miljoner kronor.²⁵ Majoriteten av värdet genereras av reduktionerna av fosfor till sjöar och vatten drag (inland). Fosforåtgärderna med effekt till kust generera endast ett värde

²⁵ Se tabell i bilaga 2 för kilogrampriserna.

på 80 miljoner. Värdet av kvävereduktionerna är cirka 130 miljoner kronor, och ligger inom intervallet 280–430 miljoner beroende på lågt respektive högt pris.

För värdet på fosforreduktionerna till inlandet har differentierade värden per vattendistrikt använts i scenario 1 och 2.²⁶ Detta innebär att i beräkningen av nyttorna tar vi hänsyn till regionala variationer i betalningsviljan för fosforreduktioner till inlandet. För fosfor- och kvävereduktioner till kusten finns inte liknande siffror, utan ett nationellt genomsnitt har använts.

I referensalternativet används ett nationellt genomsnitt för alla reduktioner eftersom vi inte kunnat uppskatta var i landet reduktionen sker. Det är en stor skillnad i storleken på reduktionen mellan styrmedelsscenarierna och referensalternativet. Detta resulterar i en stor skillnad i nyttorna som skapas. I referensalternativet är de reduktioner som skapas endast värderat till 2 350 miljoner kronor. En stor skillnad är att i referensalternativet är den större delen minskat kväveläckage. Detta följer av redan genomförda åtgärder och att den historiska åtgärdstakten som vi redovisar i kapitel 5 utgör grunden för minskningarna av näringsläckaget i referensalternativet.

6.2 Om kostnaderna och fördelningseffekterna

Den totala åtgärdskostnaden i styrmedelsscenarierna är samma eftersom samma mängd åtgärder genomförs. Det som skiljer sig är fördelningen av kostnaden samt de administrativa kostnaderna. De administrativa kostnaderna skiljer sig eftersom administrationen av styrmedlen är olika. Scenario 2 medför nya administrativa kostnader för utredning av t.ex. författningar. Även kostnaden för kontroll och tillsyn är högre i detta scenario och driver upp de administrativa kostnaderna för scenario 2. Kostnaden för administration av stödsystemet minskar dock, eftersom stöd endast ges till våtmarker i scenario 2.

Notera att nuvärdet av de direkta kostnaderna för jordbruket beräknas att vara ungefär 1 500 miljoner kronor över en period på 15 år i scenario 1. Om scenario 2 genomförs med tvingande styrmedel förutom för våtmarker kommer kostnaderna för jordbruket nästan dubblas till 2 700 miljoner kronor. Exkluderat från jordbrukets kostnader i beräkningarna är den del av tillsyn som lantbrukarna själva behöver betala. Kommuner har rätt till att debitera 800 kronor per tillsynstimma enligt 7 kap. 8b § förordningen om avgifter och prövning och tillsyn enligt miljöbalken. Denna kostnad ligger under administrativa kostnader i tabellen och kan inte redovisas separat.

Detta kommer innebära en stor kostnadsökning för jordbruket på en relativt kort tid. Detta är kostnader som tidigare legat inom ersättningsprogrammen och därmed på staten och EU. Kostnaderna är stegrande över perioden då mer och mer nya åtgärder anläggs under de första sju åren av analysperioden, för att senare vara konstant. Det innebär att åtgärder med höga investeringskostnader

²⁶ Sveriges vattendistrikt är: Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet.

inte uppstår under de resterande åren i perioden då alla åtgärder med lång livslängd redan är anlagda. Utöver dessa kostnader finns det fortfarande kostnader för redan anlagda åtgärder som vi inte tar upp här. För att sätta detta i relation till jordbrukets produktion och storlek går det att jämföra med förädlingsvärdet. För år 2019 har jordbruket ett förädlingsvärde på cirka 36 000 miljoner kronor (SCB, 2020).

7 Diskussion

I denna rapport har vi undersökt de konsekvenser som uppstår vid två olika styrmedelsscenarier för att minska näringsläckaget från jordbruket till svenska sjöar, vattendrag och kustvatten. Styrmedelsscenarierna kan sammanfattas som ett scenario bestående av frivilliga styrmedel där lantbrukarna söker miljöersättningar inom dagens landsbygdsprogram och LOVA och ett scenario med tvingande styrmedel där författningar används för att åtgärder ska genomföras. Konsekvenserna vi tar upp i denna rapport rör framförallt de kostnader och nyttor som är förenade med de åtgärder som ska genomföras och värdet av de miljöförbättringar åtgärderna ska åstadkomma. En av de största skillnaderna mellan de två styrmedlens är de fördelningseffekter som uppstår. Konkret innebär det att när åtgärderna genomförs med tvingande styrmedel står lantbrukarna för hela kostnaden, medan när det införs med frivilliga styrmedel så är samhället med och delar på kostnaden för att minska övergödningen.

