



SWEDISH  
ENVIRONMENTAL  
PROTECTION  
AGENCY

SKRIVELSE  
2024-03-28

Ärendenummer:  
NV-11038-22

# Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet

Redovisning av regeringsuppdrag

# Innehållsförteckning

<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>7</b>
<b>1. UPPDRAGET OCH GENOMFÖRANDE</b>	<b>13</b>
1.1 Uppdraget	13
1.2 Avgränsningar och utgångspunkter	13
1.3 Genomförande	14
<b>2. BAKGRUND</b>	<b>16</b>
2.1 Rapportering av referensarealer för naturtyper enligt art- och habitatdirektivet	16
2.2 Begreppet gynnsam referensareal	17
2.3 Bakgrund till EU-förordning om naturrestaurering	18
2.4 Referensarealers betydelse i förslaget till EU-förordning om restaurering	18
2.5 Avskogningsförordningen	20
<b>3. EU:S FORMAT OCH VÄGLEDNING FÖR REFERENSAREALER ENLIGT ART- OCH HABITATDIREKTIVET</b>	<b>21</b>
3.1 Format och vägledning från EU	21
3.1.1 Olika metoder och rapporteringsformat accepteras	22
3.1.2 Vägledningens generella principer	23
3.1.3 Referens- och modellbaserade ansatser	24
3.1.4 1995 års arealer	26
<b>4. REFERENSAREALER I ANDRA EU-LÄNDER</b>	<b>27</b>
4.1 Utveckling av EU:s gemensamma vägledning	27
4.2 Skillnader mellan länders tillämpning av EU:s naturtypsbeskrivningar	28
4.3 Jämförelse av ländernas rapportering 2019	29
4.4 Enkät till länderna runt Östersjön 2023	33
4.5 Kommissionens sammanställning och enkät 2023	36
4.6 Andra jämförelser avseende skogsnaturtyper	36
4.7 Andra jämförelser avseende gräsmarksnaturtyper	37
<b>5. METODVAL FÖR REVIDERING AV REFERENSAREALER</b>	<b>40</b>
5.1 Översiktlig beskrivning av processen	40
5.2 Förhållningssätt till andra länders arbete	46
<b>6. ÖVERSYN AV REFERENSAREALER FÖR HÄVDBEROENDE GRÄSMARKER</b>	<b>47</b>
6.1 Hävdberoende gräsmarker	47
6.1.1 Odlingslandskapets hävdberoende gräsmarker	47
6.1.2 Metod vid rapportering av referensarealer 2013 och 2019	48

<b>6.2</b>	<b>Val av underlag och metod</b>	<b>49</b>
6.2.1	Andra EU-länders metodval	49
6.2.2	Bedömning av om nuvarande arealer kan anses motsvara referensarealer 50	
6.2.3	Bedömning av om arealerna 1995 kan anses motsvara referensarealer	51
6.2.4	Val av metod för översyn av referensarealer	51
<b>6.3</b>	<b>Referensarealer för hävdberoende gräsmarker</b>	<b>56</b>
6.3.1	Beskrivning och ekologisk bedömning av alternativen	61
6.3.2	Bedömning av genomförbarhet av alternativen	64
6.3.3	Sammanfattande tabell över ekologisk bedömning och möjligheter till genomförande	66
6.3.4	Reviderade referensarealer enligt uppdraget	67
<b>6.4</b>	<b>Bedömning av förutsättningar att nå referensarealer</b>	<b>68</b>
6.4.1	Krav enligt förslag till restaureringsförordning	68
6.4.2	Bedömning av genomförbarhet av referensarealer	69
<b>7.</b>	<b>ÖVERSYN AV REFERENSAREALER FÖR SKOGEN</b>	<b>71</b>
<b>7.1</b>	<b>Skogen</b>	<b>71</b>
7.1.1	Ingående naturtyper	71
7.1.2	Metod vid rapportering av referensarealer 2007–2019	72
<b>7.2</b>	<b>Val av underlag och metod</b>	<b>73</b>
7.2.1	Analys av andra EU-medlemsländers metodval och redovisning	75
7.2.2	Beräkning av naturtypsarealer 1995	76
7.2.3	Beräkning av det totala ekologiska arealbehovet	77
7.2.4	Uppskattning av den brukade skogens bidrag till uppfyllelsen av det totala ekologiska behovet	78
7.2.5	Teknisk och ekologisk genomförbarhet av restaurering för de skogliga naturtyperna	81
<b>7.3</b>	<b>Referensarealer för skogen</b>	<b>81</b>
7.3.1	Reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska behovet	81
7.3.2	Naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde	83
<b>7.4</b>	<b>Bedömning av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer</b>	<b>84</b>
7.4.1	Krav enligt förslag till restaureringsförordning	84
7.4.2	Behovet av återskapande av naturtypsarealer	84
7.4.3	Behov av genomförande av åtgärder för restaurering	85
7.4.4	Behovet av åtgärder relativt dagens arbete med naturrestaurering i skogen 86	
7.4.5	Finansiering av åtgärderna	86
7.4.6	Typ av kompetenser/aktörer som genomför åtgärderna	87
<b>8.</b>	<b>ÖVERSYN AV REFERENSAREALER FÖR AKVATISKA MILJÖER</b>	<b>89</b>
<b>8.1</b>	<b>Akvatiska naturtyper</b>	<b>89</b>
<b>8.2</b>	<b>Val av underlag och metod</b>	<b>89</b>
8.2.1	Kust och hav – underlag och metod	89
8.2.2	Limniska miljöer – underlag och metod	92

<b>8.3</b>	<b>Referensarealer</b>	<b>94</b>
8.3.1	Kust och hav	95
8.3.2	Limniska miljöer	106
<b>8.4</b>	<b>Bedömning av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer</b>	<b>114</b>
8.4.1	Utgångspunkter för analysen	114
8.4.2	Hur långt ifrån målen är vi idag	115
8.4.3	Möjligheter och utmaningar att nå målen i artikel 4, paragraferna 4 och 17 117	
8.4.4	Möjligheter och utmaningar att nå målen i artikel 5, paragraferna 2 och 14 122	
<b>9.</b>	<b>ÖVERSYN AV REFERENSAREALER FÖR VÅTMARKER, KUST, SAMT FJÄLL, BERG OCH GROTTO</b>	<b>125</b>
<b>9.1</b>	<b>Våtmarker</b>	<b>125</b>
9.1.1	Val av underlag och metoder	125
9.1.2	Referensarealer	126
9.1.3	Bedömning av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer	129
<b>9.2</b>	<b>Kust: stränder och kustdyner</b>	<b>130</b>
9.2.1	Val av underlag och metoder	130
9.2.2	Referensarealer	131
9.2.3	Bedömning av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer	132
<b>9.3</b>	<b>Fjäll, berg och grottor</b>	<b>133</b>
9.3.1	Val av underlag och metoder	133
9.3.2	Referensarealer	133
9.3.3	Bedömningar av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer	134
<b>10.</b>	<b>KONSEKVENsutREDNING</b>	<b>136</b>
<b>10.1</b>	<b>Bakgrund och problembeskrivning</b>	<b>136</b>
10.1.1	Utgångspunkter och avgränsningar	136
<b>10.2</b>	<b>Konsekvensutredning för hävdberoende gräsmarker</b>	<b>139</b>
10.2.1	Nulägesbeskrivning	139
10.2.2	Antaganden och avgränsningar	140
10.2.3	Utredningsalternativ	141
10.2.4	Konsekvenser för offentlig sektor	142
10.2.5	Konsekvenser för företag	145
10.2.6	Sociala konsekvenser	149
10.2.7	Konsekvenser för klimat och miljö	149
<b>10.3</b>	<b>Konsekvensutredning för skog</b>	<b>155</b>
10.3.1	Nulägesbeskrivning	155
10.3.2	Avgränsningar	156
10.3.3	Utredningsalternativ och avgränsningar	157
10.3.4	Samhällsekonomisk analys	159
10.3.5	Konsekvenser för offentlig sektor	164

10.3.6	Konsekvenser för företag och hushåll	166
10.3.7	Sociala konsekvenser	167
10.3.8	Konsekvenser för klimat och miljö	167
<b>10.4</b>	<b>Konsekvensutredning för kustnära våtmarker</b>	<b>169</b>
10.4.1	Nulägesbeskrivning	169
10.4.2	Utveckling till 2050 i avsaknad av förordningskraven	169
10.4.3	Utredningsalternativ	171
10.4.4	Antaganden och avgränsningar och åtgärder	171
10.4.5	Konsekvenser för offentlig sektor	173
10.4.6	Konsekvenser för företag	177
10.4.7	Konsekvenser för hushåll	179
10.4.8	Sociala konsekvenser	180
10.4.9	Konsekvenser för klimat och miljö	180

**BILAGA 1 Enkät till länderna runt Östersjön**

**BILAGA 2 Fördjupade underlag för reviderade referensarealer för hävdade gräsmarker**

**BILAGA 3 Fördjupade underlag för reviderade referensarealer för skogen**

**BILAGA 4 Metodbeskrivning akvatiska naturtyper**

**BILAGA 5 Konsekvensutredningen**

**BILAGA 6 Delredovisningen av 1995 års värden**

**BILAGA 7 Underlag översyn av referensarealer - exelfil**



# Sammanfattning

Naturvårdsverket fick i ändring av regleringsbrevet för budgetåret 2023 uppdraget att tillsammans med Skogsstyrelsen, Statens jordbruksverk och Havs- och vattenmyndigheten, ta fram förslag till reviderade referensarealer för de utpekade livsmiljötyper som år 2025 ska rapporteras enligt artikel 17 i rådets direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (art- och habitatdirektivet). En delredovisning av uppdraget gjordes i januari, som omfattade uppskattningar av naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde 1995.

Art- och habitatdirektivet omfattar naturtyper och arter som anses skyddsvärda i ett europeiskt perspektiv, och för vilka EU:s medlemsstater ska bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus. 89 av naturtyperna förekommer i Sverige, i en eller flera biogeografiska och marina regioner. Naturtypernas referensareal är en av de parametrar som används för att bedöma dess bevarandestatus och som ska rapporteras till EU-kommissionen vart sjätte år.

Referensarealerna kommer att få en större operativ betydelse i och med EU-kommissionens förslag till förordning om restaurering av natur. Förslaget till ny förordning innehåller flera bindande och tidsatta mål som knyts direkt till referensarealerna.

## Referensarealer i andra EU-länder

I arbetet med översynen har även jämförelser gjorts med andra EU-länders arbete med referensarealer, i enlighet med uppdraget från regeringen. Det finns påtagliga skillnader beträffande hur medlemsländerna rapporterade referensarealer vid den senaste artikel 17-rapporteringen, 2019. Resultaten av en enkät som skickats ut inom ramen för uppdraget, visar att vilket underlag som används för att sätta referensarealer varierar mycket mellan länderna. Flera länder har till exempel inte använt vare sig vetenskaplig litteratur eller historiska källor, vilket inte är i linje med kommissionens vägledning. Många länder svarade också att de inte använt kommissionens vägledning.

Det har varit svårt att få fram uppgifter om hur länderna avser att gå till väga vid nästa rapportering (2025). Kommissionen strävar dock efter en ökad grad av kvantifiering och jämförbarhet mellan länderna.

## Översyn av referensarealer

Kommissionens vägledning har varit utgångspunkt för översynen. Vägledningen ger dock inte alltid vägledning i detalj, utan lämnar en del tolkningsutrymme. Ökad jämförbarhet med andra medlemsländer har beaktats, men detta har varit utmanande eftersom det finns stora skillnader mellan vilka metoder och underlag som använts av andra länder.

Naturtyperna har delats in i grupperna skog, hävdberoende gräsmarker, akvatiska miljöer, våtmarker, kust samt fjäll, berg och grottor. Ambitionen i arbetet med regeringsuppdraget har varit att hantera översynen av de olika naturtypsgrupperna

på samma sätt. Då både dataunderlag och historik samt trender för olika naturtypsgrupper skiljer sig mycket åt, har det dock inte varit möjligt att hantera alla grupper helt enhetligt.

### **Hävdberoende gräsmarker**

För hävdberoende naturtyper anger uppdragsbeskrivningen att hänsyn ska tas till den tekniska och ekologiska genomförbarheten av att återetablera naturtyperna till det minimum som krävs och bedöms vara ekonomiskt möjligt. När det gäller hur teknisk och ekologisk genomförbarhet kan beaktas vid framtagandet av referensarealer är kommissionens vägledning mycket kortfattad och det kan göras olika tolkningar.

Av genomgången av andra EU-länders arbete med referensarealer framgår det att flera länder har vägt in genomförbarhet vid sitt framtagande av referensarealer, men inte hur det gjorts.

Inom detta uppdrag har fyra modellbaserade alternativa beräkningar för referensarealer tagits fram. De beaktar tekniska och ekologiska förutsättningar för genomförbarhet i olika grad. De motsvarar också i olika hög grad de naturtypsarealer som kan bedömas vara nödvändiga för att på lång sikt kunna bevara hävdberoende naturtyper.

Myndigheternas bedömning är att reviderade referensarealer för naturtypsklassade gräsmarker bör ligga inom det spann som sträcker sig mellan de två beräkningsalternativ där tekniska och ekologiska förutsättningar beaktats i högre grad. Ett spann anges i stället för en exakt areal då det finns osäkerheter både i arters respons på de förändringar i livsmiljöer som sker och samhällets möjligheter att genomföra så här stora förändringar. De summerade totalarealerna enligt de två beräkningsalternativen är 4 600–7 300 km<sup>2</sup>. Det innebär att det behöver återetableras mellan 1 000 – 3 700 km<sup>2</sup> naturtypsklassade gräsmarker i Sverige. Utöver detta kommer även delar av de nuvarande gräsmarksarealerna att behöva restaureras för att förbättra deras biologiska kvaliteter.

Var i spannet referensvärdena för enskilda naturtyper bör ligga beror på deras ekologiska behov och vilken ambitionsnivå man väljer att ha. För att påtagligt förbättra statusen för naturtyper inklusive deras typiska arter och långsiktiga ekologiska förutsättningar behöver de restaurerade arealerna ligga i den övre delen av spannet. Att nå denna nivå är ur naturvårdssynpunkt därför en högt motiverad prioritering och kan vara avgörande för att vi ska kunna anses leva upp till de grundläggande principerna för hur referensarealer bör sättas med utgångspunkt i art- och habitatdirektivets syfte.

När det gäller genomförandet bedömer vi att det skulle innebära stora utmaningar och behövas omfattande insatser för att nå nivåer som motsvarar de summerade arealerna i den övre delen av spannet. Däremot finns större praktiska möjligheter att nå de summerade arealerna enligt den nedre delen av spannet.

### **Skogen**

Revideringen av skogliga referensarealer bygger på följande steg: 1) analys av andra länders metodval och redovisning; 2) beräkning av naturtypsarealer 1995; 3)



beräkning av det totala ekologiska arealbehovet; 4) uppskattning av den brukade skogens bidrag till uppfyllelsen av det totala ekologiska behovet samt 5) analys av teknisk och ekologisk genomförbarhet.

Det finns tydliga skillnader i medlemsländernas rapportering av referensarealer år 2019, men det är möjligt att skillnaderna jämfört med andra länder kommer att minska till rapporteringen 2025 på grund av förändringar i rapporteringsformatet som gjorts i syfte att få mer kvantitativa värden. Vidare anger några länder i boreal region att de kommer att använda referens- eller modellbaserade metoder för framtagande av referensarealer för skogsnaturlager vilket ytterligare kan öka jämförbarheten vid rapporteringen 2025.

Sedan 2007 bygger ansatsen för framtagande av skogliga referensarealer i Sverige på en kombination av referensbaserad och modellbaserad metod för att skatta det ekologiska arealbehovet. Samma ansats användes i det här regeringsuppdraget för att ta fram reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska behovet, dock med följande skillnader jämfört med den senaste artikel 17-rapporteringen (2019):

- Skattningarna av historiska arealer har förfinats genom en utvecklad ansats som bygger på förbättrad kunskap om förekomst och historiska förluster av olika skogstyper.
- Ett nytt analyssteg har tillämpats för att justera naturtypsbehovet med hänsyn till det ekologiska bidraget från brukade skogar som inte utgör naturtyp. Analysen är avgränsad till *västlig taiga* (9010) i boreal region.
- Skattning av naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde (1995) har lett till justeringar i referensarealerna för flera naturtyper där referensarealen sätts lika med 1995 års areal.

Utöver dessa reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov redovisas i kapitlet om skogen även skattningar av naturtypsarealerna vid Sveriges EU-inträde (1995) för samtliga kombinationer av naturtyper och regioner.

Skattningar av naturtypsarealer och analyser av åtgärdsbehov påverkas direkt av hur man definierar naturtyperna i fråga. Myndigheterna har utgått från nu gällande naturtypsdefinitioner och nationella tolkningar i Sverige, där ett aktivt produktionsskogsbruk i regel antas vara oförenligt med naturtypsstatus.

För de skogliga naturtyperna är myndigheternas bedömning att teknisk och ekologisk genomförbarhet generellt inte utgör ett hinder mot restaurering upp till de arealer som är nödvändiga för att uppnå gynnsam bevarandestatus.

För reviderade referensarealer som grundar sig i en analys av det ekologiska behovet, justeras 23 av totalt 30 referensarealer i förhållande till den senaste artikel 17-rapporteringen år 2019. Summan av de reviderade skogliga referensarealerna uppgår till cirka 90 500 km<sup>2</sup>, vilket är cirka 4 400 km<sup>2</sup> högre än summan av referensarealerna år 2019. Summan av de reviderade skattningarna av nuvarande arealer över alla skogliga naturtyper uppgår till cirka 64 800 km<sup>2</sup>, vilket är mer än de cirka 61 000 km<sup>2</sup> som rapporterades in år 2019. Detta innebär att differensen

mellan referensareal och nuvarande areal – som utgör grunden för de återskapandekrav som ställs enligt artikel 4(4) i EU:s naturrestaureringsförordning – blir 25 700 km<sup>2</sup>, jämfört med ca 25 100 km<sup>2</sup> vid den senaste rapporteringen (2019). Naturtypsarealerna vid Sveriges EU-inträde 1995, som utgjorde en separat delleverans inom föreliggande uppdrag, uppgår sammanlagt till drygt 60 800 km<sup>2</sup> om man summerar över alla naturtyper och regioner.

De typer av åtgärder som bedöms behövas för att klara återskapandekraven är redan etablerade i det skogliga naturvårdsarbetet, men skulle behöva öka betydligt i omfattning för att uppnå referensarealerna baserade på det ekologiska arealbehovet. De arealer som behöver återställas och som idag inte omfattas av formellt skydd eller frivillig avsättning behöver säkerställas långsiktigt.

### **Akvatiska miljöer**

Inom ramarna för regeringsuppdraget redovisas reviderade referensarealer som tack vare förbättrade underlag och analyser är avsevärt mycket bättre underbyggda än vad som tidigare rapporterats enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet. Likaså har bedömningarna av dagens arealer för respektive naturtyp förbättrats betydligt i genomförandet av uppdraget, bland annat med avseende på teknisk och ekologisk genomförbarhet av återställande och restaurering.

Reviderade arealer skiljer sig i några fall avsevärt från vad Sverige rapporterade 2019. Diskrepanserna bedöms vara berättigade med tanke på de omfattande bristerna i tidigare underlag och analyser. Samtidigt betonas att värdena behöver verifieras och revideras ytterligare inför nästa artikel 17-rapportering 2025.

Analysen av förutsättningarna att nå målen i den förväntade EU-förordningen om restaurering av natur, utifrån reviderade referensarealer, identifierar både betydande utmaningar och vissa möjligheter. De föreslagna reviderade siffrorna resulterar i att differensen mellan referensareal och nuvarande areal för de akvatiska naturtyperna ökar något jämfört med den senaste rapporteringen. Notera att fem av de nio marina naturtyper som förekommer i Sverige i förordningen delas in i ett annat habitatklassificeringssystem, för vilka det inte finns några referensarealer framtagna.

En betydande utmaning för det akvatiska restaureringsarbetet framöver är kvarstående kunskapsluckor, inklusive osäkerheter kring vilka typer av åtgärder som skulle kunna återskapa arealer naturtyp i den grad som krävs. Sammantaget bedöms den lämpligaste vägen framåt vara att sträva efter att inte förlora ytterligare arealer, i kombination med ett samlat fokus på att återfå de naturliga funktioner som skapar och stärker naturtyperna över tid. Detta kräver ett arbete utifrån respektive avrinnings- och havsområdes förutsättningar och att återställandet av naturtyperna integreras i den långsiktiga samhällsplaneringen. Ett sådant angreppssätt bedöms kunna skapa en rad synergier inte minst med arbetet för klimatanpassning och mot extremväder.

## Våtmarker

Trots omfattande historiska arealförluster bedöms arealerna när vi gick med i EU vara tillräckliga för att kunna uppnå gynnsam bevarandestatus för de flesta våtmarksnaturtyperna i de tre biogeografiska regionerna, utifrån nuvarande kunskapsläge. För några naturtyper (*högmossar, kalktuffkällor, källor och källkärr, palsmyrar och rikkärr*) tyder nuvarande kunskapsläge på att arealen behöver öka med totalt 173 km<sup>2</sup> för att nå till referensarealen.

## Kust: stränder och kustdyner

För de flesta naturtyperna vid kusten anses dagens areal tillräcklig för långsiktigt bevarande av naturtyperna, då en relativt stor andel är opåverkad av regelrätta habitatförluster och trenden är stabil. För flera av kustdynernas naturtyper bedöms dock arealen behöva öka för ett långsiktigt bevarande.

## Fjäll, berg och grottor

För naturtyper i fjällen, samt berg och grottor, anses dagens areal tillräcklig för långsiktigt bevarande av naturtyperna, förutom för glaciärer som minskat kraftigt till följd av klimatförändringar. Referensarealerna anges därför som nuvarande areal, förutom för glaciärer där 1995 års beräknade areal anges.

## Konsekvensutredning

Inom ramen för uppdraget ingår att redovisa konsekvenserna av de reviderade referensarealerna i förhållande till målen i förslaget till förordning om restaurering av natur (COM [2022] 304). Konsekvenserna beskrivs med avseende på naturtypsgrupperna skog, hävdberoende gräsmarker och kustnära våtmarker.

Konsekvensutredningen redovisar samhällsekonomiska kostnader och nyttor av reviderade referensarealer för naturtyper som lagts fram inom uppdraget. Konsekvenserna beskrivs som skillnader i samhällsekonomiska kostnader och nyttor av ytterligare åtgärder för att uppnå de föreslagna referensarealerna jämfört med naturtypernas nuvarande arealer. Konsekvenser av åtgärder som syftar till att bibehålla och förbättra naturtypernas kvalitet har inte adresserats. Flera osäkerheter präglar uppskattningarna av både nuvarande arealer och föreslagna referensarealer vilket följaktligen även påverkar uppskattningen av konsekvenser. Det råder osäkerhet kring möjliga åtgärder och deras omfattning liksom kring kostnader och nyttor av restaurering. Därtill är det framtida styrmedelslandskapet och andra omvärldsfaktorer okända.

För hävdberoende gräsmarker visar konsekvensutredningen att tillkommande krav på restaurering och underhåll av hävdberoende gräsmarker innebär behov av insatser i jordbrukssektorn. Det kommer bland annat krävas ökade djurantal, tillkommande byggnader och ökad arbetskraft. Fler djur kommer innebära en påverkan på marknaden för livsmedel där ökat utbud riskerar att leda till lägre priser för producenterna. Ett ökat antal djur innebär också ökade utsläpp av växthusgaser och ammoniak. Restaureringskraven innebär dessutom att skogsmark kan behöva tas i anspråk med påverkan på skogliga värden samt kolbalansen. Positiva effekter av restaurerade gräsmarker är svårare att bedöma på grund av brist på ekonomiska värderingsstudier av biologisk mångfald. Tydligt är dock att den

biologiska mångfalden och de ekosystemtjänster som betesmarker tillför har betydande värden och är av stor vikt för samhället.

För skogen visar konsekvensutredningen av reviderade referensarealer att en samlad samhällsekonomisk bedömning inte kan göras. I första förädlingsledet indikerar analysen av reviderade referensarealer baserade på en analys av det ekologiska behovet att de samhällsekonomiska nyttorna överstiger kostnaderna fram till 2050. Nyttorna är knutna till biologisk mångfald och klimatreglering (kolsänkan i skog) och flera men troligtvis mindre nyttor för andra ekosystemtjänster. Kostnaderna uppstår främst till följd av ett minskat utbud av timmer och massaved. Svårvärderade nyttor som saknar marknadspris som till exempel biologisk mångfald riskerar till skillnad från exempelvis timmer och massaved att underskattas. Samhällsekonomiska effekter i andra förädlingsledet är mer osäkra. Det är svårt att identifiera vilka och hur stor andel av andra näringars förädlingsvärde som påverkas, och analyserna försvåras ytterligare när marknadspris saknas. Marknadprissatta negativa effekter för skogsindustrin och klimatreglering (substitution och träprodukter) har dock kunnat uppskattas och är betydande. En samlad samhällsekonomisk bedömning för det andra förädlingsledet i dess helhet har inte varit möjlig att göra. Om referensarealerna likställs med naturtypsarealerna vid EU-inträdet 1995, i stället för referensarealerna som baseras på en analys av det ekologiska behovet, blir det ingen effekt för timmer och massaved samt klimatreglering eftersom dagens skogsbruk fortsätter. Däremot uppstår samhällsekonomiska kostnader på grund av uteblivet återställande av biologisk mångfald och viss negativ påverkan på övriga ekosystemtjänster.

Konsekvensanalysen för kustnära våtmarker omfattar estuarier, smala östersjövikar, blottade ler- och sandbottnar och laguner. Restaurering av estuarier och smala östersjövikar är utmanande. Dels på grund av omfattande restaureringsbehov, dels då det finns få samhällsekonomiskt lönsamma åtgärder eftersom många målkonflikter föreligger med tätorter, hamnar, bryggor och ett högt pågående exploateringsstryck. Restaureringsbehoven i naturtyperna blottade ler- och sandbottnar och laguner kan sannolikt nås under förutsättning att regeringen tilldelar tillräckliga medel för att återskapa dessa arealer.

# 1. Uppdraget och genomförande

## 1.1 Uppdraget

Naturvårdsverket fick i ändring av regleringsbrevet för budgetåret 2023 uppdraget:

Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet

*Naturvårdsverket ska, tillsammans med Skogsstyrelsen, Statens jordbruksverk och Havs- och vattenmyndigheten, ta fram förslag till reviderade referensarealer för de utpekade livsmiljötyper som år 2025 ska rapporteras enligt artikel 17 i rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (art- och habitatdirektivet), inklusive kategorisering i intervaller samt faktisk areal vid EU-inträdet. Förslaget ska ange de minsta arealer som krävs för att Sverige ska uppfylla kraven i art- och habitatdirektivet och vara i enlighet med Europaparlamentets och rådets förordning om restaurering av natur, om möjligt i dess slutliga lydelse, och annars enligt det senaste utkastet. För hävdberoende naturtyper ska hänsyn tas till den tekniska och ekologiska genomförbarheten av att återetablera naturtyperna till det minimum som krävs och bedöms vara ekonomiskt möjligt.*

*Naturvårdsverket ska i arbetet beakta de definitioner och utgångspunkter för fastställande av referensarealer som anges i förordningen om restaurering av natur. Översynen ska beakta behovet av ökad jämförbarhet mellan medlemsstater och därför särskilt eftersträva att metodval och redovisning av referensarealen är i linje med andra EU medlemsstater. Naturvårdsverket ska för respektive medlemsstat redovisa hur metodval och redovisningsprinciper förhåller sig till andra medlemsstater med liknande biogeografiska förhållanden som Sverige. Vidare ska förutsättningarna att utifrån förslagen till reviderade referensarealer nå restaureringsmålen i förordningen om restaurering av natur, analyseras och redovisas. Konsekvenserna av förslagen till de reviderade referensarealerna i förhållande till målen i förordningen om restaurering av natur ska också redovisas, i enlighet med förordningen (2007:1244) om konsekvensutredning vid regelgivning. En delredovisning av faktisk areal av naturtyperna vid Sveriges EU-inträde ska lämnas till Regeringskansliet (Klimat- och näringslivsdepartementet) senast den 31 januari 2024. Uppdraget ska slutredovisas till Regeringskansliet (Klimat- och näringslivsdepartementet) senast den 28 mars 2024.*

## 1.2 Avgränsningar och utgångspunkter

Referensarealer ingår i Sverige rapportering till EU enligt art- och habitatdirektivets artikel 17. Den rättsliga grunden för Naturvårdsverkets övergripande ansvar för rapporteringen är 4 § i myndighetens instruktion

(2012:989).<sup>1</sup> Eftersom Naturvårdsverket har detta ansvar enligt sin instruktion är Naturvårdsverkets tolkning att föreliggande regeringsuppdrag innebär att, tillsammans med i uppdraget utpekade myndigheter, redovisa sin bedömning av vilka referensarealer som bör rapporteras till EU år 2025.

Arbetet har utgått ifrån nu gällande svenska naturtypsvägledningarna från 2011. Notera att Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten har ett pågående gemensamt arbete med att se över naturtypsvägledningarna, med stöd av SLU Artdatabanken. I vägledningarna framgår bland annat hur naturtyperna tolkas, vilket har betydelse för hur stora arealer som finns och behövs. På EU-nivå finns dokumentet ”Interpretation Manual of European Union Habitats” som sätter ramarna för den svenska tolkningen.

För översynen av referensvärdena för naturtyper har arbetet avgränsats utifrån uppdragstexten, Naturvårdsverkets uppdragsdialog med Regeringskansliet, samt efterföljande dialoger mellan myndigheterna och Regeringskansliet. Översynen har omfattat de naturtyper som ska rapporteras enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet år 2025.

Analysen av förutsättningarna att nå målen i förordningen om restaurering av natur har utgått ifrån Europaparlamentets och rådets preliminära överenskommelse från 9 november 2023. Analysen av förutsättningarna att nå målen i artikel 5 i förordningen har enbart analyserats i generella termer eftersom det inte ingått i regeringsuppdraget att ta fram referensarealer för EUNIS-habitaten på Annex II till förordningen.

## 1.3 Genomförande

Naturvårdsverket har genomfört regeringsuppdraget i form av ett projekt med en projekt- och styrgrupp bestående av personer från Naturvårdsverket, Jordbruksverket, Skogsstyrelsen och Havs- och vattenmyndigheten.

I denna redovisning redovisas myndigheternas gemensamma bedömningar av vilka reviderade referensarealer för de utpekade naturtyper som år 2025 bör rapporteras enligt artikel 17 i rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (art- och habitatdirektivet).

---

<sup>1</sup> Förordning (2012:989) med instruktion för Naturvårdsverket

4 § Naturvårdsverket ska delta i det arbete på miljöområdet som regeringen bedriver inom EU och internationellt. I det arbetet ska Naturvårdsverket inom sitt ansvarsområde särskilt

1. bidra med underlag och expertkunskap,
2. delta i möten enligt instruktioner från Regeringskansliet och rapportera från mötena,
3. bedriva bilateralt samarbete med länder av strategisk betydelse för det globala miljö- och klimatsamarbetet,
4. ansvara för internationell rapportering,
5. vid sitt deltagande i Europeiska kommissionens arbetsgrupper tidigt bedöma konsekvenserna av viktiga förslag, redovisa bedömningen till Regeringskansliet och ge dem som berörs möjlighet att lämna synpunkter till Naturvårdsverket, och
6. skyndsamt till Regeringskansliet redovisa konsekvenserna av förslag till EU-lagstiftning som lämnas av Europeiska kommissionen. Förordning (2022:187).

Bedömning av teknisk och ekologisk genomförbarhet i enlighet med EU-kommissionens vägledningar har också ingått i arbetet.

På uppdrag av Naturvårdsverket har SLU Artdatabanken (Adb) tagit fram underlag för revidering av referensarealer för samtliga terrestra naturtyper. Adb har även tagit fram underlag för arealer vid EU-inträdet.<sup>2</sup>

Motsvarande uppdrag har givits av Havs- och vattenmyndigheten (HaV) till Adb för att stödja HaV i översynen av referensarealer för de akvatiska naturtyperna. Vilka naturtyper som bedömts som akvatiska har baserats på den indelning som låg till grund för Sveriges artikel 17-rapportering 2019. På grund av brist på relevanta data har ingen grundläggande analys tidigare gjorts av vad som skulle motsvara en gynnsam referensareal för de akvatiska naturtyperna. Samtidigt har tidigare bedömningar av naturtypernas nuvarande areal i flera fall varit mycket bristfälliga. Följaktligen har Adb:s uppdrag för HaV även omfattat att se över bedömningarna av nuvarande areal, för att möjliggöra en mer korrekt bedömning av naturtypernas referensareal. HaV har också haft ett parallellt uppdrag till Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) att stödja med kartläggning och arealberäkningar i marin miljö.

SLU Artdatabanken har på uppdrag av Naturvårdsverket även genomfört en studie av hur metodval och redovisningsprinciper sker i andra länder med liknande biogeografiska förhållanden som Sverige. Fokus för dessa jämförelser har varit skog och gräsmarker i boreal och kontinental region. Underlaget har tagits fram genom bland annat enkäter till utvalda länder. Data och svar från enkäter har analyserats och sammanställs. För naturtypsgruppen skog har även skett en jämförande studie med Finland.

En delredovisning av uppdraget gjordes i januari, som omfattade uppskattningar av naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde 1995.

Beslut om denna delredovisning har fattats av generaldirektören Björn Risinger den 28 mars 2024. (NV-11038-22).

---

<sup>2</sup> SLU Artdatabanken 2024. Underlag för regeringsuppdrag om översyn av referensarealer för naturtyper, version 3, 2024-03-05. SLU ID: SLU.dha. 2023.5.2-92.

## 2. Bakgrund

### 2.1 Rapportering av referensarealer för naturtyper enligt art- och habitatdirektivet

Referensarealer är en av parametrarna som tas fram och rapporteras till EU enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet (92/43/EEC). Direktivet antogs av EU 1992 och har som syfte att bidra till att bibehålla biologisk mångfald inom Unionen. Direktivet har varit tillämpligt i Sverige sedan vi gick med i EU 1995. Rapporteringen görs vart sjätte år. Den senaste rapporteringen gjordes 2019 och nästa rapportering ska göras i mitten av 2025 och omfatta perioden 2019 till 2024.

Art- och habitatdirektivet reglerar bevarandet av arter och naturtyper som anses skyddsvärda i ett europeiskt perspektiv. För Sveriges del omfattas 89 naturtyper och cirka 166 arter, som vardera kan finnas i flera så kallade biogeografiska regioner. I Sverige finns följande biogeografiska och marina regioner:

- Alpin
- Boreal
- Kontinental
- Marin östersjö
- Marin atlantisk

Direktivets specifika syfte är att en gynnsam bevarandestatus<sup>3</sup> ska bibehållas eller återställas för de arter och naturtyper som omfattas av direktivet. Till rapporteringen bedöms bevarandestatusen för varje art och naturtyp i varje biogeografisk eller marin region där arten eller naturtypen förekommer. Bedömningen görs utifrån en rad olika parametrar och ett omfattande underlag som till stora delar utgörs av olika delar av miljöövervakningen. Resultatet från medlemsstaterna används av EU-kommissionen för den mest omfattande sammanställningen av läget för den biologiska mångfalden i EU.

Sammantaget bygger bedömningen av bevarandestatus för naturtyper på fyra faktorer och trender för dessa:

- naturtypens areal,
- naturtypens utbredning,
- naturtypens kvalitet, inklusive strukturer, funktioner och typiska arter

---

<sup>3</sup> Enligt art- och habitatdirektivet artikel 1e anses bevarandestatusen för en naturtyp vara gynnsam när:

- dess naturliga utbredningsområde och de ytor den täcker inom detta område är stabila eller ökande, och
- den särskilda struktur och de särskilda funktioner som är nödvändiga för att den skall kunna bibehållas på lång sikt finns, och sannolikt kommer att finnas under en överskådlig framtid, och
- bevarandestatusen hos dess typiska arter är gynnsam enligt definitionen i (punkt) i.



- naturtypens framtidsutsikter, inklusive påverkansfaktorer, hot och bevarandeåtgärder.

När det gäller naturtypens areal och utbredning ska de nuvarande värdena även jämföras med så kallade referensvärden. I artikel 17-rapporteringen anger dessa behovet per biogeografisk region, det minsta värde som kan säkerställa naturtypens långsiktiga livskraft, se vidare nedan. Referensvärdet för areal kallas gynnsam referensareal, på engelska Favourable Reference Area (förkortat FRA). I EU:s vägledningsdokument beskrivs hur gynnsam referensareal bör fastställas och redovisas. Se vidare nedan.

## 2.2 Begreppet gynnsam referensareal

Begreppet gynnsam referensareal härrör från art- och habitatdirektivets artikel 1e som definierar vad som avses med gynnsam bevarandestatus för en naturtyp (i direktivet kallat livsmiljö). Begreppet gynnsam referensareal definierades första gången år 2004. Definitionen används fortfarande och lyder<sup>4</sup> :

*“Total surface area of habitat in a given biogeographical region considered the minimum necessary to ensure the long-term viability of the habitat type; this should include necessary areas for restoration or development for those habitat types for which the present coverage is not sufficient to ensure long-term viability; favourable reference value must be at least the surface area when the Directive came into force; information on historic distribution may be found useful when defining the favourable reference area; ‘best expert judgement’ may be used to define it in absence of other data.”*

I den publicerade svenska översättningen av förslaget till förordning om restaurering av natur (2022/0195 [COD] EU-parlamentet 27 februari 2024<sup>5</sup>) definieras begreppet enligt följande i punkt 8 i artikel 3:

*” gynnsam referensareal: den totala arealen av en livsmiljötyp i en viss biogeografisk eller marin region på nationell nivå som anses vara det minimum som krävs för att säkerställa långsiktig livskraft hos livsmiljötypen och dess typiska arter eller typiska artsammansättning samt denna livsmiljötyps samtliga signifikanta ekologiska variationer inom dess naturliga utbredningsområde, och som består av den befintliga arealen för livsmiljötypen och, om den arealen inte är tillräcklig för den långsiktiga livskraften hos livsmiljötypen och dess typiska arter eller typiska artsammansättning, den ytterligare areal som är nödvändig för att återetablera livsmiljötypen; om den berörda livsmiljötypen är förtecknad i bilaga I till direktiv 92/43/EEG, bidrar sådan återetablering till att gynnsam bevarandestatus för en livsmiljö uppnås, och i marina ekosystem bidrar sådan återetablering till att god miljöstatus uppnås eller bibehålls.”*

I de följande delarna av denna redovisning använder vi begreppet referensareal i stället för gynnsam referensareal.

<sup>4</sup> Assessment, monitoring and reporting of conservation status – preparing the 2001–2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 ver.3). DG Environment, 2004.

<sup>5</sup> [Antagna texter - Restaurering av natur - Tisdagen den 27 februari 2024 \(europa.eu\).](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32022R0195&from=do)

## 2.3 Bakgrund till EU-förordning om naturrestaurering

Sedan Sveriges inträde i EU år 1995 gäller att förutsättningarna för de arter och livsmiljöer som omfattas av Art- och habitatdirektivet inte får försämrats (icke-försämringskrav). Akvatiska naturtyper kan också omfattas av kravet på icke-försämring av vattenförekomstens status i EU:s ramdirektiv för vatten, som gällt i Sverige sedan år 2000. EU:s art- och habitatdirektiv, Fågeldirektivet, Vattendirektivet, Havsmiljödirektivet, Miljöskadedirektivet och EU:s förordning om invasiva arter bidrar alla till restaurering och förbättring av tillstånden i ekosystem, men i otillräcklig omfattning.

Utvärderingen av EU:s senaste biodiversitetsstrategi 2011–2020 visar att EU inte lyckades att vända förlusten av biologisk mångfald eller uppnå restaureringsmålen under perioden. Tre anledningar pekades ut som viktiga förklaringar till varför måluppfyllelse uteblev: 1) Få länder utvecklade strategier för restaurering som innehöll planering, finansiering av åtgärder och uppföljning, 2) Målen var formulerade på unionsnivå och det saknades mätmetoder för att bedöma utvecklingen mot målen, 3) De frivilliga biodiversitetsmålen prioriterades lägre än andra mål inom EU-program och -finansiering.

Inom EU:s nuvarande biodiversitetsstrategi 2030 understryks behovet av ett bindande ramverk för restaurering med tidsbundna och arealbaserade mål, planering av finansiering, övervakning och tillsyn. Strategin ska bidra till att uppfylla Kunming-Montreal-avtalet, Parisavtalet (restaurering av natur och ekosystem var en av de fem prioriteringarna på COP26) och EU:s klimatanpassningsstrategi. Utöver naturrestaureringsförordningen kommer flera kommande initiativ på EU-nivå att påverka förutsättningarna för restaurering av natur, till exempel CAP, EU:s klimatlag och LULUCF, förnybarhetsdirektivet, EU:s skogsstrategi och markhälsodirektivet.

## 2.4 Referensarealers betydelse i förslaget till EU-förordning om restaurering

Referensarealerna kan komma att få en större operativ betydelse i och med EU-kommissionens förslag till förordning om restaurering av natur. Kommissionens förslag presenterades i juni 2022 och har under uppdragstiden hanterats i Europeiska unionens råd och Europaparlamentet, i enlighet med EU:s lagstiftningsprocess. Under hösten/vintern 2023–24 har ett justerat lagförslag förhandlats fram som antogs av EU-parlamentet den 27 februari 2024. Det finns en svensk översättning av förslaget och i den här redovisningen har vi använt denna svenska översättning när vi refererar till lagförslaget – se ref 3. Några steg kvarstår i lagstiftningsprocessen men EU-kommissionen förväntar sig att förordningen träder i kraft före halvårsskiftet 2024.

Förslaget till ny förordning innebär flera bindande och tidsatta mål som knyts direkt till referensarealerna. Det främsta exemplet är troligen restaureringsmålen i artikel 4, punkt 4–6:

*“4. Medlemsstaterna ska genomföra de restaureringsåtgärder som är nödvändiga för att återetablera de livsmiljötyper som förtecknas i bilaga I i områden där dessa livsmiljötyper inte förekommer i syfte att uppnå den gynnsamma referensarealen för dessa livsmiljötyper. Dessa åtgärder ska genomföras i områden som motsvarar minst 30 % av den ytterligare yta som krävs för att uppnå den gynnsamma referensarealen för varje grupp av livsmiljötyper som förtecknas i bilaga I, enligt vad som kvantifieras i den nationella restaureringsplan som avses i artikel 15, senast 2030, på en areal som motsvarar minst 60 % av den ytan senast 2040, och 100 % av den ytan senast 2050.*

*5. Genom undantag från punkt 4 i denna artikel får en medlemsstat, om den anser att det inte är möjligt att senast 2050 genomföra de restaureringsåtgärder som är nödvändiga för att uppnå den gynnsamma referensarealen för en specifik livsmiljötyp på 100 % av arealen, fastställa en lägre procentsats på en nivå mellan 90 % och 100 % i sin nationella restaureringsplan som avses i artikel 15 och lämna en tillräcklig motivering. I sådana fall ska medlemsstaten gradvis genomföra de restaureringsåtgärder som är nödvändiga för att uppnå den lägre procentsatsen fram till 2050. Senast 2030 ska dessa restaureringsåtgärder omfatta minst 30 % av den ytterligare areal som krävs för att uppnå en sådan lägre procentsats fram till 2050, och senast 2040 ska de omfatta minst 60 % av den ytterligare areal som krävs för att uppnå en sådan lägre procentsats fram till 2050.*

*6. Om en medlemsstat tillämpar undantaget enligt punkt 5 på specifika livsmiljötyper ska den skyldighet som anges i punkt 4 tillämpas på de återstående livsmiljötyper som ingår i de grupper av livsmiljötyper som förtecknas i bilaga I och som dessa specifika livsmiljötyper tillhör.”*

Naturtyperna som förtecknas i bilaga I till restaureringsförordningen motsvarar alla naturtyper på land, vid kuster och i sötvatten som förtecknas i art- och habitatdirektivets bilaga I. I förordningsbilagan delas de in i sex grupper (i korthet våtmarker, gräsmarker, sötvatten, skogar, hedar och buskmarker, klippor och dyner), som är de “grupper av livsmiljötyper” som åtagandena i artikel 4.4 avser. Marina ekosystem hanteras på ett delvis motsvarande sätt i restaureringsförordningens artikel 5 och dess bilaga II.

Förutsatt att den nu överenskomna lagtexten antas och träder i kraft kommer den bland annat att innebära att medlemsstaterna till 2050 ska genomföra de åtgärder som är nödvändiga för att ”återetablera de livsmiljötyper som förtecknas i bilaga I i områden där dessa livsmiljötyper inte förekommer i syfte att uppnå den gynnsamma referensarealen för dessa livsmiljötyper”. Kravet gäller genomförandet av de åtgärder som behövs, men Kommissionen har förklarat att man är medveten om att det däremot inte alltid kommer att vara möjligt att åtgärderna lett till att de berörda arealerna uppnått ett sådant tillstånd till 2050 att de motsvarar naturtyper (livsmiljötyper). Enligt artikel 4, punkt 5–6 i förslaget från den 27 februari finns möjlighet för medlemsstaten att sänka ambitionsnivån för 2050 ner till som lägst

90 % om 100 % inte bedöms möjligt.

Artikel 4, punkt 17 (a) i förslaget förtydligar ambitionsnivån för att nå referensarealer i restaureringsarbetet som lagstiftaren avser: *“en ökning av arealen i gott tillstånd för de livsmiljötyper som förtecknas i bilaga I till dess att minst 90 % är i gott tillstånd och till dess att den gynnsamma referensarealen för varje livsmiljötyp i varje biogeografisk region inom den berörda medlemsstaten har uppnåtts”*.

Kravet i 4(17)(a) är inte tidsatt men enligt förslagets övergripande mål i artikel 1(2) ska medlemsstaterna genomföra de åtgärder som krävs för att nå målen senast 2050.

Samma krav som ovan ställs för marina habitat i förslagets artikel 5(4) och 5(17)(a), för de habitat som listas i bilaga II till förslaget. Habitaterna i bilaga II är däremot grupperade enligt European nature information system (EUNIS) klassificering och inte den klassificering och gruppering som används i art- och habitatdirektivet. Enligt artikel 14(2)(a)(iii) i lagförslaget ska medlemsstaterna ta fram referensarealer även för habitaterna i bilaga II (i den nationella restaureringsplanen), men det har inte ingått i föreliggande regeringsuppdrag att ta fram förslag till referensarealer för EUNIS-habitaterna.

## 2.5 Avskogningsförordningen

Under våren 2023 antog Europaparlamentet och rådet Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2023/1115 om tillhandahållande på unionsmarknaden och export från unionen av vissa råvaror och produkter som är förknippade med avskogning och skogsförstörelse och om upphävande av förordning (EU) nr 995/2010, avskogningsförordningen. Avskogningsförordningen kan komma att påverka möjligheten att restaurera/återställa gräsmarker.

Det är inte klargjort om till exempel restaurering av skog till naturtypen 9070, *trädklädd betesmark*, skulle kunna räknas som avskogning i avskogningsförordningens bemärkelse. I restaureringsförordningsförslaget nämns i skältexterna, punkt 31, att *kommissionen kommer att utarbeta riktlinjer, såsom nämns i skäl 36 i Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2023/1115, för att klargöra tolkningen av definitionen av ”jordbruksanvändning” i den förordningen, särskilt när det gäller omvandling av skog till mark för andra ändamål än jordbruksanvändning*.

# 3. EU:s format och vägledning för referensarealer enligt art- och habitatdirektivet

## 3.1 Format och vägledning från EU

Begreppet referensareal introduceras i bakgrundkapitlet (avsnitt 2.2). Här följer en kort beskrivning av EU:s nuvarande vägledning och format för att ta fram och rapportera referensarealer.

Format och vägledning diskuteras i en expertgrupp (Expert Group on Reporting under the Nature Directives), där medlemsländerna är representerade. Dokumenten beslutas sedan i enlighet med habitatdirektivets bestämmelser och övrig EU-rätt. EU-kommissionen lägger normalt fram förslag och när medlemsstaterna ställt sig bakom dessa i habitatkommittén med tillräcklig majoritet kan kommissionen anta dokumenten. Medlemsstaterna förväntas följa format och vägledningar i enlighet med EU-fördragets princip om lojalt samarbete (artikel 4.3 i EU-fördraget) och habitatdirektivets bestämmelser.

EU:s nu gällande format och vägledning består av följande delar:

- Reporting Format Art. 17<sup>6</sup>
- Explanatory Notes Art. 17<sup>7</sup>
- Guidelines Art. 17<sup>8</sup>
- Diverse checklistor, referensmaterial och exempel

Samtliga dokument finns tillgängliga på kommissionens webbplats ([https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats\\_art17/index.html](https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/index.html)). Där finns också länkar till sidor med motsvarande dokument som gällt vid tidigare rapporteringar.

---

<sup>6</sup> Reporting format referred to in Article 17 of Directive 92/43/EEC (Habitats Directive). Final version, June 2023.

<sup>7</sup> Explanatory Notes in support to the Reporting Format referred to in Article 17 of Directive 92/43/EEC (Habitats Directive). Final version, June 2023.

<sup>8</sup> Guidelines on concepts and definitions Article 17 of Directive 92/43/EEC Reporting period 2019–2024. Final version, June 2023.

### 3.1.1 Olika metoder och rapporteringsformat accepteras

Det krävs mycket kunskap för att kunna fastställa referensarealer för naturtyper. Ibland finns inte tillräcklig kunskap för att ange en referensareal i km<sup>2</sup>. Därför medger rapporteringsformatet flera olika sätt att redovisa referensvärden.

Vid den senaste rapporteringen (2019) kunde referensarealer antingen rapporteras med siffror, eller med så kallade operatörer, som angav om referensarealen är ungefär lika stor ( $\approx$ ), större än ( $>$ ), mycket större än ( $>>$ ), eller mindre än ( $<$ ) den befintliga arealen av respektive naturtyp. Enligt den då gällande vägledningen skulle alternativet ”mycket större än” väljas då referensarealen var mer än 10 % över befintlig areal. Vid nästa rapporteringstillfälle (2025) kommer operatorerna att ersättas med intervaller, som är ett ungefärligt mått på hur den nuvarande arealen förhåller sig till referensarealen (det vill säga det önskvärda läget).

Enligt EU:s gällande rapporteringsformat för rapporteringen 2025 ska referensarealen redovisas på något av följande tre sätt (a, b eller c):

- a) Referensarealen anges i km<sup>2</sup>
- b) Om en exakt referensareal inte kan fastställas i km<sup>2</sup> ska man i stället uppskatta hur den nuvarande arealen förhåller sig till referensarealen. Man ska då redovisa referensarealen genom att välja ett av följande intervall, där den nuvarande arealen är:
  - ungefär lika stor som referensarealen (mindre än 2% mindre än referensarealen)
  - mellan 2 och 10 % mindre än referensarealen
  - mellan 11 och 25 % mindre än referensarealen
  - mellan 26 och 50 % mindre än referensarealen
  - mellan 50 och 100 % mindre än referensarealen

- c) Referensarealen är okänd

Referensarealen ska endast rapporteras som okänd i de fall då det i princip helt saknas uppgifter om nuvarande arealer och historiska sammanhang.

Rapporteringsformatet kräver också att man anger vilken metod som använts för att uppskatta referensarealen. Där finns följande fyra alternativ (fler än ett alternativ kan väljas):

- Modellbaserad ansats
- Referensbaserad ansats
- Expertbedömning
- Annan metod (som då ska beskrivas i ett fritextfält)

Om modellbaserad eller referensbaserad ansats använts så ska man även bedöma och ange kvaliteten på det underlag som använts. Då används en tregradig skala (hög, medel, låg).

I rapporteringen till EU är det frivilligt att ange vilken areal som fanns då direktivet trädde i kraft (vilket för Sveriges del är 1995, då vi gick med i EU).

### 3.1.2 Vägledningens generella principer

Texten i detta avsnitt är hämtad ur den engelskspråkiga vägledningen och översatt av Naturvårdsverket. Det finns ingen officiell svensk översättning.

Den nu gällande vägledningen (Guidelines Art 17) anger att det är lämpligt att samla in all relevant information om naturtypen för att förstå dess ekologiska och historiska kontext innan referensvärden sätts. I linje med det ska enligt vägledningen, i idealfallet, data och information om följande faktorer samlas in, i den mån det finns, och användas för att uppskatta referensvärden för naturtyper:

- Nuvarande situation inklusive bedömning av brister, påverkansfaktorer och problem.
- Trender (kortsiktiga, långsiktiga, historiska, det vill säga långt innan direktivet trädde i kraft).
- Naturlig ekologisk och geografisk variation (inklusive variation i artsammansättning, variation i förhållanden under vilka naturtyper förekommer, variation av ekosystem).
- Ekologisk potential (potentiellt utbredningsområde, med hänsyn till fysiska och ekologiska förhållanden, samtida potentiell naturlig vegetation).
- Naturligt utbredningsområde, historisk fördelning och täthet av förekomster och orsaker till förändringar, inklusive trender.
- Konnektivitet och fragmentering.
- Naturtypens dynamik.
- Behoven hos naturtypens typiska arter.

Vidare bör enligt vägledningen följande generella principer vägas in i processen då referensvärden sätts:

- Referensvärden bör baseras på ekologiska/biologiska överväganden.
- Referensvärden bör fastställas med hjälp av bästa tillgängliga kunskap och vetenskapliga expertis.
- Referensvärden bör fastställas med hänsyn till försiktighetsprincipen och inkludera en säkerhetsmarginal för osäkerhet.
- Referensvärden bör i princip inte vara lägre än värdena när habitatdirektivet trädde i kraft, eftersom de flesta naturtyper har listats i bilagorna på grund av sin ogynnsamma status. Utbredningen och storleken (arean) vid datumet för direktivets ikraftträdande är inte nödvändigtvis lika med referensvärden.
- Referensvärden är inte nödvändigtvis lika med nationella mål. ”Att fastställa gynnsamma referensvärden måste särskiljas från att fastställa konkreta mål; att sätta upp mål skulle innebära att sådana referensvärden översätts till operativa, praktiska och genomförbara kort-, medel- och långsiktiga mål/milstolpar. Detta skulle uppenbarligen inte bara involvera tekniska frågor utan vara relaterat till resurser och andra faktorer.”<sup>9</sup>

---

<sup>9</sup> Assessment, monitoring and reporting of conservation status – preparing the 2001–2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 ver.3). DG Environment, 2004.

- Referensvärden motsvarar inte automatiskt ett givet ”historiskt maximum” eller ett specifikt historiskt datum. Historisk information (till exempel en tidigare stabil situation innan förändringar inträffade på grund av reversibla påverkansfaktorer) bör dock beaktas vid bedömning av referensvärden.
- Referensvärden motsvarar inte automatiskt det ”potentiella värdet” (högsta möjliga omfattning), vilket dock bör användas för att förstå restaureringsmöjligheter och begränsningar.

Även om referensvärden behöver sättas separat för utbredningsområde och areal finns det ett tydligt förhållande mellan utbredningsområde och areal för en naturtyp, eftersom all ekologisk variation av betydelse inom det naturliga utbredningsområdet måste ingå i bedömningen. Detta gör att en iterativ process behövs då referensvärden sätts för att säkerställa att det ena värdet tar hänsyn till det andra, till exempel att ytor/bestånd av naturtypen är tillräckligt stora med ett lämpligt utbredningsområde för att innefatta alla dess strukturella beståndsdelar, dess typiska arter och en karaktäristisk funktion.

Varje medlemsstat ska rapportera referensvärden per biogeografisk/marin region. Dessa geografiska enheter kan dock vara olämpliga när en logik för referensvärden baserad på naturtypernas ekologi tas fram. Det är därför att rekommendera att bestämma referensvärdet på den lämpligaste skalan (ofta nationell, ibland supranationell) och att härleda värdena per region ur detta värde, till exempel genom en proportionell fördelning baserat på utbredningen och/eller storlek/areal.

När referensvärden sätts behöver man komma ihåg att flera naturtyper potentiellt kan förekomma på samma område, till exempel skulle en viss yta mark, beroende på historia och nuvarande skötsel, kunna vara både gräsmark, hedmark och skog. I de fall då flera naturtyper potentiellt skulle kunna täcka samma yta ska prioritet ges till den mer sällsynta eller hotade naturtypen, till regionalt viktiga undertyper eller specifika uppsättningar av typiska arter som bara kan utvecklas på platsen i fråga. Det behöver också säkerställas att de referensarealer som sätts inte tillsammans överstiger den yta som finns i regionen. Av vägledningen (s. 67) framgår också att en naturtyp kan ingå i en annan naturtyp; naturtyperna kan alltså överlappa varandra och där så är fallet ska båda naturtyperna räknas och rapporteras. Mer om de steg som beskrivs i EU-vägledningen står i kapitel 5.

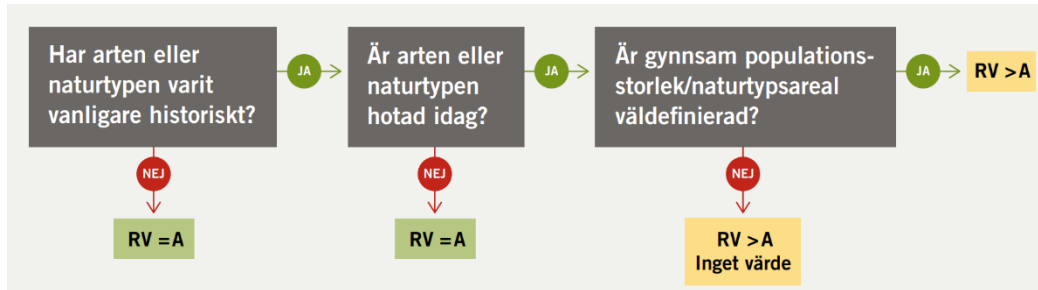
### 3.1.3 Referens- och modellbaserade ansatser

I EU:s vägledning beskrivs en stegvis process för att sätta referensarealer. Processen inleds med att samla information för att förstå naturtypens ekologi, inklusive dess nuvarande och tidigare utbredning och förekomstareal, strukturer, funktioner och typiska arter, trender, påverkansfaktorer och hot samt uppgifter om större historiska förändringar. Den historiska tillbakablicken bör omfatta de senaste två till tre seklen.

Nästa steg är att välja vilken metod som ska användas för att uppskatta referensareal, baserat på tillgången på underlag. Om tillgänglig kunskap tyder på att den nuvarande arealen är tillräcklig, kan en expertbedömning göras att referensarealen motsvarar dagens areal eller, om arealen minskat sedan vi gick med i EU, arealen 1995. En förutsättning för att arealen 1995 ska kunna anges som

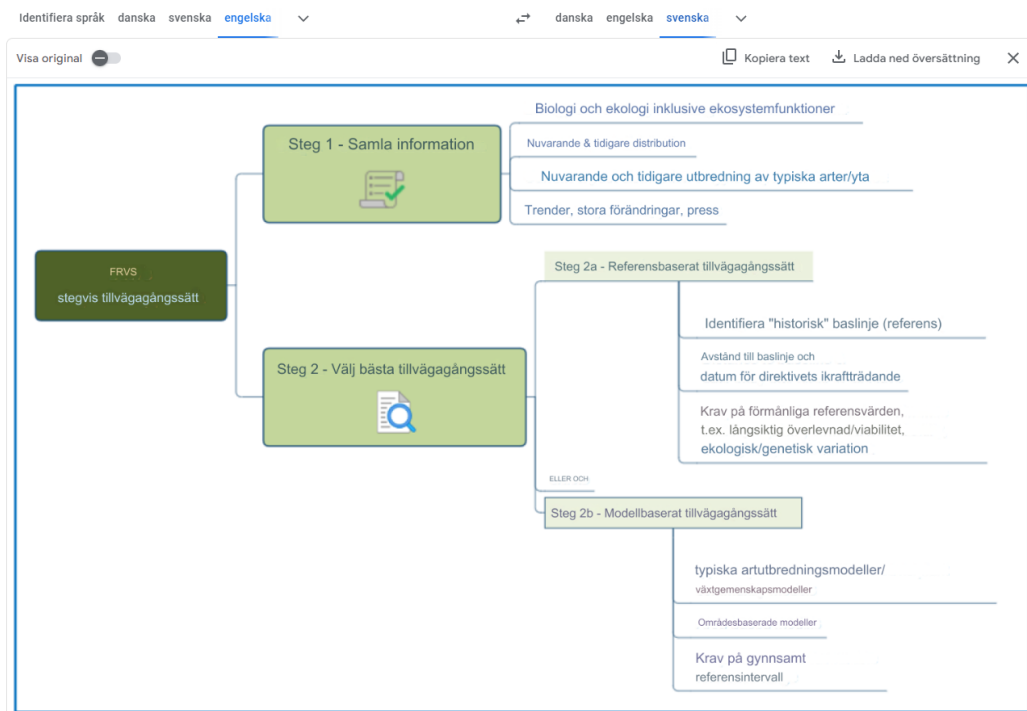


referensareal är alltså att den arealen bedöms som tillräcklig för att säkerställa naturtypens långsiktiga fortlevnad och möjlighet att uppnå gynnsam bevarandestatus (se figur 3.1).



**Figur 3.1.** Flödesschema över arbetsgången för framtagandet av referensvärden för arter och naturtyper. RV=referensvärde. A=aktuellt värde. Figuren är hämtad ur "Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013–2018", sid. 99.

Om tillgängligt underlag tyder på att den nuvarande arealen inte är tillräcklig ur ett ekologiskt perspektiv behöver man gå vidare i analysen. Vägledningen beskriver då två metoder som kan användas för att uppskatta referensareal: referensbaserad och modellbaserad (se figur 3.2).



**Figur 3.2.** Illustration av den stegvisa processen för att sätta referensvärden. Automatiskt översatt till svenska av Google translate. Källa: sid. 76. Guidelines on concepts and definitions Article 17 of Directive 92/43/EEC. Reporting period 2019–2024. Final version, June 2023.

I en referensbaserad ansats jämförs nuvarande areal med historiska arealer vid en gynnsam period och vid tidpunkten då direktivet trädde i kraft. I de fall det konstateras att nuvarande areal inte är tillräcklig ska man även identifiera vilka ytterligare områden inom sitt naturliga område som behöver täckas av naturtypen i

framtiden för att återställa en tidigare areal som är tillräckligt stor och väl fördelad för att rymma livskraftiga områden på lång sikt. I det sammanhanget ska man även väga in vad som är tekniskt och ekologiskt möjligt.

En modellbaserad ansats utgår i stället ifrån en ekologisk modell som tar fram den minimiareal som behövs för att livsmiljön ska fungera väl och skydda mot naturliga störningar och antropogena effekter i hela utbredningsområdet.

I vissa fall behöver en kombination av dessa metoder användas och vägledningen rekommenderar därför ett iterativt arbete där kunskap från båda metoderna används.

I de fall det konstateras att nuvarande areal inte är tillräcklig ska man även identifiera vad som behöver göras för att restaurera eller återskapa naturtyper till deras tidigare nivåer. I det sammanhanget bör man även väga in huruvida restaurering eller återskapande är tekniskt och ekologiskt möjligt. Vägledningen specificerar inte närmare vad som avses med tekniskt och ekologiskt möjligt. Sverige och flera andra länder har lyft behovet av förbättrad vägledning om referensvärden och särskilt påtalat behovet av tydligare vägledning om tekniskt och ekologiskt möjligt.<sup>10</sup>

### 3.1.4 1995 års arealer

Uppgiften om vilken areal som fanns då direktivet trädde i kraft (för Sveriges del 1995 då vi gick med i EU) är frivillig i rapporteringsformatet och finns med i formatet för första gången vid rapporteringen 2025. Syftet med denna frivilliga uppgift är att kunna visa vilka framsteg som gjorts.<sup>11</sup>

---

<sup>10</sup> European Commission (2023). Support to Member States on setting Favourable Reference Values. Report expert group 23 november 2023.

<sup>11</sup> Explanatory Notes in support to the Reporting Format referred to in Article 17 of Directive 92/43/EEC (Habitats Directive), sid. 83: "Surface area when Directive came into force (optional). The surface area at the time the Directive came into force can be provided in field 5.16. This is an optional and free text field to see progress with regard to the current area reported."

## 4. Referensarealer i andra EU-länder

I regeringsuppdraget anges att det ska redovisas hur metodval och redovisningsprinciper förhåller sig till andra länder med liknande biogeografiska förhållanden som Sverige. I detta avsnitt sammanfattas resultatet av de jämförelser som gjorts i samband med genomförandet av regeringsuppdraget, dels ett uttag ur databasen som innehåller ländernas senaste rapportering, dels resultatet av en enkät till länderna kring Östersjön. Här redovisas även kommissionens arbete och hur Sverige bidrar i detta, samt några andra skillnader mellan ländernas tillämpning av art- och habitatdirektivet, som har betydelse i sammanhanget.

### 4.1 Utveckling av EU:s gemensamma vägledning

Vid framtagandet av referensarealer utgår alla EU-länder från samma rapporteringsformat och vägledning från EU-kommissionen.<sup>12</sup> Formatet medger olika sätt att rapportera referensarealer, och vägledningen beskriver flera olika metoder som kan användas för att ta fram referensarealerna. Metoderna är olika lämpliga bland annat beroende på vilken kunskap som finns om naturtyperna. Kommissionens målsättning är att länderna ska ge en så korrekt bild som möjligt utifrån tillgänglig kunskap och att resultaten ska vara jämförbara och möjliga att sammanställa på EU-nivå. Eftersom vägledningen medger flera alternativa metoder och format för rapportering är det dock väntat och rimligt att länderna gör på olika sätt. Samtliga metoder bör dock utgå ifrån de generella principer som beskrivs i vägledningen.

EU-kommissionen har under lång tid arbetat med att förbättra vägledningen om referensvärden, i dialog med medlemsländerna och experter på EU-nivå (European Environmental Agency, European Topic Centre on Biodiversity samt Directorates General Environment). År 2015 tillsatte kommissionen en tillfällig arbetsgrupp om referensvärden under Expert Group on Reporting under the Nature Directives. Sverige deltog aktivt i denna arbetsgrupp. Vägledningen uppdaterades inför rapporteringen 2019, och samma år färdigställdes en konsultrapport bestående av

---

<sup>12</sup> EU:s format och vägledning för rapporteringen beskrivs närmare i kap. 3.

två delar: en teknisk rapport<sup>13</sup> och en sammanställning med exempel<sup>14</sup>. Båda dessa rapporter finns nu tillgängliga på EU:s referensportal<sup>15</sup> för rapporteringen.

Sverige har bidragit aktivt i arbetet på EU-nivå även inför rapporteringen 2025. I samband med att kommissionen presenterade förslaget till förordning om restaurering av natur 2022 lyfte Sverige behovet av tydligare vägledning om referensarealer. Sverige har också framfört önskemål om att kommissionen borde sammanställa hur länderna hanterat och rapporterat referensarealer, eftersom det är tydligt att det finns skillnader, även om kommissionens strävan är att få ett likvärdigt underlag från länderna. Under hösten 2023 genomförde kommissionen en enkät till medlemsländerna, se vidare nedan.

Inför rapporteringen 2025 har kommissionen gjort en del justeringar i format och vägledning. Bland annat har operatorerna ersatts med intervaller, i syfte att få mer kvantitativa mått på referensarealer. Det blir också obligatoriskt för länderna att indikera vilken metod som använts för att sätta referensarealer.

## 4.2 Skillnader mellan länders tillämpning av EU:s naturtypsbeskrivningar

Då skillnader i referensarealer analyseras behöver man beakta att det finns andra skillnader mellan länder, dels vad gäller hur landskapet ser ut idag och hur det sett ut historiskt, dels vad gäller hur art- och habitatdirektivet införts och tillämpas i olika medlemsländer. En sådan skillnad, som har betydelse för skattningen av referensarealer, är tillämpningen av EU:s naturtypsbeskrivningar, Interpretation Manual of European Union Habitats.

Art- och habitatdirektivet fanns redan då Sverige gick med i EU. Därmed fanns redan en förteckning med naturtyper. Vissa naturtyper lades till då Sverige och Finland kom med som medlemmar, exempelvis *västlig taiga* (9010) *silikatgräsmarker* (6270), *trädklädda betesmarker* (9070) och *naturliga större vattendrag av fennoskandisk typ* (3210). I flera fall blev dessa tillagda "fennoskandiska" naturtyper brett beskrivna, i syfte att fånga in väsentliga landskapsformande naturmiljöer. Det medför att dessa naturtyper kan rymma miljöer av olika slag; till exempel ryms både ekhagar och barrskogsbeten i naturtypen *trädklädd betesmark* (9070). Sverige har i efterföljande arbete utvecklat vägledning för dessa brett definierade naturtyper för att kunna ange vad som karakteriserar dem och vad som krävs för att de ska bedömas vara i gott tillstånd.

<sup>13</sup> Bijlsma R.J. et al (2019) Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives. Technical report.

<sup>14</sup> Bijlsma R.J. et al (2019) Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives. Examples of setting favourable reference values.

<sup>15</sup> Reference portal for reporting under Article 17 of the Habitats Directive ([https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats\\_art17/index\\_html](https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/index_html)).

Även våtmarkerna, som omfattar mycket stora arealer i den boreala regionen, indelas i relativt få naturtyper. För vissa andra naturtypsgrupper, där indelningen i naturtyper skedde innan Sverige och Finland gick med i EU, exempelvis dyner, finns det i stället många enskilt beskrivna naturtyper.

De naturtyper som omfattas av art- och habitatdirektivet listas i dess bilaga I. För att få en så enhetlig tolkning som möjligt av dessa finns en tolkningsmanual på EU-nivå (Interpretation Manual of European Union Habitats). Redan då habitatdirektivet trädde i kraft fanns naturtypsbeskrivningar från arbetet med Corine Biotopes och beskrivningarna har sedan förbättrats och kompletterats vid flera tillfällen. De flesta, möjligen alla, medlemsstater har även tagit fram nationella vägledning för hur naturtyperna ska definieras, avgränsas och förvaltas. Alla nationella tolkningar av vad som är en viss naturtyp förväntas rymmas inom ramen för beskrivningen i den EU-gemensamma tolkningsmanualen. I praktiken är dock inte samordningen perfekt, och skillnader i hur naturtyperna definieras och avgränsas kan påverka hur stora arealer man bedömer finns av respektive naturtyp och hur stor referensarealen behöver vara.

För bokskogsmiljöerna inkluderar Sverige endast bokskogsmiljöer med en ganska hög grad av naturlighet i sin definition, medan andra länder kan inkludera även produktionsskog av bok. I dessa länder kan det å andra sidan innebära att länderna kan ha stora utmaningar när det gäller kriterier för kvalitet, vilket medför att dessa naturtyper inte uppfyller samtliga kriterier för gynnsam bevarandestatus. Tillämpning av EU:s naturtypsbeskrivningar kan även skilja sig mellan de boreala länderna; bland annat har Sverige och Finland gjort olika bedömningar av förekomsterna av *åsbarrskog* (9060) (se bilaga 3).

## 4.3 Jämförelse av ländernas rapportering 2019

Som framgår av avsnitt 4.1 så sker samordning och utbyte mellan länderna främst på EU-nivå, i Expert Group on Reporting under the Nature Directives, under ledning av kommissionen. Länderna har även kontakt genom återkommande biogeografiska seminarier. Inför tidigare rapporteringar har Sverige även haft kontakt med länder bilateralt för att diskutera exempelvis populationer som rör sig över landsgränser. Inför rapporteringen 2019 genomfördes även två digitala möten med representanter från länderna i boreal region, för att diskutera vilka metoder som skulle användas vid rapporteringen.

Inom ramen för regeringsuppdraget har SLU Artdatabanken haft i uppdrag att ta fram underlag om andra länders arbete.<sup>16</sup> SLU Artdatabanken har bland annat sammanställt uppgifter ur EU:s databas, där alla EU-länders senaste rapportering

---

<sup>16</sup> SLU Artdatabanken 2023. Internationell utblick - underlag för regeringsuppdrag om översyn av referensarealer för naturtyper. 2023-11-10. SLU ID: SLU.dha. 2023.5.2-92.

enligt art- och habitatdirektivets finns.<sup>17</sup> Undersökningen avgränsades till att omfatta naturtypsgrupperna<sup>18</sup> skog, gräsmarker och våtmarker i boreal och kontinental region. I den boreala regionen ingår bara fem länder (Sverige, Finland, Estland, Lettland och Litauen), vilket innebär att jämförelsematerialet i boreal region är ganska litet. Den kontinentala regionen omfattar fjorton länder.

SLU Artdatabankens genomgång visar på stora skillnader mellan ländernas beskrivningar av hur arealer och referensarealer tagits fram. Många länder har inte beskrivit sin metod för att ta fram referensarealer alls eller särskilt utförligt, och det var inte heller obligatoriskt att beskriva metoden. Detta försvårar eller till och med omöjliggör jämförelsen av hur länderna gått till väga.

När det gäller hur länderna rapporterat kan man konstatera att Sverige har redovisat referensarealer med siffror (i km<sup>2</sup>) i större utsträckning än många andra länder. Av de sammanlagt 187 referensarealer som Sverige rapporterade år 2019 var 130 (dvs. 70 %) uttryckta med siffror. Även länder som Tyskland, Luxemburg och Bulgarien använde sig i varierande grad av siffror. För många naturtyper (30 % av bedömningarna) valde Sverige, i likhet med många andra länder, att redovisa referensarealer med operatorer ( $\approx$ ,  $>$ ,  $\gg$ ,  $<$ ).

Eftersom ländernas rapportering av referensarealer 2019 utgjordes av en blandning av siffror och operatorer, ”översatte” SLU Artdatabanken alla siffror till operatorer för att möjliggöra nedanstående jämförelser mellan länder. Resultaten redovisas i figur 4.1–4.6. Av sammanställningen framgår att många länder bedömde att det behövs större areal av många naturtyper. Sverige sticker dock ut genom att i högre grad än andra ange att det krävs mycket större areal. I kategorin ”mycket mera” areal ingår samtliga fall där referensarealen är mer än 10 % större än befintlig areal.<sup>19</sup> Det kan alltså röra sig om allt ifrån att befintlig areal behöver öka med 10 % till att det behövs en mångdubbling av arealen.

I SLU Artdatabankens sammanställning<sup>20</sup> redovisas även jämförelser av ländernas bedömning av naturtypernas bevarandestatus. Då är skillnaderna mellan länderna mindre påtagliga, eftersom många naturtyper har bristande kvalitet och i den samlade bedömningen av bevarandestatus vägs även kvaliteten in.

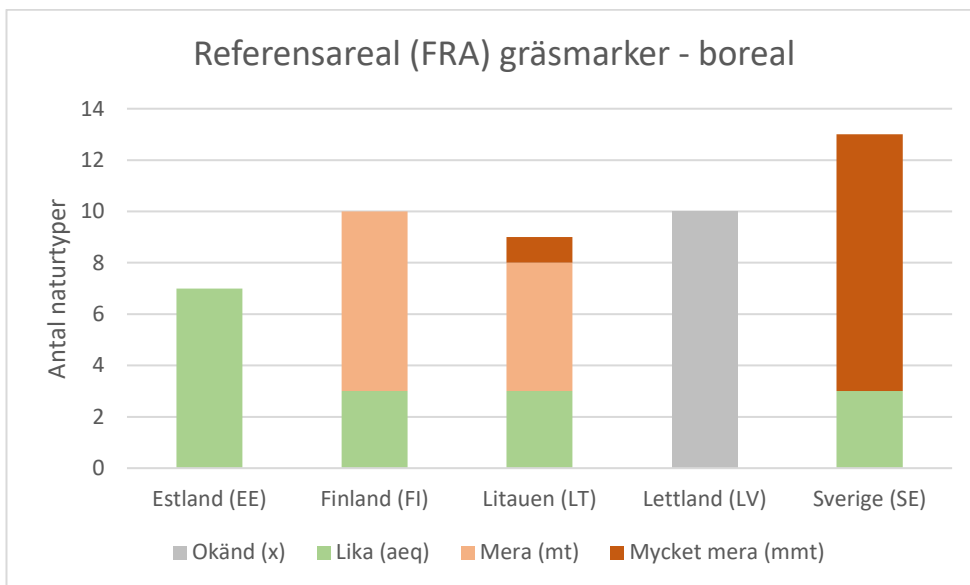
---

<sup>17</sup> Tidigare rapporteringar från samtliga medlemsländer finns här: [nature-art17.eionet.europa.eu/article17/](https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/)

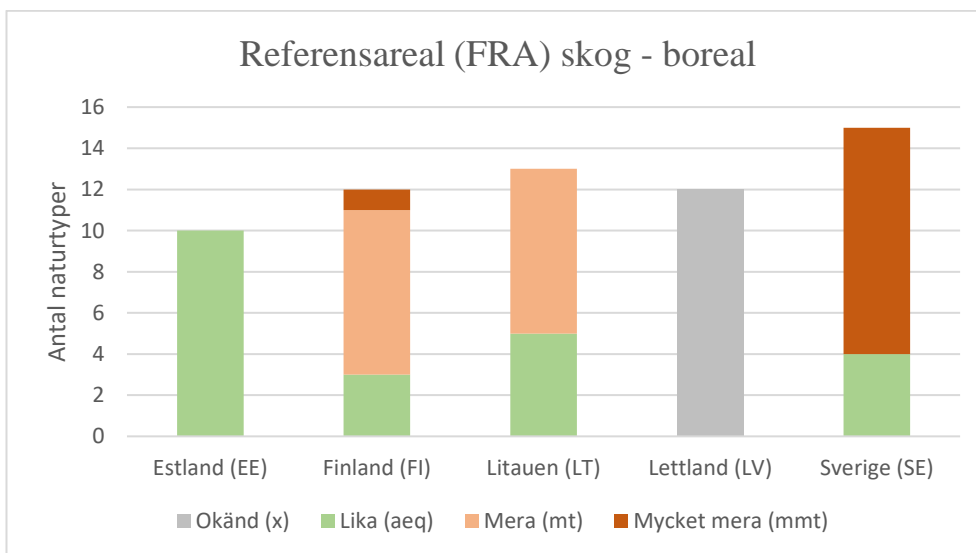
<sup>18</sup> Indelningen i naturtypsgrupper följde EU:s indelning i databasen.

<sup>19</sup> Enligt vägledningen skulle alternativet ”mycket större än” väljas då referensarealen var mer än 10 % över befintlig areal.

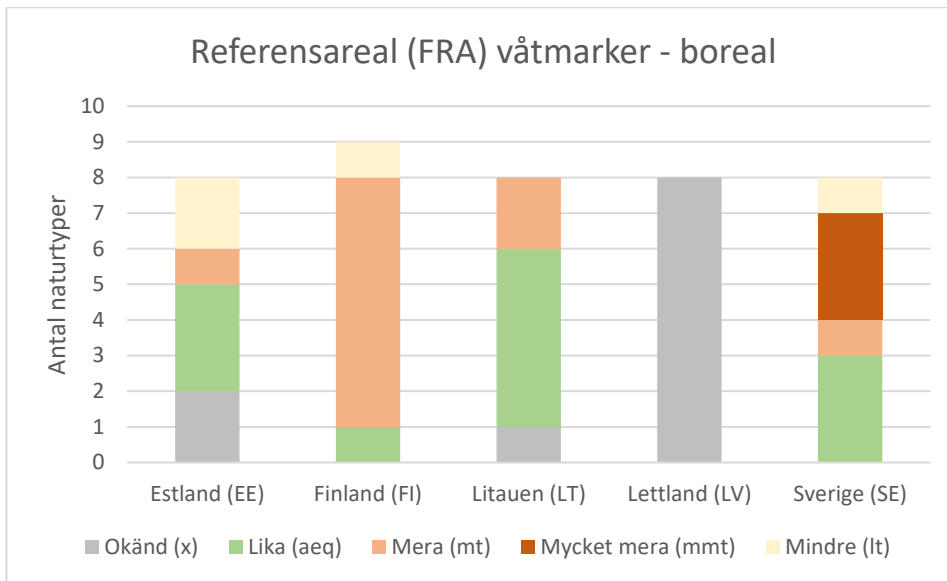
<sup>20</sup> SLU Artdatabanken 2023. Internationell utblick - underlag för regeringsuppdrag om översyn av referensarealer för naturtyper. 2023-11-10. SLU ID: SLU.dha. 2023.5.2-92.



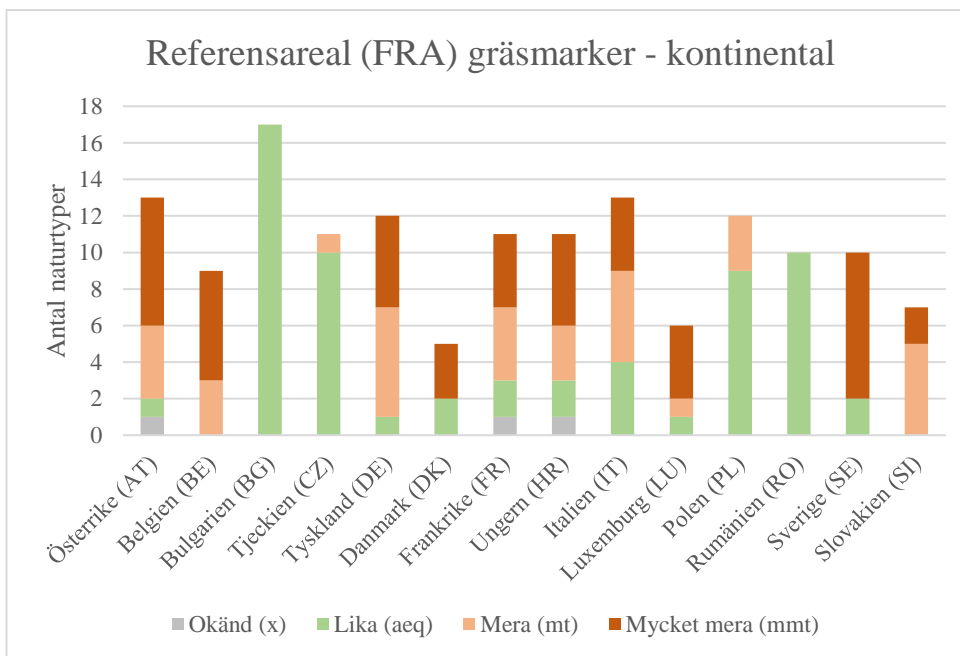
**Figur 4.1.** Referensarealer rapporterade för gräsmarker (6000-serien) per land i boreal biogeografisk region 2019. Inget av dessa länder rapporterade referensarealer för gräsmarker med siffror; samtliga använde operatorer. Estland rapporterade att referensarealerna för samtliga gräsmarksnaturtyper var ungefär lika stora som befintliga arealer. Finland och Litauen rapporterade att det behövs mer av de flesta gräsmarksnaturtyper. Lettland rapporterade samtliga referensarealer som okända. Sverige rapporterade att det behövs mycket mera, dvs mer än 10 % mer än befintlig areal, av flertalet gräsmarksnaturtyper i boreal region. För 3 av 13 gräsmarksnaturtyper i boreal region rapporterade Sverige att referensarealen ungefär motsvarar befintliga arealer.



**Figur 4.2.** Referensarealer rapporterade för skogar (9000-serien) per land i boreal biogeografisk region 2019. Sverige var det enda landet som rapporterade referensarealer med siffror för skogliga naturtyper i boreal region. Värdena har dessa översatts till operatorer för att möjliggöra jämförelsen i figuren. I kategorin "mycket mera" ingår alla naturtyper där referensarealen är mer än 10 % större än befintlig areal. Estland rapporterade att referensarealerna för samtliga skogliga naturtyper var ungefär lika stora som befintliga arealer. Finland och Litauen rapporterade att det behövs mer av de flesta skogsnaturtyper. Lettland rapporterade samtliga referensarealer som okända. Sverige rapporterade att det behövs mycket mera av flertalet skogsnaturtyper i boreal zon.

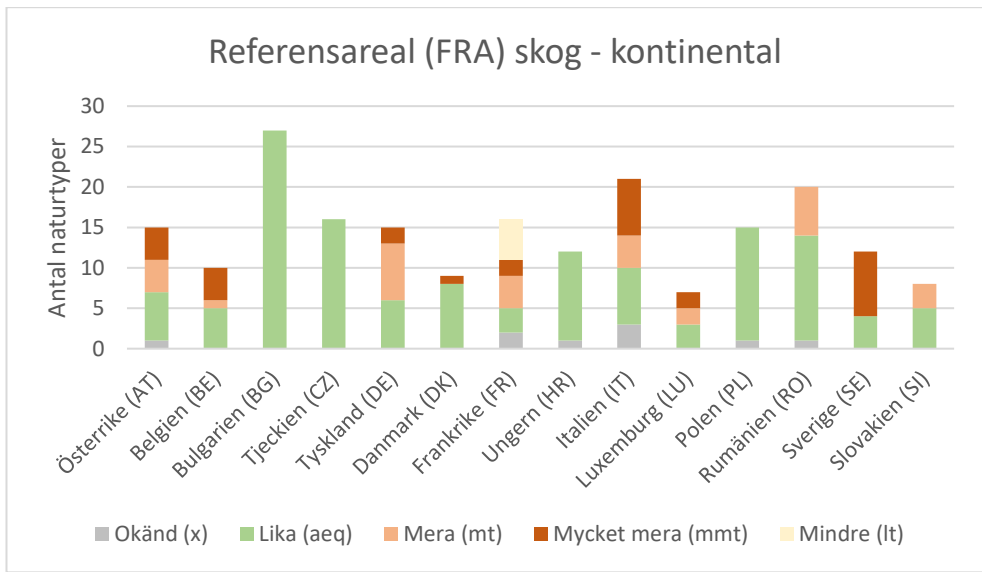


**Figur 4.3.** Referensarealer rapporterade för våtmarker (7000-serien) per land i boreal biogeografisk region 2019. Sverige var det enda landet som rapporterade referensarealer med siffror för våtmarksnaturtyper i boreal region. Värdena har dessa översatts till operatorer för att möjliggöra jämförelsen i figuren.

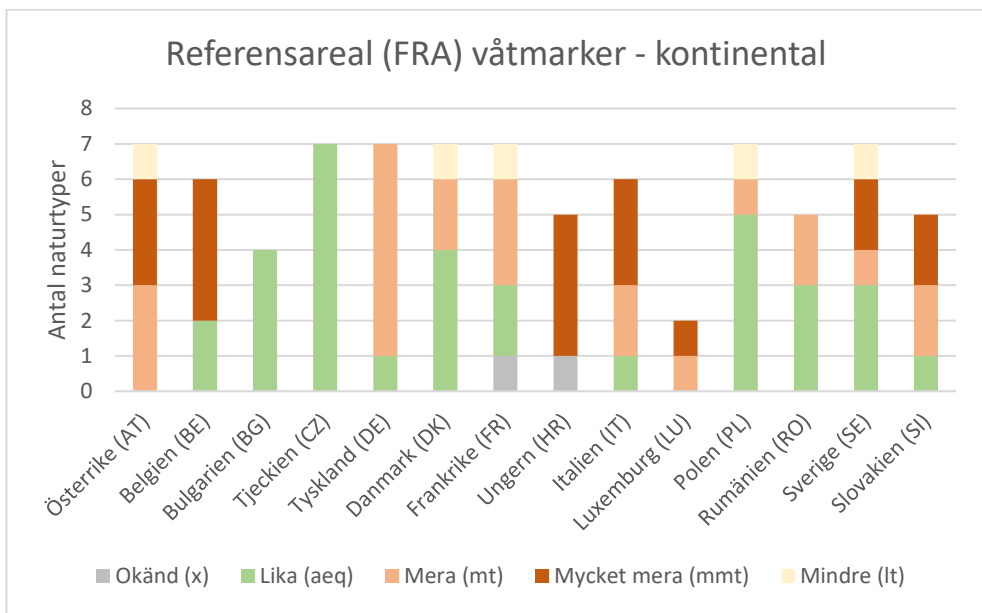


**Figur 4.4.** Referensarealer rapporterade för gräsmarker (6000-serien) per land i kontinental biogeografisk region 2019. I de fall siffror angetts har dessa översatts till operatorer för att möjliggöra jämförelsen. I den kontinentala regionen ingår 14 länder. Flertalet av dessa länder rapporterade 2019 att det krävs "mera" eller "mycket mera" av många gräsmarksnaturtyper. Tjeckien och Polen rapporterade dock att referensarealerna i de flesta fall är ungefär lika stora som befintliga arealer, och Bulgarien och Rumänien rapporterade så för samtliga gräsmarksnaturtyper.





**Figur 4.5.** Referensarealer rapporterade för skogar (9000-serien) per land i kontinental biogeografisk region 2019. I de fall siffror angetts har dessa översatts till operatorer för att möjliggöra jämförelsen. Flertalet av länderna rapporterade 2019 en blandning av "lika" och "mera" eller "mycket mera". Bulgarien, Tjeckien, Ungern och Polen redovisade dock (i princip) uteslutande att referensarealerna är lika stora som befintliga arealer.



**Figur 4.6.** Referensarealer rapporterade för våtmarker (7000-serien) per land i kontinental biogeografisk region 2019. I de fall siffror angetts har dessa översatts till operatorer för att möjliggöra jämförelsen.

## 4.4 Enkät till länderna runt Östersjön 2023

Eftersom genomgången av databasen från rapporteringen 2019 främst gav information om hur länderna rapporterat, men inte om vilka metoder eller vilka

underlag som använts, har Naturvårdsverket, tillsammans med Jordbruksverket och Skogsstyrelsen och med stöd av SLU Artdatabanken, även genomfört en enkät för att ta reda på mer om hur länderna kring Östersjön arbetar med att sätta referensarealer. Enkäten fokuserade på gräsmarker och skog, och skickades i juni 2023 till rapporteringsansvariga i Finland, Estland, Lettland, Litauen, Danmark, Tyskland och Polen. Alla utom Polen svarade. Alla svarade dock inte på samtliga frågor i enkäten.

Enkäten var uppdelad i tre delar. Den första delen innehöll frågor om rapportering och metodik 2019. Den andra delen handlade om hur länderna planerar att gå till väga vid rapporteringen 2025. Den tredje delen fokuserade på om länderna använder nationella definitioner och vägledningar om skogliga naturtyper. Enkäten och svaren i sin helhet biläggs redovisningen av regeringsuppdraget, se bilaga 1.

Enkätsvaren visade att det finns skillnader mellan länderna när det gäller vilka instanser (regeringskansli (ministry), myndigheter (governmental agency) eller forskare (researchers)) som tar fram underlag för och beslutar om referensarealer. Detta beror förmodligen på att länderna styrs på olika sätt och att uppdrag, mandat och beslutsprocesser ser olika ut.

Enkätsvaren visade också att vilket underlag som används för att sätta referensarealer varierar mycket mellan länderna. Lettland saknade helt underlag för att sätta referensarealer vid rapporteringen 2019, eftersom kartering av naturtyper pågick, och därmed rapporterade de att alla referensarealer var okända, vilket även framgår av figurerna i tidigare avsnitt. Litauen svarade att de inte använt varken vetenskaplig litteratur eller historiska källor. Även Danmark uppgav att de inte använt varken vetenskaplig litteratur eller historiska källor, men att de baserat sina operatörer på miljöövervakning och trender. Tyskland svarade att de använt historiska data, men verkade avse data från 1994. Estland svarade att de inte använt vetenskaplig litteratur eller historiska källor. Finland svarade inte på frågorna om vilket underlag som använts.

Tyskland är det enda landet (förutom Sverige) som uppgav att de delvis redovisade referensarealer med siffror år 2019. Övriga länder (Danmark, Estland, Finland, Litauen) har uteslutande använt operatörer ( $\approx$ ,  $>$  och  $\gg$ ), eller angett att referensarealer var okända (Lettland).

Flertalet svarande uppgav att de beaktade genomförbarhet då de satte referensarealer 2019. Estland, Lettland och Litauen svarade att de beaktat och/eller kommer att beakta genomförbarhet. Tyskland och Finland svarade inte på frågan. Endast Danmark (och Sverige) angav att de inte beaktat genomförbarhet då de satt referensarealer.

Flertalet av de länder som svarade på enkäten rapporterade att gräsmarksnaturtypernas arealer behöver öka och ett par (utöver Sverige även Lettland och Litauen) angav att nedläggning av jordbruk och upphörd hävd är viktiga orsaker till att den befintliga arealen inte är tillräcklig för att säkra långsiktigt bevarande. Flera länder besvarade dock inte frågan om brist på lantbrukare eller boskap är viktiga orsaker.

I de länder som omfattas av enkäten anges att skogskötselmetoder som innefattar uttag av virke kan vara förenligt med vissa naturtypsdefinitioner. Danmark anger att produktionsskogsbruk kan vara kompatibelt med de flesta naturtyper, men under förutsättning att man beaktar områdets bevarandemål. I flera länder anges att det kan vara kompatibelt i några naturtyper, till exempel *åsbarrskog* (9060) i Finland, Estland och Lettland och olika ekskogstyper (9160, 9170, 9190, 91G0) i Tyskland. Litauen anger att inget skogsbruk är tillåtet i för några annex 1 naturtyper i Natura 2000-områden, dock enbart temporärt och på statsägd mark.

Några länder preciserar vilka typer av åtgärder som kan vara aktuella. Dessa exempel omfattar skogsbruksåtgärder med tydlig hänsyn till naturvärden, till exempel åtgärder som efterliknar småskalig störning (i Estland), avveckling av gran i ekskog i Litauen och nödvändiga åtgärder för att upprätthålla vissa naturtyper i Lettland. Vilka typer av åtgärder som anses kompatibla i med naturtypsdefinitionerna i Tyskland framgår ej tydligt av enkätsvaren. Danmark hänvisar till ett anmälningskrav för vissa typer av skogsbruksåtgärder inom Natura 2000.

I Sveriges naturtypsvägledning anges kvalitetskriterier som innebär att skogsbruk generellt inte är förenligt med bevarande av skogsnaturtyperna. *Åsbarrskog* (9060) utgör möjligen ett undantag, men denna naturtyp står för en relativt liten areal (och referensareal) i Sverige. I Finland gör man en bredare tolkning av naturtypen, vilket leder till mycket större arealer (se bilaga 3).

Alla länder anger att de har kriterier för att bedöma naturtypers tillstånd. Dessa omfattar kriterier för strukturer, funktioner och typiska arter. Tydlighet i nivåer för tillståndsbedömning verkar variera mellan länderna.

Samtidigt som flera länder anger att skogskötselmetoder som innefattar uttag av virke kan vara förenligt med vissa naturtypsdefinitioner så rapporterar de flesta länder i artikel 17-rapporteringen<sup>21</sup> att skogsbruk är ett av de mest betydande hoten mot naturtypernas bevarandestatus, vilket pekar på att det finns tydliga krav kring graden av skogsbrukspåverkan som kan anses vara kompatibel med bevarande av naturtyperna.

Enkäten gav inte mycket detaljerad information om hur länderna avser gå till väga för att sätta referensarealer 2025. Flertalet länder svarade inte alls eller endast mycket knapphändigt på dessa frågor. Tyskland verkade dock ha en ambitionshöjning på gång vad gäller vetenskaplighet i underlag, och Lettland uppgav att de nu är klara med sin nationella kartering och har ett pågående arbete för att sätta referensarealer med hjälp av bland annat vetenskapliga och historiska data.

Enkätsvaren tyder ändå på att det troligen kommer att ske en viss förflyttning i ländernas metoder för framtagande av skogliga referensarealer, mot ansatser som

<sup>21</sup> Uppgifter från rapportering enligt artikel 17 från alla länder finns tillgängliga på *Article 17 web tool on biogeographical assessments of conservation status of species and habitats under Article 17 of the Habitats Directive* ([nature-art17.eionet.europa.eu/article17/](http://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/)). För varje naturtyp finns ett faktablad med sammanfattande bedömningar inklusive påverkan av olika faktorer.

bättre stämmer överens med EU:s vägledning. Endast ett land i Östersjöområdet (Litauen) angav att de använde en modell- eller referensbaserad ansats vid den senaste rapporteringen (2019). De flesta länder använde sig enbart av expertbedömningar eller andra metoder. På frågan om hur de tänker göra vid kommande rapportering (2025) svarade tre länder att de inte kunde säga i nuläget, medan alla tre resterande länder (bland annat Finland) svarade att de tänkte använda modell- eller referensbaserade ansatser.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att även om enkäten gav en något fylligare bild än analysen av databasen så är det svårt att få fram uppgifter om hur andra länder gick till väga för att ta fram referensarealer 2019 och ännu svårare att få tillgång till detaljerad information om vilka planer de har inför kommande rapportering.

## 4.5 Kommissionens sammanställning och enkät 2023

I november 2023 genomförde Kommissionen (DG ENV) en enkät till medlemsländerna (genom representanter i Expert Group on Reporting under the Nature Directives) om hur länderna arbetar med referensvärden och hur de ser på behovet av uppdaterad vägledning. I samband med enkäten sammanställde Kommissionen även hur samtliga medlemsländer redovisat referensvärden vid rapporteringarna 2013 och 2019. Sammanställningen visade att flertalet referensvärden, inklusive referensarealer, rapporterades med operatorer. En mindre andel av referensarealerna (cirka 10–15 % vid rapporteringen 2019) redovisades med siffror, och en ännu mindre del rapporterades som okända.

Enkätfrågan om huruvida länderna använt EU:s vägledning besvarades av 20 av 27 respondenter. Omkring en fjärdedel av de svarande uppgav att de använt vägledningen, ca en femtedel svarade att de *inte* använt vägledningen, och majoriteten svarade att de *delvis* använt vägledningen. Det vanligaste skälet till att man inte använt vägledningen uppgavs vara att den är svår att använda i praktiken. Påfallande många länder svarade att de hade nationella vägledningar om referensarealer eller planerade att ta fram sådana nationella vägledningar.

## 4.6 Andra jämförelser avseende skogsnaturtyper

I samband med regeringsuppdraget har Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket gett i uppdrag till en finsk expert som arbetar med framtagande av underlag till den finska rapporteringen att genomföra en jämförande analys av den svenska och den finska ansatsen för beräkning av skogliga referensarealer. I jämförelsen konstateras att Sverige gjort ett grundligt arbete grundat i vetenskaplig litteratur både vad gäller referenstillstånd och ekologiska tröskelvärden som underlag för att ange

referensvärden. Finland anges inte ha kommit lika långt i sitt arbete, men ett utvecklingsarbete pågår.

Naturvårdsverket, Skogsstyrelsen och SLU Artdatabanken har även tagit del av och beaktat jämförelser som utförts av andra aktörer. Rapporten ”Skogen och habitatdirektivet – en europeisk jämförelse”<sup>22</sup> är en analys av sexton medlemsländers artikel 17-rapportering av tio skogliga naturtyper. Några av författarnas slutsatser avseende referensarealer:

- Skillnader i datakvalitet som länderna anger för sitt underlag för bedömningarna påverkar möjligheter att dra slutsatser och jämföra olika länders resultat.
- I urvalet av länder som ingår i rapporten är Sverige det enda land som använder numeriska värden för referensarealer (för referensarealer som ej är lika med nuvarande värde). Andra länder använder operatörer (=, <, ≤, > eller ≥). Författarna drar slutsatsen att Sverige, bland urvalet av länder i studien, är det enda land som beskriver ett förfarande för framtagande av referensarealer för gynnsam bevarandestatus som baseras på naturvårdsbiologisk forskning. Författarna menar att Sverige framträder som det kanske enda medlemsland bland de undersökta länderna som ”följer kommissionens instruktion fullt ut”.
- I urvalet av länder som ingår i rapporten framgår att drygt hälften av alla skogliga referensarealer är lika med nuvarande areal. Vid den senaste rapporteringen angav tre av de ingående länderna (Bulgarien, Estland och Polen) att samtliga skogliga referensarealer var lika med nuvarande areal.

## 4.7 Andra jämförelser avseende gräsmarksnaturtyper

Vi har inte haft möjlighet att inom tidsramarna för uppdraget göra någon konsekvent granskning av rapporterade uppgifter från länder i andra biogeografiska regioner än de som ingått i SLU Artdatabankens granskning. Men vi har granskat några relevanta underlag från Irland, Italien och Nederländerna.

### **Irland**

Irland har en webbsida där man kan ta del av detaljerade underlag för deras rapportering 2019<sup>23</sup>. Någon fullständig genomgång av underlaget har inte bedömts som ändamålsenlig, men Naturvårdsverket har granskat ett urval av beskrivningarna. Utgångspunkten har varit att granska några naturtyper som även finns i Sverige och kan antas ha många likheter när det gäller deras historiska utveckling. Exempelen beskrivs kortfattat nedan.

<sup>22</sup> Mats Hannerz (Silvinformation) och Martin Pilstjärna (Pilstjärna Consulting) (2022). Skogen och habitatdirektivet – en europeisk jämförelse. Slutrapport till Södras forskningsfond, 2022-12-14.

<sup>23</sup> [Article 17 Reports 2019 | National Parks & Wildlife Service \(npws.ie\)](https://www.npws.ie/Article-17-Reports-2019)

*Torra hedar (4030)*

Referensarealer rapporterades som högre (>) än CV, med utgångspunkt i vissa förluster (12,8 ha, eller 0,01%) sedan IE gick med i EU 1995. Avståndet från CV bedömdes som mindre än 10% ökningsbehov.

*Stagg-gräsmarker (6230\*)*

Referensareal rapporterades som mycket högre (>>) än nuvarande värde, med utgångspunkt i både antropogent orsakade och andra förluster (0,43 km<sup>2</sup>, eller 6,4%) sedan IE gick med i EU 1995. Dessa dokumenterade förluster tillsammans med bedömningen att ytterligare förluster kan ha skett, och att habitatarealen är fragmenterad, ledde till bedömningen att FRA bör ligga minst 10% över CV.

*Slätterängar i låglandet (6510)*

Referensareal rapporterades som mycket högre (>>) än nuvarande värde, med utgångspunkt i dokumenterade antropogent orsakade förluster (28%, närmare 4,1%/år, eller 0,41 km<sup>2</sup> av totalt 1.45 km<sup>2</sup> (ytterligare 0,3 km<sup>2</sup> tidigare okända har dock upptäckts under rapporteringsperioden)) sedan IE gick med i EU 1995. Avståndet från CV bedömdes motsvara större än 10% ökningsbehov.

I den rapport om referensvärden beställd av EU-kommissionen från Wageningen University & Research<sup>24</sup> presenteras terrestra gräsmarksexempel från Italien och Nederländerna. De beskrivs kortfattat nedan.

**Italien**

*Kalkgräsmarker (6210\*)*

Ungefär 15% av habitatet bedömdes ha förlorats sedan 1950-talet. De främsta hoten anges vara övergivande av traditionell hävd, följt av igenväxning. Nuvarande areal (2013) var 6 406 km<sup>2</sup> fördelat på ALP (1 173 km<sup>2</sup>), CON (1 218 km<sup>2</sup>) och MED (4 015 km<sup>2</sup>) region. Ett totalt uppskattat referensvärde antogs ligga runt 10 000 km<sup>2</sup>, men eftersom kvalitetsaspekter var viktiga för bedömningen av status, så användes endast operatorer (>>) vid rapporteringen av FRA (FRA >> CV, 6 406 km<sup>2</sup>).

**Nederländerna**

*Fuktängar (6410)*

Naturtypen har minskat kraftigt under 1900-talet. Under 1800-talet fanns flera tusen km<sup>2</sup>, och ännu omkring 1920 återstod några hundra km<sup>2</sup>, men runt andra världskriget endast 1 690 ha. Omkring 1975 fanns bara 135 ha kvar (av en något snävare deltyp av fuktängar). Arealen fuktängar motsvarande 6410 uppskattades

---

<sup>24</sup> Bijlsma R.J. et al (2019) Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives. Examples of setting favourable reference values.

till 286 ha år 2014. Den nuvarande habitatarealen är påtagligt fragmenterad och många lokaler små och isolerade vilket påverkar faunan.

Mer än 95% av naturtypsarealen bedömdes alltså ha försvunnit sedan 1920, och naturtypen bedömdes ha slutat ha gynnsamt tillstånd på 1950-talet. Med utgångspunkt i det användes arealen kring andra världskriget, 1 690 ha, som en proxy för ett välfungerande tillstånd.

Gapet mellan nuvarande värde och referensareal beräknades till 1 690 – 286 ha, stora delar av denna förlorade areal bedömdes behöva restaureras, varav 25-75% bedömdes ekologiskt genomförbart. Referensareal rapporterades därför som 6,4-13 km<sup>2</sup> (FRA >> än CV).

*Rikkärr (7230\*)*

Naturtypen har försvunnit från stora områden under 1900-talet. I regionen södra Limburg bedöms antalet områden ha minskat med 90%. De återstående förekomsterna är ofta mycket små, med en maximal yta kring 3 ha. Även historiskt bedöms dock de enskilda förekomsterna ha täckt relativt små ytor. Med utgångspunkt i detta har habitatförlusten uppskattats utifrån antalet förlorade områden, snarare än areal. Perioden 1930–1950 har valts som referens eftersom de riktigt stora jordbruksomläggningarna påbörjades då. Med utgångspunkt i förekomststoppgifter för typiska arter, bedöms förekomsten av naturtypen ha varit minst 10 gånger högre under referensperioden än den nutida förekomsten. Minskningen av förekomster enligt analys av geografiskt rutnät är mer än 90%. Den samlade återstående arealen var 0,11 km<sup>2</sup>. Framgångsrik restaurering har visat sig möjlig.

Med utgångspunkt i analyserna har referensarealerna bedömts till 75–100% högre än aktuell förekomst, det vill säga till 0,19–0,22 km<sup>2</sup>.

## 5. Metodval för revidering av referensarealer

I detta kapitel ges en övergripande beskrivning av hur vi inom detta uppdrag tillämpat vägledning och metoder för översyn av referensarealer för naturtyper. Naturtyperna är uppdelade i grupperna hävdberoende gräsmarker, skogen, akvatiska miljöer, våtmarker, kust, samt fjäll, berg och grottor. I kapitel 6–9 beskrivs arbetet med översynen för de olika naturtypsgrupperna mer utförligt.

### 5.1 Översiktlig beskrivning av processen

Kommissionens rapporteringsformat och vägledning (se kapitel 3) har varit utgångspunkt för arbetet. Vägledningen redovisar principerna för hur referensvärden bör tas fram, bland annat för naturtypers areal och beskriver hur arbetet kan läggas upp. Vägledningen lämnar en del tolkningsutrymme. Det finns stora skillnader i utgångsläget för olika medlemsländer när det gäller tillgång till underlagsdata, kunskap om landskapets historiska utveckling med mera, vilket innebär att det behöver finnas viss flexibilitet i vägledningen.

Arbetet med översynen av referensarealer kan förenklat beskrivas i följande steg.

1. Informationssammanställning och analys av nuläge, status och trender.
2. Bedömning av om nuvarande areal kan anses motsvara referensareal.
3. Bedömning av om arealen 1995 kan anses ha motsvarat referensareal.
4. Val av samt tillämpning av metod för att uppskatta referensareal.
5. Analys av teknisk och ekologisk genomförbarhet.

För naturtyper där analysen av teknisk och ekologisk genomförbarhet motiverar en begränsning av referensarealer, behöver även en bedömning göras av om arealen kan vara tillräcklig för att säkerställa naturtypens långsiktiga fortlevnad och möjlighet att uppnå gynnsam bevarandestatus. Hur detta steg ska utföras beskrivs inte i vägledningen.

Eftersom både dataunderlag och historik samt trender för olika naturtypsgrupper skiljer sig mycket åt, har det inte varit möjligt att hantera alla grupper helt enhetligt. Detta beskrivs mer utförligt nedan och en kort förklaring ges av de olika vägval som gjorts.

#### Informationssammanställning och analys av nuläge, status och trender

I ett första steg har sammanställning och analys av tillgängliga data gjorts. Vi har generellt använt underlagsdata och analyser, trender med mera som tagits fram av SLU Artdatabanken och Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). Data från den rapportering enligt artikel 17 som gjordes 2019 har i huvudsak varit utgångspunkt



för bedömningar inom detta uppdrag, men i vissa fall har data uppdaterats och justerats. Se närmare detaljer i respektive naturtypskapitel.

För limniska och marina naturtyper har ett mer omfattande arbete behövt göras med korrigerande och kompletterande av underlagsdata. Detta beskrivs mer utförligt i kapitel 8.