Det har visat sig i tidigare litteratur att förbättringar av vattenkvaliteten har varit samhällsekonomiskt motiverad och kopplad till stora monetära värden. Samhällets medborgare har en betalningsvilja för god vattenkvalitet. Det finns även ett värde hos de ekonomiska aktörer som är beroende av vattnet och dess kvalitet för sin verksamhet till exempel olika besöksnäringar. Resultaten av kalkylen i rapporten visar att genomförandet av respektive styrmedelsscenario är samhällsekonomiskt lönsamma. De direkta kostnaderna är relativt säkra uppskattningar jämfört med värderingen av miljöeffekterna. Vidare finns en inneboende osäkerhet i skattningarna av nyttorna. Det är inte möjligt att med säkerhet uppskatta den sanna storleken på nyttorna. Scenarierna är dock samhällsekonomiskt lönsamma givet de värderingar som gjorts för reduktioner av ett kilogram kväve och fosfor.

Ett av de viktigare resultaten från denna rapport är fördelningseffekten, vilket är den största skillnaden mellan styrmedelsscenarierna. Antagandet om att åtgärderna ska genomföras med hjälp av tvingande styrmedel, styr mot att det är de som förorenar som ska betala för utsläppen. I detta fall innebär det att lantbrukarnas kostnadsbörda dubblas jämfört med scenario 1. Utöver de direkta kostnaderna kommer detta att medföra att de indirekta följd effekterna på lönsamheten i sektorn och viktiga nyckeltal försämrats. Ett exempel på det är dolda transaktionskostnader som uppstår för lantbrukare vid till exempel anslutning till olika ersättningsystem. Det har tidigare redovisats att dessa kostnader kan vara upp emot tio procent av de utbetalade ersättningarna. I scenario 1 skulle det motsvara en kostnad på 210 miljoner kronor för jordbruket. Idag har många lantbrukare problem med lönsamheten men jordbruket står samtidigt för många allmänna nyttor och ekosystemtjänster. Vi bedömer därför att förändrade förutsättningar i jordbruket, exempelvis en kostnadsökning, kan få negativ påverkan på olika hållbarhetsaspekter inom både den sociala och miljömässiga dimensionen av hållbarhet. Vi bedömer att scenario 2 totalt skulle få en större negativ påverkan än i scenario 1.

Notera att denna rapport undersöker den samhällsekonomiska lönsamheten av två hypotetiska styrmedelsscenarier. Dock är scenario 1 relativt likt kommande åtgärdsprogram 2021–2027 för vattendirektivet där kväve- och fosforåtgärderna i jordbruket sannolikt kommer att genomföras genom stöd och ersättningar samt informations- och rådgivningsinsatser. Ett problem som är relaterat till det är finansieringen av åtgärder. Budgeten för de program, landsbygdsprogrammet och LOVA, som svarar för finansieringen av åtgärderna mot lantbrukarna behöver öka betydligt för att det skulle vara realistiskt att genomföra den mängd åtgärder som åtgärdsanalysen beskriver. Med andra ord kan förändringar i finansiering påverka anslutning.

Analyserna i rapporten utgår från antagandet om fullt genomförande av åtgärderna och konsekvenserna är beräknade därefter. För frivilliga styrmedel är anslutningen till ersättningssystemet centralt. En hög anslutning är en förutsättning för att ett frivilligt styrmedel ska lyckas skapa önskade miljöeffekter för att nå målen. Det finns en risk att ett utvidgat ersättningsystem inte leder till att åtgärdsbehovet uppnås. Det är osäkert om full anslutning och genomförande går att nå²⁷. I förlängningen skulle då frågan utifrån samhällets perspektiv kunna vara; vid vilka negativa miljöeffekter blir samhället villigt att acceptera att jordbruket får stå för hela kostnaden. Jordbrukets konkurrenskraft behöver dock bevaras samtidigt som näringsläckaget minskar. Det är därför viktigt att i stället försöka öka anslutningen till de frivilliga styrmedlen genom förenklingar och bättre villkor samt att utvärdera resultaten. Ett hot om ett framtida tvingande styrmedel skulle också eventuellt kunna skapa incitament för lantbrukarna att ansluta till ersättningar.