## Bedömning av om nuvarande arealer kan anses motsvara referensareal

Om tillgängligt underlag tyder på att den nuvarande arealen är tillräcklig, kan en expertbedömning göras om att referensarealen motsvarar dagens areal.

Ett antal naturtyper bedömdes 2019 ha tillräcklig areal på biogeografisk nivå. För dessa naturtyper gjordes då inga ytterligare analyssteg utan deras nuvarande areal antogs vara lika med deras referensareal. I föreliggande uppdrag har en översyn gjorts av dessa bedömningar, utifrån nu tillgänglig kunskap.

## Bedömning av om arealer 1995 kan anses motsvara referensareal

Av EU:s vägledning framgår att referensarealen, i princip<sup>25</sup>, bör vara minst lika stor som arealen som fanns då direktivet trädde i kraft, vilket för Sveriges del innebär vid EU-inträdet 1995. I de fall arealen 1995 bedöms vara tillräcklig för att säkerställa naturtypens långsiktiga fortlevnad och möjligheten att uppnå gynnsam bevarandestatus är det korrekt att ange 1995 års värde som referensareal. Om trenden varit så stabil att ingen förändring av arealen skett sedan 1995, är nuvarande areal densamma som 1995 års areal.

Det är dock viktigt att även komma ihåg att en grundläggande princip för fastställande av referensarealen enligt vägledningen är att ta hänsyn till försiktighetsprincipen och inkludera en säkerhetsmarginal för osäkerhet.

## Val av underlag samt tillämpning av metod för att beräkna /uppskatta referensarealer

Om tillgängligt underlag tyder på att den nuvarande arealen inte är tillräcklig ur ett ekologiskt perspektiv behöver man gå vidare i analysen. Vägledningen beskriver då två metoder som kan användas för att uppskatta referensareal: referensbaserad och modellbaserad. I en referensbaserad ansats jämförs nuvarande areal med historiska arealer vid en gynnsam period. En modellbaserad ansats utgår i stället ifrån en ekologisk modell. I vissa fall behöver en kombination av dessa metoder användas. Vi har använt följande metoder för de olika naturtypsgrupperna:

---

<sup>25</sup> I vägledningen nämns specifikt undantaget *degenererade högmossar* (7120), som helst bör omvandlas till *högmossar* (7110). Referensarealen för *degenererade högmossar* är alltså 0.

## HÄVDBEROENDE GRÄSMARKER

För hävdberoende naturtyper har reviderade referensvärden tagits fram med en utgångspunkt i en kombination av en modellbaserad och referensbaserad metod. Metoder och antaganden beskrivs vidare i kapitel 6.2 och bilaga 3.

## SKOGAR

För skogsnaturtyper har reviderade referensvärden tagits fram med en utgångspunkt i en kombination av en modellbaserad och referensbaserad metod samt i relevanta fall baserat på skattningar av nuvarande areal eller areal 1995. Metoder och antaganden beskrivs vidare i kapitel 7.2 och bilaga 3.

## AKVATISKA MILJÖER

För akvatiska naturtyper har referensvärden uppskattats med hjälp av referensbaserad metodik, i kombination med expertbedömning. En modellbaserad metodik som beräknar behovet av habitat för lax (*Salmo salar*) har använts som stöd för beräkningen av referensareal i vattendrag. Metoder och antaganden beskrivs vidare i kapitel 8.2 och bilaga 4.

## VÅTMARKER

Metoden för att uppskatta referensarealer för 2023 är i huvudsak baserad på de arealer våtmark som bedöms ha funnits 1995, kunskap om historiken före dess och kunskap om bevarandestatusen för naturtypernas typiska arter. Metoder och antaganden beskrivs vidare i kapitel 9.1.

## KUST: STRÄNDER OCH KUSTDYNER

För de flesta naturtyperna vid kusten anses nuvarande areal tillräcklig för långsiktigt bevarande av naturtyperna. För dessa naturtyper sätts referensarealen till lika med nuvarande areal vilket även motsvarar 1995 års värde. Nuvarande areal beräknas utifrån data från naturtypsspecifika inventeringar och nationell miljöövervakning av havsstränder<sup>26</sup>.

För flera av kustdynernas naturtyper bedöms arealen behöva öka för ett långsiktigt bevarande. Referensarealer för dynnaturtyperna har tagits fram utifrån data från miljöövervakning och naturtypsspecifika inventeringar och genom samråd med experter.

Metoder och antaganden beskrivs vidare i kapitel 9.2.

## FJÄLL, BERG OCH GROTTOR

För bedömning av referensarealer för naturtyper i fjällen, berg och grottor har en referensbaserad metod och expertbedömning använts för de flesta naturtyperna. Då nuvarande areal anses tillräcklig för långsiktigt bevarande av naturtyperna sätts

---

<sup>26</sup> Kartering av kustdyner med flygbilder samt nationell miljöövervakning i programmet terrester habitatuppföljning (THUF) havsstrandsinventering i samarbete med Nationella inventeringar av landskapet i Sverige (NILS): <https://www.slu.se/institutioner/skoglig-resurshushallning/miljoanalys/thuf/havsstrandinventeringen/>

referensarealen till lika med nuvarande areal, vilket även motsvarar 1995 års värde. Nuvarande areal beräknas utifrån data från nationell miljöövervakning<sup>27</sup>.

Undantaget är glaciärer som på grund av klimatförändringar minskat kraftigt. För dessa sätts referensarealen till 1995 års värde<sup>28</sup> då vi saknar vedertagna metoder för att restaurera glaciärerna. Metoder och antaganden beskrivs vidare i kapitel 9.3.

## Analys av teknisk och ekologisk genomförbarhet

I de fall det konstateras att nuvarande areal inte är tillräcklig bör man enligt vägledningen även identifiera vad som behöver göras för att restaurera eller återskapa naturtyper till deras tidigare nivåer. I det sammanhanget bör man även väga in huruvida restaurering eller återskapande är tekniskt och ekologiskt möjligt. Enligt vägledningen:

*“Identify what needs to be done to restore the habitat area (or to allow for recovery) to a past level; this should consider whether the restoration/recreation is technically and ecologically feasible.”*

Vägledningen specificerar inte närmare vad som avses med tekniskt och ekologiskt möjligt. Sverige och flera andra länder har lyft behovet av förbättrad vägledning om referensvärden och särskilt påtalat behovet av tydligare vägledning om tekniskt och ekologiskt möjligt.

I en rapport om referensvärden<sup>29</sup> beställd av EU-kommissionen från Wageningen University & Research finns en tolkning av vad som omfattas av denna genomförbarhetsaspekt:

*”Feasibility considerations should include irreversibility of large-scale developments e.g. major infrastructure and urban development. Socio-economic considerations such as availability of funding should be left out but are relevant when planning for operational conservation targets/milestones.”*

Denna tolkning gjordes dock innan förslag om restaureringsförordning togs fram med tidsatta mål.

I uppdraget har vi bedömt att en närmare analys av teknisk och ekologisk genomförbarhet har varit motiverad att göra för hävdade naturtyper och skog, eftersom dessa naturtyper i flera fall haft omfattande historiska förluster som kan motivera referensarealer som ligger betydligt högre än nuvarande värde. I regeringsuppdraget anges även att:

<sup>27</sup> Nationella inventeringar av landskapet i Sverige (NILS), terrester habitatuppföljning (THUF), samt riktade inventeringar.

<sup>28</sup> För glaciärer fastställdes referensarealen vid 2007 års rapportering till den areal som då beräknades som 1995 års värde. Arealer är framtagna med hjälp av data och beräkningar från Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) och Stockholms universitet.

<sup>29</sup> Bijlsma R.J. et al (2019) Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives. Technical report.

*”För hävdberoende naturtyper ska hänsyn tas till den tekniska och ekologiska genomförbarheten av att återetablera naturtyperna till det minimum som krävs och bedöms vara ekonomiskt möjligt”.*

För flera av de akvatiska naturtyperna, särskilt de marina, saknas information om huruvida det är tekniskt och ekologiskt möjligt att återetablera dem. Detta på grund av otillräckliga data och brist på beprövade och utvärderade metoder. Hur avvägningen om teknisk och ekologisk genomförbarhet har hanterats för de akvatiska naturtyperna beskrivs i kapitel 8.

I uppdraget har vi utgått från följande gemensamma utgångspunkter för att bedöma vad som är tekniskt/ekologiskt möjligt.

- Geologiska och fysiska definierade faktorer, som till exempel att åsbarrskogar behöver vara knutna till åsmiljöer, att bubbelstrukturer kräver utläckande gas från jordskorpan på havsbotten, att strandängstyper behöver finnas inom ett visst avstånd från vatten/ha en viss vattenpåverkan, ingår i det som sätter gränser för vad som är tekniskt/ekologiskt möjligt.
- För vissa geologiskt/fysiskt begränsade miljöer kan permanenta, irreversibla förluster ha orsakats. Om de skett sedan 1995 ska de inte medföra en sänkt nivå för FRA (eftersom förlusterna inte varit förenliga med art- och habitatdirektivets utgångspunkt om icke-försämring).
- Tomtmark samt hårdgjord/bebyggd mark kan generellt kategoriseras som mark som inte är tekniskt/ekologiskt möjligt att återställa till naturtyp. Det kan finnas möjligheter att restaurera i enskilda fall, men dessa möjligheter kan antas i den analys vi kunnat göra här vara så begränsade att det inte påverkar de övergripande arealanalyserna.
- Åkermark som ingår i växtföljder/odling, det vill säga inte omförts till permanent bete eller har upphört hävd, kan också kategoriseras som mark som inte är tekniskt/ekologiskt möjligt att återställa till naturtyp.
- Marker som ställts om aktivt eller passivt till ett annat naturtillstånd, till exempel genom att tidigare öppna marker skogsplanterats, att vissa naturliga skogstyper som ädellövskog omförts till planerad barrskog, eller att marker vuxit igen. För dessa marker antas arealer generellt vara tekniskt/ekologiskt *möjliga* att återställa/restaurera till naturtypskvalitet, även om tiden för att de ska nå en sådan kvalitet kan vara lång.
- Brist på ekonomiska styrmedel eller resurser, administrativa hinder och målkonflikter mellan regelverk antas generellt *inte* ingå bland det som beaktas inom ramen för det tekniskt ekologiskt möjliga.

Trots det som anges i den sista punkten ovan, så finns det en praktisk/teknisk dimension av gränsdragningen mellan det tekniskt/ekologiskt möjliga och det som

handlar om resurser/styrmedel, som påverkar förutsättningarna att restaurera vissa naturtyper så mycket att den vägs in i det tekniskt/ekologiskt möjliga.

För en enskild yta finns det många exempel på att vi, särskilt med den tillgång vi har idag till maskiner och teknik, kan göra nästan ”vad som helst”. Exempel från det enklare till det mer långsökta är till exempel att avverka granskog för att så in bokskog, att gräva bort matjordslager för att frilägga kalkblekeytor som på sikt kan bli rikkärr, eller att rulla ut färdigodlad ”ängsmatta” på ”schaktmassetippar” eller hustak. Att göra olika typer av mycket resurskrävande åtgärder är alltså teoretiskt möjligt, men kan däremot inte alltid anses vara tekniskt/ekologiskt möjliga att tillämpa för arbete på väldigt stora arealer. Det kan också ta lång tid innan till exempel en nysådd bokskog utvecklat de naturvärden som gör att den räknas som en naturtyp i habitatdirektivets bilaga 1, och ännu längre tid innan den når gott tillstånd.

Kapacitet, i form av tillgång till utförare är också något som kan sätta gränser för vad som är tekniskt möjligt, i alla fall inom överskådlig tid. Denna utförandekapacitet skiljer sig åt mellan olika verksamhetsområden, men kan handla om tillgång till entreprenörer eller lantbrukare med betesdjur.

För vissa naturtyper är tillgången till sådana resurser främst ett behov som finns för att naturtypen ska kunna restaureras till ett fullgott tillstånd (till exempel genom naturvårdsbränning eller hydrologisk återställning), medan det i andra fall kan vara en förutsättning för att kunna återskapa och vidmakthålla en naturtyp (till exempel hävdberoende naturtyper, eller vid omföring av planterad barrskog till ädellövskog). Det finns också en variation i om sådan kapacitet är en förutsättning för återskapande vid en engångsinsats, då kan det ju räcka att ha tillgång till utförarkapacitet under en kort tid – eller måste finnas för på plats för löpande skötsel (till exempel årligt bete). Återställande av naturtyper som kräver kontinuerlig och långvarig hävd för att bevaras eller återskapas, och där produktionssystem /jordbruksföretag inte längre finns i närområdet för sådan långsiktig skötsel, kan därför bara i mycket begränsad utsträckning bedömas som tekniskt möjlig. Detta resonemang har inneburit delvis olika tolkningar om de tekniska/ekologiska möjligheterna för olika naturtyper eller naturtypsgrupper. Hur tolkningarna tillämpats närmare för hävdberoende naturtyper, skog och akvatiska naturtyper utvecklas närmare i kapitel 6.2 kapitel 7.2 respektive kapitel 8.2.

## **Bedömning av tänkbara referensarealer, med beaktande av teknisk/ekologisk genomförbarhet, i förhållande till grundkriterierna för referensarealer**

I de fall där slutsatsen från analysen blir att teknisk och ekologisk genomförbarhet motiverar en begränsning av referensarealen, behöver en bedömning göras av relationen mellan tänkbara referensarealer och den naturtypsförekomst som kan vara tillräcklig för att säkerställa naturtypens långsiktiga fortlevnad och möjlighet att uppnå gynnsam bevarandestatus göras. Detta utvecklas i de naturtyps kapitel där denna fråga är aktuell.

I bedömningen har vi även vägt in krav enligt EU:s förslag till förordning om restaurering av natur, som framgår av artikel 4(4), 4(11) och 4(17) i förordningsförslaget.

## 5.2 Förhållningssätt till andra länders arbete

Enligt uppdragsbeskrivningens ska översynen *“beakta behovet av ökad jämförbarhet mellan medlemsstater och därför särskilt eftersträva att metodval och redovisning av referensarealen är i linje med andra EU medlemsstater”*. Det ska också redovisas hur *metodval och redovisningsprinciper förhåller sig till andra länder med liknande biogeografiska förhållanden som Sverige*. Hur detta hanterats beskrivs närmare i kapitel 4 samt i de naturtypsvisa kapitlen.

## 6. Översyn av referensarealer för hävdberoende gräsmarker

### 6.1 Hävdberoende gräsmarker

Med hävdberoende gräsmarker avses gräsmarksnaturtyper som helt eller delvis är beroende av betes- eller slåtterhävd. De hävdberoende gräsmarkerna framgår i tabell 6.1 nedan. Naturtyperna *högörtäng* (6430) och *svämäng* (6450) anses inte som hävdberoende i alpin region. *Rikkärr* är en naturtyp som delvis är hävdberoende men stora delar av rikkärsarealerna bedöms inte vara beroende av hävd, dels i alpin, dels boreal region. *Rikkärr* redovisas under våtmarker och har inte inkluderats i analyserna för hävdberoende marker. Hed- och gräsmarkstyperna *alpina rishedar* (4060), *alpina videbuskmarker* (4080), *alpina silikatgräsmarker* (6150) och *alpina kalkgräsmarker* (6170) i alpin region påverkas positivt av hävd genom renbete, men är inte beroende av jordbruk. Det tas upp i avsnitt 9.3.

I bilaga 7 finns en presentation av hur de hävdberoende gräsmarkerna fördelas i förhållande till naturtypsgrupperingen enligt bilaga 1 till restaureringsförordningen.

#### 6.1.1 Odlingslandskapets hävdberoende gräsmarker

Under lång tid hade ängs- och betesmarkerna en dominerande ställning inom jordbruket, men de senaste 150 åren har jordbruket förändrats mycket. Det har medfört stora förändringar av landskapet, vilket har påverkat förutsättningarna för odlingslandskapets arter. Ännu i slutet av 1800-talet fanns över 1 500 km<sup>2</sup> ängsmarker, och under första hälften av 1900-talet fanns ungefär lika stora arealer med betesmarker, varav hälften utgjordes av bete på skogsmark.

Ängs- och betesmarkernas dominerande ställning i det tidigare jordbruket finns inte kvar inom dagens jordbruk och vissa bruksformer, som hävd av slåtterängar och skogsbete, har i stort sett upphört.

**Tabell 6.1.** Jordbrukets utveckling de senaste 130 åren med avseende på areal (km<sup>2</sup>) ängs- och betesmarker

Km <sup>2</sup>	1891	1927	1944	2020
Betesmark		15 000	5 734	4 470

-Varav skogsbete

140

Varav "hagmark på skogsmark"	7 520		
"Naturlig äng"	16 000	--	--
Ängsmark	5 260	2 391	160
Summa	20 260	8 125	4 630

Källa: Jordbruksverkets statistikdatabas för år 1891, och 2020 samt SCB:s årsstatistik för 1927 i [Statistisk årsbok för Sverige 1930 \(scb.se\)](#), tabell 77. Respektive från 1944 i Statistisk årsbok för Sverige 1950, tabell 68. I statistiken för perioden 1891-1919 redovisas slättermarken som naturlig äng – men delar av den kan ha använts för bete. Det framgår av statistik från senare år att bara en delmängd av det som klassades som "naturlig äng" användes för höskörd, medan andra delar kunde användas för "bete och grönfoder". Från 1927 finns statistiken uppdelad på fler gräsmarkskategorier. Efter 1940-talet är den inte längre indelad i ängs- respektive betesmark.

Jordbrukets fortsatta utveckling, särskilt utvecklingen inom den betesbaserade animalieproduktionen, är avgörande för möjligheten att klara hävden av Sveriges betesmarker. Samtidigt som betesmarksarealerna minskat har även antalet nötkreatur och antalet företag med betande djur minskat. Det medför att djuren blir mer koncentrerade i landskapet och därmed hamnar längre ifrån potentiella betesmarker, vilket påverkar möjligheten att restaurera hävdberoende naturtyper som ligger längre från återstående djurgårdar.

## 6.1.2 Metod vid rapportering av referensarealer 2013 och 2019

### RAPPORTERING 2013

Vid rapporteringen 2013 användes en referensbaserad metod med utgångspunkt i antagandet att den markanvändning som präglade det svenska landskapet under 1950-talet skapade ett lämpligt referenstillstånd på stor skala och att det då fanns förutsättningar för att upprätthålla gräsmarkernas kvalitet och deras arter i livskraftiga populationer.

### RAPPORTERING 2019

Vid rapporteringen 2019 ändrades metodiken till att kombinera ett referensbaserat med ett modellbaserat tillvägagångssätt. Utgångspunkten för antagandet var då att en viss andel av arealen ängs- och betesmarker i ett tidigare historiskt referenslandskap behövs för upprätthållandet av livsmiljöer och populationer. Den teoretiska bakgrunden till att gå längre tillbaka i tiden än 1900-talet var att utgå från ett referenslandskap som gräsmarkernas flora och fauna under lång tid har anpassats till. Hur stor andel av ett sådant landskap som behövs kan modelleras och vid rapporteringen 2019 gjordes antagandet att 20 % av det historiska referenslandskapet är lämpligt för att ange naturtypernas referensareal (bland annat baserat på motsvarande antaganden och metodik för skogliga naturtyper). Den sammanlagda beräknade referensarealen fördelades sedan på enskilda naturtyper och biogeografiska regioner baserat på olika underlag och antaganden. För dessa



naturtyper rapporterade Sverige inte med siffrersatta värden utan med så kallade operatorer. Metoden samt de framräknade värden som låg till grund för operatorerna bilades rapporteringen som dokumentation.

## 6.2 Val av underlag och metod

### 6.2.1 Andra EU-länders metodval

Som framgår av redovisningen i kapitel 4, har olika länder i den boreala och kontinentala regionen tagit fram referensvärden på olika sätt för hävdberoende gräsmarker vid den senaste rapporteringen.

Utöver den granskning som SLU Artdatabanken genomfört och som redovisas i kapitel 4.3, har även andra underlag legat till grund för att kunna göra jämförelser med olika länder som Nederländerna, Italien och Irland. För en kort beskrivning av detta, se kapitel 4.7.

Det stora flertalet länder som ingick i SLU Artdatabankens granskning har inte angett några siffrersatta värden utan i likhet med Sverige rapporterat med operatorer. I svaren på enkätfrågorna svarade flertalet länder att deras areal gräsmarksnaturtyper är för liten och ett par (utöver Sverige även Lettland och Litauen) angav att nedläggning av jordbruk och upphörd hävd är viktiga orsaker till detta. Flertalet svarande beaktade genomförbarhet då de satte referensarealer 2019. Estland, Lettland och Litauen svarade att de beaktat och/eller kommer att beakta genomförbarhet. Tyskland och Finland svarade inte på frågan. Endast Danmark angav att de inte beaktat genomförbarhet då de satt referensarealer.

Tyskland och Irland har delvis redovisat referensarealer med siffror. Av SLU Artdatabankens enkät och Irlands metodrapport framgår att värdena utgått från de arealer som bedömts ha funnits när direktivet trädde i kraft för landet i fråga. Det framgår dock inte i om de beaktat om arealerna vid ikraftträdandet av direktivet var tillräckliga för gynnsam bevarandestatus eller om tillståndet för de berörda naturtyperna var gynnsamt vid direktivets ikraftträdande.

Det tydligaste exemplet på resonemang kring ekologiskt tillräckliga referensvärden är de exempel som finns från Nederländerna i en rapport om referensvärden beställd av EU-kommissionen från Wageningen University & Research<sup>30</sup>. De gäller dels naturtypen *fuktängar* (6410), dels *rikkärr* (7230). Båda anges ha minskat kraftigt under 1900-talet, och jämförelser görs med ett antaget gynnsamt referenstillstånd omkring tiden för andra världskriget, det vill säga före de riktigt stora förändringarna i jordbruket. Med utgångspunkt i det användes den uppskattade arealen för fuktängar kring andra världskriget, 16,9 km<sup>2</sup>, som ett

<sup>30</sup> Bijlsma R.J. et al (2019) Defining and applying the concept of Favourable Reference Values for species and habitats under the EU Birds and Habitats Directives. Examples of setting favourable reference values.

välfungerande tillstånd. Gapet mellan referensvärde och nuvarande förekomst för fuktängar beräknades till 16,90 – 2,86 km<sup>2</sup>. Stora delar av denna förlorade areal bedömdes behöva restaureras, varav 25–75% bedömdes ekologiskt genomförbart. Referensvärdet rapporterades därför som 6,4–13 km<sup>2</sup>, (FRA >> CV). För *rikkärr* utgick man också från förekomststoppgifter för typiska arter, och gjorde med stöd av det bedömningen att förekomsten av naturtypen har varit minst 10 gånger högre under referensperioden än den nutida förekomsten. Man gjorde också en analys av minskningen av förekomster i förhållande till ett geografiskt rutnät, och denna analys indikerade en förlust på mer än 90%. Den samlade återstående arealen var 0.11 km<sup>2</sup>. Framgångsrik restaurering hade visat sig möjlig. Med utgångspunkt i analyserna bedömdes referensarealen till 75–100% högre än nuvarande förekomst, det vill säga till 0,19–0,22 km<sup>2</sup>. Fuktängar fanns i en omfattning av flera tusen km<sup>2</sup> i Nederländerna under 1800-talet. Om Nederländerna beräknat referensvärden med samma metod som Sverige använde inför 2019 års rapportering skulle utgångspunkten vara 20 % av förekomsten under 1800-talet och därmed hamna närmare 600 km<sup>2</sup> (20 % av cirka 3 000 km<sup>2</sup>). Även om både Sverige och Nederländerna rapporterade samma operator, FRA >> CV så skiljer arealerna stort, beroende på vilket antagande som görs om gynnsamt referenstillstånd.

#### SLUTSATSER FRÅN JÄMFÖRELSE MED ANDRA LÄNDER

Genomgången av andra länders redovisningar, samt enkätsvaren de lämnat, visar en ganska spretig bild av hur länderna arbetat med sitt framtagande av referensvärden. Sverige verkar i högre grad än flertalet andra länder försökt utgå från befintliga data och historiska förekomster (före 1995) vid sitt arbete med framtagande av referensvärden. Å andra sidan har andra länder i högre grad än Sverige beaktat genomförbarhet vid sitt arbete med referensvärden, även om det inte alltid framgår hur det gjorts. De tydligaste exemplen på en avvägning som bygger på data är de två exemplen från Nederländerna som ingår i rapporten från Wageningen University & Research. I dessa fall har Nederländerna både beaktat ett historiskt referenstillstånd – omkring mitten av 1900-talet, och den aktuella förekomsten samt möjligheter till genomförbarhet. För *rikkärr* har de också beaktat arealernas geografiska fördelning. Deras framräknade referensvärden har i dessa fall hamnat på ungefär en dubbling av nuvarande förekomst för *rikkärr* (7230), och mellan en dryg fördubbling och en knapp femdubbling för *fuktängar* (6410).

### 6.2.2 Bedömning av om nuvarande arealer kan anses motsvara referensarealer

Som framgår av avsnitt 6.1.1 har de hävdberoende gräsmarkernas förekomster i Sverige minskat kraftigt sedan 1800-talet, då odlingslandskapet var som störst i utbredning. Många arter som är knutna till hävdade gräsmarker är hotade på grund av denna minskning. Nuvarande areal på cirka 3 583 km<sup>2</sup> kan inte anses motsvara referensarealen då gräsmarkerna har ett stort restaureringsbehov för att den biologiska mångfald som är beroende av dessa livsmiljöer ska kunna bevaras.

### 6.2.3 Bedömning av om arealerna 1995 kan anses motsvara referensarealer

Den stora minskningen av hävdade gräsmarker skedde före 1990-talet, se tabell 6.1 och uppgifter om naturtypers och arters negativa utveckling visar också att arealerna inte var tillräckliga för flertalet hävdberoende gräsmarker redan vid Sveriges EU-inträde 1995<sup>31</sup>. Arealen 1995 har i det här uppdraget beräknats till cirka 3 918 km<sup>2</sup>, se tabell 6.2.

Det saknas grunddata för arternas och naturtypernas tillstånd 1995, men i Naturvårdsverkets rapport Monitor 14,<sup>32</sup> ges en beskrivning av tillståndet för jordbrukslandskapets biologiska mångfald, bland annat om läget för ängs- och betesmarker samt deras associerade arter. Även om beskrivningen är översiktlig framgår det att tillståndet inte kan ha motsvarat gynnsam bevarandestatus då. En ytterligare rapport från samma tid är boken Floravård i Jordbrukslandskapet som redogör för tillståndet för ett antal rödlistade kärlväxter i odlingslandskapet, även här framgår att tillståndet inte kan motsvarat gynnsam bevarandestatus.

### 6.2.4 Val av metod för översyn av referensarealer

För hävdberoende gräsmarker har en kombination av referens- och modellbaserade metoder använts för beräkning av referensvärden, detta beskrivs nedan.

#### BERÄKNING AV REFERENSAREALER

Inom ramen för det här regeringsuppdraget har SLU Artdatabanken tagit fram underlag för beräkning av referensarealer.

Utgångspunkten för beräkningen är analyser av sambandet mellan arternas förekomst och livsmiljöernas utbredning i representativa delar av dagens landskap, det vill säga ett modellbaserat angreppssätt. Beräkningsmodellen har utgått från att omkring 20% av landskapets areal behöver utgöras av lämplig livsmiljö för att säkerställa långsiktig överlevnad av arter knutna till hävdberoende gräsmarksnaturtyper. Modellen bygger också på antagandet att varje enskild förekomst av hävdberoende gräsmarker behöver omges av funktionella landskap för att uppnå ett fullgott tillstånd (landskapet behöver alltså innehålla en viss areal livsmiljö) och det faktum att naturtypernas utbredning inte ska minska enligt art- och habitatdirektivet.

---

<sup>31</sup> Se t.ex. Ängs- och hagmarker i Sverige, Naturvårdsverket 1997. Som ett led i arbetet mot "utarmning av landskap, biotoper, flora och fauna" startade Naturvårdsverket 1985 projektet Ängs och hagmark. Inom projektet togs en inventeringshandbok fram, och mellan 1987 och 1992 pågick inventering av ängs och hagmarker i landet. En nationell sammanställning av resultaten publicerades i rapporten.

<sup>32</sup> Biologisk mångfald i Sverige, En landstudie. Monitor 14, Naturvårdsverkets förlag 1994

Beräkningsmodellen beskrivs närmare i underlag från SLU Artdatabanken,<sup>33</sup> men sammanfattas i nedanstående faktaruta.

En stor andel av landskapsrutorna som är underlag för beräkningarna har i dagsläget en mycket låg förekomst av gräsmarksnaturtyp. Av de totalt 13 939 rutorna med dokumenterad förekomst, har 8 033 rutor (58% av rutorna) mindre än 0,5% (4,5 hektar) gräsmarker.

Rutorna med högre förekomster av naturtypsklassade gräsmarker är inte jämnt fördelade geografiskt. Figuren till höger i faktarutan visar den geografiska fördelningen av rutor med olika andel gräsmarker. Rutor med mycket begränsade rester av naturtypsklassade gräsmarksförekomster står för huvuddelen av det beräknade totala referensarealbehovet. Det beror på att beräkningsmodellen inte gör någon differentiering mellan rutorna. De 7% av gräsmarkerna som i dag finns i rutorna med under 0,5% känd gräsmarksareal motiverar därför 58% av den ökning som krävs för att nå den beräknade referensarealen.

I SLU Artdatabankens antaganden har teknisk och ekologisk genomförbarhet inte ansetts innebära någon begränsning för den uppskattade totalarealen, men har vägts in vid fördelningen av den totala uppskattade referensarealen till tänkbara referensarealer för enskilda livsmiljötyper.

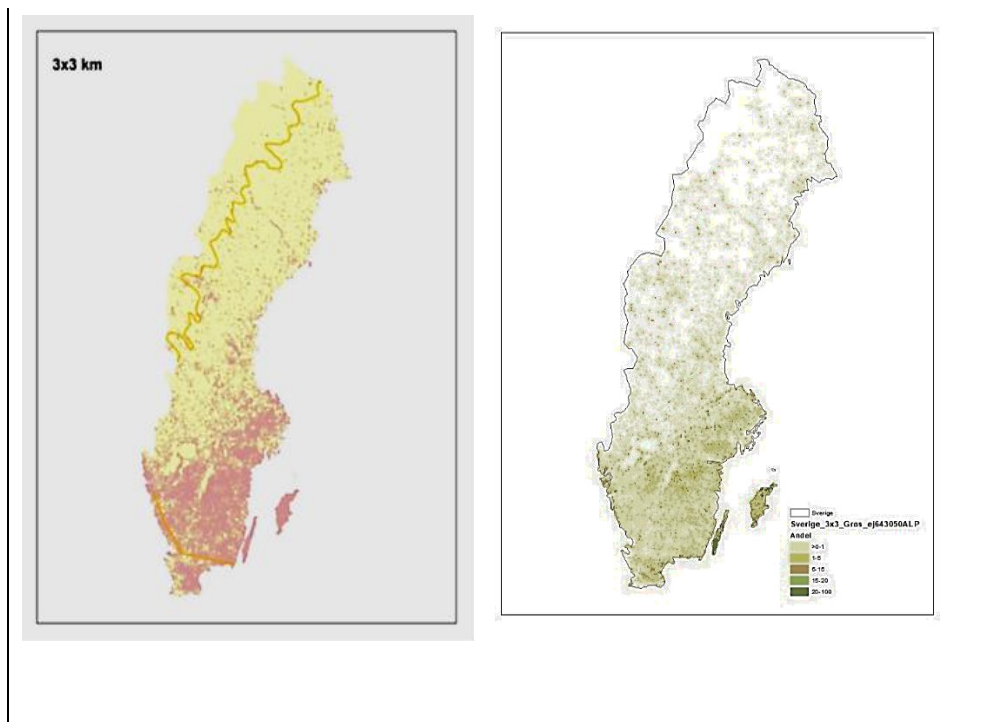
#### **Faktaruta uppbyggnad beräkningsunderlag 1**

##### **Sammanfattning av underlag för beräkning av referensarealer för naturtypsklassade gräsmarker**

SLU Artdatabanken har sedan artikel 17-rapporteringen 2019 övervägt olika metoder för att beräkna gräsmarkernas referensarealer<sup>1</sup>. Inför rapporteringen 2025 har en modellbaserad metod för beräkning av referensarealer för de hävdberoende naturtyperna utvecklats av dem.

Metoden innebär att man lägger ett raster med 3x3 km (900 hektar eller 9 km<sup>2</sup>) stora landskapsrutor över Sverige. Inom landskapsrutor som har någon känd gräsmarksförekomst motsvarande hävdberoende direktivnaturtyp ska man enligt modellen öka den genomsnittliga förekomsten av dessa gräsmarker till 20 procent, vilket motsvarar 180 hektar eller 1,8 km<sup>2</sup> per ruta. En förekomstnivå på minst 20 procent anses vara nödvändig för att naturtypernas strukturer och funktioner samt typiska arter ska kunna bevaras på lång sikt inom dessa landskapsrutor. En stor andel av landskapsrutorna i modellen har mycket låg förekomst av gräsmarksnaturtyp. Av de totalt 13 939 landskapsrutorna med dokumenterad gräsmarksförekomst, så har mer än hälften, 7 786 rutor, mindre än 4 hektar naturtypsklassade gräsmarker. Utifrån denna modell beräknas den totala referensarealen för hävdberoende gräsmarker vara cirka 25 090 km<sup>2</sup> (13 939 rutor x 9 km<sup>2</sup>/ruta x 0,20).

<sup>33</sup> SLU Artdatabanken 2024. Underlag för regeringsuppdrag om översyn av referensarealer för naturtyper, version 3, 2024-03-05. SLU ID: SLU.dha. 2023.5.2-92.



**Figur 6.1.** Sverige täcks med ett rutnät av 3x3 km stora rutor. Det lilafärgade området på den vänstra kartan visar rutor som har någon förekomst av naturtypsklassade hävdberoende gräsmarker. De orange linjerna visar gränser för olika biogeografiska områden. På den högra kartan syns samma rutor men med differentierad färgsättning där mörkare rutor innehåller större areal gräsmarker av hävdberoende direktivnaturtyp.

## VIDAREUTVECKLING AV BERÄKNINGSUNDERLAG 1 DÄR HÄNSYN TAS TILL TEKNISK OCH EKOLOGISK GENOMFÖRBARHET

I uppdragstexten anges att:

*”För hävdberoende naturtyper ska hänsyn tas till den tekniska och ekologiska genomförbarheten av att återetablera naturtyperna till det minimum som krävs och bedöms vara ekonomiskt möjligt”.*

Naturvårdsverket och Jordbruksverket har därför tagit fram ett modifierat beräkningsalternativ, som i högre grad beaktar befintliga naturtypsförekomsternas geografi och förutsättningar för återställande av naturtyperna<sup>34</sup>. Den väger också in att:

- det finns ett stort gap mellan den befintliga gräsmarksarealen motsvarande direktivnaturtyp och ett tänkt behov.
- att det finns tekniska och ekologiska begränsningar för vad som kan återskapas inom den framtid vi kan förutse.

<sup>34</sup> De bedömda/reviderade referensarealerna bygger på en geografiskt baserad modell, men är inte avsedda att bli direkt styrande för var återskapande av gräsmarker motsvarande direktivnaturtyp faktiskt bör göras. Underlaget kan däremot användas som ett stöd för fortsatt planering och prioritering för var återskapandeinsatser kan göras.

- att det inte kan antas vara tekniskt och ekologiskt möjligt att inom överskådlig tid återskapa långsiktigt funktionella gräsmarkslandskap motsvarande direktivnaturtyp inom samtliga rutor där det idag finns restförekomster av naturtypsklassade gräsmarker, eftersom det ofta saknas ett jordbruk som kan sköta markerna långsiktigt.

## Faktaruta beskrivning av beräkningsunderlag 2.

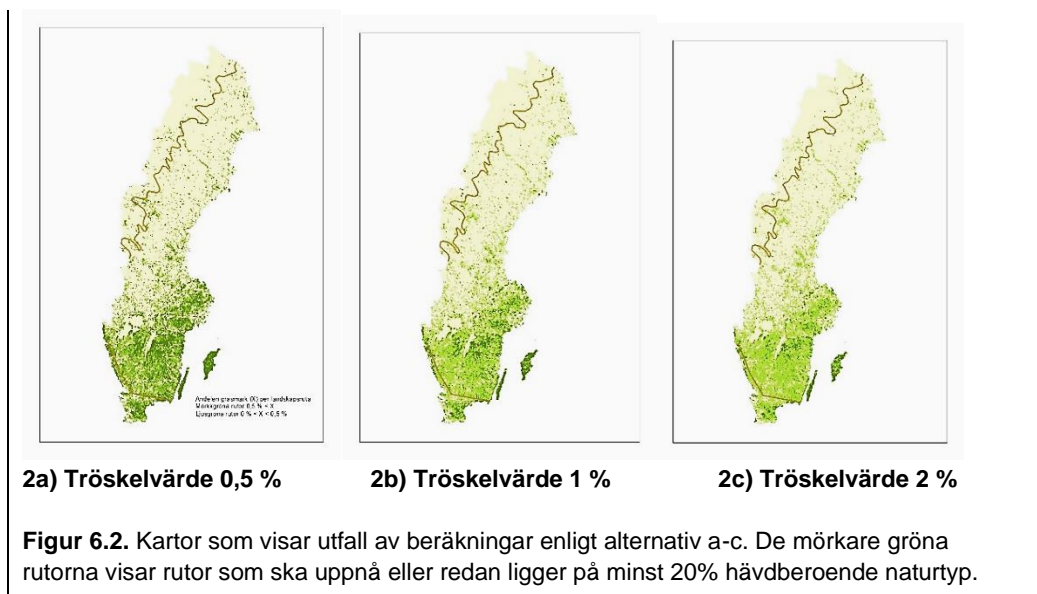
### Sammanfattning av vidareutveckling av beräkningsunderlag

De alternativa vidareutvecklade beräkningsmodellerna utgår från samma geografiska underlag om gräsmarkernas förekomst i olika landskapsrutor enligt ovan, men tar större hänsyn till vad som bedöms vara tekniskt och ekologiskt möjligt att restaurera eller återetablera. Vid beräkning av vilka totalarealer som behöver nås har ambitionsnivån för landskapsrutor med olika andelar av gräsmarksnaturtyper differentierats. Rutor som har över 20% naturtypsklassad gräsmark och därmed befintliga goda förutsättningar för landskapsfunktionalitet ska bibehålla denna nivå, medan de rutor som har lägst andel kända förekomster inte förväntas få ökad areal men inte heller beräknas minska. Endast landskapsrutor med en gräsmarksförekomst över en viss lägstanivå, ett "tröskelvärde", men mindre än 20%, ligger till grund för beräkningen av inom vilka landskapsrutor som man behöver öka gräsmarksarealen till att nå en genomsnittlig gräsmarksförekomst på 20%.

Modellen tar större hänsyn till teknisk och ekologisk genomförbarhet då dagens kända förekomster av hävdade gräsmarker till stor del kan antas korrelera med förekomsten av jordbruksföretag och tillgången till betesdjur. Metoden har använts som underlag för tre olika beräkningar av tänkbara referensarealer, med utgångspunkt i olika tröskelvärden.

I beräkningarna summeras arealen för ytorna som antas bibehållas (inom rutor med befintlig areal över 20%, eller under tröskelvärdet) med målarealen inom rutor där befintlig areal antas behöva öka.

Vi presenterar beräkningar enligt tre olika tröskelvärden (andel av rutans totala yta): 2 a) 0,5 % 2 b) 1 % och 2c) minst 2 %.



### Beaktande av teknisk och ekologisk genomförbarhet

Teknisk och ekologisk genomförbarhet beaktas indirekt, genom att landskapsrutorna med lägst känd förekomst av hävdberoende naturtyper, också kan antas ha lägre förutsättningar för återetablering av hävdberoende naturtyper. Det kan kopplas både till brister på spridningskällor för arter och till att det i sådana områden kan antas finnas färre kvarvarande företag med djurhållning. I modellen finns även möjlighet att indirekt väga in kapacitetsbegränsningar, genom att valet av tröskelvärden för vilka landskapsrutor som ingår i beräkningen av sådana som bör få höjd gräsmarksareal, också påverkar det totala beräknade behovet av återställande.

Vi har tolkat EU-kommissionens vägledning, som att det är möjligt att tillämpa alternativa modeller och även beakta teknisk och ekologisk genomförbarhet inklusive kapacitetsbegränsningar i samband med detta. Det framgår av art- och habitatdirektivet att syftet med direktivet är att säkerställa den biologiska mångfalden genom bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (artikel 2.1). Detta kan därför anses vara direktivets överordnade syfte. Åtgärder som vidtas i enlighet med direktivet ska syfta till att bibehålla eller återställa en gynnsam bevarandestatus hos livsmiljöer samt arter av vilda djur och växter av gemenskapsintresse (artikel 2.2). Det framgår också att åtgärder som vidtas i enlighet med direktivet ska ta hänsyn till ekonomiska, sociala och kulturella behov och till regionala och lokala särdrag (artikel 2.3). Även om direktivets överordnade syfte är bevarande, kan därmed inte bevarandemål vara det enda man ska ta hänsyn till när åtgärder ska planeras och utföras.

Även om vägledningen (se kapitel 3) endast tar upp ”teknisk och ekologisk genomförbarhet”, är det rimligt att anta att även det som står i den överordnade bestämmelsen i artikel 2.3 i art- och habitatdirektivet vid behov ska kunna vägas in i bedömningen. Mot den bakgrunden är bedömningen att viss hänsyn även kan tas till ekonomiska faktorer. Aspekter som förekomst av lantbrukare och betesdjur blir

i detta perspektiv rimligt att beakta. Eftersom artikel 2.2 tydliggör att åtgärder som vidtas i enlighet med direktivet, enligt den engelska texten, ”shall be designed to maintain or restore” är det å andra sidan tydligt att hänsyn till andra intressen inte kan tillåtas få ett sådant stort genomslag att det i praktiken inte längre är det överordnade syftet om bevarande som eftersträvas. Det behöver därför finnas en gräns för i vilken utsträckning man kan beakta annat än bevarandefaktorer.

#### **Jämförelse med andra länders arbetssätt**

Det framgår av flera länders redovisning att de vägt in genomförbarhet vid sitt framtagande av referensvärden, men det är svårt att hitta exempel på hur detta gjorts, eller hur ekologiska kriterier vägts in. Analysen kan ändå ge stöd för att vi även i Sverige kan väga in genomförbarhetskriterier som inte begränsas till de mer eller mindre strikt geografiska/geologiska kriterier som legat till grund för beräkningarna i SLU Artdatabankens modell. Genom att modellen ger möjlighet att ta hänsyn till förutsättningar av genomförbarhet, har den viss likhet med exemplet från Nederländerna.

## **6.3 Referensarealer för hävdberoende gräsmarker**

Baserat på underlag och bedömningar redovisas arealer enligt de fyra olika beräkningsalternativen. De fyra alternativa beräkningarna beaktar i olika grad tekniska och ekologiska förutsättningar för genomförbarheten.



**Tabell 6.2.** Alternativa beräkningar av referensarealer. För alpin region är arealerna för *högtängar* samt *svämängar* kursiverade och skrivna med grå text – det beror på att dessa naturtyper inte bedöms som hävdberoende i regionen samt bedöms ha aktuella värden som motsvarar deras referensarealer. Det har gjort att de inte inkluderats i fördelningen av de beräknade totalarealerna enligt modellerna. För beräkningarna enligt 1 bygger siffrorna på Artdatabankens slutliga underlag. Arealer anges i km<sup>2</sup>

Natur - tys- kod	Naturtyp	Reg	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Alternativa beräkningar av referensarealer			
					1	2a tröskel 0,5%	2b tröskel 1%	2c tröskel 2%
6210	Kalkgräs- marker	ALP	0,6	0,5	7,0	2,2	1,4	0,9
6230	Stagg- gräsmarker	ALP	0,6	0,5	7,0	2,2	1,4	0,9
6270	Silikatgräs- marker	ALP	10	9	126	40	25	16
6410	Fuktängar	ALP	1,1	1,0	14,0	4,5	2,8	1,8
6430	Högtängar	ALP	<i>100</i>	<i>100</i>	<i>100</i>	<i>100</i>	<i>100</i>	<i>100</i>
6450	Svämängar	ALP	<i>30</i>	<i>30</i>	<i>30</i>	<i>30</i>	<i>30</i>	<i>30</i>
6520	Höglänta slätterängar	ALP	3,6	2,7	38	12,1	7,5	4,7
9070	Trädklädd betesmark	ALP	38	33	463	148	92	58
	<b>Summa</b>	<b>ALP</b>	<b>54</b>	<b>47</b>	<b>785</b>	<b>339</b>	<b>261</b>	<b>212</b>
1330	Salta strand- ängar	BOR	10	9	10	10	10	10
1630	Strandängar vid Östersjön	BOR	146	120	300	300	187	146
2320	Rissandhedar	BOR	13	13	42	17	13	13
2330	Grässand- hedar	BOR	5,2	5,2	17	7,0	5,2	5,2
4010	Fukthedar	BOR	2,3	2,3	13,4	5,8	3,6	2,3
4030	Torra hedar	BOR	30	28	168	70	44	30
5130	Enbuskmarker	BOR	25	22	158	66	41	25
6110	Basiska berghällar	BOR	10	10	10	10	10	10
6120	Sandstäpp	BOR	0,009	0,009	0 (0,028)	0,012	0,009	0,009
6210	Kalkgräs- marker	BOR	114	100	718	300	187	114
6230	Stagg- gräsmarker	BOR	14	12	86	36	22	14
6270	Silikatgräs- marker	BOR	1 477	1 300	9 337	3 901	2 427	1 477
6280	Alvar	BOR	200	200	200	200	200	200
6410	Fuktängar	BOR	227	200	1 596	667	415	246
6430	Högt-ängar	BOR	2,0	2,0	16,0	6,7	4,1	2,5
6450	Svämängar	BOR	20	20	160	67	41	25
6510	Slätterängar i låglandet	BOR	21	17	437	157	89	37

6520	Höglänta slätterängar	BOR	9,1	6,8	92	35,2	20,9	10,4
6530	Lövängar	BOR	26	17	173	69	42	26
8230	Hällmarks-torräng	BOR	38	38	62	38	38	38
8240	Karsthällmarker	BOR	5,6	5,6	6	5,6	5,6	5,6
9070	Trädklädd betesmark	BOR	739	650	8 577	3 295	1 957	983
	<b>Summa</b>	<b>BOR</b>	<b>3 135</b>	<b>2 778</b>	<b>22 178</b>	<b>9 265</b>	<b>5 764</b>	<b>3 421</b>
1330	Salta strandängar	CON	19	13	30	23	19	19
1630	Strandängar vid Östersjön	CON	11	9	27	16	13	11
2320	Rissandhedar	CON	1,6	1,6	3	1,6	1,6	1,6
2330	Grässandhedar	CON	15	15	24	15	15	15
4010	Fukthedar	CON	4,1	4,0	12,0	7,2	5,6	4,3
4030	Torra hedar	CON	52	48	144	86	67	52
5130	Enbuskmarker	CON	25	22	79	47	37	28
6110	Basiska berghällar	CON	13	13	13	13	13	13
6120	Sandstäpp	CON	0,84	0,76	1	0,84	0,84	0,84
6210	Kalkgräsmarker	CON	70	62	223	134	104	80
6230	Stagggräsmarker	CON	6	5	18	11	8	6
6270	Silikatgräsmarker	CON	205	180	649	388	302	233
6280	Alvar	CON	135	135	135	135	135	135
6410	Fuktängar	CON	91	80	320	192	149	115
6430	Högörtängar	CON	1	1	4	2	2	1
6510	Slätterängar i låglandet	CON	3,3	2,6	41	21,7	15,2	9,8
6530	Lövängar	CON	0,20	0,13	4	2,03	1,40	0,86
8230	Hällmarks-torräng	CON	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
8240	Karsthällmarker	CON	1,3	1,3	1	1,3	1,3	1,3
9070	Trädklädd betesmark	CON	74	65	914	483	341	221
	<b>Summa</b>	<b>CON</b>	<b>730</b>	<b>661</b>	<b>2 646</b>	<b>1 583</b>	<b>1 234</b>	<b>951</b>
	<b>Summa</b>	<b>SE</b>	<b>3 918</b>	<b>3 486</b>	<b>25 609</b>	<b>11 186</b>	<b>7 258</b>	<b>4 584</b>

MÖJLIGA REDOVISNINGSENTERVALL

Enligt rapporteringsformatet, kan redovisning av referensarealer ske genom rapportering av intervall. I tabell 6.3 redovisas vilka intervall som blir tillämpliga för de olika beräkningsalternativen.

**Tabell 6.3.** Alternativa beräkningsunderlag referensvärden, om de redovisas med intervall.

Naturtyskod	Naturtyp	Region	Reviderad referensareal (intervaller) enligt beräkningsunderlag 1	Reviderad referensareal (intervaller) enligt beräkningsunderlag 2a tröskel 0,5%	Reviderad referensareal (intervaller) enligt beräkningsunderlag 2b tröskel 1%	Reviderad referensareal (intervaller) enligt beräkningsunderlag 2c tröskel 2%
6210	Kalkgräsmarker	ALP	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA
6230	Stagggräsmarker	ALP	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA
6270	Silikatgräsmarker	ALP	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA
6410	Fuktängar	ALP	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA
6430	Högörtängar	ALP	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA
6450	Svämängar	ALP	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA
6520	Höglänta slätterängar	ALP	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA
9070	Trädklädd betesmark	ALP	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA
1330	Salta strandängar	BOR	CV 2-10% < FRA	CV 2-10% < FRA	CV 2-10% < FRA	CV 2-10% < FRA
1630	Strandängar vid Östersjön	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
2320	Rissandhedar	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA
2330	Grässandhedar	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA
4010	Fukthedar	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 2-10% < FRA
4030	Torra hedar	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 2-10% < FRA
5130	Enbuskmarker	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
6110	Basiska berghällar	BOR	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA

6120	Sandstäpp	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 11-25% < FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA
6210	Kalkgräsmarker	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
6230	Stagggräsmarker	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
6270	Silikatgräsmarker	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
6280	Alvar	BOR	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA
6410	Fuktängar	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 11-25% < FRA
6430	Högärtängar	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 11-25% < FRA
6450	Svämängar	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 11-25% < FRA
6510	Slätterängar i låglandet	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA
6520	Höglänta slätterängar	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA
6530	Lövängar	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA
8230	Hällmarks-torräng	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA
8240	Karsthällmarker	BOR	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA
9070	Trädklädd betesmark	BOR	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA
1330	Salta strandängar	CON	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA
1630	Strandängar vid Östersjön	CON	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
2320	Rissandhedar	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA
2330	Grässandhedar	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA
4010	Fukthedar	CON	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 2-10% < FRA

4030	Torra heddar	CON	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 2-10% < FRA
5130	Enbuskmarker	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
6110	Basiska berghällar	CON	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA
6120	Sandstäpp	CON	CV 2-10% < FRA	CV 2-10% < FRA	CV 2-10% < FRA	CV 2-10% < FRA
6210	Kalkgräsmarker	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
6230	Stagggräsmarker	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
6270	Silikatgräsmarker	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 11-25% < FRA
6280	Alvar	CON	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA
6410	Fuktängar	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA
6430	Högärtängar	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 26-50% < FRA	CV 26-50% < FRA
6510	Slätterängar i låglandet	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA
6530	Lövängar	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA
8230	Hällmarks-torräng	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA
8240	Karsthällmarker	CON	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA	CV ≈ FRA
9070	Trädklädd betesmark	CON	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA	CV 51-100% < FRA

### 6.3.1 Beskrivning och ekologisk bedömning av alternativen

Enligt uppdraget ska det göras en bedömning av tänkbara referensvärden, med beaktande av teknisk/ekologisk genomförbarhet, i förhållande till grundkriterierna för gynnsam referensareal.

Beräkningsalternativen (1 och 2a-c) har olika grundantaganden för den minsta andel gräsmarker som måste finnas i landskapsrutorna för att de ska inkluderas i de rutor som beräknas behöva nå en gräsmarksandel på 20%. Dessa antaganden har betydelse för i vilken utsträckning beräknade referensarealer kan uppnå kriterierna för gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet.

Då de utvecklade beräkningsalternativen 2a-c gör antagandet att landskapsrutor med en nutida mycket låg andel naturtypsklassade gräsmarker inte kan bevara naturtypernas värde långsiktigt, kan de beräknade referensvärdena leda till att vi förlorar gräsmarker med naturtypskvalitet i många landskapsrutor. Eftersom dessa rutor redan idag har mycket låg andel gräsmark motsvarande direktivnaturtyp, så kan man å andra sidan anta att de gräsmarker som förekommer där i många fall redan förlorat flertalet arter som är beroende av större sammanhängande landskap. Det finns inte heller något som hindrar att man vid planering och prioritering av återställande av gräsmarker styr åtgärder till sådana rutor om det inom dem finns höga värden i gräsmarker motsvarande direktivnaturtyp.

Gräsmarker som finns i de landskapsrutor som inte inkluderas i 2a-c antas inte få minskade arealer. De bör inte heller behandlas annorlunda än tidigare, det vill säga stöd, miljöersättningar och rådgivning antas finnas tillgängligt även för dessa marker framöver. Den enda skillnaden är att i dessa rutor ska inte den naturtypsklassade gräsmarksarealen öka till 20 % av ytan.

Eftersom förutsättningarna för genomförande ändå begränsar möjligheten att få till stånd omfattande restaureringsåtgärder inom överskådlig tid på sådana platser skulle en risk för förluster finnas även om referensarealer beräknats utan något hänsynstagande till teknisk eller ekologisk genomförbarhet.

En närmare analys av vad som skulle krävas för att verkligen nå ett funktionellt landskap för gräsmarkersarterna i specifika landskapsrutor eller trakter, skulle kräva en betydligt mer noggrann analys. En sådan analys har inte varit möjlig att göra inom ramen för nuvarande uppdrag. Beräkningsalternativ 2a-c skulle däremot kunna fungera som stöd för ett första steg i arbetet med den nationella restaureringsplan som förväntas behöva tas fram enligt EU:s förslag till förordning om restaurering natur.

#### KOMMENTARER TILL MÖJLIGHET ATT BEVARA ARTER OCH NATURTYPER UTIFRÅN BERÄKNINGSUNDERLAG 1

Arealerna enligt beräkningsunderlag 1 ligger på 25 609 km<sup>2</sup> en nivå som liknar de uppskattade samlade referensarealbehoven enligt de underlag som togs fram till rapporteringen 2019. Det motsvarar en ökning av aktuella förekomster med drygt 22 000 km<sup>2</sup>. Det innebär att vi behöver återställa gräsmarksförekomster till en nivå som ligger nära de arealer som fanns enligt den officiella statistiken under 1920-talet. I teorin kan modellen ge tillräckliga arealer för att sammantaget bibehålla funktionella gräsmarkslandskap i samtliga landskapsrutor som har någon känd gräsmarksförekomst idag. Inom det här uppdraget har de långsiktiga bevarandeförutsättningarna inte kunnat analyseras närmare för enskilda naturtyper. Modellen förutsätter åtgärder i en omfattning som inte kan kopplas till någon praktisk eller ekologisk genomförbarhet som går att beskriva med nuvarande kunskaper om hur restaurering kan genomföras. Man skulle behöva satsa mycket stora resurser på att återskapa naturvärden även i landskap som idag har låga värden associerade till gräsmarksnaturtyper. Det skulle innebära ett arbetssätt som avviker från hur man normalt försöker arbeta effektivt med naturvård utifrån en värdebaserad ansats.

### KOMMENTARER TILL MÖJLIGHET ATT BEVARA ARTER OCH NATURTYPER UTIFRÅN BERÄKNINGSALTERNATIV 2A BASERAD PÅ 0,5 % TRÖSKELVÄRDE

Det totala arealbehovet enligt denna beräkning blir 11 186 km<sup>2</sup>, vilket är högt över dagens förekomst på cirka 3 583 km<sup>2</sup> naturtypsklassade gräsmarker. Det motsvarar ungefär en tredubbling av dagens arealer eller en ökning med omkring 7 600 km<sup>2</sup>. Arealerna enligt modellen ligger på en nivå som liknar de uppskattade samlade referensarealerna för hävdberoende gräsmarker enligt de underlag som togs fram till rapporteringen 2013, vilken byggde på ett uppskattat referenstillstånd vid 1900-talets mitt. Detta beräkningsalternativ skulle kunna vara i linje med EU-kommissionens vägledning där man anger att referensarealer för gräsmarker lämpligen kan utgå från ett referenstillstånd kring mitten av 1900-talet, före de riktigt stora jordbruksomläggningarna under 1900-talets senare del. Inom det här uppdraget har de långsiktiga bevarandeförutsättningarna inte kunnat analyseras närmare för enskilda naturtyper. En kartanalys av vilka landskapsrutor som skulle ingå i ambitionen om funktionella gräsmarkslandskap visar att modellen i hög utsträckning motsvarar tidigare analyser av viktiga trakter för grön infrastruktur (GI) för gräsmarker. Att nå denna nivå skulle liksom för modell 1 innebära omfattande praktiska och ekologiska utmaningar. Ur naturvårdssynpunkt skulle det också kunna vara en tveksam prioritering, eftersom man i hög grad skulle behöva prioritera resurser till att återskapa naturvärden i landskap som i dag har låga naturvärden kopplade till gräsmarker.

### KOMMENTARER TILL MÖJLIGHET ATT BEVARA ARTER OCH NATURTYPER UTIFRÅN BERÄKNINGSALTERNATIV 2B BASERAD PÅ 1 % TRÖSKELVÄRDE

Det totala arealbehovet enligt denna beräkning blir ungefär 7 258 km<sup>2</sup>, vilket är betydligt mer än dagens förekomster. Det motsvarar en dryg dubbling av dagens arealer eller en ökning med cirka 3 675 km<sup>2</sup> naturtypsklassade gräsmarker. Nivån skulle motsvara de arealer som fanns enligt jordbruksstatistik från mitten av 1900-talet<sup>35</sup>, det innebär att även det skulle kunna sägas vara i linje med EU-kommissionens vägledning där man anger att referensarealer för gräsmarker lämpligen kan utgå från ett referenstillstånd kring mitten av 1900-talet. En kartanalys av vilka landskapsrutor som skulle ”ingå” i ambitionen om funktionella gräsmarkslandskap visar att modellen i viss utsträckning motsvarar analyser av viktiga värde-trakter för grön infrastruktur för gräsmarker. Ganska stora delar av de totala förekomstområdena för gräsmarker skulle dock inte prioriteras enligt modellen, det vill säga ligga utanför de områden där man långsiktigt kan antas behöva bibehålla gräsmarksvärden. Därmed är det inte säkert att modellen lever upp till kriterierna för att bibehålla en tillräcklig funktionalitet inom utbredningsområdet (range) för olika gräsmarksnaturtyper. Inom det här uppdraget har de långsiktiga bevarandeförutsättningarna inte kunnat analyseras närmare för enskilda naturtyper. Att nå denna nivå skulle vara kostsamt, men ur naturvårdssynpunkt en högt motiverad prioritering. Med en lägre ambitionsnivå

<sup>35</sup> Se siffror från 1944 i avsnitt 6.1.1

riskerar man att fortsätta förlora arter, eftersom många återstående gräsmarksförekomster är alltför små och isolerade för att långsiktigt kunna bevarade de artförekomster som finns i dem idag. Styrningen av åtgärder till de miljöer där de kan göra störst ekologisk nytta är viktig. Om man inte siktar på att återskapa tillräckliga arealer för att återfå ekologiskt funktionella landskap åtminstone i de landskapspartier där vi har kvar någorlunda mycket gräsmarker idag, är det sannolikt med ytterligare artförluster även inom delar av de landskap där det idag finns kvar mer krävande arter kopplade till befintliga gräsmarksnaturtyper.

#### KOMMENTARER TILL MÖJLIGHET ATT BEVARA ARTER OCH NATURTYPER UTIFRÅN BERÄKNING BASERAD PÅ 2 C 2% TRÖSKELVÄRDE

Det totala arealbehovet enligt denna beräkning är 4 584 km<sup>2</sup>. Det är cirka 600 km<sup>2</sup> mer än de uppskattade förekomsterna 1995, och en ökning med cirka 1 000 km<sup>2</sup> jämfört med nuvarande arealer naturtypsklassade gräsmarker. Arealerna 1995 motsvarade inte vad som krävs för långsiktigt gynnsamt tillstånd för flertalet naturtyper och deras associerade arter – se resonemang i avsnitt 6.2.3. Denna nivå motsvarar en ganska liten ökning jämfört med arealen 1995, och bedöms därför också vara långt från grundkraven för att långsiktigt bevara naturtyperna inom deras förekomstområden. En bedömning av kartunderlag för vilka landskapsrutor som skulle ”ingå” i ambitionen om funktionella gräsmarkslandskap visar att modellen i liten utsträckning motsvarar att nå funktionella gräsmarkslandskap i områden där de inte finns idag.

Att nå denna nivå skulle vara helt avgörande ur naturvårdssynpunkt för att hejda förlusten och åstadkomma vissa förbättrade trender för naturtyper och arter kopplade till odlingslandskapet. Det bedöms däremot inte vara tillräckligt för att verkligen kunna nå en långsiktigt gynnsam bevarandestatus för flertalet hävdberoende naturtyper. En noggrann styrning av åtgärder får en särskilt avgörande betydelse med denna ambitionsnivå, eftersom den inte har några ”marginaler”. Utan en förbättrad styrning riskerar vi att fortsätta förlora arter även inom landskap där det idag finns kvar mer krävande sådana kopplade till befintliga gräsmarksnaturtyper.

### 6.3.2 Bedömning av genomförbarhet av alternativen

De allra flesta gräsmarksnaturtyper är beroende av kontinuerlig hävd för att deras värden ska bestå. De olika *beräkningsalternativens* genomförbarhet är därför tätt ihopkopplade med jordbrukets möjligheter att öka och långsiktigt hävda arealen naturbetesmark.

Under lång tid hade ängs- och betesmarkerna en dominerande ställning inom jordbruket och i slutet av 1800-talet fanns över 15 000 km<sup>2</sup> ängsmarker. Ängs- och betesmarkernas dominerande ställning i det tidigare jordbruket finns inte kvar inom dagens jordbruk och vissa brukningsformer, som hävd av slätterängar och skogsbyte, har i stort sett upphört. Numera är det åkern som utgör basen i jordbruket både för produktion av livsmedel och foder.



## TILLGÅNGEN TILL BETESDJUR

Dikor är det av nötkreaturen som passar bäst som betesdjur på naturbetesmarker och används därför i beräkningarna. Andra betesdjur kommer också att hävda de nya betesmarkerna, men nötkreatur dominerar bland betesdjuren i dag och kommer sannolikt fortsätta att göra så framöver. Hästar är en potentiell resurs för att öka antalet betesdjur på naturbeten, men det kräver troligen betydande beteendeförändringar hos hästägarna för att hästar i större utsträckning ska släppas på naturbetesmarker. En ökning av antalet får är också en möjlighet, men kräver en kraftigt ökad efterfrågan på får- och lammkött för att bli verklighet.

Inte bara antalet betesdjur utan även deras fördelning i landskapet styr i vilken omfattning de kan beta på naturbetesmarker. Under lång tid har jordbrukets strukturomvandling gått mot färre men större brukningsenheter. Det är speciellt tydligt för företag med nötkreatur där utvecklingen lett till färre men större företag<sup>36</sup>. Detta påverkar möjligheten att förse betesmarkerna i områden med minskande antal djurföretag med betesdjur, eftersom avståndet mellan företag och betesmarker kan bli för långt.

## NUVARANDE UTVECKLING FÖR AREAL ÄNGS- OCH BETESMARKER

Arealen ängs- och betesmarker i den officiella statistiken och i miljöersättningsstatistiken visar på en i stort sett stabil areal sedan början av 2000-talet. Det finns viss variation i arealerna över tid, men svängningarna har varit relativt små sett över hela tidsperioden<sup>37</sup>. Genomförda höjningar av ersättningsnivåerna i olika omgångar för miljöersättningar till ängs- och betesmarker har ännu inte resulterat i en markant ökning av arealen betesmark. Det finns dock vissa möjligheter att med olika politiska beslut påverka förutsättningarna för ökande arealer. De senaste 25 åren med stödåtgärder på sammanlagt runt 2 miljarder per år har resulterat i en ökning från 100 000 dikor till det dubbla.

## NUVARANDE RESTAURERINGSTAKT

Den beräknade restaureringstakten för de olika modellalternativen är mellan 850 och 40 km<sup>2</sup> årligen, beroende på hur mycket ängs- och betesmark som behöver tillkomma. Detta är en betydligt högre takt än vad som varit fallet de senaste två decennierna. Inom landsbygdsprogrammet har restaureringstakten för ängs- och betesmarker varit runt 10 km<sup>2</sup> per år räknat från 2000 till 2018<sup>38</sup>. Restaureringar sker även inom olika Life-projekt och inom skyddade områden genom Naturvårdsverkets anslag för skötsel av skyddad natur. Det finns ingen sammanställning av hur mycket som restaurerats i skyddade områden med finansiering genom medel från anslaget för åtgärder för värdefull natur, men en

<sup>36</sup> Jordbruksverkets statistikdatabas.

<sup>37</sup> Betesmarker och slätterängar - Sveriges miljömål (sverigesmiljomal.se).

<sup>38</sup> Asplund, L. 2022. Restaurerade betesmarker och slätterängar, en uppföljning av marker som restaurerades med stöd från landsbygdsprogrammet 2000–2013. Uppföljningsrapport 2022:2.

stor andel av de medel som fördelas till länsstyrelserna för skötsel av skyddade områden går till skötsel och restaurering av ängs- och betesmarker - normalt i storleksordningen 70–100 miljoner per år. Sammanfattningsvis kommer det att krävas en betydande ökning av restaureringsinsatserna i samtliga modellalternativ förutom möjligen i modell 2c.

#### KONFLIKT MED ANNAN LAGSTIFTNING

Avskogningsförordningen i sin nuvarande utformning kommer att försvåra återskapande av ängs- och betesmarker då försäljning av nötkött från produktion på mark som nyligen ställts om från skog till jordbruksmark kan bli otillåtet - om inte undantagsvillkor antas (se avsnitt 2.5).

### 6.3.3 Sammanfattande tabell över ekologisk bedömning och möjligheter till genomförande

I tabell 6.4 sammanfattas genomförbarheten för de olika beräkningsalternativen översiktligt. För en mer grundlig genomgång av konsekvenser och dess påverkan på genomförbarheten hänvisas till kapitlet om konsekvensutredning (kapitel 10).

**Tabell 6.4.** Översiktlig sammanfattning av de olika beräkningsalternativen. Beräkningarna tar olika mycket hänsyn till vad som bedöms vara ekologiskt och tekniskt genomförbart. Det som anges på de två nedersta raderna med "sannolikhet att nå målen" är sammanvägda bedömningar, mer utvecklade resonemang framgår av avsnitt 6.3.1 och 6.3.2.

Effekt	Underlagsberäkning 1	Beräkning 2a baserad på 0,5% tröskelvärde	Beräkning 2b baserad på 1% tröskelvärde	Beräkning 2c baserad på 2% tröskelvärde
Tillkommande areal (km <sup>2</sup> ) ängs- och betesmark	22 000	7 600	3 700	1 000
Tillkommande åkerareal ((km <sup>2</sup> ) <sup>39</sup> )	8 000	2 700	1 300	350
Tillkommande antal dikor till 2050 <sup>40</sup>	1 miljon	340 000	160 000	44 000
Skattat antal nya dikoföretag till 2050 <sup>41</sup>	10 000 -50 000	1 400-17 000	1 600-8 000	440-2 200
Restaureringstakt 2025-2050 ((km <sup>2</sup> /år)	850	290	140	40

<sup>39</sup> Den nya åkermarksarealen kan i teorin tas från bland annat nuvarande trädesareal, arealer som används för export av spannmål och effektivisering i vallodlingen.

<sup>40</sup> Antalet betesdjur beräknat som antalet nya dikor med avkomma. Antaganden om gräsmarkernas avkastning och dikornas näringsbehov följer Agriwise kalkyldata.

<sup>41</sup> Den genomsnittliga besättningsstorleken för dikoföretag var år 2023 21 djur. Flest djur finns dock i företag med mellan 50 - 100 djurs besättning. Här har vi därför beräknat antalet nya dikoföretag som skulle behövas år 2050 utifrån en besättningsstorlek på 20 respektive 100 djur.

Budgeteffekt: Årlig skötselkostnad (utöver dagens kostnader) i 2050 års penningvärde	9 mdr	5 mdr	2,5 mdr	675 miljoner
--	-------	-------	---------	--------------

Budgeteffekt:	3,2 mdr	1,1 mdr	520 miljoner	141 miljoner
Årlig restaureringskostnad i 2050 års penningvärde				
Km <sup>2</sup> skogsmark som behöver ställas om till jordbruksmark <sup>42</sup>	17 – 20 000	3 000 – 5 000	0 – 1 200	0
Sannolikhet att nå mål om biologisk mångfald	+	+	+/-	-
Sannolikhet att kunna genomföra alternativet <sup>91</sup>	-	-	-	+/-

### 6.3.4 Reviderade referensarealer enligt uppdraget

#### Bedömning

Myndigheterna bedömer att reviderade referensarealer för naturtypsklassade gräsmarker bör ligga i ett spann mellan 4 600 – 7 300 km<sup>2</sup>. Spannet motsvarar värdena från beräkningsalternativet 2b baserat på tröskelvärde 1% till beräkningsalternativet 2c baserat på tröskelvärde 2 % i tabell 6.2.

Det innebär att det behöver återetableras mellan 1 000 – 3 700 km<sup>2</sup> naturtypsklassade gräsmarker i Sverige. Utöver detta kommer även delar av nuvarande gräsmarksarealerna att behöva restaureras för att förbättra deras biologiska kvaliteter. Vi anger ett spann i stället för en exakt areal då det finns osäkerheter både i arters respons på de förändringar i livsmiljöer som sker och samhällets möjligheter att genomföra så här stora förändringar.

<sup>42</sup> Bedömningen av arealen skogsmark utgår från att all mark som inte kan tas från jordbruket kommer att hämtas från skogen. Markarealen som kan komma från jordbruket är svårt att skatta men beräknas till mellan 250 000 - 450 000 hektar. Där ingår ängs- och betesmarker som i dagsläget har miljöersättning för allmänna värden eller enbart gårdsstöd och som med ändrad hävd kan bli naturtyp (ca 230 000 ha), långliggande vallar som utvecklat naturvärden och som kan bli slätteräng (ca 40 000 ha) samt jordbruksmark som nyligen inte utgör gårdsstödberättigad areal (ca 180 000 ha). Det är inte sannolikt att all mark är tillgänglig för att skapa naturtypsklassad ängs- och betesmark och här har därför antagits att en möjlig areal ligger mellan 250 000 – 450 000 hektar.

Enligt uppdragstexten ska förslaget till reviderade referensarealer för hävdberoende naturtyper beakta arters och naturtyperns behov samt ”hänsyn tas till den tekniska och ekologiska genomförbarheten av att återetablera naturtyperna till det minimum som krävs och bedöms vara ekonomiskt möjligt”.

Var i spannet referensvärdena bör ligga beror på vilken ambitionsnivå man väljer att ha. För att påtagligt förbättra statusen för naturtyper och arter behöver de restaurerade arealerna ligga i den övre delen av spannet. Att nå denna nivå är ur naturvårdssynpunkt därför en högt motiverad prioritering (se avsnitt 6.4.1) och kan vara avgörande för att vi ska kunna anses leva upp till de grundläggande principerna för hur referensarealer bör sättas med utgångspunkt i art- och habitatdirektivets syfte.

När det gäller genomförandet bedömer vi att det skulle innebära stora utmaningar och behövas omfattande insatser för att nå nivåer som ligger i den övre delen av spannet. Däremot finns större praktiska möjligheter att nå de arealer som befinner sig i den nedre delen av spannet.

Det är enligt redovisningsformatet vid rapporteringen av referensarealer möjligt att redovisa referensvärden enligt intervall. Vilka intervall som de olika beräkningsalternativen motsvarar framgår av tabell 6.3. Intervallen som ska användas vid rapporteringen är inte uppbyggda på samma sätt som spannet som redovisas ovan, utan delas upp i fem olika intervall som utgår från hur stort avståndet är mellan referensvärdet och den nuvarande förekomstarealen. En fördel med att redovisa enligt intervall kan vara att det bättre återspeglar den osäkerhet som finns när det gäller uppskattade arealbehov både totalt sett och för enskilda naturtyper. Naturvårdsverket och Jordbruksverket avser att fortsätta arbetet med att ta fram relevanta underlag inför rapporteringen 2025.

Genom att utgå från ett spann är bedömningen att Sverige skapar utrymme för att över tid justera ambitionsnivåerna efter hur de biologiska värdena utvecklas och utifrån de tekniska och ekonomiska möjligheter som finns.

## 6.4 Bedömning av förutsättningar att nå referensarealer

### 6.4.1 Krav enligt förslag till restaureringsförordning

I detta avsnitt fokuserar vi på slutmålet till 2050, och en bedömning av förutsättningarna att nå restaureringsmålen för de hävdberoende gräsmarkerna som grupp. Detta motiveras dels av att konsekvensutredningen görs för naturtyperna som grupp och inte på enskilda naturtyper. De olika modellalternativen är heller inte uppdelade på de olika etappmålen till 2030 och 2040 utan redovisar resultaten år 2050. Beräkningsmodellerna för att få fram det samlade behovet av hävdberoende naturtyper bygger på en analys av dem som grupp, i stället för detaljerade analyser av enskilda naturtyper. En närmare analys på naturtypsnivå skulle kräva tillgång till data vi inte har idag.

Att ingen närmare delanalys gjorts för 2030 respektive 2040 motiveras också av att 2030 är drygt fem år bort, och att jordbrukets omfattning samt tillgång till betesdjur med mera är, liksom tillräckliga styrmedel och ekonomiska resurser så begränsade att det i stort sett inte alls bedöms möjligt att påbörja arbete med återskapande enligt artikel 4(4) före 2030. Det saknas också kartunderlag och analyser av vilka områden och ytor som vore lämpliga för återskapande. Fokus för restaurering enligt restaureringsförordningen bör, om den ska vara kostnadseffektiv och göra störst ekologisk nytta, ligga på restaurering av befintliga naturtypsmiljöer som är i dåligt tillstånd, det vill säga restaurering enligt artikel 4(1). När det gäller 2040 har det på grund av osäkerheter i underlagen inte bedömts relevant att göra en närmare delanalys för detta årtal.

När det gäller målet till 2050, har vi i bedömningen i viss mån även försöka beakta kraven på att inte bara uppnå arealerna enligt krav i artikel 4(4), utan också en kontinuerlig ökning av arealer enligt artikel 4(17), och att minst 90% av denna areal ska vara i gynnsamt tillstånd.

## 6.4.2 Bedömning av genomförbarhet av referensarealer

Behovet av återskapande av naturtypsarealer för att nå en gynnsam areell förekomst utgörs av skillnaden mellan nuvarande förekomst och tänkbart referensvärde för areal.

Till skillnad från många andra naturtyper kräver de hävdberoende gräsmarkerna regelbunden och anpassad skötsel med bete eller slåtter för att bevara deras naturvärden. Det räcker därmed inte att skydda dem, utan bevarandet kräver också att det finns förutsättningar att hävda markerna i dag och på lång sikt. Detta sätter gränser för vad som är genomförbart.

Möjligheten att uppnå genomförandet beror på omfattningen av restaureringen eftersom stora förändringar behövs förutsatt att nuvarande metoder för skötsel av gräsmarker används, det vill säga genom betande nötkreatur. Det finns i nuläget inget överskott av betesdjur som kan utnyttjas för tillkommande marker. Det måste tillföras nya djur och inte sällan i områden där det i nuläget inte finns någon betesbaserad produktion. Förutom djur måste även andra resurser tillföras i form av arbetskraft, byggnader och förädlingsindustri. Förändringarna innebär också att nya marknader måste skapas för de livsmedelsprodukter som tillkommande betesdjur ger upphov till. Markåtkomst för restaurering är också en fråga som måste lösas eftersom det i flera av alternativen är en ansevärd mängd skog som måste ställas om till gräsmarker.

En påtaglig förändring inom jordbruket sedan 1990 är att antalet dikor ökat kraftigt medan mjölkorna minskat. Det visar att det är möjligt att öka produktion som är baserad på bete. Jämfört med de scenarier som nu är aktuella har tidigare förändringar inneburit förändringar av användning av befintliga resurser. De scenarier som presenteras i den här utredningen innebär att nya markresurser måste tillföras. Ju större de tillkommande arealerna blir desto svårare blir genomförandet. Även budgetkostnaderna ökar med att en större areal restaureras vilket kräver tillskott av nya pengar eller att en omfördelning görs inom rådande budgetram.

Genomförbarheten ligger därför i den nedre delen av det spann vi föreslår. Att stora arealer restaureras är å andra sidan avgörande för möjligheterna att nå målen för biologisk mångfald och därför ligger behovet för biologisk mångfald i den övre delen av spannet.

#### BEDÖMNING AV FÖRUTSÄTTNINGAR ATT MÅLEN MED BEFINTLIGA STYRMEDEL

De styrmedel som har störst påverkan på bevarandet av hävdberoende gräsmarker idag är ekonomiska ersättningar och stöd inom CAP, juridiska styrmedel samt naturskydd enligt Miljöbalkens 7 kapitel. Även informativa styrmedel som kunskapsuppbyggnad och rådgivning är viktiga liksom nationella ekonomiska styrmedel. Nuvarande styrmedel kan inte ensamma klara av att nå de referensarealer som krävs för att klara gynnsam bevarandestatus för naturtyper och arter. För att kunna öka arealen gräsmark krävs att det finns jordbruksföretag och jordbruksmark i hela landet och en ökad efterfrågan på de råvaror som produceras på dessa marker. Det innebär att även marknaden har en stor betydelse för möjligheten att långsiktigt kunna återställa och behålla de omfattande arealer som kommer behöva restaureras eller återetableras.

För att få till en ökad omfattning på restaurering och skötsel kan nya styrmedel behöva utvecklas. Det har inte varit en del av denna utredning att ta fram förslag till nya styrmedel, men tidigare erfarenheter från Sverige visar att politiskt prioriterade satsningar, som handjursbidraget eller ökningen av antalet dikor som nämnts ovan kan få stor effekt. De skillnader som finns i utvecklingen för till exempel storlek på och antal mjölkgårdar i de nordiska länderna visar också på att olika politiska val och utformningen av styrmedel kan ha stor betydelse.

# 7. Översyn av referensarealer för skogen

## 7.1 Skogen

### 7.1.1 Ingående naturtyper

Femton naturtyper brukar betecknas som ”skogliga naturtyper” i Sverige. Här ingår samtliga naturtyper vars kod börjar med siffran 9 i bilaga 1 till EU:s art- och habitatdirektiv, förutom *trädklädd betesmark* (9070), som i Sverige brukar behandlas som en gräsmarksnaturtyp. De skogliga naturtyperna är:

9010 Västlig taiga  
 9020 Nordlig ädellövskog  
 9030 Landhöjningsskog  
 9040 Fjällbjörkskog  
 9050 Näringsrik granskog  
 9060 Åsbarrskog  
 9080 Lövsumpskog  
 9110 Näringsfattig bokskog  
 9130 Näringsrik bokskog  
 9160 Näringsrik ekskog  
 9180 Ädellövskog i branter  
 9190 Näringsfattig ekskog  
 91D0 Skogsbevuxen myr  
 91E0 Svämlövskog  
 91F0 Svämädellövskog

I Sverige brukar man skilja mellan produktiv skogsmark, det vill säga skogsmark som enligt vedertagna bedömningsgrunder kan producera i genomsnitt minst en kubikmeter virke per hektar och år<sup>43</sup>, och improduktiv skogsmark. Denna distinktion görs inte i naturtypssammanhang; i de skogliga naturtyperna ingår både produktiv och improduktiv skogsmark. Vissa naturtyper finns enbart på produktiv skogsmark (t. ex. *näringsrik granskog* (9050)), medan andra finns nästan enbart utanför den produktiva skogsmarken (till exempel *fjällbjörkskog* (9040)). Flera naturtyper innehåller en blandning av produktiv och improduktiv skogsmark. Dit räknas till exempel *västlig taiga* (9010). Notera också att *fjällbjörkskog* (9040) och

---

<sup>43</sup> Av de allmänna råden till skogsvårdslagen framgår att bedömningen av om marken kan producera minst en kubikmeter virke om året per hektar bör göras med utgångspunkt i den produktion som är möjlig med inhemska trädslag och lämplig skötsel. Hänsyn bör därvid inte tas till den produktionsökning som kan uppnås genom åtgärder som förbättrar markens produktionsförmåga.

*skogsbevuxen myr* (91D0) innehåller vissa områden med lägre trädsikt som inte räknas som skogsmark enligt den internationella definitionen.

### 7.1.2 Metod vid rapportering av referensarealer 2007–2019

Referensarealer som har rapporterats mellan 2007 och 2019 bygger på en metodik som definierades år 2007 och har genomgått vissa förändringar och tekniska justeringar både 2013 och 2019<sup>44</sup>. Metodiken är framtagen utifrån EU-kommissionens vägledning för rapportering enligt Artikel 17<sup>45</sup>. Sveriges ansats för framtagande av skogliga referensvärden uppmärksammas som exempel i referensmaterialet som EU-kommissionen tillhandahåller på ”Reference portal for reporting under Article 17 of the Habitats Directive”<sup>46</sup>.

Det ursprungliga tillvägagångssättet år 2007 för att beräkna referensarealer var enligt följande: För naturtyper som bedömdes inte ha haft betydande historiska habitatförluster fastställdes referensarealer motsvarande arealer 1995. För naturtyper som bedömdes ha haft betydande historiska habitatförluster användes en kombination av referens- och modellbaserad metod för att uppskatta referensarealer. Detta gäller stora delar av skogsarealen på fastmark, som brukas för virkesproduktion.

Den referensbaserade delen av metoden gick ut på att uppskatta historiska naturtypsarealer i förindustriell tid. Först uppskattades den historiska förlusten sedan förindustriell tid (i procent) för olika naturtypsgrupper (barr- och lövskogar, ädellövskogar). Historiska arealer togs sedan fram genom att multiplicera skattningar av dagens arealer för naturtypsgrupperna med en uppräkningsfaktor som motsvarade den uppskattade habitatförlusten. Historiska arealer för enskilda naturtyper urskildes därefter genom antagandet att den nutida arealfördelningen mellan naturtyperna motsvarar arealfördelningen i det förindustriella skogslandskapet.

Den modellbaserade delen av metoden bygger på ekologisk teori och empiri, som visar att en viss minimiandel av naturlig livsmiljö är nödvändig för arters långsiktiga fortlevnad. Det långsiktiga arealbehovet varierar mellan olika skogslevande arter från 10 till 50 % av arealen av skogsmiljö i det referenstillstånd som arter anpassats till, till exempel ett naturligt dynamiskt borealt skogslandskap eller ett ursprungligt kulturlandskap med en mosaik av mer eller mindre hävdpräglade trädmiljöer. Baserat på teoretiska och empiriska studier, antogs att en minsta andel på 20% av arealen av en viss skogsmiljö i ett referenstillstånd är

<sup>44</sup> Berglund H. 2019. The conservation status of the forest habitat types 9010-91F0 under the Habitats Directive 92/43/EEC in Sweden. Report version 5.0. SLU.dha.2019.5.2-16. Swedish Species Information Centre, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala.

<sup>45</sup> Guidelines on concepts and definitions Article 17 of Directive 92/43/EEC Reporting period 2019–2024. Final version, June 2023.

<sup>46</sup> [https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats\\_art17/index.html](https://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17/index.html)



nödvändig för att långsiktigt nå gynnsam bevarandestatus<sup>47</sup>. Detta tröskelvärde (20%) användes slutligen för att ta fram referensarealer.

Vid samtliga rapporteringstillfällen har referensarealerna för skogsnaturler i den alpina regionen satts att motsvara arealer från 1995, eftersom det antogs att dessa miljöer har bevarats i en relativt hög grad sedan förindustriell tid. *Skogbevuxen myr* (91D0), en naturtyp på torvmark som är omfattande i areal, har också bedömts vara bevarad i en relativt hög grad i alla biogeografiska regioner – alpin, boreal och kontinental. Referensarealerna för denna naturtyp har därför fastställts till att motsvara 1995 års arealskattningar i samtliga regioner. Referensarealerna för *landhöjningsskog* (9030) har också antagits motsvara 1995 års arealer vid samtliga rapporteringstillfällen.

I den boreala och kontinentala regionen har de flesta skogsnaturler på fastmark bedömts ha genomgått omfattande nettoförluster av habitat sedan förindustriell tid, främst på grund av intensivare metoder inom skogsbruket, såsom trakthyggesbruk, men också på grund av omföring av vissa skogstyper till annan skogstyp eller annat ägoslag. Detta inkluderar främst barr- och lövskogstyper (*västlig taiga* (9010), *näringsrik granskog* (9050) och *åsbarrskog* (9060)) och de flesta ädellövskogstyper.

För vissa skogsnaturler, inklusive *lövsumpskog* (9080), *svämlövskog* (91E0) och *näringsfattig ekskog* (9190) i den boreala regionen, samt *västlig taiga* (9010) och *näringsfattig ekskog* (9190) i den kontinentala regionen, bedömdes referensarealer vid 2007 års rapportering motsvara arealerna från 1995. År 2013 justerades dock beräkningar av referensarealerna för dessa naturtyper utifrån en behovs- och bristanalys som ingick som underlag i SOU 1997:98<sup>48</sup> och en därpå följande vetenskaplig bearbetning<sup>49</sup>, vilket resulterade i en ökning av referensarealerna för dessa naturtyper för att motsvara 20% av den beräknade arealen i referenstillstånd.

## 7.2 Val av underlag och metod

I detta regeringsuppdrag ingick att ta fram reviderade referensarealer som utgör de minsta arealer som krävs för att uppfylla kraven i art- och habitatdirektivet och är i enlighet med naturrestaureringsförordningen, samt att redovisa faktiska naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde (1995).

<sup>47</sup> Berglund H. 2019. Ecological thresholds associated with habitat loss. Minireview version 2. SLU ID: SLU.dha.2019.5.2-16. Swedish Species Information Centre, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala.

<sup>48</sup> Angelstam P, Andersson L. 1997. I vilken omfattning behöver arealen skyddad skog i Sverige utökas för att biologisk mångfald ska bevaras? Bilaga 4 till SOU 1997:98 Skydd av skogsmark – behov och kostnader.

<sup>49</sup> Angelstam P, Andersson L. 2001. Estimates of the needs for forest reserves in Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 16: supplement 3, 38-51.

Revideringen av de skogliga referensarealerna i detta uppdrag baseras på följande delkomponenter:

- 1) Analys av andra EU-medlemsländers metodval och redovisning;
- 2) Beräkning av naturtypsarealer 1995;
- 3) Beräkning av det totala ekologiska arealbehovet;
- 4) Uppskattning av den brukade skogens bidrag till uppfyllelsen av det totala ekologiska behovet;
- 5) Analys av teknisk och ekologisk genomförbarhet.

För punkterna 2 och 3 innebär det en utveckling av tidigare arbete (se ovan) medan punkterna 1, 4 och 5 är nya delar av arbetet med att beräkna referensarealer. I nedanstående avsnitt redogörs för hur underlag och bedömningar gjorts för var och en av dessa delkomponenter.

För alla delkomponenter som innebär beräkningar eller uppskattningar finns utmaningar kopplade till tillgång på underlag och underlagens kvalitet. Analyserna har utgått från den bästa tillgängliga vetenskapliga kunskapen och de underlag som bedömts svara upp till uppdragets krav. Vid det fortsatta arbetet med referensarealer kommer man att behöva beakta utvecklingen vad gäller kunskap och metodik. Utöver de underlag som använts här finns många andra relevanta underlag om naturvårdsmässigt värdefulla skogar som skulle kunna ses som kompletterande datakällor, till exempel underlag om förekomst av urskogar och naturskogar<sup>50</sup>, varav flera är under utveckling. Vid framtida rapporteringar kan det finnas möjligheter att nyttja dessa ytterligare underlag för att utveckla arbetet med naturtypsarealer.

I avsnitt 7.3 (Referensarealer för skogen) presenteras:

- *Reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska behovet.* Dessa bygger på samtliga fem delkomponenter ovan. Tillsammans utgör dessa delkomponenter ansatsen för att bedöma den minsta tillräckliga arealen naturtyp som är nödvändig för att uppfylla kraven i art- och habitatdirektivet, i enlighet med den definition av referensareal som anges i naturrestaureringsförordningen.
- *Naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde.* Dessa arealer utgör skattningar av faktiska arealer vid en bestämd tidpunkt (år 1995) för samtliga naturtyper och regioner. Dessa skattningar redovisades till regeringen i en särskild delförvarans i slutet av januari 2024. För merparten av naturtyperna i boreal och kontinental region bedöms dessa arealer vara mindre än det ekologiska behovet av naturtyp (se nedan).

---

<sup>50</sup> Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen. 2023. Urskogar och naturskogar – sammanställning av underlag och bedömning av arealer. Kunskapsunderlag till Miljömålsberedningen.

## 7.2.1 Analys av andra EU-medlemsländers metodval och redovisning

I regeringsuppdraget ingår att beakta behovet av ökad jämförbarhet mellan medlemsländer och därför särskilt eftersträva att metodval och redovisning av referensarealer är i linje med andra EU-medlemsländer. Med den internationella jämförelsen (redovisad i kapitel 4) som underlag konstaterar vi följande gällande skogliga naturtyper:

- Det finns tydliga skillnader i olika länders rapportering av referensarealer år 2019. Enligt vägledningen som gällde inför 2019 års artikel 17-rapportering så fanns möjlighet att rapportera referensarealerna som numeriska värden (km<sup>2</sup>) eller med sifferlösa jämförelseoperatorer. Tillgången på underlag bedöms vara en viktig anledning till skillnader i hur olika länder rapporterat. Det kan finnas ytterligare förklaringar till skillnader, men på grund av avsaknad av svar på flera frågor i enkäten är detta inte möjligt att utvärdera.
- I kommande rapportering (2025) kommer jämförbarheten mellan länder troligen att öka eftersom det enligt det uppdaterade formatet för rapportering enligt artikel 17 inte längre kommer att vara tillåtet att använda sifferlösa jämförelseoperatorer. I stället kommer alla medlemsländer att behöva rapportera referensarealer antingen som numeriska värden eller med hjälp av fasta intervaller som beskriver förhållandet mellan nuvarande areal och referensareal. Enkätsvaren ger dock inte någon tydlig bild av hur referensarealer kommer att rapporteras (siffror eller intervall) av andra länder i Östersjöområdet.<sup>51</sup>
- Flera Östersjöländer anger att de till rapporteringen 2025 kommer ha bättre tillgång på data. I enkätsvaren anger några länder att de avser använda modell- eller referensbaserade metoder för bedömning av referensarealer. Detta skulle betyda att fler länder skulle använda metoder av liknande slag som de som nu används i Sverige. Finland utvecklar sin metodik just nu. Enligt preliminära uppgifter är det troligt att de finska myndigheterna väljer en ansats som bygger på ungefär samma grunder som den svenska för de skogliga naturtyperna (se bilaga 3). Då Sverige och Finland har många likheter för de boreala skogsnaturtyperna bedöms detta vara av stor vikt för jämförbarheten med andra länders arbetssätt.

Vidare konstateras följande i frågan om jämförbarhet:

- Den utvecklade metodiken som har tagits fram för beräkning av nuvarande arealer och 1995 års arealer (och därmed vissa referensarealer) i Sverige bygger på en kombination av data från naturtypskartering inom formellt skyddade områden och stickprovsdata utanför. Användning av data från

---

<sup>51</sup> Enligt enkätsvaren kommer Estland och Lettland troligen presentera numeriska värden för en del skogliga naturtyper, medan övriga länder i Östersjöområdet angav att det inte gick att svara på frågan.

naturtypskartering är troligen mer likt det som görs i andra länder, eftersom alla medlemsländer karterar naturtyper inom Natura 2000-nätverket.

Myndigheternas bedömning är att en jämförelse i syfte att öka jämförbarheten främst bör beakta den uppdaterade vägledningen (se kapitel 3 för redogörelse) och rapporteringsformatet inför rapporteringen 2025 samt kunskap om hur andra länder i Sveriges närhet avser att utveckla sitt arbete till denna rapportering. Här bör nämnas att Finland anger i sina enkätsvar att de avser att följa EU:s vägledning i sitt arbete med referensarealer inför 2025 års rapportering. En samlad bedömning är att både vägledning, format och kunskap om hur andra Östersjöländer avser att utveckla sina underlag och arbetssätt leder till att det är troligt att skillnaderna mellan Sveriges rapportering och närliggande länders rapportering kommer att minska.

En möjlighet att uppnå bättre jämförbarhet med andra länder skulle vara att använda samma format (numeriska värden eller intervaller) som dessa i rapporteringen. Dock är det i dagsläget omöjligt att veta vilka referensvärden olika länder kommer att ange och vilka arealer som kommer anges som numeriska värden respektive intervaller. I detta uppdrag redovisas därför både numeriska värden och intervaller.

## 7.2.2 Beräkning av naturtypsarealer 1995

Naturtypsarealerna vid Sveriges EU-inträde (1995) skattades med hjälp av olika metoder inom respektive utanför det formella skyddet. Inom formellt skyddade områden användes data från kartering av naturtyper som grund för arealskattningarna, under antagandet att 1995 års arealer var lika med de naturtypsarealer som har identifierats under karteringsarbetet, som har pågått sedan 2004. Utanför formellt skyddade områden användes stickprovdata från miljöövervakningssystemet Terrester habitatuppföljning (THUF) och Riksskogstaxeringen som grund för skattningarna. För dessa arealer genomfördes en skillnadsanalys av provytedata över tid för att skatta 1995 års arealer. Därefter summerades arealen inom och utanför formellt skyddade områden, per biogeografisk region. I bilaga 6 redovisas en mer detaljerad beskrivning av analyserna, som genomförts av SLU Artdatabanken med bidrag från Naturvårdsverket och i dialog med Skogsstyrelsen.

Notera att metodiken som utvecklades inom ramen för framtagandet av 1995 års arealer (användning av data från naturtypskartering inom de formellt skyddade områdena och av stickprovdata från THUF/Riksskogstaxeringen utanför dessa) har föranlett nya beräkningar av nuvarande arealer för de skogliga naturtyperna. Dessa uppdaterade naturtypsarealer presenteras i tabell 7.1 (kolumn ”*Nuvarande areal (CV 2023)*”) tillsammans med skattningarna av arealerna 1995 och de reviderade referensarealerna.

För *västlig taiga* (9010) och ädellövskogsnaturtyperna i boreal region är skattningarna av naturtypsarealen 2023 större än den skattade arealen 1995. Detta beror troligen på att vissa taiga- och ädellövskogsarealer sedan 1995 har blivit tillräckligt gamla för att kunna klassas som naturtyp, vilket har lett till en

”inväxning” till naturtyp som är större än de förluster som har skett under samma period. Här är det viktigt att understryka att detta uppdrag enbart omfattar arealen av naturtyper och inte kvalitet för de arealer som omfattar naturtyp. Till exempel kan den ekologiska kvaliteten på den areal som förlorats ha varit högre än den på de arealer som växt in. Detta behöver undersökas närmare vid bedömning av bevarandestatus.

En viss inväxning till naturtyp förväntas ske även i fortsättningen oavsett framtida ökning av arealen avsatt skog, i takt med att delar av befintliga formellt skyddade områden och frivilliga avsättningar som idag inte utgör naturtyp (exempelvis utvecklings- och arronderingsmark) blir äldre och utvecklar viktiga strukturer. Denna aspekt har beaktats i analysen av konsekvenserna av arealerna i förhållande till EU:s restaureringslagstiftning (avsnitt 10.3).

### 7.2.3 Beräkning av det totala ekologiska arealbehovet

Under 2019–2021 genomförde SLU Artdatabanken, på uppdrag av Naturvårdsverket och i dialog med en referensgrupp med representanter från olika myndigheter och forskningen, ett utvecklingsarbete kring referensarealer<sup>52</sup>.

Arbetet inleddes med en genomgång av kunskapsläget om ekologiska tröskelvärden för skogsarters behov av livsmiljöer. Genomgången visade att det finns vetenskapligt stöd för förekomst av tröskelvärden i skogliga arters respons till livsmiljömängd i landskapet<sup>53</sup>. Utifrån genomgången bedömdes 20% vara ett lämpligt tröskelvärde för bedömning av den nödvändiga arealen livsmiljö för skogslevande arter. Myndigheternas bedömning är att denna andel utgör den minsta areal skoglig livsmiljö som krävs för att uppfylla kraven om gynnsam bevarandestatus enligt art- och habitatdirektivet. Därför användes 20% av den historiska arealen som grund för beräkningen av referensarealer.

Notera att användningen av 20% som tröskelvärde på biogeografisk nivå innebär en betydande förenkling, speciellt för stora regioner såsom den boreala region där den rumsliga fördelningen av livsmiljöerna kan spela en viktig roll. För att bevara naturtyperna med sina typiska arter behövs även en fungerande grön infrastruktur i och mellan landskap, där livsmiljöerna är sammanlänkande för att underlätta arternas spridning. Denna aspekt har inte ingått i beräkningarna av referensarealer, men bör beaktas i analysen av kriteriet ”strukturer och funktioner” för bedömning av naturtypernas bevarandestatus<sup>54</sup>, samt i det operativa arbetet med att bevara och restaurera naturtyper.

<sup>52</sup> Berglund H. 2021. Calculations of favourable reference areas of forest habitat types in Sweden. Report version 3. SLU.dha.2020.5.2-157. Swedish Species Information Centre, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala.

<sup>53</sup> Berglund H. 2019. Ecological thresholds associated with habitat loss. Minireview version 2. SLU.dha.2019.5.2-16. Swedish Species Information Centre, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala.

<sup>54</sup> Guidelines on concepts and definitions Article 17 of Directive 92/43/EEC Reporting period 2019–2024. Final version, June 2023.

Arbetet föregicks också av en kunskapsmanställning som beskrev historiska referenser för svenska skogsnaturler och som ledde till nya uppskattningar av historiska förluster för boreala respektive boreonemorala-nemorala skogar<sup>55</sup>.

Till skillnad från den tidigare metodiken utgår de nya beräkningarna av ekologiska behov huvudsakligen från fördelningen av olika ståndorter inom den nuvarande skogsmarksarealen<sup>55</sup>. Med hjälp av dessa ståndortsdata skattades sedan de potentiella arealerna för olika naturtyper i skogslandskapet, som de skulle kunna ha sett ut i ett referenstillstånd. De uppdaterade beräkningarna av det ekologiska behovet använder sig av ståndortsdata från Riksskogstaxeringen från femårsperioden 2015–2019, som inkluderar all skogsmark enligt internationell definition, uppdelat på produktiv skogsmark (cirka 230 000 km<sup>2</sup>) och improduktiv skogsmark (cirka 50 000 km<sup>2</sup>). Inom denna areal har viss omfördelning av ståndortsarealer gjorts, vilket kan bero på faktorer som hydrologisk påverkan eller förändringar i störningsregimer.

För vissa skogsnaturler, såsom ädellövskogar, som utgör en mindre del av den totala skogsmarksarealen, tas det också hänsyn till att stora andelar av dessa naturtyper ståndorter har överförts från skogsmark till andra ägoslag, framför allt till jordbruksmark. För att korrigera för detta räknas nuvarande ståndortsarealer för dessa naturtyper upp med en viss faktor. Som referens för ädellövskogarnas historiska utbredning i sydligaste Sverige användes historiska kartor från andra hälften av 1600-talet.

Det ekologiska arealbehovet räknades som 20 % av respektive naturtyps historiska areal. Baserat på ovanstående gjordes nya bedömningar av ekologiskt arealbehov för 10 av 13 skogsnaturler som finns på fastmark i boreal och kontinental region. Nya bedömningar var inte möjliga för *svämlövskog* (91E0), *svämädellövskog* (91F0) och *ädellövskog i branter* (9180), eftersom deras ståndortstyper är för ovanliga för att, med statistisk säkerhet, kunna skattas med befintligt underlag från Riksskogstaxeringen.

Enligt EU-kommissionens vägledning får referensarealen i princip inte vara mindre än den som fanns vid medlemsstatens EU-inträde. Därför används naturtypsarealen år 1995 som referensareal för vissa kombinationer av naturtyper och regioner, ifall denna areal är större än det totala ekologiska behovet (se kapitel 3).

## 7.2.4 Uppskattning av den brukade skogens bidrag till uppfyllelsen av det totala ekologiska behovet

*Varför bör bidraget från skogsområden som inte utgör naturtyp beaktas i beräkningen av referensarealer?*

---

<sup>55</sup> Berglund H. 2019. Historical baselines and past losses of forest habitat types in Sweden. Minireview version 2. SLU.dha.2019.5.2-16. Swedish Species Information Centre, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala.

Referensarealen avser den minsta totala arealen av naturtyp som behövs för att säkerställa den långsiktiga fortlevnaden av naturtypen inom aktuell biogeografisk region<sup>56</sup>. För att uppnå detta krävs särskilt fokus på säkerställande av livsmiljöerna för de typiska arterna som är knutna till naturtypen. För varje naturtyp finns en EU-definition med en svensk tolkning (se Naturvårdsverkets naturtypsvisa vägledning<sup>57</sup>). Med få undantag ställer nuvarande naturtypstolkningar krav på naturliga skogsegenskaper som inte är kompatibla med ett aktivt produktionsinriktat skogsbruk som innebär omfattande avverkning. Detta återspeglas också i de fältkriterier som används i den rikstäckande inventeringen av skogliga naturtyper som sker inom ramen för THUF/SLU Riksskogstaxeringen och Nationella Inventeringar av Landskapet i Sverige (NILS): områden som har påverkats av omfattande avverkning, gallring eller underlöjning de senaste 25 åren samt områden som innehåller diken med tydlig hydrologisk påverkan räknas generellt inte som naturtyp<sup>58</sup>.

För de skogliga naturtyperna tillämpas också en minsta karteringsenhet som är 0,25 hektar (0,1 hektar för *skogsbevuxen myr* (91D0)). Områden som är mindre än denna storlek räknas alltså inte som naturtyp i inventeringarna och ingår därmed inte i skattningsarna av nuvarande naturtypsarealer.

Den svenska ansatsen för att ta fram referensarealer för skogsnaturtyper bygger på kunskap om tröskelvärden för arters fortlevnad, där 20% av en historisk areal livsmiljö används som grund i beräkningarna (se ovan). Dessa 20% avser den totala mängden livsmiljö som behövs för att bevara arterna kopplade till de skogliga naturtyperna.

De typiska arterna för de skogliga naturtyperna finner sina livsmiljöer<sup>59</sup> till stor del i områden som uppfyller kriterierna för naturtyp, men också i vissa skogsområden som inte utgör naturtyp eller karteras som naturtyp. Några exempel på ”icke-naturtyps”-områden som kan erbjuda livsmiljöer för många typiska arter är skogsområden med ekologiskt viktiga strukturer som är påverkade av fungerande diken, hyggesfritt brukade kontinuitetsskogar samt överhållna bestånd som har påverkats av gallring/underlöjning under senare tid. Ytterligare ett exempel är små områden (mindre än karteringsgränsen 0,25 hektar) med naturliga strukturer som död ved och gamla träd. Sådana skogsområden, som återfinns i varierande omfattning i dagens brukade skogslandskap, täcker alltså en del av de typiska arternas livsmiljökrav. Detta innebär att arternas behov på 20% livsmiljö uppfylls

<sup>56</sup> Guidelines on concepts and definitions Article 17 of Directive 92/43/EEC Reporting period 2019–2024. Final version, June 2023.

<sup>57</sup> Naturvårdsverket. 2023. Vägledning – Natura 2000 i Sverige.  
<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/skyddad-natur/natura-2000-i-sverige/>

<sup>58</sup> Gardfjell H, Hagner Å. 2019. Instruktion för habitatinventering i NILS och THUF. Institutionen för skoglig resurshushållning, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Umeå.  
[https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/nils/publikationer/2019/habitatkompendium\\_nilsthuf\\_2019.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/nils/publikationer/2019/habitatkompendium_nilsthuf_2019.pdf)

<sup>59</sup> I den här rapporten gör vi skillnad mellan "livsmiljö" (en miljö som definieras utifrån en arts krav) och "naturtyp" (typ av biotop upptagen i EU:s art- och habitatdirektiv, inte definierad utifrån enskilda arters krav).

inte bara av de områden som utgör naturtyp, utan även till viss del av områden som inte uppfyller alla naturlighetskriterier eller storleken för naturtypsklassning/-kartering. Därför förväntas referensarealerna för *naturtypsklassad skog* vara något lägre än det totala *livsmiljöbehovet* på 20%.

Resonemanget är analogt till det som tillämpades i bristanalysen för skydd av skog som publicerades 1997<sup>60</sup>. I båda fallen utgår man från samma generella ekologiska behov av ca 20% livsmiljö. Ett av resultaten från bristanalysen var att behovet av skyddade områden är lägre än 20%, eftersom skogsområden i det brukade landskapet utanför de skyddade områdena också bidrar till arternas livsmiljöer. På liknande sätt kan behovet av naturtyp vara något lägre än 20% på grund av bidraget från skogsområden som inte utgör naturtyp eller karteras som naturtyp. I praktiken handlar det om att beakta det ekologiska bidraget från brukade skogsbestånd (inklusive små hänsynsytor) som inte utgör naturtyp idag och som förväntas fortsätta brukas i det framtida landskapet.

*Ansats för att beakta bidraget från skogsområden i det brukade skogslandskapet som inte utgör naturtyp*

Inom ramen för det här regeringsuppdraget har Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen gjort ett första försök till att inkludera bidraget från brukade skogar som inte utgör naturtyp i beräkningen av skogliga referensarealer. Ansatsen går ut på att uppskatta bidraget från tre typer av områden som generellt inte räknas eller karteras som naturtyp: (1) hänsynsytor som är mindre än den minsta karteringsenheten för skogliga naturtyper, (2) bestånd under trakthyggesbruk (utanför hänsynsytor) samt (3) skogsområden som brukas hyggesfritt. Den nödvändiga arealen naturtyp, det vill säga den justerade referensarealen, beräknas sedan genom att subtrahera detta arealbidrag från det totala behovet av livsmiljö (20%). Analysen är avgränsad till naturtypen *västlig taiga* (9010) i boreal region, vilket täcker den absoluta merparten av den produktiva skogsmarksarealen i Sverige.

Ansatsens olika delar presenteras i bilaga 3, tillsammans med huvudresultaten. Myndigheterna vill betona att detta försök bygger på en förenklad analys som är förknippad med flera osäkerheter. Uppskattningen av de brukade skogars bidrag kommer att behöva förfinas i takt med att bättre kunskap tillgängliggörs och kan behöva revideras ifall det sker förändringar i skogsskötseln i framtiden. Observera också att analysen fokuserar på arealbidraget av brukade skogar strikt kopplat till naturtyp och typiska arter i referensarealsammanhanget. Naturhänsynen och hyggesfria skogsbruksmetoder bidrar med ytterligare ekologiska nyttor (exempelvis livsmiljöer för övriga arter, ökad konnektivitet, livbåtseffekt, ökad variation i vardagslandskapet, skydd till vattenmiljöer) som ligger utanför ramarna för de här analyserna.

---

<sup>60</sup> Angelstam P, Andersson L. 1997. I vilken omfattning behöver arealen skyddad skog i Sverige utökas för att biologisk mångfald ska bevaras? Bilaga 4 till SOU 1997:97 Skydd av skogsmark – behov och kostnader.



## 7.2.5 Teknisk och ekologisk genomförbarhet av restaurering för de skogliga naturtyperna

Av EU-kommissionens vägledning om begrepp och definitioner för artikel 17-rapporteringen<sup>61</sup> framgår att medlemsländerna i framtaget av referensarealer ska beakta teknisk och ekologisk genomförbarhet.

Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen har genomfört en analys av teknisk och ekologisk genomförbarhet för skogliga naturtyper. Myndigheternas samlade bedömning är att teknisk och ekologisk genomförbarhet generellt inte utgör ett hinder mot restaurering och återskapande upp till de arealer som är nödvändiga för att uppnå gynnsam bevarandestatus för de svenska skogliga naturtyperna. Svämskogarna utgör ett möjligt undantag men dessa står för en mycket liten andel av de samlade skogliga referensarealerna. De strukturella utmaningar som föreligger för återskapande av gräsmarksnaturtyperna (se kapitel 6) bedöms inte ha några motsvarigheter i fråga om återskapande av skogliga naturtyper.