För tvingande styrmedel finns det även vissa aspekter som påverkar miljöeffekterna. Genomförandet av åtgärder blir till viss del en funktion av hur stor kontroll av efterlevnaden som genomförs. Placeringen av åtgärderna på skiftet och i landskapet är viktiga för att få önskade miljöeffekter och en kostnadseffektiv minskning av näringsläckaget. Näringsläckaget från jordbruket består av diffusa utsläpp och det är svårt att koppla effekter av åtgärder till givna platser på skiftet och jordbruksföretaget vilket är ett problem för utformningen av regler i författningar. Med tvingande styrmedel, beroende på hur författningarna blir utformade, finns det risk att incitamenten minskar för att placera åtgärderna på fördelaktiga platser. Tvång kan alltså leda till att genomförandet av åtgärder sker på ett sämre sätt jämfört med ett frivilligt styrmedel. Detta kan i slutändan påverka miljöeffekterna.

Det är viktigt att komma ihåg att den åtgärds mängd som analyseras i rapporten inte räcker fram till det åtgärdsbeting som krävs för att nå god ekologisk status. Detta kan indikera att uppskattning av värdet miljöeffekterna av åtgärderna, nyttan, är potentiellt överskattad. De betalningsviljestudier som ligger till grund för beräkningarna är designade så att de uppskattar betalningsviljan för att nå god ekologisk status. Betalningsviljan för att bara nå en viss andel av de

27 Med de förutsättningar och den information som finns tillgänglig för denna rapport går det inte att i dagsläget uppskatta vad en trolig anslutningsgrad skulle vara.

minskningar av näringsläckaget som krävs för god ekologisk status är troligen lägre. Givet de kostnader och konsekvenser i relation till det stora behovet av finansiering som redovisas är det viktigt att fundera på hur målet om god ekologisk status ska gå att nå.

8 Slutsatser

Det finns stora samhällsekonomiska värden kopplat till förbättring av vattenkvaliteten i svenska sjöar och vattendrag samt kustvatten. Det är därför samhällsekonomiskt motiverat att genomföra åtgärder för att förbättra vattenkvaliteten.

De analyserade styrmedelsscenarierna är båda behäftade med osäkerhet men är enligt beräkningarna i denna rapport samhällsekonomiskt lönsamma givet de värden som används för att värdera miljöeffekterna. Att genomföra den föreslagna åtgärds mängden genom tvingande styrmedel kommer medföra stora kostnader för jordbruket då sektorn kommer bära hela kostnaden för åtgärderna. De fördelningseffekter som uppstår i det scenariot är inte önskvärda. Det skulle även påverka arbetet med att förbättrad lönsamheten, konkurrenskraften och indirekt hur attraktiv sektorn är att investera och verka i.

Genomförandet av respektive scenario har konsekvenser på andra mål som finns för jordbrukssektorn. Vår bedömning är att scenario 2 medför fler negativa konsekvenser jämfört med scenario 1 på ett antal av viktiga mål som finns för sektorn, exempelvis mål för livsmedelsstrategin genom försämrad konkurrenskraft. Jordbruket har historiskt haft svårt att föra vidare kostnadsökningar till senare led i livsmedelskedjan.