Den detaljerade analysen för de olika skogliga naturtyperna presenteras i bilaga 3.

## 7.3 Referensarealer för skogen

I det här avsnittet presenteras (1) reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska arealbehovet samt (2) naturtypsarealerna vid Sveriges EU-inträde.

### 7.3.1 Reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska behovet

Baserat på underlag och bedömningar redovisade i föregående avsnitt redovisas reviderade referensarealer i tabell 7.1.

Arealerna vid EU-inträdet 1995 bedömdes utifrån befintliga underlag vara tillräckliga för att uppfylla det långsiktiga ekologiska arealbehovet för gynnsam bevarandestatus för följande kombinationer av naturtyper och biogeografiska regioner: alla naturtyper i alpin region, *landhöjningsskog* (9030) och *svämädellövskog* (91F0) i boreal region, *skogbevuxen myr* (91D0) i alla regioner, samt *lövsumpskog* (9080) och *svämlövskog* (91E0) i kontinental region. Därför sattes referensarealen lika med arealen 1995 för dessa kombinationer av naturtyper och regioner. För övriga naturtyper har referensarealen baserats på skattningar av det ekologiska arealbehovet (enligt metod beskriven i avsnitt 7.2).

För *västlig taiga* (9010) i boreal region har den brukade skogens bidrag till uppfyllelsen av det totala ekologiska behovet vägts in i revideringen (se bilaga 3).

---

<sup>61</sup> Guidelines on concepts and definitions Article 17 of Directive 92/43/EEC Reporting period 2019–2024. Final version, June 2023.

**Tabell 7.1.** Nuvarande arealer (CV 2023), reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska behovet ("Reviderad referensareal", FRA) och arealer vid Sveriges EU-inträde ("Areal 1995") för alla skogliga naturtyper och biogeografiska regioner. Senast rapporterade referensarealer 2019 finns med för jämförelse. Reviderade referensarealer anges även som intervaller. ALP: alpin region, BOR: boreal region, CON: kontinental region.

Naturtyps-kod	Naturtyp	Region	Nuvarande areal (CV 2023) <sup>a</sup> (km <sup>2</sup> )	Reviderad referensareal (FRA) (intervaller)	Reviderad referensareal (FRA) (km <sup>2</sup> )	Areal 1995 (km <sup>2</sup> )	Senast rapporterad referensareal (FRA 2019) (km <sup>2</sup> )
9010	Västlig taiga	ALP	8 904	CV ≈ FRA	8 904	8 904	7 900
9010	Västlig taiga	BOR	16 481	CV 51-100% < FRA	37 100 <sup>b</sup>	12 553	35 000
9010	Västlig taiga	CON	46	CV 51-100% < FRA	450	46	80
9020	Nordlig ädellövskog	BOR	111	CV ≈ FRA	110	98	100
9020	Nordlig ädellövskog	CON	20	CV 51-100% < FRA	55	20	50
9030	Landhöjningsskog	BOR	170	CV ≈ FRA	170	170	170
9040	Fjällbjörkskog	ALP	13 921	CV ≈ FRA	13 921	13 921	15 000
9050	Näringsrik granskog	ALP	1 055	CV ≈ FRA	1 055	1 055	700
9050	Näringsrik granskog	BOR	945	CV 51-100% < FRA	2 960	945	3 000
9060	Åsbarrskog	BOR	60	CV 51-100% < FRA	200	60	300
9080	Lövsumpskog	BOR	211	CV 51-100% < FRA	1 010	211	400
9080	Lövsumpskog	CON	75	CV ≈ FRA	75	75	50
9110	Näringsfattig bokskog	BOR	47	CV 51-100% < FRA	120	39	20
9110	Näringsfattig bokskog	CON	58	CV 51-100% < FRA	250	58	200
9130	Näringsrik bokskog	BOR	9	CV 2-10% < FRA	10	8	20
9130	Näringsrik bokskog	CON	44	CV 51-100% < FRA	110	44	200
9160	Näringsrik ekskog	BOR	113	CV 51-100% < FRA	500	51	300
9160	Näringsrik ekskog	CON	32	CV 51-100% < FRA	300	32	150
9180	Ädellövskog i branter	BOR	20	CV 26-50% < FRA	30	20	30
9180	Ädellövskog i branter	CON	1,4	CV 51-100% < FRA	20	1,4	20
9190	Näringsfattig ekskog	BOR	40	CV 51-100% < FRA	410	28	40
9190	Näringsfattig ekskog	CON	24	CV 51-100% < FRA	180	24	20
91D0	Skogsbevuxen myr	ALP	1 856	CV ≈ FRA	1 856	1 856	2 000
91D0	Skogsbevuxen myr	BOR	20 319	CV ≈ FRA	20 319	20 319	20 000

91D0	Skogsbevuxen myr	CON	212 <sup>c</sup>	CV ≈ FRA	212 <sup>c</sup>	212 <sup>c</sup>	150
91E0	Svämlövsskog	ALP	10	CV ≈ FRA	10	10	10
91E0	Svämlövsskog	BOR	40	CV 51-100% < FRA	150	40	150
91E0	Svämlövsskog	CON	10	CV ≈ FRA	10	10	10
91F0	Svämdellövs kog	BOR	8	CV ≈ FRA	8	8	5
91F0	Svämdellövs kog	CON	0,4	CV 51-100% < FRA	1	0,4	1
Summa			64 843		90 506	60 819	86 076

<sup>a</sup> För formellt skyddade områden baseras nuvarande areal 2023 på data från NNK (Naturanaturtypskartan) från 2023. Beträffande oskyddade områden baseras arealerna på senaste femårsperioden i THUF/Riksskogstaxeringen (2018–2022) med medelvärde redovisat för periodens mittår (2020). I vissa fall utgör rapporterad areal 2019 underlag för areal 2023, se texten.

<sup>b</sup> Det ekologiska bidraget från brukade skogar har vägts in i referensarealen för *västlig taiga* (9010) i boreal region. Justeringen har gjorts utifrån det lägre intervallvärdet för antagandet om hur stor andel av de brukade skogarna utgör ett väsentligt bidrag till de typiska arternas livsmiljöer. Hela intervallet presenteras i bilaga 3.

<sup>c</sup> *Erratum*: I delfeveransen *Redovisning av naturtypernas areal vid EU-inträdet* (2024-01-29) redovisades felaktigt 205 km<sup>2</sup> för *skogsbevuxen myr* (91D0) i kontinental region.

Totalt justeras 23 av totalt 30 referensarealer i förhållande till den senaste artikel 17-rapporteringen år 2019. Summan av de reviderade referensarealerna uppgår till cirka 90 500 km<sup>2</sup>, vilket är cirka 4 400 km<sup>2</sup> högre än rapporterade värden 2019. Huvudanledningen till att flera reviderade referensarealer är större än vid den senaste rapporteringen är användningen av en utvecklad metod för att skatta historiska arealer (se avsnitt 7.2.3). Dessutom har metoden för skattning av 1995 års arealer baserat på en kombination av naturtypskarterings- och stickprovsdata (avsnitt 7.2.2) lett till förändringar hos flera referensarealer som har satts lika med arealen 1995.

Det är dock inte enbart referensarealerna som styr behovet av restaurering för att uppnå kraven i restaureringsförordningens artikel 4(4). Det är snarare differensen mellan referensarealen och den nuvarande arealen som är avgörande i detta sammanhang, se vidare i avsnitt 7.4 och 10. Summan av de reviderade skattningarna av nuvarande arealer över alla skogliga naturtyper uppgår till cirka 64 800 km<sup>2</sup>, vilket är mer än de cirka 61 000 km<sup>2</sup> som rapporterades in år 2019. Differensen mellan föreliggande reviderade referensarealer och de nya skattningarna av nuvarande arealer är ca 25 700 km<sup>2</sup>, jämfört med ca 25 100 km<sup>2</sup> vid den senaste rapporteringen (2019).

### 7.3.2 Naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde

Baserat på underlag och bedömningar i avsnitt 7.2.2 och bilaga 6 redovisas naturtypsarealerna vid Sveriges EU-inträde (1995) för samtliga naturtyper och regioner i tabell 7.1. Värdena är samma som i delfeveransen *Redovisning av naturtypernas areal vid EU-inträdet* (2024-01-29) (bilaga 6), med undantag för *skogsbevuxen myr* (91D0) i kontinental region, som har justerats från 205 km<sup>2</sup> till

212 km<sup>2</sup>. Summan av 1995 års naturtypsarealer uppgår till drygt 60 800 km<sup>2</sup>, vilket är mindre än summan av de reviderade nuvarande arealerna (ca 64 800 km<sup>2</sup>).

## 7.4 Bedömning av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer

### 7.4.1 Krav enligt förslag till restaureringsförordning

Enligt artikel 4(4) i naturrestaureringsförordningen ska nödvändiga åtgärder för återställande vara på plats i sådan omfattning att referensarealen kan nås. Åtgärder ska vara på plats senast 2050 (med delmål om 30% till 2030 och 60% till 2040). Naturtypskvalitet behöver inte vara uppnådd, men det ska vara säkerställt att alla områden utvecklas i rätt riktning. Av bilaga VII till naturrestaureringsförordningen framgår att nödvändiga restaureringsåtgärder kan vara aktiva åtgärder (exempelvis naturvårdsbränning) eller passiva åtgärder (det vill säga skydd av ett område för att säkerställa det kan utvecklas naturligt).

### 7.4.2 Behovet av återskapande av naturtypsarealer

Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen har i sina analyser utgått från att Sverige skulle behöva säkerställa att de åtgärder som behövs för att återskapa ytor till naturtyp är på plats 2050 på hela den ytterligare areal som behövs för att på sikt uppnå referensarealen. Behoven av återskapande av naturtypsarealer för att de ska nå en gynnsam areell förekomst utgörs av skillnaden mellan referensareal och nuvarande areal.

Skattningar av naturtypsarealer och analyser av åtgärdsbehov för återskapande av naturtyper påverkas direkt av hur man definierar naturtyperna i fråga. Skillnader mellan länder i hur man tolkar naturtypsdefinitioner med avseende på skogsbrukspåverkan<sup>62</sup> och kompatibilitet med ett aktivt brukande (se kapitel 4) kan därmed påverka bedömningar av förutsättningarna att nå upp till kraven i restaureringsförordningen. I den här analysen har myndigheterna utgått från nu gällande naturtypsdefinitioner och nationella tolkningar i Sverige, där ett aktivt produktionsskogsbruk (inklusive hyggesfria metoder) i regel antas vara oförenligt med naturtypsstatus.

Omfattningen av behovet av återskapande per naturtyp och biogeografisk region summeras i tabell 7.2. Dessa värden utgår från redovisade nuvarande arealer och reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska behovet (tabell 7.1 ovan).

---

<sup>62</sup> Se exempel och analys i följande rapport: Hannerz M, Pilstjärna M. 2022. Skogen och habitatdirektivet – en europeisk jämförelse. Slutrapport till Södras forskningsfond, 2022-12-14.

I konsekvensutredningen (avsnitt 10.3) analyseras även, utöver de reviderade referensarealerna som grundar sig i ekologisk kunskap, ett utredningsalternativ där man skulle använda naturtypsarealerna vid Sveriges EU-inträde (1995) som referensarealer för samtliga skogliga naturtyper och biogeografiska regioner. I det sistnämnda utredningsalternativet ställs inga ytterligare krav i form av åtgärder till 2050 till följd av artikel 4(4) i naturrestaureringsförordningen, eftersom nuvarande arealer är större eller lika med arealerna 1995.

**Tabell 7.2.** Arealer (km<sup>2</sup>) som behövs för att återskapa naturtyp upp till referensarealen, på vilken åtgärder (inklusive passiva restaureringsåtgärder) behöver vara på plats senast 2050. Baseras på nuvarande arealer och reviderade referensarealer som grundar sig i en analys av det ekologiska behovet (tabell 7.1). Arealerna anges per biogeografisk region samt uppdelat på barrskogar (9010, 9050 och 9060) samt lövskogar och ädellövskogar (9020, 9080, 9110, 9130, 9160, 9180, 9190, 91E0 och 91F0).

Biogeografisk region	Barrskogar	Lövskogar och ädellövskogar <sup>a</sup>	Totalt
Alpin	0	0	0
Boreal	22 774	1 750	24 524
Kontinental	404	736	1 140

<sup>a</sup> Observera att triviallövskogsmiljöer som omfattas av *västlig taiga* (9010) redovisas under "Barrskogar".

Delavsnitten nedan behandlar behovet av olika typer av restaureringsåtgärder och förutsättningarna för deras genomförande, utifrån de reviderade referensarealerna som baseras på ekologisk kunskap.

### 7.4.3 Behov av genomförande av åtgärder för restaurering

Behovet av åtgärder har uppskattats genom:

- Schablonmässiga antaganden om behov av olika åtgärder (inklusive passiv restaurering) för olika naturtyper per region som behöver vara på plats till 2050 för att hela arealen på sikt ska kunna utvecklas till naturtyp (se bilaga 3). Antagandena är begränsade till det som anses nödvändigt för att nå kriterierna för naturtyp. Krav enligt artikel 4(1) om att nå gott tillstånd för naturtyperna är inte beaktat.
- Skattning av hur stora arealer skog som idag inte är naturtyp av de arealer som omfattas av formellt skyddade och frivilligt avsatta områden.
- Skattningar av hur mycket av åtgärder som redan är genomfört inom formellt och frivilligt skyddade områden.

De åtgärdstyper som bedöms behövas för att klara kraven på återställande enligt naturrestaureringsförordningen är redan etablerade i det naturvårdsarbete som genomförs av myndigheter och skogssektorn.

Följande åtgärdstyper har bedömts vara nödvändiga:

- Passiv restaurering (fri utveckling)
- Naturvårdsbränning
- Återvätning av tidigare dikade marker
- Återställning av flödesregimer
- Reducering av oönskade träd
- Heterogenisering av bestånd och skapande av död ved
- Veteranisering av träd
- Plantering
- Stängsling mot viltbete

En förutsättning för ett långsiktigt framgångsrikt arbete med återställande är att områdena som restaureras långsiktigt är säkerställda att användas för naturvårdsändamål. Oavsett om det rör sig om aktiv eller passiv restaurering bedömer myndigheterna att alla nödvändiga arealer som idag inte omfattas av formellt eller frivilligt skydd behöver avsättas för att säkerställa att rätt förutsättningar finns för utveckling till naturtyp. Detta kan ske via nybildande av formellt skyddade områden eller frivilliga avsättningar.

#### 7.4.4 Behovet av åtgärder relativt dagens arbete med naturrestaurering i skogen

Behovet av åtgärder är betydligt större än dagens genomförande för alla typer av åtgärder och en betydande ökning restaureringsåtgärder behövs både i formellt skyddade och frivilligt avsatta områden. En omfattande kartläggning av förutsättningarna för genomförande av åtgärder inom formellt skyddade och frivilligt avsatta skogar har nyligen genomförts och redovisas i *Nationell strategi för natur- och kulturvårdande skötsel av formellt skyddade och frivilligt avsatta skogar*<sup>63</sup>. Strategin anger att en betydande utveckling i både incitament, kapacitet, regelverk och ekonomiska förutsättningar behövs för att klara de behov som anges ovan. Vidare är utformningen av skyddet av områden av stor betydelse för att det ska finnas förutsättningar att genomföra nödvändiga åtgärder (till exempel hydrologisk återställning, naturvårdsbränning).

#### 7.4.5 Finansiering av åtgärderna

Kraven enligt naturrestaureringsförordningen gäller EU:s medlemsländer. Det är sedan upp till medlemsländerna att utforma nationella styrmedel, inklusive finansieringsmodeller, för att nå målen. Hur eventuella kompletterande styrmedel i Sverige kan komma att bli utformade vet vi inte men det finns idag flera

---

<sup>63</sup> Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen. 2023. Natur- och kulturvårdande skötsel av skog. Nationell strategi för skötsel av formellt skyddade och frivilligt avsatta skogar till 2030. Rapport 7122, Naturvårdsverket.

ekonomiska styrmedel som används för att skydda och restaurera natur. För skog kan finansiering av åtgärder sammanfattas (kort) enligt följande:

- Formellt skydd av skog:
  - Anslag 1:14 till Naturvårdsverket
  - Anslag 1:2 till Skogsstyrelsen
- Restaureringsåtgärder inom naturreservat, nationalparker samt Natura 2000-områden som förvaltas av länsstyrelserna:
  - Tilldelade bidrag för skötsel av värdefull natur från anslag 1:3  
Åtgärder för värdefull natur
  - Bidrag inom våtmarkssatsningen (anslag 1:3)
  - Medel från LIFE-fonden (enbart Natura 2000-områden)
- Restaureringsåtgärder inom biotopskyddsområden och naturvårdsavtal som förvaltas av Skogsstyrelsen:
  - Anslag 1:2 till Skogsstyrelsen
- Frivilliga avsättningar:
  - Skogsbrukets egen finansiering
  - NOKÅS-bidrag (administrerat av Skogsstyrelsen)

För åtgärder som omfattar återställning av hydrologi i vattendrag och sjöar, som för skogsnaturtyperna har betydelse för svämlövskogstyperna, kan anslag 1:11 *Åtgärder för havs- och vattenmiljö* till Havs- och vattenmyndigheten användas både inom och utanför formellt skyddade områden.

#### 7.4.6 Typ av kompetenser/aktörer som genomför åtgärderna

För skog kan framför allt följande typer av aktörer förväntas bli berörda:

- Myndigheter, särskilt de som har ansvar för förvaltning av skyddade naturområden (länsstyrelser, Skogsstyrelsen, kommuner)
- Markägare som förvaltar skogar som avsatts för naturvårdsändamål
- Naturvårdsstiftelser
- Entreprenörer och sakkunniga som arbetar med planering, utredning och utförande av:
  - Naturvårdsbränning
  - Hydrologisk återställning
  - Røjning, stängsling eller andra åtgärder som kan ha betydelse för restaurering eller återskapande av betespräglade naturtyper.
  - Reducering av oönskade träd
  - Skapande av död ved och veteranisering av träd
- Inventerare och specialister som kan bidra till kunskapsunderlag om möjliga marker för återskapande, samt kunskaper om restaureringsmetoder och planering.





## 8. Översyn av referensarealer för akvatiska miljöer

### 8.1 Akvatiska naturtyper

Nedan följer en översyn av referensarealer för de akvatiska naturtyper som år 2025 ska rapporteras till EU-kommissionen enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet (AHD). Under respektive avsnitt framgår reviderade värden per biogeografisk region, samt en bedömning av arealerna vid Sveriges EU-inträde 1995. Underlagen till bedömningarna har tagits fram av SLU Artdatabanken och Sveriges Geologiska Undersökning (SGU), på uppdrag av, och i nära dialog med, Havs- och vattenmyndigheten.

Som del av arbetet har även naturtypernas nuvarande areal (CV) bedömts på nytt för flertalet av naturtyperna, för att möjliggöra en mer korrekt bedömning av referensareal. Även denna bedömning presenteras nedan.

Arbetet har utgått ifrån nu gällande svenska naturtypsvägledningarna från 2011<sup>64</sup>. Notera att Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten har ett pågående arbete med att se över naturtypsvägledningarna, med stöd av SLU Artdatabanken.

### 8.2 Val av underlag och metod

#### 8.2.1 Kust och hav – underlag och metod

Reviderade referensarealer presenteras för totalt åtta naturtyper på art-och habitatdirektivets bilaga I förekommande i marin region: *sandbankar* (1110), *estuarier* (1130), *blottade ler- och sandbottnar* (1140), *stora vikar och sund* (1160), *rev* (1170), *bubbelstrukturer* (undervattensformationer bildade av utläckande gas) (1180), *smala Östersjövikar* (1650) samt *havsgrottor* (8330). Därtill presenteras reviderade referensarealer även för *laguner* (1150\*) som förekommer i terrester region. För enkelhets skull används benämningen ”marina” nedan för samtliga nio naturtyper.

---

<sup>64</sup> Vägledningarna finns på Naturvårdsverkets hemsida: <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/skyddad-natur/natura-2000-i-sverige/#E1182925248>.

## VAL AV METOD FÖR REVIDERING AV REFERENSAREAL

Revideringen av ovanstående referensarealer har följt en referensbaserad metodik, i kombination med expertbedömning, i enlighet med EU-kommissionens vägledning inför artikel 17-rapporteringen 2025<sup>65</sup>. Val av metod beror till stor del på kunskapsläget för respektive naturtyp. Generellt sett är informationen fortsatt bristfällig om vad de marina naturtyperna kräver för att långsiktigt upprätthålla välfungerande ekosystem och överlevnad för dess typiska arter. Dessutom är flera relevanta marina data säkerhetsklassade och har inte varit möjliga att nyttja fullt ut. En modell-baserad metodik, som förutsätter god kunskap om naturtypens ekologi, dess typiska arter och strukturer och funktioner, har således inte varit möjlig.

Kommissionen rekommenderar att en referensbaserad metodik utgår ifrån ett historiskt stadium där arealen bedöms ha varit tillräcklig för att bland annat säkerställa långsiktig överlevnad och livskraft, alternativt att man gör en sådan bedömning utifrån bland annat historiska förluster av naturtypen. Bedömningen av de marina referensarealerna har främst utgått ifrån det senare, i kombination med försiktighetsprincipen (i enlighet med kommissionens riktlinjer för att sätta referensvärden).

Historisk information om naturtypernas förekomster och om påverkan som kan resultera i förlust av areal har länge varit bristfällig i marin miljö. Arbetet med att ta fram bättre underlag pågår kontinuerligt. Under 2023 har SGU gjort beräkningar som legat till grund för en uppskattning av förlorad areal per naturtyp och region. I beräkningarna ingår data från fartygstrafik och trålning, registerdata över rörledningarna och andra byggnationer på botten, terrängmodellen för invallningar, samt flygbilder från 1960-talet och framåt för att se byggnationer, utfyllnader, bortgrävningar och muddringar (notera att bilderna visar givetvis kan vara äldre än tidpunkten då bilden togs). Notera att kunskapen om historiska förluster är begränsad och beräkningarna är de första i sitt slag. Det är samtidigt viktigt att notera att all påverkan inte leder till förlust av naturtyp. Flera av de marina naturtyperna avgränsas till stor del av abiotiska faktorer, vilket medför att även om viktiga strukturer och funktioner förloras kan naturtypens areal kvarstå, om än i dålig status. Beräkningarna säger ingenting om areella behov utifrån naturtypens och dess typiska arters ekologiska krav för långsiktigt bevarande.

Beräkningarna från SGU 2023 påvisar förlust av areal i olika omfattning för olika naturtyper. Gemensamt är dock att det är svårt att avgöra *när* förlusten skett.

I de fall dagens areal är mindre än naturtypens historiska areal vägleder kommissionen att en referensbaserad metodik bör identifiera vilka åtgärder som skulle krävas för att återetablera naturtypen och huruvida sådan återetablering vore

---

<sup>65</sup> DG Environment. 2023. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Guidelines on concepts and definitions – Article 17 of Directive 92/43/EEC, Reporting period 2019-2024. Brussels. Pp 104.

”tekniskt och ekologiskt möjlig” (begreppet beskrivs inte närmare av kommissionen)<sup>66</sup>. För flera av de marina naturtyperna saknas information om huruvida det är tekniskt och ekologiskt möjligt att återetablera dem. I arbetet med det här uppdraget har två marina naturtyper bedömts vara omöjliga att återskapa – *bubbelstrukturer* (1180) och *havsgrottor* (8330). Detta på grund av de speciella förutsättningarna för nybildning av dessa naturtyper (se närmare beskrivningar nedan). Notera att stora osäkerheter kvarstår även för flera av de andra marina naturtyperna. Huruvida de är tekniskt och ekologiskt möjliga att återskapa skulle behöva utredas i närmare detalj. Metoder för återskapande skulle behöva utvecklas, testas och utvärderas. Det är samtidigt en fråga om gränsdragning för vad som kan bedömas vara tekniskt möjligt att utföra. Till exempel har ofta städer och samhällen vuxit fram i mynningar till vattendrag – områden som ibland sammanfaller med förekomst av naturtypen estuarier. Att idag återskapa mer areal estuarier på bekostnad av befintliga städer bedöms inte vara rimligt eller tekniskt genomförbart.

#### REVIDERING AV NUVARANDE AREAL OCH BEDÖMNING AV AREALEN 1995

SGU har 2023 även reviderat bedömningarna av nuvarande areal för merparten av de marina naturtyperna. I de nya beräkningarna kombineras substratkartor, vågexponering, strandlinje, djupdata, observerade artförekomster, samt verifieras med SGU:s bottenfoton. Resultatet har sedan kompletterats med länsstyrelsernas inrapporterade förekomstarealer i naturanaturtypskartan (NNK) i de fall dessa inte överlappar. Beräkningarna inkluderar arealskattningar för de eventuella undertyper som specificeras i gällande vägledning för respektive naturtyp.

Notera att metod och resultat för samtliga beräkningar är preliminära eftersom detaljerna kring hur naturtyperna ska avgränsas diskuteras i samband med den översyn av de svenska naturtypsvägledningarna som Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket utför 2023–2024. Vägledningarna för naturtyperna *sandbankar* (1110) och *laguner* (1150) innehåller till exempel undertyper som inte tydligt framkommer av den officiella ”Interpretation manual” på EU-nivå. Den pågående revideringen av de svenska naturtypsvägledningarna omfattar bland annat att se över indelningen i undertyper.

För att kunna uppskatta naturtypernas arealer år 1995 krävs antingen kartläggning från den tiden eller att man utgår ifrån information om historiska förluster över tid. I marin miljö saknas både kartering av naturtyperna vid tidpunkten runt 1995 och ett ”brytvärde” i underlagen för vilka arealer som förlorats före respektive efter 1995. Förlusten är inte linjär och olika påverkanstryck har haft olika effekter i olika regioner och vid olika tidpunkter. I föreliggande uppdrag har en expertbedömning

<sup>66</sup> DG Environment. 2023. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Guidelines on concepts and definitions – Article 17 of Directive 92/43/EEC, Reporting period 2019-2024. Brussels. Pp79.

gjorts för att uppskatta arealen 1995, utifrån dagens areal och bästa möjliga underlag om historiska förluster. En närmare analys av vilka påverkanstryck som kan ha resulterat i vilka förluster och när (så som kommissionen beskriver i sin vägledning) skulle kunna generera en bättre uppskattning, men har inte varit möjlig inom ramarna för det här regeringsuppdraget.

För naturtyper där ingen förlust har kunnat påvisats inom ramarna för det här uppdraget har det antagits att nuvarande areal är densamma som arealen 1995. Det här kan komma att revideras om/ när bättre kunskap blir tillgänglig.

## 8.2.2 Limniska miljöer – underlag och metod

Reviderade referensarealer presenteras för totalt åtta limniska naturtyper på art-och habitatdirektivets bilaga I: *näringsfattiga slättsjöar* (3110), *ävjestrandsjöar* (3130), *kransalgssjöar* (3140), *naturligt näringsrika sjöar* (3150), *myrsjöar* (3160), *större vattendrag* (3210), *alpina vattendrag* (3220) och *mindre vattendrag* (3260).

### VAL AV METOD FÖR REVIDERING AV REFERENSAREAL

Revideringen av ovanstående referensarealer har följt en referensbaserad metodik, i kombination med expertbedömning. En modellbaserad metodik som beräknar behovet av habitat för lax (*Salmo salar*) har använts som stöd för beräkningen av referensareal i vattendrag. Lax är en typisk art i större vattendrag, men även en vanlig målart för mindre vattendrag.

Generellt sett är informationen fortsatt bristfällig, såväl för hur naturtyperna ska definieras och avgränsas och vad de limniska naturtyperna kräver för att långsiktigt upprätthålla välfungerande ekosystem och överlevnad för dess typiska arter.

Det har inte varit möjligt att uppskatta ett arealbehov för långsiktigt bevarande av limniska naturtyper, varför en bedömning av historiska förluster har nyttjats. Tiden för analysen har endast medgett att historiska förluster har uppskattats via en påverkansanalys. Flera av de limniska naturtyperna avgränsas till stor del av abiotiska faktorer, vilket medför att även om viktiga strukturer och funktioner förloras kan naturtypens areal kvarstå, om än i dålig status. Någon faktisk beräkning av historisk utbredning genom kartstudier eller äldre flygbilder har inte gjorts.

#### *Revidering av nuvarande areal och bedömning av arealen 1995*

SLU har 2023, i samverkan med Havs- och vattenmyndigheten, reviderat nuvarande areal för samtliga limniska naturtyper. I de nya beräkningarna kombineras geologiska kartor, höjddata för att uppskatta landsskapsformer, vattenkemiska parametrar och markanvändning i sjöars närområde. Detta har sammantaget gett en uppskattning av vilka arealer som haft de naturgeografiska

förutsättningarna för att historiskt varit naturtyp; processen beskrivs närmare i bilaga 4. Notera att denna beräkning är mycket grov och förenklad.

Efter uppskattningen av möjlig historisk utbredning har omfattningen av olika typer av påverkan uppskattats utifrån bedömning av Kraftigt Modifierade Vatten (KMV)<sup>67</sup> samt, där relevant, hydromorfologisk status och/eller status för näringsämnen. Utöver vattenförvaltningens bedömningar har analyser om påverkan i jordbruks- och dämningssområden framtaget inom regeringsuppdraget om översyn av förutsättningar för normsättning av ytvatten<sup>68</sup> nyttjats i bedömningarna. Den areal som har bedömts vara allt för påverkad för att inte längre kunna anses utgöra naturtyp utifrån gällande naturtypsdefinition har räknats bort från arealen. Resultatet är en uppskattning av nuvarande förekomstareal av respektive naturtyp.

Havs- och vattenmyndigheten bedömer att vissa förluster av naturtypernas areal har skett mellan 1995 och idag, men arealen 1995 likställs med nuvarande areal i denna redovisning. Den huvudsakliga påverkan som lett till förlust av naturtypsareal bedöms generellt ha skett under utdikningen av skogs- och jordbruksmark på tidigt 1900-tal och under den storskaliga utbyggnaden av vattenkraften under senare hälften av 1900-talet. En analys av miljömålsindikatorn ”bebyggelsepåverkad inlandsstrandlinje”<sup>69</sup> visar att påverkad längd strandlinje har ökat med 1,6% mellan 1995 och 2021.

2 Under 2022 analyserade Skogsstyrelsen påverkan på sjöar och vattendrags strandlinje från avverkningar. En tredjedel av de påverkade vattnen i skogen saknade kantzoner under avverkningssäsongerna 2016/17 – 2018/19<sup>70</sup> men då det saknas löpande statistik om hänsynen till vattendrag i skogsbruket<sup>71</sup> kan detta inte nyttjas för att uppskatta förluster av naturtyp efter 1995, men påverkan på särskilt mindre vattendrag bedöms betydande.

I vilken mån denna påverkan berör befintliga naturtyper och om påverkan gör att naturtypen försvunnit eller inte kan inte bedömas i dagsläget, men informationen ger en indikation på sentida påverkan.

---

<sup>67</sup> Kraftigt modifierat vatten är ett begrepp inom vattenförvaltningen. En kraftigt modifierad vattenförekomst är en ytvattenförekomst som har avsevärda fysiska förändringar till följd av mänsklig verksamhet.

<sup>68</sup> Diarienummer 2825-2022 <https://www.havochvatten.se/om-oss-kontakt-och-karriar/om-havs--och-vattenmyndigheten/regeringsuppdrag/regeringsuppdrag/uppdag-om-oversyn-av-forutsattningar-for-normsattning-av-ytvatten-2022.html>.

<sup>69</sup> <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/levande-sjoar-och-vattendrag/strandnara-byggande/>.

<sup>70</sup> <https://www.skogsstyrelsen.se/nyhetslista/knappt-10-procent-av-arealen-lamnas-som-hansyn-vid-foryngringsavverkning/>.

<sup>71</sup> <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/rapporter-202220212020192018/rapport-2022-12-levande-skogar---fordjupad-utvardering-2023.pdf>.

En fördjupad analys av vilka påverkanstryck som kan ha resulterat i vilka förluster och när skulle kunna generera en bättre uppskattning, men har inte varit möjlig inom ramarna för regeringsuppdraget.

## 8.3 Referensarealer

**Tabell 8.1.** Uppskattning av areal 1995, nuvarande areal 2023 och reviderad referensareal (FRA) i kvadratkilometer per naturtyp och biogeografisk region. Rapporterad referensareal 2019 finns med för jämförelse.

Naturtyps-kod	Naturtyp	Region	Areal 1995	Nuvarande areal (CV 2023)	Reviderad referensareal (FRA intervaller)	Reviderad referensareal (FRA)	Senast rapporterad referensareal FRA (2019)
1110	Sandbankar	MATL	>517	516	26–50%	702	>>600
1110	Sandbankar	MBAL	5314	5314	FRA ≈ CV	5369	8700
1130	Estuarier	MATL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	53	26–50%	73	70
1130	Estuarier	MBAL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	572	2–10%	618	600
1140	Blottade ler- och sandbottnar	MATL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	64	2–10%	68	80
1140	Blottade ler- och sandbottnar	MBAL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	144	2–10%	148	160
1150*	Laguner	MATL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	56	2–10%	60	>
1150*	Laguner	MBAL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	3	51–100%	13	>
1160	Stora vikar och sund	MATL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	342	2–10%	365	140
1160	Stora vikar och sund	MBAL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	1696	2–10%	1728	530
1170	Rev	MATL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	572	11–25%	>667	410
1170	Rev	MBAL	≈ 6435	6776	FRA ≈ CV	6803	7200
1180	Bubbelstrukturer	MATL	10	10	FRA ≈ CV	10	>10
1650	Smala Östersjövikar	MBAL	Areal 1995 >CV2023 <FRA	237	2–10%	250	300
8330	Havsgrottor	MATL	0,005	0,005	FRA ≈ CV	0,005	0,005
8330	Havsgrottor	MBAL	0,014	0,014	FRA ≈ CV	0,014	0,014

3110	Näringsfattiga slättsjöar	BOR	716	716	2–10%	754	891
3110	Näringsfattiga slättsjöar	CON	7	7	26–50%	11	22
3130	Ävjestrandsjöar	ALP	3234	3234	FRA ≈ CV	3234	2000
3130	Ävjestrandsjöar	BOR	5464	5464	FRA ≈ CV	5464	4742
3130	Ävjestrandsjöar	CON	88	88	FRA ≈ CV	88	65
3140	Kransalgssjöar	ALP	28	28	FRA ≈ CV	28	105
3140	Kransalgssjöar	BOR	464	464	2–10%	488	334
3140	Kransalgssjöar	CON	61	61	2–10%	64	21
3150	Naturligt näringsrika sjöar	ALP	2	2	FRA ≈ CV	2	15
3150	Naturligt näringsrika sjöar	BOR	713	713	2–10%	751	1120
3150	Naturligt näringsrika sjöar	CON	34	34	2–10%	36	27
3160	Myrsjöar	ALP	144	144	FRA ≈ CV	144	155
3160	Myrsjöar	BOR	681	681	FRA ≈ CV	681	1446
3160	Myrsjöar	CON	2	2	FRA ≈ CV	2	7
3210	Större vattendrag	ALP	167	167	11–25%	167	15
3210	Större vattendrag	BOR	1096	1096	11–25%	1289	190
3210	Större vattendrag	CON	16	16	11–25%	18	4
3220	Alpina vattendrag	ALP	159	159	FRA ≈ CV	159	390
3220	Alpina vattendrag	BOR	15	15	FRA ≈ CV	15	45
3260	Mindre vattendrag	ALP	173	173	FRA ≈ CV	173	33
3260	Mindre vattendrag	BOR	866	866	FRA ≈ CV	866	700
3260	Mindre vattendrag	CON	40	40	FRA ≈ CV	40	35

\* Naturtyp 1150 Laguner är prioriterad naturtyp i art- och habitatdirektivet.

### 8.3.1 Kust och hav

#### SANDBANKAR (1110)

##### *Nuvarande areal (CV)*

De nationella underlagen för nuvarande areal av sandbankar har hittills varit mycket bristfälliga. Uppskattningarna har främst givit en uppfattning om storleksordningen på förekomst, inte mer. Dels beror det på att naturtypen är svår att definiera och avgränsa, dels har relevanta kartunderlag varit undermåliga. Därmed har det hittills inte varit möjligt att göra en noggrannare bedömning av vad som vore en gynnsam referensareal för sandbankar i svenska vatten.

I den översyn av nuvarande areal av sandbankar som gjorts i samband med föreliggande regeringsuppdrag har SLU Artdatabanken lyckats förbättra bedömningarna avsevärt, tack vare en nationell kartering av naturtypen som SGU har tagit fram i ett parallellt uppdrag från Havs- och vattenmyndigheten. Arealen är

framtagen utifrån bästa tillgängliga<sup>72</sup> och högupplösta information om bottensubstrat, bottenpografi, ljus, djup, artobservationsdata och vågverkan. Modellen har validerats mot ett stort antal av SGU:s bottenbilder, samt artobservationsdata. Karteringen har resulterat i en habitatkarta med 10 meters upplösning vilket är en högre precision än tidigare som möjliggjort bättre och mer precis avgränsning av mindre, men fler, enskilda objekt.

Baserat på det preliminära nationella underlaget från SGU, tillsammans med länsstyrelsernas rapportering av naturtypens förekomstareal i NNK, uppskattas nuvarande förekomstareal av sandbankar till 516 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region<sup>73</sup> (varav 161 km<sup>2</sup> ålgräsängar och annan långskottsvegetation) och 5 314 km<sup>2</sup> i marin baltisk region (se tabell nedan).

#### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

SGU har med hjälp av den reviderade aktuella förekomstarealen samt underlag om historisk fysisk påverkan som leder till förlust av areal (exempelvis muddring, dumpning, bortgrävning, konstruktion, med mera) beräknat en uppskattad historisk förlust och därmed en historisk areal av naturtypen<sup>74</sup>. Resultatet visar en historisk förlust av sandbankar i marin atlantisk region på 25 km<sup>2</sup>, samt 56 km<sup>2</sup> i marin baltisk region. Beräkningen säger ingenting om areella behov utifrån naturtypens och dess typiska arters ekologiska krav för långsiktigt bevarande. Förluster av undertypen ålgräsängar och annan långskottsvegetation har påvisats via delvis annan information. Sedan 1980-talet har arealen ålgräsäng minskat med mer än 60 % enbart i Bohuslän<sup>75</sup>, motsvarande en yta på ungefär 125 km<sup>2</sup><sup>76</sup>. Ur ett längre historiskt perspektiv har förlusterna varit än mer omfattande.

Stora delar av den historiska förlusten i marin atlantisk region antas ha skett före 1995, men mer exakt när förlust har skett och hur stor den faktiska förlusten varit efter 1995 kräver en mer omfattande beräkning än vad som varit möjligt inom detta uppdrag. Därför anges arealen 1995 i regionen med operator ”större än” nuvarande areal 2023. I marin baltisk region är den beräknade historiska förlusten marginell (≈1%) i förhållande till den totala arealen. Arealen 1995 antas därmed ha varit ungefär lika stor som nuvarande areal 2023 i regionen.

<sup>72</sup> Den höga säkerhetsnivån för t.ex. djup- och substratinformation omöjliggör till stora delar spridning och utbyte av information om naturtypernas faktiska förekomster på djup större än sex meter även mellan förvaltande myndigheter. Framtagna kartunderlag i tio meters upplösning måste före eventuell spridning därför aggregeras till en täckningsgradsangivelse i 250 x 250 meter, vilket försvårar analysarbetet och förvaltningen av naturtypen i stort då precisionen i förvaltningssteget uteblir.

<sup>73</sup> Notera att detta är en mycket konservativ skattning, då påvisade förluster enbart i Bohuslän sedan 1980-talet omfattar 125 km<sup>2</sup>.

<sup>74</sup> SGU. Beräkning av historisk förlust av sandbankar (1110), estuarier (1130), blottade ler- och sandbottnar (1140), laguner (1150), stora vikar och sund (1160), rev (1170), bubbelstrukturer (1180), smala Östersjövikar (1650), inom uppdrag för Havs- och vattenmyndigheten, 2023.

<sup>75</sup> Baden, S., M. Gullström, B. Lundén, L. Pihl, and R. Rosenberg. 2003. Vanishing seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio: A Journal of the Human Environment* 32: 374–377.

<sup>76</sup> Cole, S.G., and P.-O. Moksnes. 2016. Valuing multiple ecosystem services in Sweden: Fish production and uptake of carbon and nitrogen. *Frontiers in Marine Science* 2: 121.



Utifrån de nya underlagen för nuvarande areal, samt historiska förluster av naturtypen, föreslås en reviderad referensareal för sandbankar, inklusive undertypen ålgräsängar och annan långskottsvegetation, till 702 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, samt 5 369 km<sup>2</sup> i marin baltisk region. Se närmare förklaring, och referenser, i bilaga 4.

**Tabell 8.2.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för sandbankar (1110) i marin atlantisk region och marin baltisk region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV)2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>MATL</b>	>517	516	702	26–50%
<b>MBAL</b>	≈5 314	5 314	5 369	≈

## ESTUARIER (1130)

### *Nuvarande areal*

Dagens areal för estuarier baseras på en nationell kartering av naturtypen som genomfördes av Marine Monitoring<sup>77</sup> inför artikel 17-rapporteringen 2019, på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Arbetet utgjordes av en skrivbordskartering utifrån ortofoto, nationella strandlinjen och flödesinformation (vattendrag med en årsmedelvattenföring motsvarande >2m<sup>3</sup>/s).

Baserat på den nationella karteringen, tillsammans med länsstyrelsernas rapportering av förekomstareal i NNK, uppskattas aktuell förekomstareal av estuarier till 53 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, samt 572 km<sup>2</sup> i marin baltisk region (se Tabell nedan).

### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

I Sveriges tidigare artikel 17-rapportering har bristen på historiska data och underlag inneburit att referensareal och arealen 1995 bedömts var ungefär lika stora som nuvarande förekomstareal av estuarier. Detta har utifrån den nya beräkningen visat sig vara felaktigt. SGU:s beräkningar (baserade på exempelvis övertäckning, torrläggning, bortgrävning, med mera) visar att den historiska förlusten av areal för estuarier i Sverige är relativt omfattande – i marin atlantisk region beräknas 20 km<sup>2</sup> försvunnit vilket motsvarar 26% av den uppskattade historiska arealen och i marin baltisk region beräknas 46 km<sup>2</sup> försvunnit vilket motsvarar 7% av den uppskattade historiska arealen<sup>78</sup>.

Stora delar av den historiska förlusten kan antas ha skett före 1995 och även före 1960, men mer exakt när förlust har skett och hur stor den faktiska förlusten varit efter 1995 kräver en mer omfattande beräkning än vad som varit möjligt inom detta

<sup>77</sup> Ahlsén J., Andersson S., Norlinder J., Bergkvist J. 2018. Framtagande av nationella naturtypskartor för Blottade ler- och sandbottnar 1140, samt Estuarier 1130. Havs- och vattenmyndigheten.

<sup>78</sup> SGU. Beräkning av historisk förlust av sandbankar (1110), estuarier (1130), blottade ler- och sandbottnar (1140), laguner (1150), stora vikar och sund (1160), rev (1170), bubbelstrukturer (1180), smala Östersjövikar (1650), inom uppdrag för Havs- och vattenmyndigheten, 2023.

uppdrag. Därför anges arealen 1995 med operator ”större än” CV 2023, men mindre än referensarealen, för båda regionerna.

Utifrån uppskattat nuvarande areal och de nya underlagen om historiska förluster föreslås en reviderad referensareal för estuarier till 73 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, samt 618 km<sup>2</sup> i marin baltisk region. Se närmare förklaring och referenser, i bilaga 4.

**Tabell 8.3.** Uppskattad areal år 1995, nuvarande areal 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för estuarier (1130) i marin atlantisk region och marin baltisk region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>MATL</b>	Areal 1995>CV2023<FRA	53	73	26–50%
<b>MBAL</b>	Areal 1995>CV2023<FRA	572	618	2–10%

## BLOTTADE LER- OCH SANDBOTTNAR (1140)

### *Nuvarande areal*

Nuvarande areal för blottade ler- och sandbottnar baseras på en nationell kartering av naturtypen som genomfördes av Marine Monitoring<sup>79</sup> inför artikel 17-rapporteringen 2019, på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Underlaget togs fram genom en skrivbordskartering med ortofoto, nationella strandlinjen (då information om medelhögvattenståndet saknades), samt lägsta lågvattenstånd mellan åren 2006 och 2017. Arbetet innebar att potentiella områden avgränsades som ytor (polygoner) i enlighet med de rekommendationer som togs fram vid en tidigare flygbildstolkning i Västra Götalands län<sup>80</sup>.

Baserat på den nationella karteringen, tillsammans med länsstyrelsernas rapportering av förekomstareal i NNK, uppskattas aktuell förekomstareal av blottade ler- och sandbottnar till 64 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, samt 144 km<sup>2</sup> i marin baltisk region (se tabell tTabell nedan).

### *Förekomstareal 1995 och referensareal (FRA)*

I Sveriges tidigare artikel 17-rapportering har bristen på historiska data och underlag inneburit att referensareal och areal 1995 bedömts var ungefär lika stora som nuvarande areal. Detta har utifrån SGU:s nya beräkningar visat sig inte stämma fullt ut. Beräkningarna visar en historisk förlust av blottade ler- och sandbottnar i marin atlantisk region på 4 km<sup>2</sup> vilket motsvarar cirka 7% av den historiska arealen, samt 4 km<sup>2</sup> i marin baltisk region vilket motsvarar 3% av den historiska arealen där.

<sup>79</sup> Ahlsén J., Andersson S., Norlinder J., Bergkvist J. 2018. Framtagande av nationella naturtypskartor för Blottade ler- och sandbottnar 1140, samt Estuarier 1130. Havs- och vattenmyndigheten.

<sup>80</sup> Kilnäs., M. 2014. Test av olika fjärranalysmetoder och underlag för baskartering av Natura 2000-naturtypen ler- och sandbottnar (1140). Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014:17

Stora delar av den historiska förlusten kan antas ha skett före 1995 och även före 1960, men mer exakt när förlust har skett och hur stor den faktiska förlusten varit efter 1995 kräver en mer omfattande beräkning än vad varit möjligt inom detta uppdrag. Därför anges arealen 1995 med operator ”större än” CV 2023, men mindre än FRA, för båda regionerna.

Utifrån uppskattat nuvarande värde och de nya underlagen om historiska förluster föreslås en reviderad referensareal för blottade ler- och sandbottnar till 68 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, samt 148 km<sup>2</sup> i marin baltisk region. Se närmare förklaring och referenser, i bilaga 4.

**Tabell 8.4.** Uppskattad areal år 1995, nuvarande areal 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för blottade ler- och sandbottnar (1140) i marin atlantisk region och marin baltisk region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>MATL</b>	Areal 1995>CV2023<FRA	64	68	2–10%
<b>MBAL</b>	Areal 1995>CV2023<FRA	144	148	2–10%

#### LAGUNER (1150\*)

Laguner är en prioriterad naturtyp i art- och habitatdirektivet, vilket innebär att EU och medlemsstater där naturtypen förekommer har ett särskilt ansvar för dess globala bevarande. För prioriterade naturtyper gäller till viss del andra strängare regler än för övriga naturtyper (se till exempel 7 kap. 29 § miljöbalken jämfört med 20 § förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken med mera som genomför direktivets artikel 6(4)).

##### *Nuvarande areal*

Dagens areal för laguner har hittills varit mycket bristfälliga och har främst givit en uppfattning om storleksordningen på förekomst av naturtypen, inte mer. En ny nuvarande areal för laguner är under framtagande under 2023–2024. Detta görs genom en nationell skrivbordskartering baserad på fjärranalys enligt en metod framtagen i samarbete med länsstyrelserna i Uppsala och Västernorrland<sup>81</sup>. Eftersom karteringen inte är klar vid leverans av detta uppdrag baseras angiven nuvarande areal på preliminära resultat från de kustlän som är klara (Uppsala och Västernorrland), samt tidigare underlag för resterande kustlän. Inför artikel 17-rapporteringen 2025 är ambitionen att arealerna ska återspegla den färdiga kartläggningen av aktuell förekomst i samtliga kustlän.

Baserat på det preliminära underlaget, justerat efter länsstyrelsernas rapportering av förekomstareal i NNK, uppskattas nuvarande förekomstareal av laguner inom ramarna för det här uppdraget till 56 km<sup>2</sup> i boreal region, samt 3 km<sup>2</sup> i kontinental region. I båda regionerna motsvarar detta en relativt stor justering nedåt av arealen,

<sup>81</sup> Kartering utifrån ortofoton, lantmäteriets kartsnitt, vågexponeringsmodell, djupkurvor samt höjddatabasen. För närmare beskrivning av metod, se Wikberg (2023).

jämfört med vad Sverige rapporterade 2019, särskilt i kontinental region (-49% i BOR, -70% i CON). Detta förklaras till viss del av det tidigare undermåliga underlaget. För kontinental region, där pågående skrivbordskartering ännu inte är genomförd, förklaras den stora sänkningen av nuvarande areal av att Sverige vid rapporteringen 2019 rundade upp alla bedömningar till närmsta 10 eller 100-tal (3 km<sup>2</sup> rapporterades således som 10 km<sup>2</sup>). I samband med det här uppdraget, och tack vare bättre underlag, har ingen sådan avrundning gjorts. Baserat på rapporteringen 2025 blir det ändå viktigt att noggrant analysera hur reviderade arealer för naturtypen kommer att påverka tillräckligheten i det svenska Natura 2000-nätverket, inte minst eftersom laguner är en prioriterad naturtyp.

#### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

Den preliminära beräknade historiska förlusten av areal för laguner i boreal region är 4 km<sup>2</sup>, vilket motsvarar cirka 7% av den historiska förekomstarealen. Den historiska förlusten i kontinental region är preliminärt mycket mer omfattande där 10 km<sup>2</sup> beräknas ha förlorats, vilket skulle motsvara 74% av den historiska arealen.

Den historiska beräkning ger ingen information om när förlusten skett eller om eventuell återhämtning har kunnat ske. Stora delar av den historiska förlusten kan antas ha skett före 1995 och även före 1960, men mer exakt när förlust har skett och hur stor den faktiska förlusten varit efter 1995 kräver en mer omfattande beräkning än vad varit möjligt inom detta uppdrag. Därför anges arealen 1995 med operator ”större än” nuvarande areal 2023, men mindre än referensarealen, för båda regionerna.

Utifrån preliminär uppskattning av nuvarande areal och historiska förluster föreslås en reviderad referensareal för laguner till 60 km<sup>2</sup> i boreal region, samt 13 km<sup>2</sup> i kontinental region. Se närmare förklaring, och referenser, i bilaga 4.

**Tabell 8.1.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för laguner (1150\*) i boreal och kontinental region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>BOR</b>	Areal 1995 > CV 2023 < FRA	56	60	2–10%
<b>CON</b>	Areal 1995 > CV 2023 < FRA	3	13	51–100%

## STORA VIKAR OCH SUND (1160)

### *Nuvarande areal*

Arealuppgifter för stora vikar och sund har hittills varit mycket bristfälliga. En reviderad nuvarande areal har tagits fram, baserat på en ännu ej publicerad nationell kartering av naturtypen 2023. Underlaget baseras på en modellering av Sveriges kustområdets grundområden (0–6 m) som är skyddade från, eller med lägre, vågexponering, det vill säga de områden som hyser naturtypens strukturer och funktioner och framförallt arter. Metoden är framtagen för kartering av naturtypen i samarbete med, och på uppdrag av, länsstyrelserna i Uppsala och Västernorrland.

Modellen har även granskats utifrån bildunderlag av naturtypen i Södermanlands län med god överensstämmelse. Inför artikel 17-rapporteringen 2025 bör utfallet av modellen granskas av fler län med påföljande justering, särskilt vad gäller valda avgränsningar för djup och vågverkan/ exponering.

Baserat på det preliminära underlaget, tillsammans med länsstyrelsernas rapportering av förekomstareal i NNK, uppskattas nuvarande förekomstareal av stora vikar och sund till 342 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, samt 1 696 km<sup>2</sup> i marin baltisk region (se Tabell nedan). I båda regionerna motsvarar detta en stor justering uppåt av nuvarande areal, jämfört med vad Sverige rapporterade 2019, särskilt i marin baltisk region (+144% i MATL, +220% i MBAL). Detta förklaras i hög grad av tidigare mycket dåliga underlag. Baserat på rapporteringen 2025 blir det viktigt att noggrant analysera hur detta påverkar tillräckligheten i det svenska Natura 2000-nätverket.

#### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

I tidigare artikel 17-rapportering har bristen på historiska data och underlag inneburit att referensareal och arealen 1995 för stora vikar och sund har bedömts vara ungefär lika stora som naturtypens aktuella förekomstareal. Detta har utifrån SGU:s nya beräkning visat sig inte stämma fullt ut. Beräkningarna visar en historisk förlust av stora vikar och sund på 23 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, vilket skulle motsvara ca 6% av den historiska arealen, samt 32 km<sup>2</sup> i marin baltisk region, vilket skulle motsvara 2% av den totala historiska arealen där.

Den historiska beräkningen ger ingen information om när förlusten skett eller om eventuell återhämtning har kunnat ske. Stora delar av den historiska förlusten kan antas ha skett före 1995 och även före 1960, men mer exakt när förlust har skett och hur stor den faktiska förlusten varit efter 1995 kräver en mer omfattande beräkning än vad som varit möjligt inom detta uppdrag. Därför anges arealen 1995 med operator ”större än” nuvarande areal 2023, men mindre än referensvärdet, för båda regionerna.

Utifrån den preliminära bedömningen av förekomstareal och de nya underlagen för historiska förluster föreslås en reviderad referensareal för stora vikar och sund till 365 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, respektive 1 728 km<sup>2</sup> i marin baltisk region. Se närmare förklaring och referenser, i bilaga 4.

**Tabell 8.6.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt I reviderad referensareal (FRA) för stora vikar och sund (1160) i marin atlantisk region och marin baltisk region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>MATL</b>	Areal 1995>CV2023<FRA	342	365	2–10%
<b>MBAL</b>	Areal 1995>CV2023<FRA	1 696	1 728	2–10%

REV (1170)

*Nuvarande areal*

De nationella underlagen för aktuell förekomstareal av rev har hittills varit mycket bristfälliga. Uppskattningarna har främst givit en uppfattning om storleksordningen på förekomst av naturtypen, inte mer. Dels beror det på att naturtypen är svår att definiera och avgränsa, dels har relevanta kartunderlag varit undermåliga. Därmed har det hittills inte heller varit möjligt att göra en noggrannare bedömning av vad som vore en gynnsam referensareal för rev i svenska vatten.

I den översyn av aktuell förekomstareal av rev som gjorts i samband med föreliggande regeringsuppdrag har SLU Artdatabanken lyckats förbättra bedömningarna avsevärt, tack vare en nationell kartering av naturtypen som SGU har tagit fram i ett parallellt uppdrag från Havs- och vattenmyndigheten. Arealen är framtaget utifrån bästa tillgängliga<sup>82</sup> och högupplösta information om bottensubstrat, bottenpografi, ljus, djup, artobservationsdata och vågverkan. Modellen har validerats mot ett stort antal av SGU:s bottenbilder samt artobservationsdata. Karteringen har resulterat i en habitatkarta med 10 meters upplösning vilket är en högre precision än tidigare som möjliggjort bättre och mer precis avgränsning av mindre men fler enskilda objekt.

Baserat på det preliminära nationella underlaget från SGU, tillsammans med länsstyrelsernas rapportering av förekomstareal i NNK, uppskattas aktuell förekomstareal av rev till 572 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region och 6 776 km<sup>2</sup> i marin baltisk region (se tTabell nedan).

#### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

När det gäller trender i förluster är det viktigt att vara medveten om att naturtypens komplexitet innebär stora skillnader när det kommer till känslighet för påverkan men i synnerhet för förlust. Naturtypens två undertyper, undervattensklippor och biogena rev, har helt olika känslighet. Biogena rev består av levande eller döda strukturer av revbyggande organismer och är generellt känsligare för påverkan. Historiska förluster har således framför allt skett av undertypen biogena rev, som dock utgör en relativt liten andel av den totala arealen av naturtypen rev i Sverige.

I marin baltisk region är den beräknade förlusten marginell i förhållande till den totala arealen. Detta leder till att förekomstarealen 1995 kan antas vara ungefär lika stor som den aktuella förekomstarealen. I marin atlantisk region beräknas den historiska förlusten vara större än 95 km<sup>2</sup>. Stora delar av den historiska förlusten i marin atlantisk region kan antas ha skett före 1995, framför allt förluster kopplade till trålning då dagens fartyg ofta undviker områden med rev med hjälp av modern teknologi. Dock har minskning av blåmusselbankar (*Mytilus sp.*) i synnerhet skett efter 1990. Mer exakt när förlusterna har skett och hur stor den faktiska förlusten varit efter 1995 kräver en mer omfattande beräkning än vad som varit möjligt inom

---

<sup>82</sup> Den höga säkerhetsnivån för t.ex. djup- och substratinformation omöjliggör till stora delar spridning och utbyte av information om naturtypernas faktiska förekomster på djup större än sex meter även mellan förvaltande myndigheter. Framtagna kartunderlag i tio meters upplösning måste före eventuell spridning därför aggregeras till en täckningsgradsangivelse i 250 x 250 meter, vilket försvårar analysarbetet och förvaltningen av naturtypen i stort då precisionen i förvaltningssteget uteblir.

detta uppdrag. Därför anges arealen 1995 för regionen med operator ”större än” nuvarande areal 2023, men mindre än referensarealen.

Utifrån de nya underlagen för nuvarande areal samt historiska förluster av naturtypen föreslås en reviderad referensareal för rev till ”större än” 667 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, samt 6 803 km<sup>2</sup> i marin baltisk region. Se närmare förklaring, och referenser, i bilaga 4.

**Tabell 8.7.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för rev (1170) i marin atlantisk region och marin baltisk region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>MATL</b>	Areal 1995>CV2023<FRA	572	>667	11–25%
<b>MBAL</b>	≈ 6 435	6 776	6 803	≈

## BUBBELSTRUKTURER (UNDERVATTENSFORMATIONER BILDADE AV UTLÄCKANDE GAS) (1180)

### *Nuvarande areal*

De nationella underlagen för nuvarande förekomstareal av bubbelstrukturer har hittills varit mycket bristfälliga. Arealen baseras främst på inventeringsdata av undertypen bubbelrev, samt beräknad areal av undertypen undervattenskratrar. Forskare vid Göteborgs Universitet har under flera år inventerat utsjöbankar i Kattegatt för att kartera bubbelrev på uppdrag av länsstyrelsen i Halland<sup>83</sup>. Detta har årligen resulterat i fler identifierade objekt och potentiella kluster som skulle kunna avgränsas som polygoner för naturtypen. Det finns dock fortfarande stor osäkerhet i arealuppskattningen då mörkertalet troligen fortfarande är stort.

Kunskapen om undervattenskratrar är sämre, bland annat eftersom undersökningar på stora djup är både kostsamma och svåra. Hittills har genesen för kända kraterliknande formationer på botten i exempelvis Brattenområdet inte kunnat verifieras. Undervattenskratrar har beräknats av SGU 2023 genom att identifiera 511 objekt som troliga pockmarks.

De nya underlagen och beräkningarna stödjer tidigare uppskattade förekomstareal, vilket innebär att aktuell förekomstareal av bubbelstrukturer totalt bedöms till 10 km<sup>2</sup> (se fTabell nedan).

### *Förekomstareal 1995 och gynnsam referensareal (FRA)*

Naturtypen bubbelstrukturer har inte ingått i SGU:s analys 2023 över fysisk förlust. Vid fältundersökningar av undertypen bubbelrev med ROV (Remotely Operated

<sup>83</sup> [Länsstyrelsen i Hallands län 2022. Översiktlig kartläggning av bubbelrev i Natura 2000 - området Stora Middelgrund och Röde Bank Rapport från undersökningar 2019 och 2020. Översiktlig kartläggning av bubbelrev i Natura 2000 - området Stora Middelgrund och Röde Bank \(lansstyrelsen.se\)](https://lansstyrelsen.se/halland/omsorg-och-utveckling/omvardsarbete/undersokningar-och-kartlaggning-av-bubbelrev-i-natura-2000-omradet-stora-middelgrund-och-rode-bank)

underwater Vehicle) har skador och förstörda habitat dokumenterats<sup>84</sup>. Detta är troligen från fiske längre tillbaka i tiden, både trålning och garnfiske, då fartyg numera försöker undvika bankarna där bubbelreven finns. De nyupptäckta förekomstarealerna av pockmarks i marin atlantisk region skulle också kunna ha utsatts för trålning historiskt eftersom de hittats i områden som har trålats intensivt. Den förlust som skett antas dock till större delen skett tidigare än 1995. Detta leder till att förekomstarealen 1995 kan antas vara ungefär lika stor som den aktuella förekomstarealen.

Även om historisk förlust av naturtypen är trolig och till viss del även påvisats föreslås en referensareal som motsvarar aktuell förekomstareal, dvs. 10 km<sup>2</sup>. Detta eftersom naturtypen inte går att återskapa då den bildas genom utläckande gas från berggrunden. Se närmare förklaring, och referenser, i bilaga 4.

**Tabell 8.8.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för bubbelstrukturer (1180) i marin atlantisk region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande utbredning (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
MATL	10	10	10	FRA = CV

## SMALA ÖSTERSJÖVIKAR (1650)

### *Nuvarande areal*

Dagens areal för smala Östersjövikar baseras på en nationell kartering av naturtypen som genomfördes 2010 inför artikel 17-rapporteringen 2013<sup>85</sup>. Sammanställningen resulterade i ett antal potentiella förekomster av smala Östersjövikar, som punktobjekt. Det har dock inte bekräftats i fält huruvida dessa har en tröskel eller ej. Inför artikel 17-rapporteringen 2019 togs ett polygonskikt fram med hjälp av dessa potentiella objekt, fastighetskartan och sjökort<sup>86</sup>.

Baserat på det nationella underlaget från 2018, tillsammans med länsstyrelsernas rapportering av förekomstareal i NNK, uppskattas aktuell förekomstareal av smala Östersjövikar till 237 km<sup>2</sup> (se Tabellnedan, naturtyper förekommer per definition enbart i marin baltisk region). En mindre teknisk justering av arealen från den nationella karteringen har skett i samband med SGU:s beräkning av historisk förlust i samband med detta uppdrag.

### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

I Sveriges tidigare artikel 17-rapportering har bristen på historiska data och underlag inneburit att referensareal och areal 1995 bedömts var ungefär lika stora som aktuell förekomstareal. Detta har utifrån SGU:s nya beräkningar visat sig inte

<sup>84</sup> Tomas Lundälv pers. kom., 2023.

<sup>85</sup> Underlag framtaget 2010 av Sonja Råberg, Stockholms universitet, "Utbredning av Natura 2000 naturtypen 1650 Smala vikar i Östersjön", arbetsmaterial.

<sup>86</sup> SLU Artdatabanken. 2018. Underlag till artikel 17-rapportering.



stämman fullt ut. Beräkningarna visar en historisk förlust av smala Östersjövikar på 13 km<sup>2</sup>, vilket skulle motsvara knappt 5% av den totala historiska arealen. Stora delar av den historiska förlusten kan antas ha skett före 1995 och även före 1960, men mer exakt när förlust har skett och hur stor den faktiska förlusten varit efter 1995 kräver en mer omfattande beräkning än vad varit möjligt inom detta uppdrag. Därför anges arealen 1995 med operator ”större än” nuvarande areal 2023, men mindre än referensarealen.

Utifrån uppskattat CV och de nya underlagen om historiska förluster föreslås en reviderad referensareal för smala Östersjövikar till 250 km<sup>2</sup>. Se närmare förklaring, och referenser, i bilaga 4.

**Tabell 8.9.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för smala Östersjövikar (1650) i marin baltisk region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>MBAL</b>	Areal 1995 > CV 2023 < FRA	237	250	2–10%

## HAVSGROTTOR (8330)

### *Nuvarande areal*

Nuvarande areal för havsgrottor baseras på en sammanställning som genomfördes inför artikel 17-rapporteringen 2013. Alla havsgrottor som listades som strandgrottor (delvis täckta av vatten) eller som registrerats som havsgrottor av Sveriges Speleologförbund<sup>87</sup> sammanställdes. Denna information tillsammans med information från dykcenter och länsstyrelser resulterade i en lista över potentiella havsgrottor. Inför artikel 17-rapporteringen 2019 genomfördes inventeringar i två områden, en i marin atlantisk region och en i marin baltisk region. Ett viktigt resultat från inventeringarna var att även om objekten i sig oftast är små till ytan så kan de förekomma i kluster och utgöra ett större område tillsammans. Det verkar även finnas fler potentiella havsgrottor som varken finns med i sammanställningen eller har inventerats. Den totalt uppskattade arealen av naturtypen är därför troligtvis underskattad.

Baserat på den nationella sammanställningen, tillsammans med länsstyrelsernas rapportering av förekomstareal i NNK, uppskattas nuvarande förekomstareal av havsgrottor till 0,005 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region och 0,014 km<sup>2</sup> i marin baltisk region.

### *Areal 1995 och referensareal*

Historisk information om arealförluster av naturtypen saknas. Med tanke på naturtypens fysiska förutsättningar har eventuell historisk påverkan troligtvis inte resulterat i förlust av areal, utan snarare i försämrad kvalitet. Förekomstarealen 1995 bedöms därmed ha varit lika stor som dagens aktuella förekomstareal.

<sup>87</sup> <https://speleo.se/grottdatabasen/>.

Utifrån ovanstående bedömning, samt ett antagande om att naturtypen inte går att återskapa (liksom grottor (8310) på land), föreslås referensareal för havsgrottor till 0,005 km<sup>2</sup> i marin atlantisk region, samt 0,014 km<sup>2</sup> i marin baltisk region. Se närmare förklaring, och referenser, i bilaga 4.

**Tabell 8.10.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för havsgrottor (8330) i marin atlantisk region och marin baltisk region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>MATL</b>	0,005	0,005	0,005	FRA = CV
<b>MBAL</b>	0,014	0,014	0,014	FRA = CV

### 8.3.2 Limniska miljöer

De nationella underlagen för nuvarande areal av naturtyper i sjöar och vattendrag har hittills varit bristfälliga. Det beror på att inga nationella systematiska inventeringar av naturtyper eller naturvärden i limniska miljöer har genomförts och att tillgängligt underlag inom vattenförvaltningen inte är anpassat för att avgränsa naturtyper på nationell nivå. Följande analyser är anpassade efter förutsättningarna inom regeringsuppdraget. En utvecklad och fördjupad analys bör göras inför nästa artikel 17-rapportering 2025.

#### NÄRINGSFATTIGA SLÄTTSJÖAR (3110)

##### *Nuvarande areal*

En uppskattning av möjlig historisk areal har tagits fram genom analys av flacka områden med sandiga jordar<sup>88</sup>. För att uppskatta nuvarande areal har övergödda sjöar och sjöar med mindre siktdjup tagits bort från den potentiella historiska arealen. Inget krav på öppenhet i landskapets har använts. Arealer av naturtypen som redan pekats ut inom befintliga Natura 2000-områden har sedan lagts till. Gränsvärden och parametrar för analysen redovisas i bilaga 4.

Den genomförda GIS-analysen får ses som en indikation på nuvarande areal. Arealen har beräknats till 716 respektive 7 km<sup>2</sup> i boreal och kontinental region, vilket sammanlagt är 80% av de arealer som Sverige rapporterade 2019 (se Tabell 8.11 nedan). Sänkningen av arealerna beror främst på att sandiga jordar ses som en förutsättning för naturtypen och kravet inkluderats i analysen. Utifrån GIS-analysen ligger arealens tyngdpunkt på norra Sveriges skogslandskap. Det beror på att övergödning och annan påverkan har tagit bort merparten av naturtypen i södra Sverige.

##### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

Enligt den förenklade analys som beskrivs ovan utgör dagens arealca 30% utav den potentiella nationella historiska arealen, med den klart största förlusten i södra

<sup>88</sup> I denna analys har postglacial sand och grus samt isälvsediment klassats som sandiga genomsläppliga jordar, detta är en smal definition vilken bör ses över i ett fortsatt arbete.

Sverige. I kontinental region utgör nuvarande areal 9% av uppskattad historisk areal. Generellt har naturtypen sedan länge haft stora förluster i södra Sverige då sjösänkningar, dränering och övergödning har påverkat förutsättningarna för naturtypen.

Havs- och vattenmyndigheten bedömer att förluster av naturtyp i huvudsak har skett innan 1995. Med hänsyn till de historiska förluster som har uppskattats bedöms referensarealen till spannet 2–10% i boreal region och 26–50% i kontinental region. Då dagens arealer är mycket små i regionen blir det areella behovet av återskapande ändå lågt i kontinental region. Att referensareal sätts till spannen 2–10% respektive 26–50% motiveras med att återskapande av förlorad naturtyp inte bedöms som tekniskt genomförbart. Någon analys om de ekologiska behoven för att naturtypen ska vara långsiktigt hållbar har inte genomförts inom uppdraget.

**Tabell 8.11.** Uppskattad areal år 1995, nuvarande areal CV 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för näringsfattiga slättsjöar (3110) i boreal och kontinental region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>BOR</b>	716	716	754	2–10%
<b>CON</b>	7	7	11	26–50%

## ÄVJESTRANDSJÖAR (3130)

### *Nuvarande Areal*

De nationella underlagen för aktuell förekomstareal av ävjestrandssjöar har hittills varit bristfälliga. En uppskattning av möjlig historisk areal har tagits fram med kriterier för liten andel torv- och lerjord i närområdet samt klart och lägre än måttligt näringsrikt vatten.

För att uppskatta dagens förekomstareal har övergödda sjöar, kraftigt reglerade sjöar samt sjöar inom dämningssområden och i nära anslutning till större dammar tagit bort från den potentiella historiska arealen. Arealer av naturtypen som redan pekats ut inom befintliga Natura 2000-områden har sedan lagts till. Gränsvärden och parametrar för analysen redovisas i bilaga 4. Utbredningen får en tydlig tyngdpunkt mot alpin region i norra Sverige. Den genomförda GIS-analysen får ses som en indikation på nuvarande förekomstareal. Arealen för Sverige har beräknats till 8 786 km<sup>2</sup> (Tabell ), vilket är cirka 30% högre än rapporterade värden 2019, den största ökningen är i alpin region.

### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

Enligt den förenklade analys som beskrivs ovan utgör dagens areal cirka 70% utav den potentiella nationella historiska arealen. Förlusten uppskattas i första hand ha skett genom vattenkraftsutbyggnaden och i viss mån på grund av övergödning och sjösänkning i södra Sverige.

Endast en övergripande analys av påverkan sedan 1995 har varit möjlig att göra inom uppdraget men Havs- och vattenmyndigheten bedömer att förluster av naturtyp i huvudsak har skett innan 1995 varför areal 1995 = nuvarande förekomstareal 2023. Även referensarealen bedöms till samma som nuvarande areal 2023 då naturtypens utbredning är stor i Sverige och den samlade arealen bedöms vara tillräcklig för ett långsiktigt bevarande under förutsättning av statusförbättring sker enligt plan.

**Tabell 8.12.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för ävjestrandsjöar (3130) i alpin, boreal och kontinental region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal CV 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>ALP</b>	3234	3234	3234	FRA = CV
<b>BOR</b>	5464	5464	5464	FRA = CV
<b>CON</b>	88	88	88	FRA = CV

## KRANSALGSSJÖAR (3140)

### *Nuvarande areal*

De nationella underlagen för nuvarande areal av kransalgssjöar är bristfälligt. En uppskattning av möjlig historisk areal har tagits fram med kriterier för pH  $\geq 7$  och alkalinitet  $\geq 1,2$   $\mu\text{ekv/l}$  samt att andelen lerhaltig jord i närområdet ska vara låg.

För att uppskatta dagens förekomstareal har sjöar med absorbans över 0,15, icke naturliga vatten enligt vattenförvaltningen samt kraftigt reglerade sjöar tagits bort från arealen. Arealer av naturtypen som redan pekats ut inom befintliga Natura 2000-områden har sedan lagts till. Gränsvärden och parametrar för analysen redovisas i bilaga 4. Då delar av Vättern är registrerad som kransalgssjö ger det ett stort utslag på arealen i boreal region. Dagens utbredning följer kalkbergsutbredningen med undantag för fjällregionen. En analys av utbredningen för naturtypens typiska arter skulle ge ett bättre underlag men har inte varit möjligt att göra inom uppdraget.

Den genomförda GIS-analysen får ses som en indikation på nuvarande areal. Arealen för Sverige har beräknats till 590 km<sup>2</sup> (Tabell ), vilket är 30% högre än rapporterade arealer 2019. Arealen i alpin region är dock bara 25% av rapporterad areal 2019. Orsaken till detta bör utredas närmare.

### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

Enligt den förenklade analys som beskrivs ovan utgör nuvarande areal ca 70% utav den potentiella nationella historiska arealen. Förlusten uppskattas i första hand ha skett på grund av övergödning och sjösänkning i södra Sverige. Denna uppskattning är dock mycket osäker och påverkas starkt av de stora arealerna i sjön Vättern.

Havs- och vattenmyndigheten bedömer att förluster av naturtyp i huvudsak har skett innan 1995 varför areal 1995 = nuvarande areal 2023. Referensarealen

bedöms till samma som nuvarande areal 2023 i alpin region och i spannet 2–10% i boreal och kontinental region. Naturtypens utbredning är liten i Sverige och kunskapen kring arternas spridningsmöjligheter och naturtypens ekologiska behov är stor varför analysen av referensareal är osäker.

**Tabell 8.13.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för kransalgssjöar (3140) i alpin, boreal och kontinental region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>ALP</b>	28	28	28	FRA ≈ CV
<b>BOR</b>	464	464	488	2–10%
<b>CON</b>	61	61	64	2–10%

## NATURLIGT NÄRINGSRIKA SJÖAR (3150)

### *Nuvarande areal*

En uppskattning av möjlig historisk areal har tagits fram med kriterier hög andel lerhaltiga jordar i närområdet samt en totalfosforhalt på mer än 25 µg/l.

För att uppskatta dagens förekomstareal har icke naturliga vatten enligt vattenförvaltningen tagits bort från arealen. Arealer av naturtypen som redan pekats ut inom befintliga Natura 2000-områden har sedan lagts till. Gränsvärden och parametrar för analysen redovisas i bilaga 4. Det förekommer att betydande arealer i stora sjöar har klassats som naturligt näringsrik sjö. Det ger ett betydande utslag på arealen. Utbredningen är i sydliga jordbruksbygder, östra Sverige från Östergötland upp längs norrlandskusten.

Den genomförda GIS-analysen får ses som en indikation på nuvarande areal. Arealen för Sverige har beräknats till 731 km<sup>2</sup> (Tabell ), vilket är 63% av vad rapporterade arealer 2019. Den största procentuella minskningen är i alpin och boreal region.

### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

Enligt den förenklade analys som beskrivs ovan utgör dagens areal cirka 200% av den potentiella historiska arealen. Att nuvarande areal överstiger historisk areal beror på att betydande arealer inom Natura 2000 är utpekade som naturligt näringsrika sjöar även om de inte föll ut i den tillämpade GIS-analysen. Förlusten från historisk areal bedöms ha skett på grund av rationalisering av jordbruket genom dränering och sjösänkningar.

Havs- och vattenmyndigheten bedömer att förluster av naturtyp i huvudsak har skett innan 1995 varför arealen 1995 bedöms ha varit lika stor som arealen 2023.

Referensarealen bedöms till samma som nuvarande areal 2023 i alpin region och i spannet 2–10% i boreal och kontinental region. Naturtypens utbredning är liten i Sverige och kunskapen kring arternas spridningsmöjligheter och naturtypens ekologiska behov är bristfällig varför analysen av referensareal är osäker.

**Tabell 8.14.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för naturligt näringsrika sjöar (3150) i alpin, boreal och kontinental region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>ALP</b>	2	2	2	FRA = CV
<b>BOR</b>	713	713	751	2–10%
<b>CON</b>	34	34	36	2–10%

## MYRSJÖAR (3160)

### *Nuvarande areal*

En uppskattning av möjlig historisk areal har tagits fram med kriterier hög andel torvjord i närområdet, pH större än eller lika med 6,8 samt absorptions större än eller lika med 0,15. Kravet på hög absorptions utesluter flertalet av sjöarna i alpin region och medför troligen en underskattad areal.

För att uppskatta dagens förekomstareal har icke naturliga vatten enligt vattenförvaltningen och vatten inom dämningssområden för dammar tagits bort från arealen. Arealer av naturtypen som redan pekats ut inom befintliga Natura 2000-områden har sedan lagts till. Gränsvärden och parametrar för analysen redovisas i bilaga 4.

Den genomförda GIS-analysen får ses som en indikation på nuvarande areal. Arealen för Sverige har beräknats till 826 km<sup>2</sup> (Tabell ), vilket är 50% av rapporterade arealer 2019.

### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

Förlusten från historisk areal kan inte kvantifieras med genomförd analys men bedöms vara marginell.

Havs- och vattenmyndigheten bedömer att förluster av naturtyp i huvudsak har skett innan 1995 varför arealen 1995 bedöms ha varit lika stor som arealen 2023.

Referensarealen bedöms till samma som areal 2023 för samtliga regioner.

**Tabell 8.15.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för myrsjöar (3160) i alpin, boreal och kontinental region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>ALP</b>	144	144	144	FRA = CV
<b>BOR</b>	681	681	681	FRA = CV
<b>CON</b>	2	2	2	FRA = CV

## STÖRRE VATTENDRAG (3210)

### *Nuvarande areal*

En uppskattning av historisk areal har tagits fram genom att summera arealen vattendrag och älvsjöar för varje avrinningsområden med en beräknad medelvattenföring över 20m<sup>3</sup>/s. För att uppskatta dagens förekomstareal har icke naturliga vatten (dvs. kraftigt modifierade vatten KMV och konstgjorda vatten KV) enligt vattenförvaltningen samt sjöar inom dämningssområden för dammar tagits bort från den historiska arealen. Gränsvärden och parametrar för analysen redovisas i bilaga 4.

Den aktuella förekomstarealen är 600% högre än vad som rapporterades 2019. Denna stora ökning i areal beror till stor del på att ingående älvsjöar nu räknas till naturtypen. Analysen pekar fortfarande ut mindre areal än vad som rapporterats inom Natura 2000 år 2019 men den Natura 2000-arealen bedöms felrapporterad. Det föreligger fortfarande stora oklarheter vilken areal Sverige har såväl inom Natura 2000-områden som totalt i de biogeografiska regionerna. Även naturtypsvägledningen är under revidering vilket kommer påverka analysen av areal till nästa artikel 17 rapportering.

#### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

Enligt den förenklade analys som beskrivs ovan utgör dagens areal ungefär 30% av den potentiella historiska arealen. Förlusten från historisk areal bedöms vara kopplad till den storskaliga utbyggnaden av vattenkraft och därigenom förklaringen som icke naturliga vatten i vattenförvaltningens klassning. Påverkan har till övervägande del skett innan 1995 varför förekomstareal 1995 föreslås motsvara nuvarande areal 2023.

Som ett led i analysen har behov av referensarealer för lax analyserats. Lax är en typisk art i större vattendrag<sup>89</sup>. För den boreala regionen som representeras av älvar som mynnar ut i Östersjön har enbart älvar med vild lax samt älvar vars laxstam upprätthålls med odling bedömts. Utöver dessa finns även andra potentiella laxälvar som det inte har varit möjligt att inkludera i detta underlag. Antalet vilda laxpopulationer i Östersjöälvar har minskat från cirka 37 till 16 stycken vildlaxälvar idag. För Vänern föreligger det oklara uppgifter gällande Klarälvens laxpopulation och tillgängliga produktionsareal då laxen idag förflyttas förbi vandringshinder med hjälp av Trap and Transport, vilket i SLU:s rapport inte anses vara en godtagbar lösning ur ett gynnsamt bevarande perspektiv. Därför bedömer SLU att enbart den mindre nedre sträckan ingår som laxhabitat.

Västkusten till skillnad från Östersjön består till stor del av mindre laxvattendrag varav flera inte ingick i det befintliga underlaget. Kunskapsläget tillsammans med databristen gör därför att bedömningen av referensareal för västkusten som representerar den kontinentala biogeografiska regionen bör betraktas med försiktighet.

En sammanvägd bedömning per biogeografisk region är svår då förutsättningarna varierar kraftigt mellan vattensystemen. Behovet av ytterligare laxhabitat summerat för befintliga laxälvar är cirka 16% i Östersjön för Vänern på +336% och

<sup>89</sup> Underlag för gynnsamma referensarealer för lax PM SLU.aqua.2023.5.1-230.

västkusten +37% jämfört med dagens areal. Denna mycket översiktliga analys visar på den svåra situationen för laxen i Vänern. Även om arealbehov i Vänern ska redovisas samlat med övrig boreal region skulle en förlust av laxen i Vänern innebära att laxens naturliga utbredning i Sverige skulle vara förlorad. Den genomförda analysen har enbart nyttjats som ett stöd i bedömningen av referensareal för naturtypen Större vattendrag. Västkustvattendragen med befintliga laxstammar är ofta mindre än 20 m<sup>3</sup>/s, varför de med dagens naturtypsdefinition i stället skulle falla inom naturtypen mindre vattendrag.

Detta sammantaget ger ett referensvärde i spannet 11–25%, om detta är tekniskt och ekologiskt möjligt har inte utretts inom detta uppdrag.

**Tabell 8.16.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för större vattendrag (3210) i alpin, boreal och kontinental region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
ALP	167	167	196	11–25%
BOR	1096	1096	1289	11–25%
CON	16	16	18	11–25%

## ALPINA VATTENDRAG (3220)

### *Nuvarande areal*

En uppskattning av historisk areal har tagits fram genom att summera alla vattendrag med ett medelflöde under 20m<sup>3</sup>/s som ligger över trädgränsen.

För att uppskatta dagens förekomstareal har icke naturliga vatten (KMV och KV) enligt vattenförvaltningen strukits från den historiska arealen. Då denna areal inte når upp till redan utpekad areal inom Natura 2000 har dagens areal satts till utpekad areal inom Natura 2000. Skillnaden på arealer bör utredas närmare inför nästa artikel 17-rapportering, men en stor osäkerhetsfaktor ligger i antagandena om medelbredden på berörda vattendrag samt hur trädgränsen hanteras. Gränsvärden och parametrar för analysen redovisas i bilaga 4.

### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

Enligt den förenklade analys som beskrivs ovan utgör nuvarande areal över 90% av den historiska arealen. Det finns troligen mindre vattendrag som idag ligger indämda i magasin och saknas i den historiska arealen, men påverkan på alpina vattendrag bedöms i analysen som generellt låg. Naturtypen uppnår gynnsamt bevarandetillstånd i samtliga regioner där den förekommer. Referensareal sätts därför till lika stor som dagens areal.

**Tabell 8.17.** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för alpina vattendrag (3220) i alpin och boreal region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
ALP	159	159	159	FRA = CV



<b>BOR</b>	15	15	15	FRA = CV
------------	----	----	----	----------

## MINDRE VATTENDRAG (3260)

### *Nuvarande förekomstareal*

En uppskattning av historisk areal har tagits fram genom att summera alla vattendrag med ett medelflöde mindre än 20m<sup>3</sup>/s och som ligger under trädgränsen.

För att uppskatta dagens förekomstareal har icke naturliga vatten (KMV och KV) enligt vattenförvaltningen strukits från naturtypsarealen, likaså arealer där mer än 60% av en berörd vattenförekomst ligger inom ett markavvattningsföretag. Detta motiveras med att andelen KMV är låg i jordbruksområden och kraftigt sänkta vatten kan antas inte uppfylla kriterierna för naturtyp. Detta antagande bör utredas vidare inför nästa artikel 17-rapportering. Gränsvärden och parametrar för analysen redovisas i bilaga 4.

Utfallet i analysen av nuvarande areal ger en areal på drygt 1 000 km<sup>3</sup> vilket är 40% högre än rapporteringen 2019. Arealen mindre vattendrag ökar enligt analysen i den alpina regionen, jämfört med vad Sverige rapporterade 2019, vilket indikerar att gränsdragningen mellan alpina vattendrag och mindre vattendrag bör utredas vidare. En närmare analys av naturtypens utbredning i Sverige bör göras inför kommande rapporteringar.

### *Förekomstareal 1995 och referensareal*

Enligt den förenklade analys som beskrivs ovan utgör nuvarande areal över 90% av den historiska arealen. Detta beror på att påverkan i naturtypen i första hand bedöms försämra status och inte ta bort naturtypen. Detta innebär att såväl förekomstareal 1995 som referensareal är lika med aktuell förekomstareal 2023 under förutsättning att nödvändiga statusförbättrande åtgärder genomförs.

**Tabell 8.18** Uppskattad areal år 1995, CV år 2023, samt reviderad referensareal (FRA) för mindre vattendrag (3260) i alpin, boreal och kontinental region. Arealer angivna i kvadratkilometer (km<sup>2</sup>).

	Areal 1995	Nuvarande areal (CV) 2023	Referensareal 2023	Referensareal 2023 intervall
<b>ALP</b>	173	173	173	FRA = CV
<b>BOR</b>	866	866	866	FRA = CV
<b>CON</b>	40	40	40	FRA = CV

## 8.4 Bedömning av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer

### 8.4.1 Utgångspunkter för analysen

Enligt regeringens uppdrag ska myndigheterna, utifrån reviderade referensarealer, analysera och redovisa förutsättningarna att nå restaureringsmålen i förordningen om restaurering av natur. Havs- och vattenmyndigheten har baserat nedanstående analys på den version av förordningen som rådet och Europaparlamentet enades om vid trepartsmötet den 9 november 2023.

Enligt Havs- och vattenmyndighetens avgränsningar för arbetet (se kapitel 1) begränsas analysen till de restaureringsmål i förordningsförslaget som direkt berör de akvatiska naturtyperna och referensarealer. Dessa bedöms främst vara målen i artikel 4(4), artikel 4(17)(a), samt artikel 5(2) och artikel 5(10)(a). Den flexibilitet som introducerats i artikel 4(4a) i den preliminära överenskommelsen har inte tagits i beaktande i analysen.

Artiklarna 4(10) och 5(10) kräver därtill att medlemsstaterna genomför åtgärder som ska syfta till att de arealer som omfattats av restaureringsåtgärder uppvisar ett förbättrat tillstånd fram till att gott tillstånd har uppnåtts, något som därefter inte ska försämrats på ett betydande sätt. För vissa förekomster av berörda naturtyper kommer således återställningsåtgärder behöva kompletteras med åtgärder som syftar till att uppnå ett gott tillstånd för förekomsten. Detta analyseras inte nedan.

Förutsättningarna att nå restaureringsmålen i artikel 5 i förordningsförslaget analyseras enbart i generella termer nedan (i avsnitt 5.3). Artikel 5 berör habitatet på bilaga II till förordningen där habitatet är grupperade enligt European nature information system (EUNIS) klassificering och inte den klassificering och gruppering som används i AHD. Enligt artikel 11.2(a)(iii) i lagförslaget ska medlemsstaterna ta fram referensarealer även för habitatet på bilaga II (i den nationella restaureringsplanen), men det har inte ingått i föreliggande regeringsuppdrag.

Som tidigare betonats i den här skrivelsen är befintliga nationella underlag om de berörda naturtypernas areal bristfälliga i många fall, och de beräkningar som gjorts i regeringsuppdraget är de första i sitt slag och belagda med många osäkerheter. De referensarealer som Havs- och vattenmyndigheten föreslår, och som ligger till grund för nedanstående analys, ska därför ses som preliminära och bör ses över och verifieras inför nästa artikel 17-rapportering 2025.

Det har inte varit möjligt inom ramarna för det här uppdraget att utföra någon detaljerad åtgärdsanalys specifikt kopplad till återskapande av de berörda naturtyperna. Havs- och vattenmyndigheten har i stället främst utgått ifrån och byggt vidare på befintliga analyser. I Sveriges senaste Prioritised Action

Framework (PAF) för perioden 2021–2027<sup>90</sup> listar Havs- och vattenmyndigheten en rad åtgärder som bedöms nödvändiga för att uppnå och bibehålla en gynnsam bevarandestatus för de akvatiska naturtyperna i art- och habitatdirektivet. Flera av de åtgärderna är givetvis relevanta för återskapande av naturtyp, även om fokus i PAF är att förbättra kvaliteten i befintliga naturtypsförekomster. Bedömningen i PAF baserades i hög grad på vad Sverige tidigare rapporterat i artikel 17-rapporteringen som nödvändiga åtgärder. Åtgärdsbehovet för de svenska akvatiska naturtyperna under art- och habitatdirektivet bedömdes återigen i samband med Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårdsverkets projekt år 2022 att ta fram underlag till svenska utfästelser i enlighet med EU:s strategi för biologisk mångfald för 2030.

### 8.4.2 Hur långt ifrån målen är vi idag

Enligt den preliminära överenskommelsen ska alltså de tidsatta restaureringsmålen i artikel 4(4) nås *för respektive naturtypsgrupp* på förordningens bilaga I, medan målen i artikel 4(17)(a) ska nås *för respektive naturtyp*.

I tabell 8.19 nedan sammanfattas betingen per akvatisk naturtyp. Fyra marina naturtyper ingår i grupp 1 på bilaga II i förordningen. Notera att osäkerheterna i siffrorna är stora. Den totala skillnaden mellan referensareal och nuvarande areal kan ligga mellan 47–165 km<sup>2</sup> för de fyra marina naturtyperna som ingår i grupp 1, och mellan 197–625 km<sup>2</sup> för de limniska naturtyperna i grupp 3.

Summan av de reviderade referensarealerna för de limniska naturtyperna är cirka 2 120 km<sup>2</sup> (cirka 15%) högre än de samlade referensarealerna som Sverige rapporterade 2019. Diskrepansen är främst en följd av att samtliga referensareal 2019 sattes till samma storlek som dåvarande areal 2019), utan underliggande analys. Inom föreliggande regeringsuppdrag har underlag och analyser av dagens arealer naturtyp förbättrats avsevärt. Dagens areal 2023 är 1 850 km<sup>2</sup> (cirka 13%) högre än vad som rapporterades 2019. De föreslagna reviderade siffrorna resulterar i att differensen mellan referensareal och nuvarande areal för limniska naturtyper ökar med ca 280 km<sup>2</sup> jämfört med senaste rapporteringen.

De reviderade referensarealer som föreslås för marina naturtyper är svårare att jämföra med de som rapporterades 2019, eftersom flera referensvärden 2019 angavs i form av operatorer i stället för siffror ("större än", till exempel). Summan av de reviderade referensarealerna 2023 uppgår till cirka 16 800 km<sup>2</sup>, medan summan vid rapporteringen 2019 kan sammanfattas med "större än" 18 100 km<sup>2</sup>. Grovt räknat minskar således den totala referensarealen, uppskattningsvis med ca 10–15%, till följd av de reviderade värdena. Skillnaden förklaras till stor del av en betydande revidering av nuvarande areal av *sandbankar* (1110) i marin baltisk region, till följd av förbättrade underlag och analyser, vilket också påverkar bedömningen av referensarealen för sandbankar. Dagens totala areal marina

<sup>90</sup> <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/regeringsuppdrag/slutredovisade-regeringsuppdrag/prioriterad-atgardsplan-for-natura-2000-ar-2021-2027>.

naturtyper (2023) är 2 550 km<sup>2</sup> (cirka 16%) mindre än vad som rapporterades 2019. De föreslagna reviderade siffrorna resulterar i att differensen mellan referensareal och nuvarande areal för marina naturtyper minskar jämfört med senaste rapporteringen. Notera dock att enbart fyra av de marina naturtyperna omfattas av restaureringsförordningens artikel 4(4). Marina miljöer i övrigt omfattas av förordningens artikel 5 och delas in i habitat enligt EUNIS klassificeringssystem, för vilka det inte finns några referensarealer framtagna.

Sett per naturtyp och region är betingen särskilt stora i relation till nuvarande areal för *estuarier* (1130) i marin atlantisk region, *laguner* (1150\*) i kontinental region, *näringsfattiga slättsjöar* (3110) i kontinental region, samt *större vattendrag* (3210) i samtliga regioner. Notera dock att procentuellt höga beting inte nödvändigtvis motsvarar arealmässigt höga beting.

**Tabell 8.19** Hur skiljer sig nuvarande värde (CV 2023) från referensareal för respektive akvatisk naturtyp? Beräkningen av referensareal 2023 limniskt baseras på följande antaganden: 2–10% → 105%, 11–25% → 115%, 26–50% → 135%.

	Region	CV 2023 (km <sup>2</sup> )	Referensareal 2023 (km <sup>2</sup> )	Referensareal 2023 (intervall)	Referensareal minus CV (km <sup>2</sup> )
<b>Grupp 1: Våtmarker (kust och inland-) - de marina naturtyperna</b>					
1130	MATL	53	73	26-50%	20 (19-37)
1130	MBAL	572	618	2-10%	46 (12-62)
1140	MATL	64	68	2-10%	4 (1-7)
1140	MBAL	144	148	2-10%	4 (3-15)
1150*	BOR	56	60	2-10%	4 (1-6)
1150*	CON	3	13	51-100%	10 (7-13)
1650	MBAL	237	250	2-10%	13 (5-25)
<b>Total grupp 1 (enbart marina naturtyper)</b>					<b>101 (37-137)</b>
<b>Grupp 3: Vattendrag, sjöar, alluviala och strandnära livsmiljöer</b>					
3110	BOR	660	695	2–10%	35 (13-73)
3110	CON	7	11	26–50%	4 (2-7)
3130	ALP	4084	4084	FRA = CV	0
3130	BOR	5667	5667	FRA = CV	0
3130	CON	89	89	FRA = CV	0
3140	ALP	28	28	FRA = CV	0
3140	BOR	464	488	2–10%	24 (9-52)
3140	CON	61	64	2–10%	3 (1-7)
3150	ALP	2	2	FRA = CV	0

3150	BOR	367	386	2–10%	19 (7-41)
3150	CON	27	28	2–10%	1 (1-3)
3160	ALP	152	152	FRA = CV	0
3160	BOR	367	736	FRA = CV	0
3160	CON	3	3	FRA = CV	0
3210	ALP	167	196	11–25%	29 (21-56))
3210	BOR	1142	1343	11–25%	201 (141-381)
3210	CON	16	18	11–25%	3 (2-5)
3220	ALP	159	159	FRA = CV	0
3220	BOR	15	15	FRA = CV	0
3260	ALP	173	173	FRA = CV	0
3260	BOR	866	866	FRA = CV	0
3260	CON	40	40	FRA = CV	0
<b>Total grupp 3 (enbart limniska naturtyper)</b>					<b>330 (197-625)</b>

### 8.4.3 Möjligheter och utmaningar att nå målen i artikel 4, paragraferna 4 och 17

#### MARINA NATURTYPER PÅ BILAGA I, GRUPP 1

Havs- och vattenmyndigheten ser flera stora utmaningar med att nå restaureringsmålen i artiklarna 4(4) och 4(17) som relaterar till referensvärden, sett utifrån de fyra marina naturtyperna på bilaga I, men också möjligheter.

Den främsta utmaningen är de stora osäkerheterna kring vilka typer av åtgärder (eller kombination av åtgärder) som skulle kunna resultera i återskapad naturtyp, och i så fall under vilka förutsättningar. Återskapandeprojekt har visserligen ökat i antal de senaste åren, men från en mycket låg nivå och inte nödvändigtvis med återställande av naturtyper enligt art- och habitatdirektivet som utgångspunkt. Åtgärdernas faktiska resultat (om de fungerat som tänkt) är heller inte helt fastställda ännu. Samtidigt finns ingen analys av eventuell naturlig återhämtning av naturtyperna över tid, efter till exempel en muddring. Lämpliga åtgärder och huruvida de här fyra naturtyperna är ”tekniskt / ekologiskt möjliga” att återskapa överhuvudtaget skulle således behöva utredas närmare. En sådan utredning skulle kunna resultera i förslag att revidera referensareal ytterligare för de berörda naturtyperna.

De naturgeografiska förutsättningarna för *smala Östersjövikar* (1650) och *estuarier* (1130) innebär till exempel att de enda realistiska åtgärderna för återställning bedöms finnas inom historiskt förlorade arealer. Att helt nyskapa naturtyperna bedöms idag inte realistiskt. Den historiska förlusten av estuarier är troligen främst

ett resultat av närsaltsbelastning, ändrade förutsättningar för naturtypens nyskapande och fysisk påverkan genom kontinuerlig exploatering med nya byggnationer och infrastruktur som bryggor, pirar och kajer (vilket innebär såväl muddringar som utfyllnader). Miljön i estuarier är starkt sammanlänkad med tillståndet uppströms det i estuariet mynnande vattendraget, till exempel förändringar i vattenflöde och sedimenttransport. Åtgärder uppströms kan därför bidra till nyskapande av estuarier, men vilka åtgärder som skulle krävas för att på sikt eventuellt nyskapa totalt 66 km<sup>2</sup> är idag okänt.

*Blottade ler- och sandbottnar* (1140) bedöms ha försvunnit bland annat till följd av fysisk påverkan såsom bebyggelse, bryggor, badplatser som genererar skuggning, övertäckning och bortgrävning. Liknande påverkansbild bedöms också ha bidragit till förlusterna av *laguner* (1150\*), särskilt bortgrävning av bottensubstrat och trösklar, samt invallning (exempelvis vägbankar). Viss restaurering av laguner sker idag genom återställning av trösklar och öppnande av invallningar, bland annat på initiativ av Länsstyrelsen i Västerbotten<sup>91</sup>. Framgången för denna typ av återställning är dock ännu inte helt säkerställd, bland annat är återetablering av vegetation osäker<sup>92</sup>. I underlagen till PAF 2021–2027 antogs att 40 laguner kan restaureras i Sverige per år, baserat på erfarenheterna från Västerbotten och utifrån uppskattad maxkapacitet idag i berörda kustlän. Fram till 2050 skulle detta motsvara, med befintlig kapacitet, över 1 000 laguner. Om en genomsnittlig lagun antas vara ca. 3,5 ha (0,035 km<sup>2</sup>)<sup>93</sup> skulle det resultera i restaureringsåtgärder på 35 km<sup>2</sup> fram till 2050. Detta jämfört med det totala åtgärdsbetinget på 14 km<sup>2</sup> för laguner nationellt, enligt Tabell ovan.

Borttagning av fysiska konstruktioner skulle eventuellt kunna bidra till att återskapa de fyra naturtyperna till viss grad. Tillsyn av tillståndsvillkor för befintliga verksamheter är en viktig åtgärd i sammanhanget, som Havs- och vattenmyndigheten också betonade i Sveriges PAF för 2021–2027, samt att berörda naturtyper beaktas på ett vederbörligt sätt vid tillståndsgivning för nya konstruktioner och vattenföretag. I PAF antogs behov av två ytterligare personresurser för vart och ett av de 14 kustlänen för att enbart inom Natura 2000-områden ta hand om behovet av ökad tillsyn och förbättrade tillståndprocesser. Huruvida det är ett rimligt antagande för att bidra till att nå berörda naturtypers referensareal i Sverige på sikt är dock oklart. Just de miljöer där de här naturtyperna förekommer sammanfaller dessutom ofta med viktig infrastruktur.

<sup>91</sup> Saarinen, A. (2019). Restaurering av grunda kustmiljöer i Kvarken – Erfarenheter, metoder och framtida åtgärder med fokus på flador. Delrapport inom Interreg Botnia Atlantica projekt Kvarken Flada. s. 57. <http://files.builder.misssite.com/a5/0f/a50f18ad-8a7b-4a6d-ae29-09b76a58330d.pdf>

<sup>92</sup> Faithful, C., Kraft, E., Tamarit Castro, E., Nordling, P., (2022). Restaurering av kransalger. Aqua Reports 2022: 4. SLU [https://pub.epsilon.slu.se/27238/1/faithfull\\_c\\_et\\_al\\_220301.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/27238/1/faithfull_c_et_al_220301.pdf)

<sup>93</sup> Baserat på Mikkola, Bäck, Saarinen, Haapamäki & Berglund (2020). Kvarkens flador och deras tillstånd. URL <https://files.builder.misssite.com/a7/6d/a76dfa44-7b6d-45a5-95a0-723b615c2add.pdf>, samt Vikberg (2023). Marina naturtyper 1150 och 1160 i Uppsala och Västernorrlands län – kartering 2023.

Till exempel är det ofta just i mynningar till vattendrag (1130) eller *skyddade vikar* (1160 och 1650) som vi etablerat våra samhällen, industrier och hamnar, med åtföljande muddringar, dumpning, sjöfart, näringsbelastning, osv. Även *laguner* (1150\*) har nyttjats under lång tid. Att ersätta samhällsviktig infrastruktur bedöms inte vara någon rimlig åtgärd.

Alla typer av åtgärder skulle givetvis också behöva kombineras med en reducering eller eliminering av de påverkansfaktorer som leder till ytterligare förlust av naturtyp, till exempel nya muddringar. För att också uppnå ett gott tillstånd över tid (artikel 4.6) för berörda naturtyper krävs bland annat fortsatt arbete med att minska tillförseln av näringsämnen till kustområden, från olika källor, samt att hantera internbelastningen, särskilt i marin baltisk region<sup>94</sup>. Samtliga marina naturtyper på bilaga I i förordningsförslaget är känsliga för näringstillförsel (inklusive internbelastning) som påverkar dess strukturer och funktioner negativt. Detta beskrivs också i PAF 2021–2027.

Havs- och vattenmyndigheten bedömer således att de viktigaste och rimligaste åtgärderna för återskapande av naturtyperna vore att sträva efter att förhindra ytterligare förluster av berörda naturtyper och återskapa de naturliga funktioner som bygger upp och stärker naturtyperna över tid, inklusive sedimenttransport och näringsbalans. Detta kräver ett tydligare fokus på hela avrinningsområdet i stället för enbart platsspecifika insatser. Ett sådant angreppssätt ligger också i linje med och kan skapa synergier med arbetet för klimatanpassning och mot extremväder. Med tanke på möjliga målkonflikter med bebyggelse och infrastruktur ser vi att återskapande av naturtyp behöver integreras i den långsiktiga samhällsplaneringen. Det kan komma att kräva delvis nya styrmedel utvecklade för att främja ”win-win” utifrån klimat-, samhälls- och naturvårdssynpunkt. Det skulle kräva ett nära samarbete mellan berörda myndigheter och samhällsaktörer.

De framsteg som gjorts inom ramarna för det här uppdraget med att revidera nuvarande värde och referensareal får, trots kvarstående osäkerheter, ses som en möjlighet för förutsättningarna att nå målen i restaureringsförordningen. Arbetet har inte minst synliggjort kunskapsluckor som behöver hanteras för att i den nationella planen kunna planera och prioritera åtgärder framåt. Det kanske viktigaste exemplet är behovet av mer noggrann kartering, kunskap om naturtypernas och deras typiska arters ekologiska behov samt systematisk övervakning av förekomsternas tillstånd. Med den informationen på plats skulle vi kunna identifiera de områden som vore mest ekologiskt relevanta och ekonomiskt effektiva att återställa.

Behovet av bättre underlag har redan genererat specifika satsningar som lett till förbättrad kunskap om enskilda naturtyper. Havs- och vattenmyndigheten finansierar till exempel under 2023–2024 SLU att ta fram en heltäckande skrivbordskartering av *laguner* (1150\*) (inklusive flador och förflador) längs hela den svenska kusten. Materialet blir ett stort kliv framåt vad gäller

<sup>94</sup> <https://data.riksdagen.se/fil/51AB6C33-D492-4477-AD73-A1395CBFB4E5>.

kunskapsunderlag. Förekomsten av laguner i Sverige har hittills baserats på mycket undermåliga data.

För att ytterligare förbättra förutsättningarna att nå målen i restaureringsförordningen bedöms också följande behövas för de marina naturtyperna: i) fördjupade analyser och ytterligare beräkningar utifrån den historiska förlusten för att klargöra huvudsakliga orsaker till förlust, generell tidpunkt för denna, samt möjlig grad av naturlig återhämtning; ii) metod för beräkning av naturtypens och dess typiska arters behov av förekomstareal utifrån dess ekologi för att säkerställa en långsiktig överlevnad; iii) utveckling av metod, analys och identifiering av områden för restaurering och återställning av naturtypen.

### LIMNISKA NATURTYPER PÅ BILAGA I, GRUPP 3

De nu redovisade arealerna av såväl referensarealer som dagens förekomstareal skiljer sig i betydande grad från rapporteringen enligt artikel 17 från 2019. Analyserna av dagens förekomstareal av naturtyperna visar att sjönaturtyperna, och då särskilt de stora sjöarna, dominerar kraftigt. Hur detta påverka arbetet med att uppnå målen på gruppnivå i en kommande restaureringslagstiftning behöver utredas närmare.

Det finns flera stora utmaningar med att nå restaureringsmålen i artikel 4 för de limniska naturtyperna på bilaga I, givet de reviderade referensarealer. Dels handlar det om bristande kunskapsunderlag. Generellt saknas nationell kartering av naturtyperna och samordningen med vattenförvaltningens genomförande är bristfälligt. Det görs ingen systematisk övervakning av naturtypernas tillstånd, något som är ett krav enligt art- och habitatdirektivet artikel 11 och dagens rapportering bygger enbart på expertbedömningar på en övergripande nivå. De framsteg som gjorts inom ramarna för det här uppdraget med att revidera nuvarande areal och referensareal baseras på generaliserade nationella data och resultatet är inte verifierat i fält. Trots dessa utmaningar i kunskapsunderlag hindrar inte bristerna genomförandearbetet, men det kan medföra suboptimering och att alla uppnådda vinster inte redovisas korrekt.

För att skapa förutsättningar att nå målen krävs en samordning och optimering av svensk vatten- och naturvård. Dagens arbetssätt är inte anpassat för att nå målen i art- och habitatdirektivet eller i förlängningen målen i den nya restaureringsförordningen. Fokus ligger på genomförande av vattenförvaltningsförordningen och där ingående moment av kartläggning, normsättning och rapportering. De nu aktuella kraven har fokus på åtgärdsarbete och ett konkret återskapande av utpekade naturtyper. För att skapa förutsättningar att nå uppsatta mål i art 4(4) och 4(17) behöver en översyn av pågående verksamhet ske där åtgärdsbehoven, såväl aktiva som passiv restaurering, ligger i fokus. Genom att utveckla åtgärdssamordning på avrinningsområdesnivå kan samordningen med klimatanpassningsarbetet och tillämpning av naturbaserade lösningar utvecklas. Härigenom kan möjligheterna att återskapa naturmiljöer i samband med till exempel stadsutveckling och infrastrukturprojekt bättre tillvaratas. Idag sker återetablering av sänkta sjöar och friläggning av kuverterade



vattendrag som en del av att skapa attraktiva boendemiljöer. Dessa återetableringar av habitat bör tas tillvara i arbetet med kommande restaureringsförordning.

Även arbetet med närliggande och ömsesidigt beroende naturmiljöer, såsom vattenmiljön, våtmarker och strandmiljön, bör utvecklas. Samverkan mellan berörda myndigheter kring åtgärder såväl utanför som inom skyddade områden behöver likaledes utvecklas.

Detta sammantaget visar på behovet av att etablera en praktiskt inriktad åtgärdsplanering på avrinnings-/ havsområdes nivå. Genom att se på bredden av behov och möjligheter inom ett avrinningsområde kan synergieffekter mellan verksamheter tas till vara och potentiella konflikter mellan olika intressen minskas. En strukturerad planering på avrinningsområdesnivå kan ge ett underlag för kommande nationell restaureringsplan och kan skapa den långsiktighet och stabilitet som krävs för framgångsrik restaurering och återskapande av naturtyper.

Idag sker ett stort limniskt åtgärdsarbete. Det är i huvudsak fokuserat på statusförbättrande åtgärder då mängden vatten som har statusbrister är mycket stort och den pågående förlusten av areal är begränsad. Viktigt att observera är att akvatiska naturtyper inte är beroende av en kontinuerlig skötsel varför målet med såväl återskapande som statusförbättring är att återskapa de naturliga funktioner som bygger upp och stärker naturtyperna över tid. Skapas de rätta förutsättningarna för naturtyperna kommer de normalt återkomma och arealerna öka. Detta angreppssätt förutsätter dock en långsiktig och stabil planering.