9 Referenser

- Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B. (2014). Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – A contingent valuation study in the nine coastal states. *Journal of Environmental Economics and Policy*.
- Aronsson H., Bergklund, K., Djodjic, F., Etana, A., Geranmayeh, A., Johanson, P., Johnsson, H., Wesström, I. (2019). Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme. *Ekohydrologi 160, SLU. Uppsala*.
- Europeiska kommissionen. (2009), European Competitiveness Report 2008, European Commission, Brussels.
- Falconer, K., Whitby, M. (1999). Transactions and administrative costs in countryside stewardship policies: an investigation for eight European member states. *Center for Rural Economy, University of Newcastle*.
- Gyllenström M., Larsson, M., Mentzer, J., Petersson, J., Cramér, M., Boholm, P., Witter, E. (2016). Åtgärder mot övergödning för att nå god ekologisk status – underlag till vattenmyndighetens åtgärdsprogram. *Länsstyrelsens rapportserie, 2016:19*.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2021). Officiell statistik – fiske.
- Holstein, F. (2011). Synergier i miljömålsarbetet – hur göra konsekvensanalyser om åtgärderna påverkar flera mål? *Jordbruksverket, rapport 2011:24*.
- Jordbruksverket och Havs- och vattenmyndigheten (2014). Svenskt fritidsfiske och fisketurism 2020. *Övrig rapport Jordbruksverket nr 262*.
- Jordbruksverket. (2019). Kantzoner längs jordbruksvatten för en bättre vattenmiljö. Underlagsrapport till Havs- och vattenmyndighetens vägledningsarbete. *Rapport 2019:6*.
- Jordbruksverket. (2020a). Utvärdering och uppföljning av livsmedelsstrategin – årsrapport år 2020. *Rapport 2020:3*.
- Jordbruksverket. (2020b). Myndigheters kostnader och åtgärder vid hantering av EU-stöd 2019. *Rapport 2020:6*.
- Jordbruksverket. (2021). Utvärdering och uppföljning av livsmedelsstrategin – årsrapport år 2021. *Rapport 2021:1*.
- Jordbruksverket. (2022). Analys av styrmedel och åtgärder för att minska näringsläckaget från jordbruket. *Rapport 2022:5*.
- Livsmedelsverket. (2018). Handbok, dricksvattenrisker. Cyanotoxiner i dricksvatten. *Serien för dricksvattenrisker. Ett samarbetsprojekt*.
- Maskinkostnader 2017. (2017). Maskinkalkylgruppen.

- Mettepenningen, E., Verspecht, A., van Huylenbroeck, G. (2008). Measuring private transaction costs of European agri-environmental schemes. *Journal of Environmental Planning and Management*, vol 52, pp. 649–667.
- Nordzell, H., Wahtra, J., Hasselström, L., Wallström, J. (2020). Värdet av att uppnå god miljöstatus i svenska havsvatten – Betalningsviljestudie. *Anthesis, rapport 2020:8*.
- Olmstead, S. (2010). The Economics of Water Quality. *Review of Environmental Economics and Policy*, vol 4, pp 44-62.
- Rørstad, P.K., Vatn, A., Kvakkestad, V. (2007). Why do transaction costs of agricultural policies vary? *Agricultural Economics*, vol 36, pp. 1–11.
- SCB. (2020). Jordbruksstatistikens sammanställning 2020 med data om livsmedel – tabeller.
- SOU. 2012. Plan för framtagandet av en strategi för långsiktigt hållbar markanvändning. SOU 2012:15.
- Soutukorva, Å., Wallström, J., Ivarsson, M., Wallentin, E. (2017). Värdering av vattenförekomster i Stockholm. *Anthesis Enveco rapport 2017:5*.
- Soutukorva, Å., Wallenström, J. (2018). Värdering av vattenförekomster i Göteborg. *Anthesis Enveco rapport 2018:5*.
- Söderqvist T., Wallström J. (2017). Bakgrund till de samhällsekonomiska schablonvärdena i miljömålsmyndigheters gemensamma prisdatabas. *Enveco, rapport 2017:8*.
- Tillväxtverket. (2017). Fakta om svensk turism. *Rapport 0254*.
- Vattenmyndigheterna. (2020). Nyttan med bättre vatten. *Diarienummer 3411-2019*.
- Vattenmyndigheterna. (2021a). Metod för påverkanstypen Diffusa källor – Jordbruk – Övergödning. Förslag på åtgärder och miljökvalitetsnormer. VISS Vatteninformationssystem Sverige.
- Vattenmyndigheten. (2021b). Åtgärdsprogram för vatten 2021–2027. Västerhavets vattendistrikt. *Samrådshandling*.

Bilaga Samhällsekonisk analys

En samhällsekonisk konsekvensanalys handlar om att analysera de konsekvenser som ett förslag medför. Konsekvenserna kan analyseras på flera nivåer: monetärt, kvantitativt eller kvalitativt. Det är vanligt att som i denna rapport inkludera alla tre typer av analysnivåer då tillgängligt underlag oftast inte räcker till för att kvantifiera effekterna monetärt. Utöver att belysa de konsekvenser som ett förslag medför kan analysen användas till att motivera om det behövs offentlig inblandning för att lösa problemet och kan ge motiv till hur politiken behöver förändras.²⁸