Orsaken till förlorade arealer inom vattendrag är framför allt omfattande markavvattning, rensningar under flottningsepoken och den storskaliga kraftverksutbyggnaden. En stor del av denna påverkan är tekniskt svår att återställa vilket avspeglas i referensvärdena. För vattendrag är det endast *större vattendrag* (3210) som anses ha ett behov av återetablering, detta är delvis kopplat laxens behov av areal.

Det finns idag inget system för att följa upp återetablering av naturtyper varför en nationell sammanställning är svår att göra. Nedan följer några exempel på återetablering av limniska naturtyper.

Exempel på åtgärder för att återetablera förlorade naturtyper i vattendrag är bland annat återskapande av indämda vattendragssträckor och åtgärder där rensade vattendrag tillåts återta sin ursprungliga bredd och dynamik. För att se på potentialen av återetablering kan två exempel tas.:

Vid avvecklingen av Mariebergs kraftverk i Mörrumsån sänktes ett indämt område av uppströms kraftverket, dammen var ursprungligen på 5 ha och efter avsänkning återskapades 5 ha strömvattenmiljö. Förutom de nyskapade miljöerna var vinsterna på uppströmsvandring av lax, öring och andra arter betydande. I dagsläget är hela området klassat som naturtyp, men med okänd status. Om ny naturtyp har etablerats genom åtgärdsinsatsen kan inte utläsas från dagens system.

Inom Life-projektet Reborn restaurerades en stor mängd flottledsrensade vattendrag. Igenlagda sidofårar öppnades upp och uppschaktade rensvallar återfördes till vattendragen. Dessa åtgärder medförde 109 ha återvunnen ny

vattenyta, utöver det återskapades även strand och svämhabitat<sup>95</sup>. Dessa exempel visar att det finns möjligheter att återetablera vattendrag om de rätta förutsättningarna ges.

För sjöar har sjösänkningar, övergödning och exploatering orsakat förlust av naturtyp. Föreliggande analys indikerar att det är övergödning (näringsfattiga slättsjöar, kransalgssjöar) och utdikning, dränering (naturligt näringsrika sjöar) som har orsakat arealförlust. Dessa antaganden skulle dock behöva utredas närmare. Återetablering av sjöhabitat kan ske genom att påverkanstrycket från övergödning minskar och på så sätt ges förutsättningar för att näringsfattiga slättsjöar och kransalgssjöar naturligt återhämtar sig. Åtgärder mot internbelastning kan vara nödvändiga för att snabba på processen. Naturligt näringsrika sjöar kan återetableras genom anläggande av småvatten och våtmarker i jordbrukslandskapet. Exempel på återetablering av naturligt näringsrika sjöar är återskapande av grunda sjöar i Tinnerö eklandskap utanför Linköping. Här har man återskapat tidigare dränerade sjöar och kärr och på så sätt återskapat drygt 50 ha naturligt näringsrik sjö (3150). Syftet har varit att utveckla ett lättillgängligt stadsnära naturreservat<sup>96</sup>.

#### 8.4.4 Möjligheter och utmaningar att nå målen i artikel 5, paragraferna 2 och 14

I dag saknas både kartläggning av förekomsterna av EUNIS-habitatnivå 4 på bilaga II i restaureringsförordningen i svenska vatten, bedömningar av förekomsternas tillstånd och referensarealer att utgå ifrån<sup>97</sup>. Möjligheter och utmaningar relaterade till de marina naturtyperna enligt AHD kan dock ge en fingervisning om förutsättningarna. Enligt den ”cross-walk” mellan EUNIS och AHD-klassificeringarna som ges i lagförslagets bilaga II kan respektive marin AHD-naturtyp klassas under flera av de respektive EUNIS-habitaten.

För Sveriges del har vi, tack vare flera kunskapshöjande satsningar de senaste åren<sup>98</sup>, en relativt välutvecklad bild av habitat som faller in i gruppen ”sjögräsbäddar” på bilaga II till förordningen. Till exempel arbetet med naturtypen *sandbankar* (1110), och särskilt undertypen ålgräs och annan långskottsvegetation kan ge en fingervisning om förutsättningarna att restaurera areal i enlighet med förordningens artikel 5(2) och 5(14). Naturtypen är utsatt för hög påverkan, framförallt i marin atlantisk region, som bland annat leder till dålig status för typiska arter, dålig vattenkvalitet och förlust av både utbredningsområde och

<sup>95</sup> ReBorN Restaurering av flottledsrensade vattendrag i Norr- och Västerbotten [https://www.rebornlife.org/\\_files/ugd/a179e9\\_65497c11261a4028b0b5970c5cec1bef.pdf](https://www.rebornlife.org/_files/ugd/a179e9_65497c11261a4028b0b5970c5cec1bef.pdf).

<sup>96</sup> [https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/centrum-for-naturvagledning/publikationer/naturvagledaren\\_/2020.3/tinnero-eklandskap-linkoping/](https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/centrum-for-naturvagledning/publikationer/naturvagledaren_/2020.3/tinnero-eklandskap-linkoping/).

<sup>97</sup> Kartläggning och statusbedömning förbereds just nu av Havs- och vattenmyndigheten för habitatet på EUNIS-nivå 3, i samband med arbetet med havsmiljödirektivet. Nivå 3 saknar dock biologisk information, till skillnad från nivå 4.

<sup>98</sup> På uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten har bland annat en handbok för ålgräsrestaurering och en vägledning för ålgräsförvaltning tagits fram: Moksnes P-O, Gipperth L, med flera 2016. [havochvatten.se/download/18.7bb4ad22156f6eab6165b876/1473326524409/rapport-hav-2016-9.pdf](https://havochvatten.se/download/18.7bb4ad22156f6eab6165b876/1473326524409/rapport-hav-2016-9.pdf)

faktisk areal. De historiska förlusterna av ålgräs på västkusten har varit stora och fortsätter än idag, om än i mindre utsträckning. Förlusten har mestadels skett i de norra delarna av regionen, medan de södra uppvisar bättre status. I marin baltisk region är kunskapen fortsatt dålig.

Nuvarande metoder för att restaurera långskottsvegetation är dock mycket dyra och tidskrävande och kan i dagsläget inte kompensera för pågående förlust. Det saknas dessutom kvalificerade utförare nationellt sett<sup>99</sup>. Även med förbättrad kunskap och mer kostnadseffektiva metoder finns andra stora utmaningar med restaurering av ålgräs och annan långskottsvegetation. I flera områden i marin atlantisk region har till exempel miljön förändrats jämfört med habitatets ursprungliga utbredning och återetablering är sannolikt inte längre möjligt. Dessutom är resultaten av åtgärderna osäkra och långsiktiga. Det här har beaktats i underlaget till nytt referensvärde för sandbankar i marin atlantisk region som satts på en konservativ nivå (en dubbling av dagens areal av undertypen ålgräs, trots att de kända förlusterna är betydligt mycket större). Bristande teknisk/ ekologisk genomförbarhet av restaureringsåtgärder bör tas med i beaktande vid kommande framtagande av referensvärden för EUNIS-habitaten ”sjögräsbäddar”.

Naturtyperna *sandbankar* (1110), *blottade ler- och sandbottnar* (1140), *stora vikar och sund* (1160) och *rev* (1170) förekommer ofta i större komplex (vilket också framgår från EEA:s cross-walk). För att kunna prioritera restaureringsarbetet framöver i de här miljöerna (till exempel vilka påverkanstryck man ska fokusera på att åtgärda och vilka områden som är lämpligast för olika åtgärder) krävs ett förbättrat kunskapsunderlag. Kunskapsbristen på grund av frånvaro av övervakning och därmed även dataunderlag för analyser över populationsutvecklingen för relevanta organismer gör till exempel bedömningar av både areal och tillstånd för berörda naturtyper problematiska<sup>100</sup>.

För återskapande av EUNIS-habitaten på bilaga II enligt artikel 5(2) skulle flera olika åtgärder kunna vara relevanta. Återigen handlar det till stor del om att minska eller plocka bort påverkansfaktorer som leder till fysisk arealförlust. Här ger informationen i tidigare artikel 17-rapporteringar viss vägledning, där till exempel fiske med bottenverkande redskap identifierats som en pågående faktor med hög påverkan på både *sandbankar* (1110), *rev* (1170) och *bubbelstrukturer* (1180). Havs- och vattenmyndigheten har bedömt EUNIS-habitaten med avseende på fysisk förlust och fysisk påverkan i samband med genomförandet av havsmiljödirektivet. Bedömningen har publicerats för nationellt samråd.

<sup>99</sup> I Havs- och vattenmyndighetens underlag till Sveriges reviderade PAF 2021–2027 angavs att: ”Baserat på erfarenheter med restaurering av ålgräsängar på västkusten klarar ett dykföretag med 4 dykare ungefär 1 ha per år. Högt räknat för hela landet uppskattas att det finns kapacitet och kompetens att utföra 6,5 ha per år. Detta baserat på dialog med befintliga utförare, samt kontroll med relevant länsstyrelse.”

<sup>100</sup> Laugen, A.T., Wrangle, A.-L., Krång, A.-S., Reamon, M.C., Svedberg, K., Waldetoft, H., Strand, Å. (2023). Kunskapsunderlag för en enhetlig förvaltning av OSPAR-listade Mytilus och Ostrea-bankar. Del 1 Nulägesanalys av Mytilus- och Ostrea-bankar i Sverige. Rapport C729, IVL Svenska Miljöinstitutet, 99s. Kunskapsunderlag för en enhetlig förvaltning av OSPAR-listade Mytilus- och Ostrea-bankar. Del 1 Nulägesanalys av Mytilus- och Ostrea-bankar i Sverige. - [IVL.se](https://ivl.se)

Bedömningen används även för att klassificera vilka typer av påverkan som kan antas leda till förlust av habitat, och vilka som främst påverkar habitatets kvalitet. Arbetet förväntas bli en viktig pusselbit i arbetet med att genomföra artikel 5(2) i förordningen om restaurering av natur.

För att kunna begränsa de huvudsakliga påverkansfaktorerna krävs att befintliga regelverk möjliggör sådan reglering. Till exempel finns behov av att se över genomförandet av artikel 13.4 i havsmiljödirektivet i Sverige, för att utöka möjligheten att peka ut formellt områdesskydd för de berörda habitaterna.

# 9. Översyn av referensarealer för våtmarker, kust, samt fjäll, berg och grottor

## 9.1 Våtmarker

### 9.1.1 Val av underlag och metoder

Metoden för att bedöma referensarealer för 2023 är i huvudsak baserad på de arealer våtmark som bedöms ha funnits 1995, kunskap om historiken och kunskap om bevarandestatusen för naturtypernas typiska arter. Det är bara för *rikkärr* (7230) i kontinental region som en annan metod använts (kombination av referens- och modellbaserad). Där utgår vi från ett landskap före jordbruksomvandlingen som tog fart andra halvan av 1800-talet med en stor förlust av *rikkärr*, där drygt 90 % av ytan har försvunnit i Skåne sedan dess<sup>101</sup>. För att nå gynnsam bevarandestatus i denna del av landet bedöms en ökning av arealen *rikkärr* vara nödvändig, och med föreslagen ökning når vi upp ungefär till 20 % av den historiska ytan i området vilket bedöms tillräckligt, delvis med hänsyn till att betydligt mer av naturtypen finns norrut i Sverige.

För att skatta arealer har flera datakällor använts, men de viktigaste är miljöövervakningssystemen RIS, NILS, THUF och MOTH, och bygger på de beräkningar av areal som gjordes inför rapporteringarna 2007, 2013 och 2019<sup>102</sup>. Även den satellitdatabaserade övervakningen av våtmarker i Sverige<sup>103</sup> har varit en informationskälla. Arealskattningarna från RIS, NILS, THUF och MOTH bygger på beräkningar utifrån ett stickprov med provytor och är inte heltäckande inventeringar. För vissa naturtyper har data från Våtmarksinventeringen (VMI) och åtgärdsprogram för *rikkärr*<sup>104</sup> (ÅGP-rikkärr) använts, och för käll-naturtyperna (7160 och 7220) har en sammanställning gjorts utifrån tillgängliga databaser. VMI var en heltäckande inventering av landskapets våtmarkstyper förutom i fjällkedjan,

<sup>101</sup> SLU Artdatabanken 2024. Underlag för regeringsuppdrag om översyn av referensarealer för naturtyper, version 3, 2024-03-05. SLU ID: SLU.dha. 2023.5.2-92.

<sup>102</sup> Westling, A., Toräng, T., Jacobson, A., Haldin, M., Naeslund, M. (red.) 2020. Sveriges arter och naturtyper i EU:s art-och habitatdirektiv – resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013–2018.

<sup>103</sup> Hahn, N., Wester, K. & Gunnarsson, U. 2021. Satellitbaserad övervakning av våtmarker - Nationell slutrapport första omdrevet. Naturvårdsverket rapport 6950, år 2021.

<sup>104</sup> Sundberg, S. 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av rikkärr. Naturvårdsverket Rapport 5601.

men inventerade inte våtmarker mindre än 50 ha i norra Sverige och 10 ha i södra Sverige<sup>105</sup>. ÅGP rikkärr använde sig av samma metodik vid inventering men alla rikkärr (7230) inkluderades, även de små. Karteringen inom ÅGP har inte blivit heltäckande och flera norrlandslän saknar heltäckande rikkärrsinventering, men här får vi data om yttäckningen från miljöövervakningssystemen.

För *palsmyrarna* (7320) har fjärranalyser gjorts i samband med tidigare artikel 17-rapporteringar av bland annat länsstyrelsen i Norrbottens län och SLU Artdatabanken, som pekar på att *palsmyrarna* täckte omkring 251 km<sup>2</sup> i alpin region år 1995. Vi överväger att göra en noggrannare analys av yttäckningen av *palsmyrar* bakåt i tiden och av hur snabbt de försvinner eller får sämre status.

Referensarealerna togs fram främst genom extrapolering utifrån en begränsad mängd data (*högmossar, öppna mossar och kärr, rikkärr samt aapamyrar*) samt genom expertbedömning baserat på en begränsad mängd av data (*källor och källkärr, degenererade högmossar, terrängtäckande mossar, agkärr, kalktuffkällor och palsmyrar*).

### 9.1.2 Referensarealer

De nu reviderade referensarealerna är för de flesta våtmarksnaturtyper ungefär lika med nuläget. För naturtyperna *högmossar* (7110), *kalktuffkällor* (7220), *källor* och *källkärr* (7160), *palsmyrar* (7320) och *rikkärr* (7230) bedöms arealen behöva öka något för att nå till referensarealen. Största beting ytmässigt finns för *palsmyrar* samt för *rikkärr* i den boreala regionen. Det totala betinget för återskapande för våtmarksnaturtyperna enligt den indelning som används här ligger på drygt 173 km<sup>2</sup> varav 10 km<sup>2</sup> är omvandling av *degenererade högmossar* (7120) till *högmossar* (7110). Många av arealuppgifterna för nuläget och historisk utbredning är osäkra och referensarealerna kan behöva justeras när kunskapen ökar.

Historiskt sett har en omfattande utdikning skett av våtmarker i Sverige från omkring mitten av 1800-talet. Runt slutet av 1800-talet var syftet främst att öka arealen jordbruksmark och då togs mycket av de, ur produktionssynpunkt, rikare våtmarkerna i anspråk. Av de naturtyper som tas upp i detta avsnitt rörde det sig främst om olika typer av kärr och strandvåtmarker, däribland *rikkärr* (7230). Under 1900-talet ökade dikningen av skogsmark och den har påverkat i stort sett alla våtmarkstyper i varierande grad. Som ett exempel bedöms omkring 60 % av de forna *rikkärren* ha dikats ut och odlats upp på Gotland innan Sverige gick med i EU, medan majoriteten av de kvarvarande är även de mer eller mindre påverkade av diken<sup>106</sup>. Sedan dess bedöms förlusten av *rikkärr* på Gotland vara mindre, och i så fall finns uppskattningsvis 40 % av den ursprungliga ytan *rikkärr* kvar, om än i många fall i ett tillstånd som inte är gott. Utifrån teoretiska och empiriska studier av arters förmåga att fortleva långsiktigt i landskap där deras livsmiljö krympt antas detta nu vara en tillräcklig total areal för att bidra till gynnsam

<sup>105</sup> Gunnarsson, U. & Löfroth, M. 2009. Våtmarksinventeringen - resultat från 25 års inventeringar. Nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige. Naturvårdsverket rapport 5925.

<sup>106</sup> Martinsson, M. 1997. *Våtmarker på Gotland del 1*. Länsstyrelsen i Gotlands län.

bevarandestatus, om de återstående ytornas kvalitet är tillräckligt hög. Mer kunskap om i synnerhet de typiska arternas bevarandestatus i olika delar av landet behövs för att kunna göra säkrare bedömningar, men de flesta våtmarksnaturtypernas totala areal bedöms i likhet med detta exempel ha varit tillräckliga då Sverige gick med i EU för att motsvara referensarealerna utifrån nuvarande kunskapsläge.

Det tydligaste undantaget, där yttäckningen i nuläget alltså inte räcker, är *palsmyrar* (7320), en naturtyp beroende av permafrost i alpin region. För denna har både yttäckning och kvalitet minskat till följd av det ändrade klimatet. Nuvarande kunskap pekar på att palsmyrarna sedan 1995 minskat snabbt. *Källor och källkärr* (7160) samt *kalktuffkällor* (7220) bedöms också ha minskat sedan 1995 och före dess, men arealen 1995 bedöms liksom för *palsmyrar* (7320) motsvara referensarealen. För *rikkärren* (7230) i kontinental region och i (södra delen av) boreal region bedöms arealen 1995 inte ha varit fullt tillräcklig. För alla dessa bedöms ett visst återskapande vara nödvändigt för att nå referensarealerna.

När det gäller *rikkärr* (7230) har Sverige i tidigare artikel 17-rapporteringar bedömt att omkring 30 km<sup>2</sup> rikkärr behöver återskapas i södra delen av boreala regionen. Siffran kommer ur de behov av restaurering och återskapande som redovisas i åtgärdsprogrammet för rikkärr, och vi har inte sett skäl att ifrågasätta den bedömningen här. Vissa restaureringar av rikkärr har gjorts sedan 2006, främst de senaste åren, men andra rikkärr har troligen försämrats eller slagits ut av dikning och igenväxning. En ökning av ytan i södra Sverige bedöms inte kunna ersättas av ytor i norra Sverige av flera skäl, bland annat att de sydliga förekomsterna i högre grad har naturvärden kopplade till hävd och det sydligare klimatet. De typiska arternas populationer har också i flera fall visat sig åtskilda genetiskt mellan t.ex. södra och norra Sverige, vilket också bidrar till att yta i norr inte kan ersätta yta i söder (se t.ex. Hedenäs 2014<sup>107</sup> och 2024<sup>108</sup>). När ÅGP rikkärr ses över kommer en ny bedömning göras av behovet av återskapade eller kvalitetshöjning av *rikkärr*.

Flera tidigare rapporterade värden har justerats för att ta till vara den senaste kunskapen och för att få en bättre enhetlighet i att inte avrunda värden som tagits fram med stickprov. För *rikkärr* (7230) har exempelvis tidigare data indikerat att yttäckningen 1995 var omkring 750 km<sup>2</sup> i boreal region, men senare data från miljöövervakningens stickprovsundersökningar tyder på att det snarare var 1325 km<sup>2</sup>. Dessa senare data bedöms vara mer tillförlitliga och används därför nu. För *aapamyror* (7310) rapporterades 2013 och 2019 för boreal region en referensareal om 8 200 km<sup>2</sup>, och för alpin region 2 700 km<sup>2</sup>, utifrån ett antagande att detta motsvarade arealen 1995, men senare data från stickprovsundersökningar tyder på att ytan snarare är omkring 10 424 km<sup>2</sup> i boreal region och 4 047 km<sup>2</sup> i alpin region, och den data som finns indikerar att ytan *aapamyr* troligen inte

<sup>107</sup> Hedenäs, L. 2014. Intraspecific genetic variation in selected mosses of Scandinavian interglacial refugia suggests contrasting distribution history patterns, *Botanical Journal of the Linnean Society*, Volume 176, Issue 3, November 2014, Pages 295–310, <https://doi.org/10.1111/boj.12210>

<sup>108</sup> Hedenäs, L. 2024. Phylogeographical patterns in the northwestern European moss *Scorpidium revolvens* (Sw. ex Anonymo) Rubers (Scorpidiaceae, Bryophyta), *Journal of Bryology*, DOI: [10.1080/03736687.2024.2318161](https://doi.org/10.1080/03736687.2024.2318161)

ändrats nämnvärt sedan 1995. Dessa värden används därför här både för referensareal och nuvarande areal. För *öppna mossar och kärr* (7140) har värdena av samma anledning justerats till 8 880 km<sup>2</sup> för alpin region och 17 734 km<sup>2</sup> för boreal region. Att ytorna anges med fyra eller fem värdesiffror betyder inte att mätningarna är så exakta, utan bara att den bästa skattning vi kan göra i nuläget ger de värdena. För högmossar i boreal region har värdena från 2019 års rapportering behållits då de bedöms vara bästa möjliga skattning grundat på nu tillgängliga data från våtmarksinventeringen, länsstyrelserna och stickprovsövervakningen.

**Tabell 9.1** Bedömda referensarealer (FRA), nuvarande areal (CV) och areal 1995 för våtmarksnaturtyper, uppdelat per biogeografisk region. Rapporterad referensareal 2019 finns med för jämförelse. Då de degenererade högmossarna (7120) ska restaureras till högmossar (7110) är det inte relevant att ange hur många procent skillnaden är mellan CV och FRA för dessa. Utöver den summerade differensen mellan nuvarande areal och bedömd referensareal på 163,345 km<sup>2</sup> behöver 10 km<sup>2</sup> degenererade högmossar restaureras till högmossar, men då båda dessa naturtyper ingår i denna våtmarksgrupp påverkar det inte summan.

Natur-typs-kod	Naturtyp	Region	Nuvarande areal (CV 2023*) (km <sup>2</sup> )	Hur många % mindre är CV än FRA 2023. Kategori i rapportformat	Reviderad referensareal (FRA) (km <sup>2</sup> )	Uppskattad areal 1995 (km <sup>2</sup> )	Senaste rapporterade referensareal (FRA,2019) (km <sup>2</sup> )
7110	Högmossar	BOR	1 250	≈	1 257	1 250	1 257
7110	Högmossar	CON	9	11-25 %	12	9	12
7120	Degenererade högmossar	BOR	7	(ej relevant)	0	7	0
7120	Degenererade högmossar	CON	3	(ej relevant)	0	3	0
7130	Terrängtäckande mossar	ALP	1	≈	1	1	1
7140	Öppna mossar och kärr	ALP	8 880	≈	8 880	8 880	8 100
7140	Öppna mossar och kärr	BOR	17 734	≈	17 734	17 734	17 700
7140	Öppna mossar och kärr	CON	48	≈	48	48	48
7160	Källor och källkärr	ALP	21	≈	21	21	21
7160	Källor och källkärr	BOR	34	11-25 %	42	42	42
7160	Källor och källkärr	CON	0,16	11-25 %	0,20	0,20	0,20
7210	Agkärr	BOR	75	≈	75	75	75
7210	Agkärr	CON	0,3	≈	0,3	0,3	0,3
7220	Kalktuffkällor	BOR	1,25	2-10 %	1,30	1,30	1,30
7220	Kalktuffkällor	CON	0,095	2-10 %	0,100	0,100	0,100
7230	Rikkärr	ALP	1 527	≈	1 527	1 527	1 500
7230	Rikkärr	BOR	1 325	2-10 %	1 355	1 325	750
7230	Rikkärr	CON	2,5	26-50 %	3,75	2,5	3,75
7310	Aapamyrrar	ALP	4 047	≈	4 047	4 047	2 700
7310	Aapamyrrar	BOR	10 424	≈	10 424	10 424	8 200
7320	Palsmyrrar	ALP	127	26-50 %	251	251	251
	Alla ovan	Alla ovan	45 516,31		45 679,65	45 648,40	40 662,65



### 9.1.3 Bedömning av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer

För att nå restaureringsmålen fullt ut är vår bedömning nu att totalt drygt 173 km<sup>2</sup> våtmarksnaturtyper skulle behöva återskapas, varav 10 km<sup>2</sup> är omvandling från degenererade (skadade) högmossar (7120) till *högmossar* (7110). Den naturtyp som bedöms ha störst beting, *palsmyrar* (7320), är med nuvarande kunskapsläge inte möjlig att återskapa inom överskådlig tid eftersom den påverkas av den pågående klimatförändringen, och det finns idag inga bevisat effektiva metoder för att stoppa förlusten av dessa miljöer annat än att bromsa och på sikt vända klimatförändringarna. *Palsmyrarna* är normalt inte påverkade av hydrologiska ingrepp. Restaureringsförordningen har i den version EU-parlamentet antog i februari 2024 undantag från ickeförsämringskravet för ”oundvikliga livsmiljöförändringar som orsakas direkt av klimatförändringar”. Kraven på återskapande av naturtyper verkar inte släckas ut av detta, men kan sättas ner till åtgärder för 90 % av den gynnsamma referensarealen om medlemsstaten anser att det inte är möjligt att senast 2050 genomföra de restaureringsåtgärder som är nödvändiga för att uppnå den gynnsamma referensarealen för en specifik livsmiljötyp på 100 % av arealen. Ett ambitiöst arbete mot klimatförändringarna kan förhoppningsvis räknas som restaureringsåtgärd för *palsmyrarna* (7320), i brist på andra möjliga åtgärder. Beroende på hur restaureringsförordningen tolkas kan det annars eventuellt bli svårt att uppfylla alla krav för *palsmyrar*.

*Rikkärren* (7230) återskapas idag i huvudsak inom arbetet med ÅGP rikkärr och genom insatser i skyddade områden. Ett *rikkärr* som blivit allvarligt skadat av till exempel dikning och igenväxning, men där det fortfarande går att hitta rikkärrarter trots att ytan i dagläget inte uppfyller de krav som ställs för att klassas som ett *rikkärr*, skulle ofta med små medel kunna återskapas till *rikkärr*, mycket enklare än att återskapa *rikkärr* på helt förstörda platser. På platser där *rikkärr* varit helt förstörda är åtgärdstakten låg och arbetet ofta arbetsintensivt och tidskrävande. Det finns dock exempel där man med schaktning och hydrologisk restaurering lyckats med det. I den kontinental regionen har till exempel Länsstyrelsen i Skåne län återskapat några enstaka hektar på tidigare förstörda platser varje år. Eftersom objekten är oftast ganska små (några få hektar) kräver ett återskapande av större ytor totalt att man måste jobba med många objekt vilket kan vara en utmaning i sig. Södra Öland räknas också till kontinental region och möjligheterna att återskapa *rikkärr* där behöver utredas mer. Efter att ett *rikkärr* återskapats krävs det också återkommande skötsel av merparten av *rikkärren* i kontinental region och i södra delen av boreal region för att inte förlora de biologiska värdena.

Det är troligen möjligt att på sikt återskapa *högmossar* (7110) genom restaurering av de degenererade högmossarna (oftast gamla torvtäkter) eftersom det är ett begränsat antal och relativt stora objekt. Dock är det oklart hur lång tid en sådan process skulle ta för att få tillbaka naturvärden (troligen flera decennier). I vissa fall

kan återskapande leda till att man inledningsvis får naturtypen öppna mossar och kärr (7140) i stället, som kan ta mycket lång tid på sig att bli högmossar om det ens sker, vilket bland annat beror på det framtida klimatet.

Källmiljöerna, *källor och källkärr* (7160) samt *kalktuffkällor* (7220), är oftast ganska små miljöer (till exempel några hundra kvadratmeter per plats) och för att få ihop den yta som behöver återskapas behövs åtgärder på många platser. Igenväxta eller dikade källmiljöer är tämligen enkla att återskapa om åtminstone en del av de typiska och karaktäristiska arterna finns kvar. Ifall källmiljöerna till exempel förlorat sina arter helt efter att ha körts sönder eller fått ändrad markhydrologi är det mycket svårare. En del källmiljöer har påverkats av klimatförändringar eller omfattande hydrologiska ingrepp i närheten, till exempel uttag av vatten, vilket gör det svårt eller praktiskt omöjligt att återskapa dem. Ändrade hydrologiska förhållanden, som kan hänga ihop med till exempel ett ändrat klimat, kan dock också göra att källmiljöer inte bara försvinner från vissa platser utan även dyker upp på nya, om förutsättningarna är de rätta.

Hur stor andel av den bedömda skillnaden mellan referensarealen och nuvarande areal som utgörs av helt förstörda eller bara delvis skadade våtmarker har vi inte kunnat analysera i detta uppdrag. Förhoppningsvis är merparten av ytorna ”bara” skadade och inte helt förstörda, och i så fall blir restaurering och återskapande enklare. Om den största delen ”bara” är skadad är det troligen realistiskt att restaurera våtmarker i tillräcklig omfattning för att uppfylla habitatdirektivet och restaureringsförordningen om den antas, med eventuell reservation för palsmyrarna (se ovan). Detta behöver dock analyseras närmare för varje våtmarksnaturtyp och särskilt för kontinental region.

## 9.2 Kust: stränder och kustdyner

### 9.2.1 Val av underlag och metoder

Referensarealer, arealer 1995, och nuvarande areal för naturtyper vid kusten tas fram utifrån data från miljöövervakning och naturtypsspecifika inventeringar och genom samråd med experter<sup>109</sup>. Det finns ett särskilt miljöövervakningsprogram för havsstränder (THUF havsstrandsinventering) som tar fram statistik för arealer, kvalitetsvariabler och trender utifrån stickprovsinventeringar som riktas specifikt mot art- och habitatdirektivets naturtyper. Av kostnadsskäl tas endast prov för hela dynkomplex och inte för varje enskild dynnaturtyp. Det har därför även gjorts flygbildstolkning och riktade inventeringar för att skatta enskilda dynnaturtypers arealer.

THUF havsstrandsinventering startade år 2012 och det finns därför inte inventeringsdata för att skatta arealer från år 1995. För att skatta arealer från 1995

<sup>109</sup> SLU Artdatabanken 2024. Underlag för regeringsuppdrag om översyn av referensarealer för naturtyper, version 3, 2024-03-05. SLU ID: SLU.dha. 2023.5.2-92.

gjordes därför analyser av flygbilder från 1990-talet, för att undersöka arealförändringar till följd av till exempel exploatering eller igenväxning.

## 9.2.2 Referensarealer

För naturtyper på havsstränder, undantaget flera av kustdynernas naturtyper, anses nuvarande areal tillräcklig för långsiktigt bevarande av naturtyperna.

Referensarealer sätts därför till lika med nuvarande arealer.

Antagandet att nuvarande arealer är tillräckliga bygger på att naturtypernas bevarandestatus inte begränsas av deras nuvarande areal, då en relativt stor andel är opåverkad av regelrätta habitatförluster. Vi kan se det utifrån statistik från miljöövervakning (THUF havsstrandsinventering) som visar att trenden är stabil sedan år 2012 då miljöövervakningsprogrammet startade. Tolkning av flygbilder från 1990-talet tyder även på att arealerna varit relativt stabila sedan 1995. Flygbilderna visar att kvaliteten hos exempelvis kustdyner har försämrats genom igenväxning och minskad mängd öppen sand. Däremot har endast en mycket liten andel exploaterats eller vuxit igen så mycket sedan 1990-talet att hela naturtypen är borta.

Dynmiljöerna har dock påverkats av förändrad markanvändning tidigare under 1900-talet, vilket inneburit förluster av naturtyperna. Fram till 1900-talets början hölls dynmiljöerna öppna genom exempelvis bete, insamling av tång, uttag av ved och virke och småskalig bränning. Under 1900-talet har markanvändningen till stora delar förändrats, dynområden har planterats igen med sandbindande vegetation, och till viss del exploaterats. Kunskap om historiska förluster har varit en del av underlaget vid bedömning av naturtypernas gynnsamma referensarealer.

Vi redovisar här arealer som sammanställdes till rapporteringen enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet 2019. Dessa arealer kan justeras något inför rapportering 2025 då vi har det senaste dataunderlaget för rapporteringsperioden (2019–2024). I de fall referensarealen är lika med nuvarande areal så påverkas dock inte förutsättningarna att nå restaureringsmål om areal, då referensvärdena redan är uppnådda.

Kunskapen om naturtypen *sandvidedyner* (2170) är bristfällig, då den inte går att se i flygbilder och avgränsningen mot andra naturtyper är oklar. Den antas dock ha haft motsvarande utveckling som övriga vegetationstäckta trädfria dynnaturtyper. Vid rapporteringen 2019 angavs inte något värde för referensareal, utan endast en s.k. operator (>>) som har betydelsen “mycket större än”.

**Tabell 9.2.** Naturtypsarealer i km<sup>2</sup> 1995 och 2023\*, samt referensareal för naturtyperna i intervaller, 2023, och vid senaste rapporteringen 2019, uppdelat på biogeografisk region. För naturtypen sandvidedyner (2170) angavs referensarealen 2019 med en så kallad operator (>>) då kunskap saknades för att ange ett värde. Även 2023 saknades kunskap för att ange ett värde för sandvidedynernas referensareal. \* beräknade arealer från 2019.

Naturtypskod	Naturtyp	Region	Areal 1995 (km <sup>2</sup> )	Nuvarande areal (CV 2023*) (km <sup>2</sup> )	Reviderad referensareal (FRA intervaller)	Reviderad referensareal	Senaste rapporterad referensareal
--------------	----------	--------	-------------------------------	---	---	-------------------------	-----------------------------------

						(FRA) (km <sup>2</sup> )	I (FRA,2019) (km <sup>2</sup> )
1210	Driftvallar	BOR	13,26	13,26	≈	13,26	13,26
1210	Driftvallar	CON	1,3	1,3	≈	1,3	1,3
1220	Sten och grusvallar	BOR	97	97	≈	97	97
1220	Sten och grusvallar	CON	15	15	≈	15	15
1230	Havsklippor	BOR	198	198	≈	198	198
1230	Havsklippor	CON	84	84	≈	84	84
1310	Glasörtstränder	BOR	4,8	4,8	≈	4,8	4,8
1310	Glasörtstränder	CON	2,62	2,62	≈	2,62	2,62
1610	Åsöar i Östersjön	BOR	55	55	≈	55	55
1620	Skär i Östersjön	BOR	1700	1700	≈	1700	1700
1620	Skär i Östersjön	CON	90	90	≈	90	90
1640	Sandstränder vid Östersjön	BOR	10	10	≈	10	10
2110	Fördyner	BOR	1,1	1,1	≈	1,1	1,1
2110	Fördyner	CON	1,2	1,2	≈	1,2	1,2
2120	Vita dyner	BOR	5,3	5,3	51–100%	11	11
2120	Vita dyner	CON	4,4	4,4	51–100%	9	9
2130	Grå dyner	BOR	15	15	26–50%	25	25
2130	Grå dyner	CON	14	14	26–50%	24	24
2140	Risdyner	BOR	0,5	0,5	26–50%	1	1
2140	Risdyner	CON	2,1	2,1	26–50%	4	4
2170	Sandvidedyn	BOR	0,06	0,06	26–50%	-	>>
2170	Sandvidedyn	CON	0,15	0,15	26–50%	-	>>
2180	Trädklädda dyner	BOR	53	53	≈	53	53
2180	Trädklädda dyner	CON	16	16	≈	16	16
2190	Dynvåtmarker	BOR	0,6	0,6	26–50%	1	1
2190	Dynvåtmarker	CON	0,7	0,7	26–50%	1	1

### 9.2.3 Bedömning av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer

För de flesta naturtyperna vid kusten bedöms deras areal i nuläget inte vara begränsande för deras bevarandestatus. Vi når därför redan idag restaureringsmål om areal för dessa naturtyper. Undantaget är flera av kustdynernas naturtyper, då dynmiljöerna minskat i omfattning sedan 1900-talets början, bland annat som en

följd av förändrad markanvändning och igenplantering med sandbindande vegetation. Här behöver arealerna sammanlagt öka med drygt 30 km<sup>2</sup> för långsiktigt bevarande av naturtyperna. Därutöver krävs restaurerings- och skötselåtgärder för att förbättra kvaliteten i alla naturtyper, utom för havsklipporna, då naturtyperna bedömdes ha dålig eller otillfredsställande bevarandestatus i rapporteringen 2019.

## 9.3 Fjäll, berg och grottor

### 9.3.1 Val av underlag och metoder

För bedömning av referensarealer har en referensbaserad metod och expertbedömning använts för de flesta naturtyperna<sup>110</sup>. Dataunderlag för beräkningar av nuvarande arealer och trender finns från stickprovsbaserade inventeringar, i.g. nationella inventeringar av landskapet i Sverige (NILS) och terrester habitatuppföljning (THUF), samt riktade inventeringar. Arealer för glaciärer är framtagna med hjälp av data och beräkningar från Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) och Stockholms universitet. För branter utvecklas en ny beräkningsmodell som förväntas ge tillförlitliga skattningar till rapportering enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet år 2025.

### 9.3.2 Referensarealer

För naturtyper i fjällerna, samt berg och grottor, anses nuvarande areal tillräcklig för långsiktigt bevarande av naturtyperna. Referensarealer sätts därför till lika med nuvarande areal för respektive naturtyp. Antagandet att nuvarande arealer är tillräckliga bygger på att naturtypernas bevarandestatus inte begränsas av deras nuvarande areal, då en relativt stor andel är opåverkad av regelrätta habitatförluster.

Arealerna anses utifrån tillgängligt dataunderlag inte heller ha förändrats sedan 1995 och nuvarande arealer anges därför även för 1995 års arealer.

Undantaget är *glaciärer* som på grund av klimatförändringar minskat kraftigt. För *glaciärer* fastställdes referensarealen vid 2007 års rapportering därför till den areal som då beräknades som 1995 års värde. Bedömningen är att samma värde kommer att användas vid 2025 års rapportering till EU enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet.

Vi redovisar här nuvarande arealer som sammanställdes år 2019, se tabell nedan. Ny inventeringsmetodik för naturtyper i fjällerna samt en ny beräkningsmodell för branter kan ge uppdaterade värden till 2025 års rapportering, men det påverkar inte

---

<sup>110</sup> SLU Artdatabanken 2024. Underlag för regeringsuppdrag om översyn av referensarealer för naturtyper, version 3, 2024-03-05. SLU ID: SLU.dha. 2023.5.2-92.

förutsättningarna att nå restaureringsmål om areal då referensvärdena redan är uppnådda.

**Tabell 9.3.** Naturtypsarealer 1995 och 2023, samt referensareal för naturtyperna i intervaller, 2023\* och vid senaste rapporteringen 2019, uppdelat på biogeografisk region.  
\*beräknade arealer från 2019.

Naturtypskod	Naturtyp	Region	Areal 1995	Nuvarande areal (CV 2023*) (km <sup>2</sup> )	Reviderade referensareal (FRA,intervaller)	Reviderade referensareal (FRA)* (km <sup>2</sup> )	Senaste rapporterade referensareal 2019 (km <sup>2</sup> )
4060	Alpina rishedar	ALP	18 500	18 500	≈	18 500	18 500
4060	Alpina rishedar	BOR	300	300	≈	300	300
4080	Alpina videbuskmarker	ALP	1100	1100	≈	1100	1100
4080	Alpina videbuskmarker	BOR	15	15	≈	15	15
6150	Alpina silikatgräsmarker	ALP	4450	4450	≈	4450	4450
6150	Alpi silikatgräsmarker	BOR	75	75	≈	75	75
6170	Alpina kalkgräsmarker	ALP	1100	1100	≈	1100	1100
7240	Alpina översilningskärr	ALP	42	42	≈	42	42
8110	Silikatrasmarker	ALP	430	430	≈	430	430
8110	Silikatrasmarker	BOR	1,5	1,5	≈	1,5	1,5
8120	Kalkkrasmarker	ALP	23	23	≈	23	23
8120	Kalkkrasmarker	BOR	0,01	0,01	≈	0,01	0,01
8210	Kalkbranter	ALP	43	43	≈	43	43
8210	Kalkbranter	BOR	0,7	0,7	≈	0,7	0,7
8220	Silikatbranter	ALP	2010	2010	≈	2010	2010
8220	Silikatbranter	BOR	92	92	≈	92	92
8220	Silikatbranter	CON	1,2	1,2	≈	1,2	1,2
8310	Grottor	ALP	0,5	0,5	≈	0,5	0,5
8310	Grottor	BOR	0,3	0,3	≈	0,3	0,3
8310	Grottor	CON	0,01	0,01	≈	0,01	0,01
8340	Glaciärer	ALP	770	224*	51-100%	770	770

### 9.3.3 Bedömningar av förutsättningar att nå restaureringsmålen givet reviderade referensarealer

Samtliga naturtyper utom *glaciärerna* bedömdes ha gynnsam bevarandestatus i rapporteringen 2019. Bedömningen för dessa naturtyper är att nuvarande areal är tillräcklig för att upprätthålla gynnsam bevarandestatus. För att inte bevarandestatus och kvalitet för naturtyper i fjäll och fjällnära områden ska försämrats behövs dock fortsatta insatser för ett hållbart nyttjande av dessa naturområden.

*Glaciärerna* har dålig bevarandestatus och en förbättring av deras status kräver att klimatförändringarna hejdas. Det har gjorts vissa försök att bromsa avsmältningen av *glaciärer* med hjälp av till exempel reflekterande filter som lagts på glaciären sommartid, och även framförts andra förslag (till exempel att vintertid pumpa upp vatten ovanpå *glaciären* som då fryser till is och bygger på den). Dessa förslag och försök behöver än så länge ses som experimentella och skulle förstås bli kostsamma om de blir aktuella. Och även om man skulle lyckas bevara eller öka ytan *glaciär* med dessa metoder är det långt ifrån säkert att övriga aspekter för gynnsam bevarandestatus skulle kunna uppfyllas. Till exempel skulle troligen inte *glaciärernas* typiska arter (till exempel mikroorganismer och alger) nå gynnsam bevarandestatus om ytan täcktes med reflekterande filter sommartid.

# 10. Konsekvensutredning

## 10.1 Bakgrund och problembeskrivning

I detta avsnitt beskrivs konsekvenserna av de olika utredningsalternativen till reviderade referensarealerna som har beaktats under utredningen, i förhållande till målen i EU:s förordning om naturrestaurering i enlighet med uppdragsbeskrivningen.

I en konsekvensanalys ska det bakomliggande samhällsproblemet som behöver lösas beskrivas. Naturrestaureringsförordningen är ett styrmedel som införs för att hejda förlusten av, och återskapa möjligheterna för, biologisk mångfald. En kort redogörelse för motiven till förordningen finns i avsnitt 2.3. Konsekvensanalysen till förordningen<sup>111</sup> pekar på att fortsatt förlust och otillräcklig restaurering av ekosystem innebär risker att förlora kritiska stödjande ekosystemtjänster som näringsretention, vattenrening, jordhälsa, kolinlagring och pollinering. Detta påverkar i sin tur ekosystemens förmåga att leverera försörjande tjänster som livsmedel, färskvatten, biomassa och möjligheter till rekreation. Även reglerande tjänster som naturlig reglering av patogener och skadegörare, luft- och vattenkvalitet, klimatreglering och möjligheter till klimatanpassning och anpassning till naturkatastrofer påverkas. En viss nivå av biologisk mångfald är nödvändig för vår ekonomi och kostnaden för att inte agera är hög och ökar ju mer som förloras.

Trots kunskap om behoven av att bevara naturtyper och arter har Sverige inte avsatt tillräckliga resurser eller infört tillräckliga styrmedel för att uppnå nationella eller internationella mål.<sup>112</sup> Natur med höga värden fortsätter att minska. Förlusten av biologisk mångfald kan få återverkningar på jordbruk, skogsbruk och fiske som är beroende av tillräckligt välfungerande ekosystem med hög grad av resiliens – något som blir än mer kritiskt i ett ändrat klimat med ökade skaderisker.

### 10.1.1 Utgångspunkter och avgränsningar

Konsekvensutredningen belyser konsekvenserna av att uppfylla naturrestaureringsförordningen givet reviderade referensarealer och beskriver de utredningsalternativ som beaktats i arbetet med uppdraget. Av uppdraget framgår att konsekvenserna ska redovisas i enlighet med förordningen (2007:1244) om

<sup>111</sup> Europeiska kommissionen (2022-06-22). Commission staff working document impact assessment Accompanying the proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration. [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:01891e84-f5e2-11ec-b976-01aa75ed71a1.0001.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:01891e84-f5e2-11ec-b976-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF). Hämtad 2024-02-28.

<sup>112</sup> Naturvårdsverket (2023). Fördjupad utvärdering av Sveriges miljömål 2023 – Med förslag till regeringen. Rapport 7088. <https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7000/978-91-620-7088-5/>. Hämtad 2024-02-28.



konsekvensutredning vid regelgivning. Eftersom de reviderade referensarealerna varken omfattar regelgivning eller allmänna råd har vi enbart utgått från de delar av förordningen som är relevanta för att beskriva konsekvenserna i detta uppdrag. Det handlar om delar av 6 och 7 §§.

Konsekvensutredningen belyser vilket åtgärdsarbete som krävs för att uppnå referensarealer (FRA) i jämförelse med nuvarande areal av naturtyper (CV). Konsekvenserna innefattar både direkta åtgärdskostnader och indirekta konsekvenser för olika aktörer och för naturens förmåga att leverera olika ekosystemtjänster. Konsekvenserna beskrivs samlat för respektive naturtypsgrupp, det vill säga hävdberoende gräsmarker, skog och våtmarker (kust och inland). Se bilaga 7 för beskrivning av olika indelningar i naturtypsgrupper.

Antalet utredningsalternativ till reviderade referensarealer skiljer sig mellan naturtypsgrupperna. För naturtypsgruppen skog analyseras två utredningsalternativ: reviderade referensarealer baserat på det ekologiska arealbehovet, samt att sätta referensarealerna till arealerna vid Sveriges EU-inträde år 1995. För hävdberoende gräsmarker analyseras konsekvenserna av fyra utredningsalternativ: SLU Artdatabankens bedömning av reviderade referensarealer utifrån kunskap om ekologiska tröskelvärden (beräkningsunderlag 1), samt tre ytterligare alternativ baserade på en modellansats som beaktar ekologiska värdekärnor i landskapet med tre olika tröskelvärden (beräkningsunderlag 2a, b, c). Konsekvenserna av att likställa referensarealerna vid arealerna vid Sveriges EU-inträde år 1995 redovisas också, men endast i tabellform. För naturtyperna inom kustnära våtmarker beskrivs konsekvenserna av underlaget till reviderade referensarealer från SLU Artdatabanken.

Artikel 4 är den artikel i EU:s förslag till förordning om restaurering av natur som har tydligast koppling till referensarealer (se även redogörelsen för artiklarna i kapitel 6–8). De delparagrafer i artikeln som framför allt berörs av nivåerna på referensarealer är 4(4) och 4(17). Enligt artikel 4(4) ska nödvändiga åtgärder för återställande vara på plats i sådan omfattning att referensarealen kan nås. Åtgärder ska vara på plats senast 2050 (med delmål om 30 % till 2030 och 60 % till 2040). Naturtypskvalitet behöver inte vara uppnådd, men det ska vara säkerställt att alla områden utvecklas i rätt riktning. Denna konsekvensutredning har avgränsats till 4(4) och beskriver möjliga konsekvenser av att genomföra de åtgärder som krävs till 2050 för att på sikt uppfylla referensarealerna.

Konsekvenserna av artiklar 4(1), 4(10) och 4(7) påverkas troligen också av referensarealerna, men på ett indirekt sätt och med viss tidsfördröjning. Referensarealerna har även en relation till 4(3) vilken omfattar krav på att säkerställa tillräcklig livsmiljö för arter i direktivets bilagor och som anger att om genomförande av 4(1) och 4(4) inte är tillräckligt för dessa arters krav ska ytterligare åtgärder genomföras. Dock är omfattningen av denna relation inte möjlig att bedöma inom ramen för detta arbete eftersom den inte enbart är beroende av referensarealerna och åtgärder för att nå dem enligt 4(4), utan även av kvalitetshöjande åtgärder enligt 4(1) vilka inte analyserats inom detta uppdrag.

Åtgärdsbeting till följd av krav och mål om att bibehålla areal, enligt 4(10) och 4(7), samt förbättra kvaliteten i nuvarande naturtypsklassad mark, enligt artikel 4(1), är för flera naturtypsgrupper omfattande. Dessa beting påverkas dock enbart indirekt och på längre sikt av referensarealernas storlek och beskrivs därför inte i konsekvensutredningen.

Arbetet med att bevara befintliga naturtypsförekomster enligt 4(7) antas genomföras parallellt med återskapandeåtgärder. Därför antas att betinget att återställa naturtypsarealer enligt 4(4) inte ökar i framtiden på grund av förlust av befintliga naturtypsarealer.

Förlust av befintliga naturtypsarealer ökar kravet på restaurering enligt 4(4) i samma storleksordning. Nästan undantagslöst är åtgärder för att återställa naturtyp mer kostnadskrävande än att bevara befintliga naturtypsarealer. Det är därför mer kostnadseffektivt i den absoluta majoriteten av fall att hejda förlusterna och förbättra kvaliteten på de arealer som fortfarande finns kvar, än att behöva återskapa förlorade arealer till naturtypsklass.<sup>113</sup>

Konsekvensutredningen utgår från att differensen mellan nuvarande arealer som håller naturtypsklass och referensarealerna inte ökar under utredningsperioden. Detta antagande stöds av det icke-försämringskrav som upprepas i flera artiklar i förslaget till restaureringsförordningen och som betyder att nettoförlust av arealer kommer att behöva upphöra när förordningen träder i kraft. Icke-försämringskravet innebär olika utmaningar för olika naturtypsgrupper. För de akvatiska naturtyper som omfattas av utredningen minskar arealerna succesivt, bland annat till följd av exploatering av kust- och skärgårdsmiljöer. Kravet på, och antagandet om, att de befintliga arealerna inte minskar kan för de akvatiska livsmiljötyperna innebära att det totala åtgärdsbehovet till 2050, och därmed konsekvenserna av åtgärderna, är större än det som beskrivs i konsekvensutredningen. Även för gräsmarker finns det en risk att detta antagande innebär en underskattning av det totala åtgärdsbehovet eftersom cirka 30 % av gräsmarkerna idag saknar tillräcklig hävd. Flera skogliga naturtyper i boreal region har ökat signifikant i areal sedan 1995, troligen som en följd av att övergång av skogsområden till äldre åldersklasser ("inväxning") har varit större än förlusten genom avverkning. Det är troligt att denna nettoökning fortsätter i framtiden, i alla fall på kortare sikt. Därför är det rimligt att anta att differensen mellan referensarealer och befintliga arealer inte ökar ytterligare i framtiden för de stora skogliga naturtyperna i den boreala regionen.

Enligt förslaget till restaureringslagstiftning ska medlemsstaterna utarbeta nationella restaureringsplaner inom två år från ikraftträdandet av förordningen. Dessa ska bland annat beskriva var och när restaureringsarbetet ska genomföras.

---

<sup>113</sup> Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen (2017). Nationell strategi för formellt skydd av skog. Rapport 6762. <https://www.naturvardsverket.se/4ac1e2/globalassets/media/publikationer-pdf/6700/978-91-620-6762-5.pdf>; Skogsstyrelsen (2022). Levande skogar. Fördjupad utvärdering 2023. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/rapporter-2022/20220212020192018/rapport-2022-12-levande-skogar---fordjupad-utvardering-2023.pdf>; SOU 2020:73. Stärkt äganderätt, flexibla skyddsformer och naturvård i skogen. <https://www.regeringen.se/rattsliga-dokument/statens-offentliga-utredningar/2020/11/sou-202073/>

Medlemsstaterna ska även se till att restaureringsinsatser kan övervakas, rapporteras och följas upp. Konsekvenser för att utarbeta restaureringsplaner samt övervakning och rapportering inkluderas inte i konsekvensutredningen.

I utredningen tas inte ställning till vilka marker som skulle kunna vara aktuella för återskapandeåtgärder, utan det blir en fråga för kommande restaureringsplaner. Detta innebär att den variation i åtgärdskostnader som skulle kunna uppstå till följd av effektivitetsvinster i samordnade restaureringsinsatser, etcetera inte beaktas då konsekvensutredningen utgår från generella åtgärdskostnader. I de fall skogsmark behöver ställas om till gräsmark får detta direkta konsekvenser för skogsproduktionen, men kan även påverka möjligheterna att restaurera de berörda markerna till olika skogsnaturtyper (konkurrensen mellan ägoslag beskrivs och kvantifieras översiktligt i avsnittet 10.2.7). De specifika vägval och prioriteringar som krävs för att restaurera ytor där det råder konkurrens om resurser eller lämpliga marker avgörs däremot inte i konsekvensutredningen.

För att kunna belysa kostnaderna av de olika åtgärdsbehoven som uppstår till följd av de olika revideringarna av referensarealer antas att det finns förutsättningar på plats i form av tillgång till entreprenörer och andra aktörer, fungerande marknader och markägare som är villiga att motta ekonomisk ersättning för att möjliggöra restaurering och eventuellt ändra sitt brukande. Detta antagande är mer realistiskt när åtgärdsbehovet inte är så stort. För de utredningsalternativ som innebär stora åtgärdsbehov är detta antagande mer problematiskt vilket innebär att åtgärdskostnaderna både kan vara överskattade eller underskattade. Antaganden om att förutsättningar för att genomföra åtgärder finns på plats möjliggör samtidigt att uppskatta åtgärdskostnader och att beskriva de samhällsnyttor som restaurering kan ge. Det kan till exempel handla om ökade inkomster och sysselsättning i vissa branscher, stärkta förutsättningar för biologisk mångfald, natur- och kulturvärden och ökad kolinlagring. Hur finansieringen av åtgärderna kommer att se ut i praktiken liksom fördelningen mellan marknadsbaserade lösningar och statligt finansierade ersättningar ryms inte inom konsekvensutredningen. Det finns en rad potentiella framtida marknadsbaserade lösningar som kommer att behöva utredas närmare. De statsfinansiella uppskattningar som görs ska därmed tolkas med försiktighet.