Beskrivning av begreppen kostnader och nyttor

En aktivitet, exempelvis, ett projekt, ett politiskt förslag eller en åtgärd är samhällsekoniskt lönsam om den totala nyttan av projektet är större än den totala kostnaden. När nettonyttan av ett projekt eller en åtgärd är positiv så är det samhällsekoniskt lönsamt och ökar effektiviteten i samhället. Om vi vill vara specifika kan vi definiera samhällsekonisk lönsamhet, där T_s är den samhällsekoniska nettonyttan, enligt följande:

$$T_s = \underbrace{(B_f + B_k)}_{B_s} - \underbrace{(C_f + C_k)}_{C_s} = B_s - C_s$$

B_f är företagsekoniska nyttor, B_k är samhällsekoniska nyttor, C_f är företagsekoniska kostnader, och C_k är samhällsekoniska kostnader. Termen B_s innefattar alla samhällsekoniska positiva effekter, alltså, alla positivt värderade effekter summerade för alla individer. För C_s gäller samma resonemang fast för alla samhällsekoniska kostnader.

Ett steg är att utvärdera förändringar i individers välfärd på grund av ett projekt eller förslag. Explicit, kan vi inte svara på frågan hur mycket en individs nytta förändras när vattenkvaliteten förbättras, men vi kan uppskatta individers betalningsvilja för förbättrad vattenkvalitet genom att fråga hur mycket pengar som gör individen indifferent mellan förbättrad vattenkvalitet eller summa pengar.

Att effekter eftersträvas att beskrivas i monetära värden är ett resultat av behovet att kunna jämföra olika effekter som naturligt mäts i varierande enheter, vi vill jämföra allt i en gemensam dimension. Pengar används som ett verktyg för att göra det lättare att väga olika effekter på grund av de förslag som utvärderas mot varandra. Användandet av pengar löser problemet med att utvärdera något som inte går att observera, välfärd, till något som vi kan observera, betalningsvilja.

²⁸ För denna rapport har vi två förslag att utvärdera och kommer därför endast belysa styrmedelsscenariernas konsekvenser.

Vad betyder samhällsekonomisk lönsamhet?

Ett viktigt mål för politiker är att öka sina medborgares välfärd. För att kunna maximera de värden som politiska handlingar eller olika typer av projekt kan medföra är det därför viktigt att projektet är samhällsekonomiskt lönsamt. För enklart innebär det att kostnaderna är mindre än nyttorna. Nyttan är ett nationalekonomiskt begrepp som används för att beskriva positiva konsekvenser. I det samhällsekonomiska värdet ingår därför samtliga nyttor som en resurs skapar, såsom miljö- och hälsovärden eller andra immateriella företeelser. Dessa effekter är lika viktiga som en åtgärds effekt på produktion av marknadsprissatta varor och tjänster. För exempelvis en sjö kan individer njuta av utsikten medan ett företag använder den för turistverksamhet, eller en fiskare som fångar sin fisk i sjön och säljer den till marknaden. Den samhällsekonomiska lönsamheten av ett projekt på denna sjö bör därför inkludera effekterna på alla listade aktiviteter. Samhällsekonomiska effekter betyder alltså effekter på alla olika nivåer i samhället, vid alla tidpunkter. Inte bara hur den påverkar den offentliga sektorns eller statens ekonomi. Det samhällsekonomiska värdet kan delas upp i användarvärden och icke-användarvärden. Användarvärden är alltså de nyttor som uppstår vid konsumtion. Icke-användarvärden brukar beskrivas som existensvärden, altruistiska värden eller arvsvärden.

Ytterligare koncept som är viktiga för att förstå samhällsekonomisk lönsamhet är alternativvärde samt marginalvärde. Alternativvärdet av en resurs är starkt kopplat till att mängden resurser är begränsade. Detta innebär att vid varje konsumtions- och produktionsval behöver vi avstå från en alternativ användning av resursen i fråga. Alternativvärdet är alltså den alternativa nytta som skulle uppstå vid ett annat utnyttjande av resursen. För privata varor kan alternativvärdet uttryckas genom varans pris. Priset du betalar är vad du är villig att avstå för att få det du efterfrågar. Detta innebär att det man maximalt är villig att avstå bestämmer en varas värde. Värde och pris behöver alltså inte vara samma sak. Summan av alla individers betalningsvilja är ett mått på det samhällsekonomiska bruttovärdet.

Marginalvärdet beskriver värdet för att få en ytterligare enhet. Marginalvärdet används för att fatta rationella beslut. Så länge marginalvärdet är större än marginalkostnaden är det, till exempel, samhällsekonomiskt lönsamt att producera en ytterligare enhet. Maximal samhällsekonomisk lönsamhet uppstår därför när marginalkostnaden är lika med marginalnyttan, efter denna punkt är marginalkostnaden större än marginalnyttan och det samhällsekonomiska värdet minskar.

Ett ekonomiskt utfall är samhällsekonomiskt effektivt om det inte går att omfördela resurserna till en situation där alla individer får det bättre. Det vill säga en samhällsekonomiskt effektiv fördelning av resurser är när netto nyttan är den största möjliga.

Det finns olika typer av samhällsekonomiska effekter

Vi beskriver i detta avsnitt olika typer av samhällsekonomiska effekter och hur de kan uppstå och vad de innebär. Alla negativa och positiva effekter bör ingå i en samhällsekonomisk analys. De samhällsekonomiska effekterna att minska näringsläckaget innehåller både kostnader som uppstår till följd av själva genomförandet av åtgärden, men även de effekter som förbättrad vattenkvalitet leder till. De positiva effekterna som uppstår ska behandlas som nyttor i den samhällsekonomiska analysen. De samhällsekonomiska effekterna kan delas in i privata respektive kollektiva nyttor och kostnader. Med privata nyttor och kostnader avses det som berör enskilda individer, företag eller organisationer m.m.

Externa effekter är en effekt som påverkar en tredje part. Det finns både positiva och negativa externa effekter. Det kan beskrivas som att en individ antingen drar nytta, alternativt får en kostnad på grund av något någon annan gör. Ett exempel på en negativ extern effekt är: anta en fabrik som använder en sjö för att släppa ut restprodukter från sin produktion. Restprodukterna från fabriken förorenar sjön och resulterar i minskade fiskebestånd som har negativa effekter på den lokala fiskeriverksamheten. Fiskaren är alltså den tredje part som blir påverkad av fabriken och utsläpp och upplever därför en extern kostnad i form av minskad fångst. Denna typ av negativ extern effekt är vanlig och uppstår ofta för att det inte finns någon tydlig äganderätt. I vårt exempel finns det ingen som äger sjön och kan ta betalt för det utsläpp som fabriken har, och det är därför motiverat med statliga åtgärder som kan minska utsläppen, förbättra vattenkvaliteten och höja det samhällsekonomiska värdet. Här kan man tänka sig en situation där fabriken blir tvingade att installera ett filter som leder till minskade utsläpp. Om kostnaden för filtret är mindre än de nyttor som uppstår till följd av minskade utsläpp är åtgärden samhällsekonomiskt motiverad.

I exemplet ovan är sjön en variant av en kollektiv vara som genererar kollektiva nyttigheter.²⁹ Kollektiva nyttigheter karaktäriseras oftast med följande två egenskaper: icke-rivalitet och icke-utestängbarhet. Icke-rivalitet innebär att någons utnyttjande inte hindrar någon annan från att konsumera varan. Icke-utestängbarhet betyder att det inte går att hindra någon annan från att konsumera varan. Resurser som är kollektiva varor eller en variant av en kollektiv brukar oftast överutnyttjas vilket leder till en samhällsekonomisk ineffektiv användning av resursen. Detta brukar kallas för marknadsmisslyckanden som betyder att marknaden inte klarar av att nå en samhällsekonomisk effektiv lösning. Staten kan i sådana situationer behöva hjälpa till genom olika styrmedel för att göra situationen mer samhällsekonomiskt effektiv.

29 En sjö är inte en perfekt kollektiv vara utan brukar betraktas som en gemensam resurs. Det kan i vissa fall vara en privat vara, eller en gemensam resurs. Luft, eller militärt försvar är två exempel på perfekta kollektiva varor.

Beräkning av kostnader och nyttor

Värdet av nyttorna beräknas genom att multiplicera effekten av åtgärderna, med andra ord reducering av kväve och fosfor, med respektive pris. Kalkylerna för åtgärderna är beräknade i styrmedelsanalysen och åtgärdsanalysen. Kostnaderna per hektar är hämtade från Vattenmyndigheterna (2021a). Effekterna av åtgärderna kommer även från åtgärdsanalysen som görs av Vattenmyndigheterna (2021a).

Kostnaden och nyttorna beräknas över en period på 15 år varav det anläggs nya åtgärder under de sju första åren, efter det är den beräknade åtgärds mängden uppnådd. Den takt åtgärderna anläggs i är linjärt fördelat över de första sju åren så att den åtgärds mängd som beräknades i åtgärdsanalysen nås år sju. De kvarvarande åtta åren är det endast löpande skötselkostnader för åtgärder som inte är ettåriga exempelvis strukturkalkning jämfört med fånggrödor. Ettåriga åtgärder anläggs varje år över hela perioden. Notera att detta är relativt grova uppskattningar av kostnader och nyttor och bör tolkas i enlighet med det. Kostnader och nyttor diskonteras med en diskonteringsränta på tre procent.

Transfereringar beräknas genom att beräkna skatt och arbetsgivaravgift för det arbete som krävs för att genomföra åtgärderna. Tidsåtgång är tagen från kalkylerna över kostnaden för att anlägga åtgärderna vilket bygger på information från Maskinkostnader (2017). Transfereringar är inte en samhällsekonomisk kostnad och ska dras bort i den slutgiltiga sammanställningen.

Priserna för reducering av näringsämnen

För att beräkna värdet av nyttorna som uppstår av åtgärderna multipliceras minskningen i kväve och fosfor med respektive pris. Värdet för ett kilo reducerat kväve är hämtat från Naturvårdsverkets samhällsekonomiska prisdatabas.³⁰ Motsvarande värde för fosfor är hämtat från Ahtiainen et al. (2014). Dessa värden har justerats för att med hjälp av konsumentprisindex för att ta hänsyn till prisnivåer över tid samt med BNP per capita för att kompensera för förändringar i köpkraft över tid. Metoden finns beskriven i Söderqvist och Wallström (2017).

Värde för minskning av fosfor till inlandsvatten	Bas Kr / kg P	Låg Kr / kg P	Hög Kr / kg P
Bottenviken	710	647	774
Bottenhavet	11 955	11 205	12 706
Norra Östersjön	5 602	5 198	6 007
Södra Östersjön	3 581	3 350	3 812
Västerhavet	2 484	2 310	2 657
Nationellt	3 812	3 581	4 043

³⁰ <https://www.naturvardsverket.se/om-miljoarbetet/styrmedel/underlag-for-berakningar-av-miljorelaterade-kostnader-och-nyttor/>

Värde för minskning av fosfor till kustvatten	Bas Kr / kg P	Låg Kr / kg P	Hög Kr / kg P
Nationellt	497	393	601
Värde för minskning av kväve till kustvatten	Bas Kr / kg N	Låg Kr / kg N	Hög Kr / kg N
Nationellt	84	67	102

Kostnadsberäkningar för myndigheter

I rapporten Jordbruksverket (2020b) finns kostnader för hantering av jordbrukar- och landsbygdsstöden. Genomsnittskostnaden per stödkrona för de senaste tre åren är 3,2 procent. Detta kostnadsmått innehåller kostnader för ärendehantering, kontroll, information, utredningar, utveckling, normering samt samordning, rapportering och verksamhetsstöd. Utveckling innehåller kostnader för utvecklingen av Jordbruksverkets IT-system som är en betydande kostnadspost. Vi kan därför använda denna kostnad som en uppskattning av Jordbruksverkets kostnader i scenario 1. Detta innebär att vi antar att kostnaderna ökar proportionerligt med ersättningskostnaderna. Motsvarande hanteringskostnad per stödkrona för länsstyrelsen är i genomsnitt 3,3 procent.

För att uppskatta kommunernas kostnad används vattenmyndigheternas beräkningar av vad som krävs av kommunerna för att uppnå åtgärdsbehovet. Vattenmyndigheten uppskattar att kostnaden för kommunernas tillsyn för åtgärdsalternativet till 138 miljoner kronor över en förvaltningscykel på sex år. Vilket motsvarar ungefär 23 miljoner kronor per år.

Publikationer inom samma område

1. Effekter av åtgärder mot fosforförluster från jordbruksmark och åtgärdsutrymme. Ekohydrologi 160, SLU. Uppsala.
2. Analys av styrmedel och åtgärder för att minska näringsläckaget. Rapport 2022:5. Jordbruksverket.



Jordbruksverket
551 82 Jönköping
Tfn 036-15 50 00 (vx)
E-post: jordbruksverket@jordbruksverket.se
www.jordbruksverket.se