## 10.2 Konsekvensutredning för hävdberoende gräsmarker

### 10.2.1 Nulägesbeskrivning

Ängs- och betesmarker är artrika livsmiljöer och bidrar tillsammans med småbiotoper till ett variationsrikt landskap och bevarande av arter och naturtyper. Målet med naturrestaureringsförordningen är att medlemsstaterna ska vidta åtgärder för att bevara och stärka den biologiska mångfalden. Biologisk mångfald ökar ett ekosystems kapacitet att leverera många olika ekosystemtjänster över tid

till nytta för samhället. Dessa nyttor är svårvärderade, de beskrivs mer utförligt i avsnitt 10.2.7.

Utvecklingen av jordbruket under det senaste århundrandet har lett till minskande arealer jordbruksmark. Minskningen av jordbruksmarker beror på en långsiktig strukturell förändring av jordbruket där behovet av ängs- och betesmarker drastiskt har minskat inom produktionen. Strukturrationaliseringen beror bland annat på förändrad faktorprissättning mellan kapital och arbete samt på politiska åtgärder.

Sett över en längre tid har många av odlingslandskapets fjärilar och vanliga fågelarter också minskat. Många av de svenska rödlistade arterna finns i odlingslandskapet. Sveriges senaste rapportering enligt habitatdirektivet (2019) visar fortsatt på ett otillfredsställande tillstånd för odlingslandskapets arter och naturtyper. Utvecklingen förklaras med ett intensivt jordbruk i områden där produktionen är lönsam och nedläggning av jordbruksmark i marginalområden.

Åkerarealen i Sverige uppgår idag till runt 2,5 miljoner hektar, medan det finns omkring 16 000 hektar ängar, 14 000 hektar skogsbete och runt 450 000 hektar betesmarker.

## 10.2.2 Antaganden och avgränsningar

### UTVECKLING TILL 2050 I AVSAKNAD AV FÖRORDNINGSKRAVEN

Arealen ängs- och betesmarker i den officiella statistiken och i miljöersättningsstatistiken visar på en i stort sett konstant areal sedan början av 2000-talet. Det finns viss variation i arealerna, men svängningarna har varit relativt små sett över hela tidsperioden.<sup>114</sup>

I konsekvensutredningen antar vi därför att denna trend fortsätter till 2050, i linje med förordningens krav på icke-försämring. Idag saknar ungefär 30 % av gräsmarkerna tillräcklig hävd. Om detta inte åtgärdas kan sådana marker tappa sin naturtypsstatus till 2050.

### ÅTGÄRDSKOSTNADER

Till skillnad från många andra naturtyper kräver de hävdberoende gräsmarkerna regelbunden och anpassad skötsel med bete eller slåtter för att bevara dess värden. För att bibehålla restaurerade betesmarker krävs aktiv jordbruksproduktion i form av betande djur. Det antas att markerna hålls öppna genom att använda dikor, dikokvigor och stutar. Nötkreatur betar majoriteten av de naturbetesmarker som finns idag varför nötköttsproduktion har valts som den produktionsgren som är mest trolig för att underhålla tillkommande arealer. Andra alternativ kan vara mjölkkor, får och hästar. Mjölproduktionen har dock blivit alltmer storskalig och koncentrerad till vissa delar av landet vilket gör att den passar sämre till att utnyttja betesmarker. Fårproduktion kan vara ett realistiskt alternativ i delar av landet. Generellt sett har fårproduktion sämre lönsamhet än nötköttsproduktionen, det avspeglas i att denna produktionsgren har haft en betydligt svagare utveckling än

<sup>114</sup> [Betesmarker och slåtterängar - Sveriges miljömål \(sverigesmiljomal.se\)](https://sverigesmiljomal.se). Hämtad 2024-03-15

dikoproduktionen sedan EU-medlemskapet. Hästar kan också vara ett alternativ men merparten av hästarna hålls på marker som är nära ägarnas bostad.

I beräkningarna antas att tjurkalvarna i dikoproduktionen används som betesdjur, om detta inte görs så skulle det krävas en mångdubbling av mjölkproduktionen för att få fram tillräckligt många stutar för att klara hävden av betesmarkerna. De marker som tillkommer kan ha lägre avkastningsförmåga, i varje fall initialt, jämfört med de marker som utnyttjas i nuläget. Lägre avkastning på betesmarkerna innebär att färre djur behövs men att vissa produktionskostnader ökar, till exempel för stängsel då det blir färre djur att fördela kostnaderna på. Avkastningen per hektar betesmark har satts till 1 800 kg ts, vilket är dagens normvärde. Det är därmed inte troligt att detta stämmer för alla typer av naturbeten.

### 10.2.3 Utredningsalternativ

För hävdberoende gräsmarker har en kombination av referens- och modellbaserade metoder använts för beräkning av referensvärden. De olika utredningsalternativen, beräkningsunderlag 1 och 2a-c samt inträdesarealer, presenteras kort nedan och beskrivs mer utförligt i kapitel 6 samt bilaga 6.

Under flera rubriker i konsekvensutredningen beskrivs endast konsekvenserna av tillkommande arealer i generella termer, utan att närmare beskriva skillnader mellan utredningsalternativen. Detta då konsekvenserna skalas med storleken på tillkommande arealer. Budgeteffekterna beskrivs som ett genomsnitt av beräkningsunderlag 2b-c. Konsekvenserna av inträdesarealer redovisas endast i tabellform.

#### BERÄKNINGSUNDERLAG 1

Alternativet bygger på att skatta den areal som anses vara nödvändig för att naturtypernas strukturer och funktioner samt typiska arter ska kunna bevaras på lång sikt inom samtliga landskapsrutor där det finns någon känd förekomst av gräsmarker motsvarande direktivnaturtyp.

#### BERÄKNINGSUNDERLAG 2A-C

Alternativet utgår från samma landskapsrutor som i beräkningsunderlag 1, men endast landskapsrutor med en känd gräsmarksförekomst över ett visst tröskelvärde används för att beräkna inom vilka landskapsrutor som gräsmarksarealen behöver öka. Tre olika tröskelvärden på 0,5, 1 och 2 % används (a-c). Beräkningsunderlaget tar hänsyn till teknisk och ekologisk genomförbarhet eftersom dagens kända förekomster av hävdade gräsmarker till stor del kan antas korrelera med förekomsten av jordbruksföretag och tillgången till betesdjur.

#### INTRÄDESAREALER

Detta alternativ innebär att referensarealerna revideras till de värden som bedöms ha funnits vid inträdet till EU år 1995. Förutsättningen för att kunna använda arealerna vid EU-inträdet 1995 är att det redan bedöms finnas tillräckligt stora arealer för naturtyperna för att säkra långsiktig överlevnad. Detta stämmer inte för gräsmarker och att basera referensarealerna på gräsmarkernas förekomst år 1995

lever därför inte upp till de rekommendationer som ges i EU-kommissionens vägledning.

## SUMMERING

I tabell 10.1 presenteras nettoarealerna (skillnaden mellan nuvarande areal och föreslagna referensarealer samt inträdesarealerna) för respektive utredningsalternativ.

Myndigheterna bedömer att reviderade referensarealer för naturtypsklassade gräsmarker bör ligga i ett spann mellan 4 600 – 7 300 km<sup>2</sup>. Spannet motsvarar värdena från beräkningsunderlagen 2b-c.

**Tabell 10.1. Tillkommande arealer (ha) för utredningsalternativen**

Effekt	Beräkningsunderlag 1	Beräkningsunderlag 2a	Beräkningsunderlag 2b	Beräkningsunderlag 2c	Inträdesareal
Tillkommande areal (hektar) ängs- och betesmark	2,2 miljoner	760 000	370 000	100 000	43 000

## 10.2.4 Konsekvenser för offentlig sektor

### KONSEKVENSER FÖR KOMMUNER OCH REGIONER

De direkta konsekvenserna för kommuner bedöms som små då åtgärder för restaurering och skötsel av betesmarker till stor del kommer ske på privat mark. Vidtagande för att uppnå referensarealerna bedöms inte påverka det kommunala självstyret då det inte innebär några förändringar av kommunala befogenheter eller skyldighet ur ett juridiskt perspektiv.

Sveriges regioner bedöms få ringa konsekvenser till följd av att referensvärdena ska uppnås. En indirekt och svårbedömd effekt av ökad biologisk mångfald och tillgång till vardagsnära natur och friluftsliv, är att efterfrågan på hälso- och sjukvård kan minska.

### KONSEKVENSER FÖR STATEN

I första hand bedöms länsstyrelserna, Jordbruksverket och Naturvårdsverket beröras. De statsfinansiella konsekvenserna av restaureringsinsatserna handlar i första hand om finansiering av åtgärdskostnader.

#### Länsstyrelserna

Länsstyrelsen har tillsammans med Jordbruksverket ansvar för olika stöd till jordbruket inom den gemensamma jordbrukspolitiken (CAP). Länsstyrelserna ansvarar bland annat för att utföra fältkontroller samt att informera jordbrukarna. De ökade restaureringsbehoven innebär att en större andel gräsmarksareal kommer att omfattas av CAP-stöden, förutsatt att nuvarande stödregler tillämpas. Kontrollerna sker i allt större utsträckning med hjälp av fjärranalys men det är högst troligt att länsstyrelserna kommer att få utföra fler fältkontroller, särskilt

inledningsvis när nya arealer tillkommer. Nya stödsökande kan också innebära större behov av information. Detta kan innebära behov av fler anställda, omfattningen är svår att uppskatta.

Länsstyrelserna antas fortsatt ha ansvar för löpande handläggning av restaureringsärenden för ängs- och betesmark som sedan 2023 inte längre ingår i CAP utan i stället ingår i ett nationellt ersättningsprogram som administreras av Naturvårdsverket.<sup>115</sup> Erfarenhet behöver byggas upp för hantering av dessa ärenden och eftersom ersättningssystemet ännu inte är på plats är det svårt att uppskatta behov av fler anställda.

### **Jordbruksverket**

Jordbruksverket ansvarar för att förvalta och betala ut stöd från flera olika EU-fonder, som exempelvis Europeiska garantifonden för jordbruket och Europeiska jordbruksfonden för landsbygdsutveckling.

Efter restaurering av gräsmarker måste markerna fortsatt skötas för att värdena ska bevaras och utvecklas. Där har miljöersättningar och andra jordbrukarstöd (tillsammans med marknadens efterfrågan) en stor betydelse. För Jordbruksverket innebär det ökad administration och ökat behov av att informera jordbrukarna, även om en del av uppgifterna sköts av länsstyrelserna.

### **Naturvårdsverket**

Naturvårdsverket bedöms få ett ökat arbete med det nationella programmet för ersättning till restaurering av ängs- och betesmark som Naturvårdsverket administrerar sedan 2023. Ersättningssystemet planeras vara på plats under 2024 för restaureringsåtgärder, men regeringen har ännu inte beslutat om den stödförordning som ska reglera ersättningssystemet. Naturvårdsverket ansvarar för vägledning om och uppföljning av ersättningarna, och att föreskriva om bestämmelser rörande åtgärder, kontroll och andra aspekter. Ökade beting för restaurering av gräsmark inom detta program till följd av målen i lagstiftningen bedöms medföra behov av anpassning och utveckling av programmet, samt ökade arbetsinsatser för ändring av regelverk, vägledning, kontroll med mera.

### **Statsfinansiella kostnader**

Budgeteffekterna sammanfattas i tabell 10.2 och beskrivs kort nedan för ett genomsnitt av beräkningsunderlag 2b-c. I beräkningarna ingår enbart ökade kostnader för olika stöd. Se bilaga 5 för beskrivning av antaganden samt kalkyler.

Beroende på hur stor areal gräsmark som ska restaureras påverkas antalet betesdjur som behövs för att underhålla markerna. Som direkt konsekvens av hur stor areal som ska restaureras och underhållas kommer budgetkostnaderna för olika stöd att påverkas. Det kommer också att påverka hur mycket resurser som till exempel foder, byggnader och arbetskraft som kommer att gå åt. Med en mindre areal som ska restaureras ökar möjligheten för befintliga företag att uppfylla de nya

<sup>115</sup> Naturvårdsverket (2022), Ett nationellt program för ersättning till restaurering och vissa skötselåtgärder i ängs- och betesmarker. NV-02879-22.

arealmålen utan att nya företag skapas, det bör också leda till lägre kostnader. Även marknadspåverkan kommer att bli mindre. Blir Sverige inte nettoexportör av nötkött kommer marknadspriserna inte styras lika mycket av utvecklingen på världsmarknaden.

Vid tidigare förändringar av styrmedlen för svensk jordbrukspolitik, till exempel vid avregleringen 1990, vid EU-inträdet 1995 och vid införandet av gårdsstödet 2005, har åtgärder som gynnat betesproduktionen lett till ökning av djurantalet som ligger i nivå med vad som krävs för att uppnå de arealer som anges för alternativ 2c.

<b>Tabell 10.2.</b> Budgeteffekter för utredningsalternativen	Beräknings- underlag 1	Beräknings- underlag 2a	Beräknings- underlag 2b	Beräknings- underlag 2c	Inträdesareal
Tillkommande areal (hektar) ängs- och betesmark	2,2 miljoner	760 000	370 000	100 000	43 000
Budgeteffekt: Årlig skötselkostnad (utöver dagens kostnader) i 2050 års penningvärde	9 miljarder	5 miljarder	2,5 miljarder	675 miljoner	309 miljoner
Budgeteffekt: Årlig restaureringskostnad i 2050 års penningvärde	3,2 miljarder	1,1 miljarder	520 miljoner	141 miljoner	60 miljoner

### Kostnad för restaurering av gräsmark

Kostnaden för att restaurera markerna antas motsvara de värden som Naturvårdsverket beräknat i senaste Prioritised Action Framework (PAF) för perioden 2021–2027. För restaurering av gräsmarker anges kostnaden till 26 650 kr/ha och för slåtterängar till 29 833 kr/ha. Vid en areal som krävs i genomsnitt för beräkningsunderlag 2b-c uppgår den totala kostnaden till cirka 6 miljarder kr i löpande priser. Fördelat på tiden fram till 2050, beräknat från 2025 ger det en årlig kostnad på 250 miljoner kr i 2022 års penningvärde. Antas en inflation på 2 %, vilket är i linje med Riksbankens inflationsmål, ger det ett värde 2050 på drygt 400 miljoner kr per år, då det antas att investeringarna görs linjärt under perioden.

### Kostnad underhåll av gräsmark

Vid en utökning av betesmarkerna kommer det att krävas flera betesdjur eftersom det i nuläget inte finns något överskott av djur. För varje tillkommande hektar krävs en diko inklusive avkommor (kvigor och stutar). Lönsamheten i betesproduktionen är beroende av stöd. De kalkyler för betesdjur som upprättas utifrån dagens förutsättningar kan behöva justeras eftersom förändringarna innebär en relativ stor utökning av betesmarksarealerna.

Vid en utökning av betesmarksarealen kommer de stödbudgetar som finns till mark och djur inte att vara tillräckliga. Stödet till nötkreatur skulle behöva minskas med 20 procent om betesmarksarealen skulle öka enligt genomsnittet för beräkningsunderlag 2b-c. Det går inte att göra omfördelningar av budgeten för att bibehålla nötkreatursstödet på nuvarande nivå under innevarande budgetperiod. Det går inte heller att påverka budgeten för gårdsstödet förutsatt oförändrade regler



för stödet. Eftersom arealen kommer att utökas leder det till minskat stöd per hektar. Antas det en arealökning enligt genomsnittet för beräkningsunderlag 2b-c kommer gårdsstödet att minska med drygt 5 %. Betesmarksstödet skulle behöva reduceras med en tredjedel av nuvarande nivå om arealen ökar enligt genomsnittet för beräkningsunderlag 2b-c. Till viss del kan det göras omfördelningar av budgeten men då leder det till att stödet minskar till andra åtgärder. Ett annat alternativ är att den nationella medfinansieringen ökar för att bibehålla dagens stödnivåer. Det finns dock begränsningar för hur mycket den nationella medfinansieringen kan öka. Även kompensationsstödet behöver minskas. På samma sätt som för betesmarksstödet finns begränsningar för hur mycket den nationella medfinansieringen får öka. I dikokalkylen har stöden beräknats minska från 8 200 kr till 6 500 kr per djur beaktat att stöden måste reduceras på grund av flera djur och en större areal. Motsvarande stödminskningar gäller för övriga djur.

Dagens dikoproduktion inklusive rekryteringsdjur och slutuppfödning av slaktdjur får drygt 2 miljarder kr i olika stöd. Förutsatt nuvarande stödnivåer leder tillkommande arealer och djur att budgeten utökas till cirka 3 miljarder kr, det vill säga en ökning med cirka 1 miljard kr per år när åtgärderna är fullt genomförda.

Minskat stöd innebär att lönsamheten går förlorad för samtliga djurslag, vilket med all säkerhet kommer att förstärkas av lägre produktpriser och högre kostnader. Även om stöden räknas in kommer jordbrukarna göra en förlust på varje diko med 1 700 kr/ha enbart med de nya stödnivåerna beaktade.

### **Kostnad för underhåll av slätterängar**

Den årliga kostnaden för att underhålla slätterängarna antas motsvara det stöd som ges i nuläget, det vill säga 5 500 kr/ha. Detta antagande är troligtvis en underskattning av den faktiska årliga kostnaden för underhåll. Vid en areal på som motsvarar genomsnittet för beräkningsunderlag 2b-c uppgår den årliga kostnaden till 80 miljoner kr.

## **10.2.5 Konsekvenser för företag**

### **LANTBRUKSFÖRETAG**

För att det ska vara möjligt att hävda större arealer av de hävdberoende gräsmarkerna behöver det finnas tillräckligt med betande djur i lantbruksföretag som vill använda markerna. Även om vissa små ytor med till exempel ängsnaturtyper kan skötas av reservatsförvaltare, ideella föreningar eller andra aktörer, och vissa arealer betas av djur utan avkastningskrav, till exempel hästar som används som fritidsdjur, förväntas detta endast bidra i liten utsträckning. Som beskrivits tidigare utgår konsekvensutredningen därför utifrån att den aktiva restaureringen främst sker genom att låta naturbetesmarkerna betas med nötkreatur från dikoproduktion.

Utifrån dagens genomsnittliga besättningsstorlek på runt 20 dikor per företag krävs det mellan 2 000 och 50 000 nya företag beroende på utfallet i de olika utredningsalternativen för att härbärgera de nya dikorna. De flesta dikorna finns i dagsläget på företag med 50–100 djur och antar man att markarronderingen tillåter

betydligt fler företag av den storleken krävs det mellan 440 och 10 000 nya företag. I de fall företagen med dikor inte kan slutuppföda stutarna krävs det ytterligare företag för denna uppfödningssform.

I restaureringsskedet kommer det att krävas stora arbetsinsatser vilket innebär uppföringar för företagen även om stöd ges. Det krävs både en stor insats av maskiner och arbetskraft. I vissa fall kan det krävas avverkning av skog. Jordbrukets strukturomvandling över tid går mot färre men större brukningsenheter. Det är speciellt tydligt för företag med nötkreatur där utvecklingen lett till färre men större företag sedan 1975.<sup>116</sup> Konsekvensen blir att en ökande andel av djuren flyttat från skogsbygd till mellan- och slättbygd. Detta påverkar möjligheten att förse betesmarkerna i områden med minskande antal djurföretag med betesdjur, eftersom avståndet mellan företag och betesmarker kan bli för långt.

Det blir särskilt resurskrävande om nya betesmarker skapas i området där det i nuläget inte finns någon jordbruksproduktion. I sådana områden måste det då byggas upp en hel struktur, till exempel service till jordbruket och förädlings- och förnödenhetsindustri. För de markägare som i dagsläget inte har någon animalieproduktion eller har möjlighet att hyra in djur som håller markerna öppna kommer det krävas investeringar i animalieproduktion i form av exempelvis byggnader och maskiner. Utöver detta kommer företagen behöva tillgång till åkermark för foderproduktion, vilket antingen kräver inköp av foder från annans mark eller investeringar i mark och en anläggning för att kunna producera foder själva. Totalt sett innebär det att mark som i nuläget utnyttjas för produktion av livsmedel kommer att behöva användas till foder. För spannmål finns det i nuläget överskott som kan användas till foder. Ökat behov av grovfoder kommer också att behöva ta nya arealer i anspråk. Grovfodret behöver odlas i närområdet där betesdjuren finns eftersom det är dyrt och svårt att transportera. I områden med goda odlingsförutsättningar kommer foderproduktion ha svårt att konkurrera med den produktion som finns i nuläget. Vid normal avkastning har Sverige en produktion av spannmål som överstiger det inhemska behovet, med cirka 20 %, det motsvarar drygt cirka 200 000 hektar. Därutöver finns det cirka 150 000 hektar som ligger i träda och några hundra tusen hektar vall utöver det teoretiskt beräknade behovet. Vid en ökning av betesmarkerna med ett hektar krävs ytterligare 0,4 hektar åkermark för att täcka behovet av vinterfoder. 500 000 hektar åkermark finns tillgängligt för ökad foderproduktion. Se uppskattning av ökat behov av betesmark för de olika alternativen i tabell 10.3.

**Tabell 10.3.** Uppskattning av tillkommande arealer och dikoföretag för utredningsalternativen

Effekt	Beräkningsunderlag 1	Beräkningsunderlag 2a	Beräkningsunderlag 2b	Beräkningsunderlag 2c	Inträdesareal
Tillkommande areal (hektar) ängs- och betesmark	2,2 miljoner	760 000	370 000	100 000	43 000

<sup>116</sup> [Jordbrukets utveckling - Sveriges miljömål \(sverigesmiljomal.se\)](https://sverigesmiljomal.se). Hämtad 2024-03-12

Tillkommande åkerareal (hektar) <sup>[1]</sup>	800 000	270 000	130 000	35 000	16 000
Skattat antal nya dikoföretag till 2050	10 000–50 000	1 400–17 000	1 600–8 000	440–2 200	200–1 000

<sup>[1]</sup> Den nya åkermarksarealen kan i teorin tas från bland annat nuvarande trädesareal, arealer som används för export av spannmål och effektivisering i vallodlingen.

Även för markägare som har animalieproduktion kan kravet på återställande innebära en stor omställning, vilket kan bero på att det idag inte bedrivs djurproduktion som är baserad på bete eller att djurantalet inte är tillräckligt för att hålla de tillkommande arealerna i skick. Även för dessa företag kommer det behövas en utökad tillgång av foder för att hantera en ökning av betesdjur. Samtidigt innebär en ökning av betesdjur daglig skötsel och tillsyn vilket ökar bundenheten i jordbruket.

För att på marknadsmässiga villkor kunna öka produktionen av naturbeteskött är en grundförutsättning att det finns en efterfrågan på svenskt naturbeteskött. Den inhemska produktionen av nötkött täcker knappt 60 % av det inhemska behovet. Det finns alltså utrymme på den inhemska marknaden att öka produktionen. Ett problem är att en ökad produktion av svenskt nötkött kan komma i konflikt med avskogningsförordningen om det har producerats på jordbruksmark som nyligen varit skogsmark. Sådant kött får inte tillhandahållas inom EU eller exporteras från EU. Ett annat problem är dock att konsumenterna inte efterfrågar alla delar av slaktkroppen. Importen utgörs till stor del av bakkött. För att öka produktionen inom landet krävs även förändrade konsumtionsvanor, dvs. att man konsumerar mer framdelskött. Om en ökad betesdrift på naturbetesmarker sker i enlighet med marknadens efterfrågan kan producenterna dra nytta av detta i form av högre priser eftersom svenskt kött har ett mervärde jämfört med importerat kött. Leder det i stället till överskott på marknaden ger det en negativ prispåverkan på hela utbudet, och producenterna missgynnas genom lägre priser. I rådande läge med snabbt stigande priser på livsmedel finns det en oro för att konsumenternas efterfrågan på förhållandevis dyra produkter kommer att minska.<sup>117</sup> Hittills har priserna på svenskt kött kunnat hållas uppe utan att importen tagit marknadsandelar.

## SLAKTERIER OCH VETERINÄRER

En ökning i antal betesdjur som är en förutsättning för att kunna bevara de hävdberoende gräsmarkerna innebär också ett ökat behov av tillgång till slakterier och veterinärer. Behovet av veterinärer och slakterier innebär att fler arbetstillfällen kan skapas vilket är positivt både för arbetsmarknaden och den levande landsbygden. Det förutsätter dock att det finns kvalificerad arbetskraft som kan möta det ökade resursbehovet, samt att arbetsmarknaden för yrkeskategorierna, särskilt på landsbygden, är tillräckligt attraktiv för att attrahera och behålla personal. Tillgång till veterinär service dygnet runt över hela landet har avgörande betydelse, såväl för djurskydd och smittskydd som för livsmedelsproduktionen, det

<sup>117</sup> Jordbruksverkets underlag för konsekvensbeskrivning av EU-kommissionens förslag till rättsakt om restaurering av natur – fördjupad redovisning. September 2022. Diarienummer 4.3.17-13402/2022

civila försvaret och en levande landsbygd. Det är en förutsättning för att kunna leva upp till djurskyddslagstiftningen, kunna säkra ett gott smittskydd och stödja företagen på landsbygden.

Regeringen tillsatte i juni 2021 en utredning för en hållbar och långsiktigt välfungerande hälso- och sjukvård för djur som slutrapporterades i november 2022. Utredningen konstaterar att såväl Arbetsförmedlingen, Svensk Djursjukvård, SCB och Universitetskanslersämbetet har kommit fram till slutsatsen att det råder brist på veterinärer i Sverige både på kort och lång sikt. Till utredningen har också förts fram att bristen på veterinärer är särskilt påtaglig vad gäller lantbrukets djur. Såväl branschen som Distriktsveterinärerna har påtalat för utredningen att det är mycket svårt att rekrytera tillräckligt med personal. Att särskilda rekryteringssvårigheter skulle föreligga just i fråga om veterinärer till lantbrukets djur i förhållande till den övriga branschen har emellertid inte gått att fastslå med säkerhet.

### ENTREPRENÖRER

Att på sikt uppnå referensarealerna bedöms påverka entreprenörer i stor utsträckning, eftersom genomförandet av nyskapandeåtgärder primärt leder till fler arbetstillfällen inom denna yrkeskategori. Behov av entreprenörers arbetskraft bedöms även uppstå till följd av att arealerna behöver fortsatt skötsel, i den mån lantbrukare inte själva genomför arbetet.

För restaurering och till viss del underhåll av betesmarker behövs särskilda maskiner som enskilda jordbrukare normalt inte har. Det kan därför växa fram sådana tjänster som tillhandahålls av maskinstationer eller skogsentreprenörer. Det kan röra sig om avverkning av skog, stubbrytning, markberedning och putsning av gräs och sly. Arbetet är kapitalintensivt då det krävs investeringar i dyra maskiner, däremot är arbetskraftsbehovet förhållandevis litet då mekaniseringsgraden är hög.

### KONSEKVENSER FÖR HUSHÅLL

Fler betande djur innebär att en större mängd kött kan produceras. Hushållen förväntas därmed få ett större utbud av svenskproducerat och bättre kött i termer av biologisk mångfald och god djurvälstånd.

Priser och ekonomi påverkar till stor del svenskars konsumtion av kött, men också personliga värderingar och trender. Totalkonsumtionen av kött har minskat i Sverige de senaste åren, och den ledande anledningen till detta är svenskars ökade medvetenhet om matens miljöpåverkan, men även hälsoaspekter, trender, djuretik, tillgänglighet, konjunkturläge och priser är orsaker. Därtill har Sverige de senaste åren haft bland de högsta producentpriserna inom EU. Konsumenterna har dock varit villiga att betala ett högre pris för svenskt nötkött, till stor del på grund av de svenska mervärdena i djurhållning och produktion.

Huruvida konsumenterna påverkas prismässigt av ett växande utbud av svenskt nötkött är svårt att bedöma. Priset på livsmedel har dock fått större betydelse för konsumenternas val av livsmedel i och med konjunkturläget och den ökade inflationen. Om en ökad betesdrift på naturbetesmarker sker i enlighet med

marknadens efterfrågan kan konsumenterna möjligen få svenskt naturbeteskött till ett lägre pris än tidigare. Leder det i stället till överskott på marknaden ger det en negativ prispåverkan på hela utbudet, och producenterna kan ha svårare att överföra kostnaderna på konsumenterna vilket leder till oförändrade eller högre priser. I rådande läge med snabbt stigande priser på livsmedel finns det en oro för att konsumenternas efterfrågan på förhållandevis dyra produkter kommer att minska.

Det är mindre troligt att odling av foder till tillkommande betesdjur kommer att konkurrera med den areal som nu används för livsmedelsproduktion. Det är nästan uteslutande grovfoder som används i diko- och stutproduktionen. Ökar betesmarkerna ännu mera kommer det att innebära minskad tillgång på livsmedel som i nuläget odlas på åkermarken.

## 10.2.6 Sociala konsekvenser

Tillgång till öppna landskap har positiva konsekvenser för rekreation och välbefinnande.

## 10.2.7 Konsekvenser för klimat och miljö

### POSITIVA KONSEKVENSER

Biologisk mångfald är centralt för miljömålet ett rikt odlingslandskap och bidrar till flera av preciseringarna för miljökvalitetsmålet. Ängs- och betesmarker är artrika livsmiljöer, och utifrån dessa kan organismer sprida sig ut i landskapet. Ängs- och betesmarker bidrar tillsammans med småbiotoper till ett variationsrikt landskap och bevarande av arter och naturtyper.

### Stärkta ekosystemtjänster

Ekosystemet utgörs av ett nätverk av arter som utför olika funktioner när de samspelar med varandra och miljön. Funktioner som är till nytta för människan kallas för ekosystemtjänster. Det kan vara till exempel nedbrytning av växtrester, pollinering av grödor, omsättning av växtnäring eller produktion av biomassa. Biologisk mångfald ökar ett ekosystems kapacitet att leverera många olika ekosystemtjänster över tid. Ökad biologisk mångfald bidrar därmed till att stärka odlingslandskapet ekosystemtjänster.

Det finns olika former av ekosystemtjänster. Stödjande ekosystemtjänster är funktioner i ekosystemet, till exempel jordbildning, som ger förutsättningar för att andra ekosystemtjänster ska fungera. Reglerande ekosystemtjänster är funktioner som reglerar viktiga processer, till exempel rening av luft och vatten, pollinering eller skydd mot översvämningar. Odlingslandskapet levererar också estetiska och kulturella ekosystemtjänster, som till exempel rekreation och upplevelser, vilket även bidrar till en god folkhälsa. För att ekosystemtjänster som rör människors upplevelser ska vara tillgodosedda behöver odlingslandskapet vara tillgängligt.

Tillgången på ekosystemtjänster i odlingslandskapet beror på jordbrukets utveckling, dels eftersom det påverkar behovet av tjänsterna, dels eftersom

jordbrukets struktur och metoder påverkar de organismer som utför ekosystemtjänsterna.

Det ekonomiska värdet av dessa ekosystemtjänster är betydande. Jordbruksverket har beräknat det ekonomiska värdet av enbart pollinering från honungsbin till 315–641 miljoner kr för år 2019.<sup>118</sup>

## NEGATIVA KONSEKVENSER

### Ökade växthusgasutsläpp

Krav på restaurering av betesmarker kommer innebära att vi behöver fler djur för att hålla markerna öppna. Med hjälp av Jordbruksverkets kalkyldata i Agriwise har behov av investeringar i djur, mark, byggnader och arbete beräknats. För att beräkna metanutsläpp har uppgifter från Sveriges National Inventory Report använts (se Tabell 10.4). Enligt våra beräkningar så ökar utsläppen av metan med drygt 7 000 ton metangas per år för varje 100 000 hektar bete som restaureras, om markerna hålls öppna med hjälp av dikor.

**Tabell 10.4.** Beräkningar av metanutsläpp från betesdjur

	Metanutsläpp (kg CH <sub>4</sub> /head/year) från NIR
Mjölkkor	146,9
Dikor	91,5
Kvigor	63,7
Tjurar och stutar	57,8
Kalvar	25,5
Får	8
Getter	5
Hästar	18

Källa: National Inventory Report Sweden 2022 - Greenhouse Gas Emission Inventories 1990–2020

Det finns dock ny forskning från Nederländerna och från Sverige som visar att betande kor kan ge 20–30 % lägre utsläpp jämfört med när korna utfodras med ensilage i ladugården. De flesta modeller som används inom exempelvis klimatrapporeringen bygger på inomhusdata och det är därför viktigt att bekräfta dessa fynd med fler försök. Med hänsyn till dessa resultat kan metanutsläppen från kor i Sverige överskattas i dagsläget och även den beräknade ökningen av utsläpp skulle i så fall vara överskattad.

<sup>118</sup> Jordbruksverket (2020). Det ekonomiska värdet av honungsbin i Sverige.  
[https://www2.jordbruksverket.se/download/18.32f5b107170649447513ff64/1582284098126/jo20\\_1.pdf](https://www2.jordbruksverket.se/download/18.32f5b107170649447513ff64/1582284098126/jo20_1.pdf)

Utsläpp av metangas från får och getter är betydligt längre än för dikor med 8 kg metangas per djur och år respektive 5 kg metangas per djur och år. Det krävs dock fler djur per hektar för att underhålla en gräsmark med får och get i stället för nötkreatur. Metanutsläppen som uppstår från get och får skulle enligt beräkning vara ca 75% lägre än de utsläpp som nötkreatur ger upphov till. Finns det möjlighet att hålla en del av återskapade betesmarker öppna med får och getter skulle det innebära en mindre påverkan på klimatet.

### Konkurrens mellan ägoslag

Endast omkring 250 000 till 450 000 hektar befintlig och nyligen nedlagd jordbruksmark, främst igenväxande betesmarker men också långliggande vallar, har potential att restaureras till gräsmarksnaturtyper.<sup>119</sup> Om upp till 2,2 miljoner gräsmarksnaturtyper skulle behöva återskapas (enligt beräkningsunderlag 1) skulle omkring 2 miljoner hektar skogsmark behöva tas i anspråk. När teknisk genomförbarhet beaktas (beräkningsunderlag 2a-c) krymper behovet att ställa om skogsmark till gräsmark väsentligt (300 000–500 000 hektar, 0–120 000 hektar respektive 0 hektar). Som framgått i kapitel 6 bedömer myndigheterna att reviderade referensarealer för naturtypsklassade gräsmarker bör ligga i ett spann som motsvarar värdena från beräkningsunderlagen 2b och 2c. Detta spann innebär ett behov av att ställa om 0–120 000 hektar skogsmark till gräsmarker.

Restaureringsbetinget är särklassigt störst för *trädklädd betesmark* (9070) och *silikatgräsmarker* (6270). Dessa båda naturtyper står tillsammans för mer än 80 % (drygt 40 respektive knappt 40 %) av restaureringsbehovet när det gäller gräsmarker. Båda naturtyperna går i princip att återskapa från relativt triviala produktionsskogar bara det finns tillräckligt stor efterfrågan på betesmark – även om det kan vara önskvärt att utgå från marker med högre ekologiska ingångsvärden. Flertalet av de övriga gräsmarksnaturtyperna kräver under alla omständigheter högre ekologiska ingångsvärden. Sådana kan till exempel finnas i tidigare inägomark som successivt övergått till skogsmark genom spontan igenväxning.

Detta öppnar sammantaget upp för konkurrens mellan ägoslag. Dels genom att mark som används för skogsproduktion skulle kunna komma att tas i anspråk för att återskapa gräsmarker. Dels eftersom skogsmark med särskilt goda ekologiska förutsättningar att restaureras till gräsmark även har hög potential att restaureras till olika skogsnaturtyper, däribland flera typer av ädellövskog. Givet jordbrukets sydliga tyngdpunkt i landet blir konkurrenssituationen mest uttalad i södra Sverige och då främst i den boreonemorala delregionen. Ett nordligt undantag gäller barrskogar på kalkrik mark vilka har såväl produktionsvärde som restaureringspotential åt båda hållen.

<sup>119</sup> Extrapolerat utifrån aktuella skattningar av nuvarande areal samt beräkningar i Skogsstyrelsen 2022. Underlag för strategisk planering för ökad kolsänka. Rapport 2022/14 och Länsstyrelsen Västra Götalands län 2018. Ängsvallsprojektet. Den långliggande vallens potential som ängsmark. Rapport 2018:21.

Om man utgår från att en eventuell omställning av skogsmark till gräsmark företrädesvis görs i samband med slutavverkning begränsas kostnaderna för skogsbruket till förlorade framtida intäkter givet att omställningen inte räknas som avskogning enligt avskogningsförordningen. Den naturvårdsmässiga konkurrenssituationen blir en fråga att hantera mer ingående i kommande arbete med restaureringsplaner.

### **Minskad kolinlagring**

Om skog avverkas för att återskapa betesmarker så som beskrivits i föregående stycke minskar kolinlagringen. Enligt klimatrapporteringen innebär omställning av skogsmark till gräsmark utsläpp från biomassa, förna, död ved och mark som motsvarar 16 ton CO<sub>2</sub> per hektar.<sup>120</sup> Om bortåt 2 miljoner hektar skogsmark skulle behöva ställas om till gräsmark (beräkningsunderlag 1) skulle utsläppen till 2050 motsvara i storleksordningen 31 miljoner ton CO<sub>2</sub>. När teknisk genomförbarhet beaktas (beräkningsunderlag 2a-c) och väsentligt lägre arealer skogsmark behöver ställas om till gräsmark skulle utsläppen i runda tal landa på 5–8, 0–2 respektive 0 miljoner ton CO<sub>2</sub>. Myndigheternas bedömning om att reviderade referensarealer för naturtypsklassade gräsmarker bör ligga i ett spann som motsvarar värdena från beräkningsunderlagen 2b och 2c innebär utsläpp på 0–2 miljoner ton CO<sub>2</sub>.

Omvandling till *trädklädd betesmark* (9070) kan dock innebära att trädbiomassan är högre än i kategorin ”Gräsmarker” i klimatrapporteringen, vilket kan innebära att utsläppet på cirka 40 % av arealen som behöver restaureras från skogsmark till gräsmark kan ha överskattats (jfr föregående avsnitt).

Effekten av omställningen på kolinlagring i långlivade träprodukter eller på substitution bedöms osäker både på medellång (till 2050) och lång (till 2100) sikt. Även om man utgår från att en eventuell omställning av skogsmark till gräsmark företrädesvis görs i samband med slutavverkning är det oklart om timmer från slutavverkningen får användas till träprodukter eftersom det inte är klargjort om omställningen ska räknas som avskogning enligt avskogningsförordningen. En minskad areal skogsmark påverkar den totala tillväxten i skogen och därmed på lång sikt virkesproduktionen samt kolförrådet i långlivade träprodukter och substitution.

Den nya markanvändningen – bete eller slåtter i stället för skogsbruk – innebär inte bara mindre inbindning i växande biomassa ovan jord utan också låg inbindning i marken.<sup>121</sup> Det beror bland annat på att naturbetesmarker inte gödglas. Att gödsla naturbetesmarker är inte ett relevant alternativ då konkurrenskraftiga växtarter som

<sup>120</sup> Utsläpp i genomsnitt 2017–2021 i kategorin skogsmark till gräsmark enligt växthusgasinventering 2023: [National Inventory Submissions 2023 | UNFCCC](#)

<sup>121</sup> Jfr Jordbruksverket 2010. Inlagring av kol i betesmark. Rapport 2010:25. [https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf\\_rapporter/ra10\\_25.pdf](https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra10_25.pdf)



gynnas av gödsling kan konkurrera ut många av de ovanliga och hotade arter som finns i dessa marker och som Sverige åtagit sig att bevara.

### **Ökade utsläpp av ammoniak**

Gödselhantering inom jordbruk är den största källan av ammoniakutsläpp i Sverige. År 2021 stod jordbruket för nästan 90 % av Sveriges ammoniakutsläpp till luft. Jordbrukets utsläpp av ammoniak till luft uppgick då till 45 850 000 ton. Drygt hälften av ammoniakutsläppen sker från gödsel på jordbruksmark och övriga utsläpp sker vid lagring av gödsel. Hur stora utsläppen blir avgörs till exempel av antalet djur, hur gödseln lagras och sprids samt användning av mineralgödsel som innehåller kväve. Betesdrift har dessutom osäker påverkan på ammoniakavgången. Avgången kan minska jämfört med när djuren står uppstallade eftersom urinen kan infiltrera i marken direkt, men å andra sidan så sprids gödsel och urin fläckvis på bete vilket kan orsaka höga koncentrationer på små ytor. Bete kan även innebära att gödseln sprids vid tidpunkter då ammoniakförlusterna är som störst. Det finns för få studier för att ge något enhetligt svar på detta.<sup>122</sup>

Eftersom ammoniakavgången påverkas av så många parametrar är det svårt att beräkna hur stor påverkan det har på ammoniakavgången att restaurera och underhålla de ängs- och betesmarker som ska restaureras enligt de olika alternativen. Tydligt är dock att en ökad djurhållning kan försvåra arbetet med att nå målen för ammoniakutsläpp som regleras inom EU genom takdirektivet. Under de senaste 10 åren har minskningen av ammoniakutsläpp varit marginell. Utsläppsberäkningar visar att Sverige inte kommer klara sitt bindande utsläppsåtagande enligt EU:s takdirektiv som skulle ha nåtts redan 2020 och i slutet av januari 2023 inledde EU-kommissionen därför ett överträdelseärende mot Sverige. Siffrorna för 2021 visar samma sak, och det gör även prognoser för framtida utsläpp.

Sverige lämnade i början av 2024 ett reviderat nationellt luftvårdsprogram med åtgärder och styrmedel som Sverige avser att genomföra för att klara åtagandena under EU:s takdirektiv.

### **Ökat näringsläckage**

Jordbruk står för en betydande del av det näringsläckage som orsakar övergödning i våra sjöar och vattendrag, särskilt i jordbruksintensiva områden. Fler djur innebär ett ökat behov av åkerareal för odling av vinterfoder och därmed ökad gödsel användning. Vid en ökning av betesmarkerna med ett hektar krävs ytterligare 0,4 hektar åkermark för att täcka behovet av vinterfoder till de djur som ska underhålla betesmarkerna.

---

<sup>122</sup> Jordbruksverket (2023). Ammoniakåtgärder – potential och styrmedel. Diarienummer 4.2.17-07984/2023.  
<https://www.naturvardsverket.se/49d272/contentassets/7caf92437f0f4e828cd2ee35f91254b1/ammoniakatgarder-jordbruksverket.pdf>

Enligt beräkningsunderlag 2b-c skulle det innebära ytterligare 35 000 till 130 000 hektar åkermark. Vilket teoretiskt sett skulle leda till att utsläppen av näringsämnen ökar med ungefär 17–64 ton fosfor per år samt runt 588–2184 ton kväve per år. De ökade effekterna på näringsläckaget är beräknade med hjälp av läckagekoefficienter från SLU.<sup>123</sup>

Den nya åkermarksarealen kan dock i teorin tas från bland annat nuvarande trädesareal, arealer som används för export av spannmål och effektivisering i vallodlingen. I förlängningen är det därmed osäkert exakt hur mycket utsläppen av näringsämnen från jordbruksmark skulle påverkas. Vidare är det än mer osäkert hur de ökade utsläppen av näringsämnen skulle inverka på sjöar och vattendrag med övergödningssproblematik då det beror på platsspecifika faktorer. Hur en ökning i vallodling skulle påverka arbetet med att nå miljömålet Ingen övergödning är därmed svårt att uppskatta. Tydligt är dock att det kommer leda till ytterligare näringsbelastning från jordbruket.

## SUMMERING

I tabell 10.5 sammanfattas konsekvenserna för de olika utredningsalternativen. Här presenteras enbart de konsekvenser som går att uppskatta, vilket innebär att de nyttor som ökad biologisk mångfald och stärkta ekosystemtjänster bidrar till inte uppmärksammas i tabellen. Istället finns en rad som bedömer sannolikheten att nå mål för biologisk mångfald för respektive alternativ.

Värderingar av den samhällsekonomiska nyttan för naturbetesmarker varierar betydligt mellan olika studier. Efter en översyn av olika värderingsstudier framkommer att den samhällsekonomiska nyttan av en hektar gräsmark värderas till allt mellan 6 200 kr per hektar och år (Naturvårdsverkets prisdatabas, omvandlat till 2022 års penningvärde) till 45 000 kr per hektar och år (Liu H. et al, 2022)<sup>124</sup> beroende på studiernas geografiska omfattning, vilken typ av gräsmark som avses och vilka olika nyttor som inkluderas. De flesta studier analyserar dessutom nyttan av att bevara gräsmark, inte att restaurera den. Det innebär att det finns stora osäkerheter gällande nyttan med att restaurera gräsmarker. Det är även sannolikt att den ekonomiska teorin om avtagande marginalnytta är aktuell. Det vill säga, att den första hektaren gräsmark som restaureras, av exempelvis 370 000 hektar enligt beräkningsunderlag 2b, har högre samhällsekonomisk nytta än den sista hektaren.

Då underlaget för beräkningar är osäkert har den totala nyttan av restaurering av gräsmarker för de olika utredningsalternativen inte beräknats i denna konsekvensutredning. Tydligt är dock att den biologiska mångfalden och de

<sup>123</sup> Johnsson H. et al, 2023, Läckage av näringsämnen från svensk åkermark - Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2019, Ekohydrologi 178, SLU. <https://publications.slu.se/?file=publ/show&id=121297>

<sup>124</sup> Liu, H., Hou, L., Kang, N., Nan, Z., & Huang, J. (2022). The economic value of grassland ecosystem services: A global meta-analysis. *Grassland Research*, 1(1), 63–74. <https://doi.org/10.1002/glr2.12012>

ekosystemtjänster som betesmarker tillför har betydande värden och är av stor vikt för samhället.

**Tabell 10.5.** Sammanfattning av konsekvenser för utredningsalternativen

Effekt	Beräknings- underlag 1	Beräknings- underlag 2a	Beräknings- underlag 2b	Beräknings- underlag 2c	Inträdesareal
Tillkommande areal (hektar) ängs- och betesmark	2,2 miljoner	760 000	370 000	100 000	43 000
Tillkommande åkerareal (hektar) <sup>[1]</sup>	800 000	270 000	130 000	35 000	16 000
Tillkommande antal dikor till 2050 <sup>[2]</sup>	1 miljon	340 000	160 000	44 000	20 000
Skattat antal nya dikoföretag till 2050	10 000-50 000	1 400-17 000	1 600-8 000	440-2 200	200-1 000
Årlig restaureringstakt 2025-2050	85 000	29 000	14 000	4 000	1 700
Budgeteffekt: Årlig skötselkostnad (utöver dagens kostnader) i 2050 års penningvärde	9 mdr	5 mdr	2,5 mdr	675 miljoner	309 miljoner
Budgeteffekt: Årlig restaureringskostnad i 2050 års penningvärde	3,2 mdr	1,1 mdr	520 miljoner	141 miljoner	60 miljoner
Hektar skogsmark som behöver ställas om till jordbruksmark <sup>[3]</sup>	1,7 - 2 miljoner	300 000 – 500 000	0 – 120 000	0	0
Klimat effekter av ökat antal nötkreatur, ökade utsläpp utöver dagens nivå <sup>[4]</sup>	4 250 000 ton CO <sub>2</sub> -ekvivalenter/år	1 250 000 ton CO <sub>2</sub> -ekvivalenter/år	700 000 ton CO <sub>2</sub> -ekvivalenter/år	188 000 ton CO <sub>2</sub> -ekvivalenter/år	85 260 ton CO <sub>2</sub> -ekvivalenter/år
Klimat effekter av minskad skogsareal, utsläpp till 2050	28 220–31 440 kton CO <sub>2</sub>	5 010 - 8 230 kton CO <sub>2</sub>	0–1 900 kton CO <sub>2</sub>	0	0
Sannolikhet att nå mål för biologisk mångfald	Hög	Medel/Hög	Medel	Låg	Mycket låg

<sup>[1]</sup> Den nya åkermarksarealen kan i teorin tas från bland annat nuvarande trädesareal, arealer som används för export av spannmål och effektivisering i vallodlingen.

<sup>[2]</sup> Antalet betesdjur beräknat som antalet nya dikor med avkomma. Antaganden om gräsmarkernas avkastning och dikornas näringsbehov följer Agriwise kalkyldata.

<sup>[3]</sup> Bedömningen av arealen skogsmark utgår från att all mark som inte kan tas från jordbruket kommer att hämtas från skogen. Markarealen som kan komma från jordbruket är svårt att skatta men beräknas till mellan 250 000 - 450 000 hektar. Där ingår ängs- och betesmarker som i dagsläget har miljöersättning för allmänna värden eller enbart gårdsstöd och som med ändrad hävd kan bli naturtyp (ca 230 000 ha), långliggande vallar som utvecklade naturvärden och som kan bli slätteräng (ca 40 000 ha) samt jordbruksmark som nyligen inte utgör gårdsstödberättigad areal (ca 180 000 ha). Det är inte sannolikt att all mark är tillgänglig för att skapa naturtypsklassad ängs- och betesmark och här har därför antagits att en möjlig areal ligger mellan 250 000 – 450 000 hektar.

<sup>[4]</sup> Baserade på data från Sveriges klimatrapportering 2023 till UNFCCC, där omvandling från skogsmark till gräsmark ledde till 16,1 ton CO<sub>2</sub> per hektar i genomsnitt 2017–2021.

## 10.3 Konsekvensutredning för skog

### 10.3.1 Nulägesbeskrivning

Flera av de referensarealer som redovisades i den senaste artikel 17-rapporteringen till EU-kommissionen (2019) är högre än den nuvarande skogsmarksareal som *de*

*facto* håller naturtypsklass. Differensen innebär att arealerna för skogsnaturtyperna i många fall inte är gynnsamma enligt art- och habitatdirektivet. Inom detta regeringsuppdrag redovisas (1) reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska behovet och (2) skattningar av naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde (se kapitel 7). I det här avsnittet utreds konsekvenserna i förhållande till EU:s naturrestaureringsförordning.

### 10.3.2 Avgränsningar

#### UTREDNINGSSALTERNATIV

Konsekvensutredningen för skog omfattar två utredningsalternativ: ett som bygger på reviderade referensarealer som är framtagna genom en analys av ekologiska behov (representerar den minsta tillräckliga arealen naturtyp som är nödvändig för att uppfylla kraven i art- och habitatdirektivet, i enlighet med definitionen av referensareal i naturrestaureringsförordningen) och ett annat där de befintliga naturtypsarealerna vid Sveriges EU-inträde 1995 används som referensarealer för samtliga naturtyper och i alla biogeografiska regioner (se kapitel 7). Konsekvenser av restaureringsbeting för gräsmarker som skulle innebära att skogsmark tas i anspråk beskrivs i avsnitt 10.2.

#### SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS

Vilka referensarealer som tillämpas vid genomförandet av Naturrestaureringsförordningen påverkar den biologiska mångfalden och samtliga skogliga ekosystemtjänster. Tillgången till skogsråvara och kollektiva nyttor som biologisk mångfald har även betydelse i senare förädlingsled. Konsekvenser för skogsindustrin av en förändring i virkesutbudet och därpå följande förädlingsled uppskattas utifrån nationalräkenskaper och BNP. Kedjan av konsekvenser för senare förädlingsled för andra näringar som kan följa på förändringar av exempelvis biologisk mångfald och anknytande ekosystemtjänster är däremot svåra att beräkna av två skäl. Dels är det svårt att identifiera vilka och hur stor andel av andra näringars förädlingsvärde som påverkas. Dels är konsekvenserna vanligen inte marknadsprissatta. Konsekvenserna för senare förädlingsled beskrivs därför i huvudsak kvalitativt men med kvantitativa exempel på ekonomiska värden.

I alla beräkningar antas en jämn fördelning av restaureringsåtgärder, nyttor och kostnader över tid mellan år 2025 och 2050. Hur fördelningen av åtgärder över tid bör se ut behöver hanteras i kommande restaureringsplaner.

De samhällsekonomiska effekterna har nuvärdesberäknats med diskonteringsränta (3 %) för den aktuella tidsperioden (25 år). Se bilaga 5 för en sammanställning av de kalkylvärden med tillhörande referenser som har tillämpats i konsekvensutredningen för de skogliga naturtyperna. Nuvärdesmetoden innebär att alla framtida intäkter och kostnader räknas om till ett nuvärde med hjälp av diskonteringsräntan. Diskontering möjliggör jämförelse av intäkter och kostnader vid skilda tidpunkter. Intäkter och kostnader som uppstår närmare i tiden värderas högre än de som uppstår senare. Exempelvis är en köpare av en skogsfastighet beredd att betala mer för en fastighet med stor andel avverkningsbara skogsbestånd

eftersom det ger möjliga intäkter från avverkning nära i tid. Det omvända gäller för en fastighet med stor andel ungskog där en köpare betalar mindre, eftersom möjliga intäkter från avverkning ligger längre fram i tiden. Att tillämpa nuvärdesmetoden eller inte har större påverkan på resultatet än att variera diskonteringsräntan med någon procentenhet upp eller ned.

### 10.3.3 Utredningsalternativ och avgränsningar

#### REVIDERADE REFERENSAREALER

De reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov är i många fall större än de nuvarande naturtypsarealerna. Enligt naturrestaureringsförordningen ska förutsättningarna för att uppnå naturtypernas referensarealer vara uppnådda 2050. Det innebär att tillräcklig skogsmarksareal behöver skyddas formellt eller avsättas frivilligt, och i vissa fall att aktiva restaureringsåtgärder (naturvårdande skötsel) behöver vidtas innan 2050 för att skogsmarksarealen på sikt ska kunna utvecklas till naturtyp. När i tid skogsmarksarealen blir naturtypsklass ingår inte att bedöma i det här uppdraget.

*Västlig taiga* (9010) är den skogsnaturtyp som har störst utbredning i landet. Den förekommer i alla regioner och delregioner. Det är samtidigt den skogsnaturtyp som har störst åtgärdsbehov sett till differensen mellan ekologiskt arealbehov och faktisk areal. Åtgärdsbehovet gäller i alla regioner och delregioner med undantag för den alpina regionen. Därför borde majoriteten av de nödvändiga aktiva restaureringsåtgärderna kunna spridas geografiskt.

Enligt naturrestaureringsförordningen godkänns passiv restaurering, det vill säga fri utveckling på formellt skyddad eller frivilligt avsatt skogsmark, om det är tillräckligt för att arealerna i fråga på sikt ska kunna utvecklas till naturtyp. Idag finns uppskattningsvis cirka 335 000 hektar (drygt 20 % av total areal) inom formellt skyddad skogsmark och 970 000 hektar (omkring 70 % av total areal) inom frivilliga avsättningar som inte håller naturtypsklass. Dessa arealer i boreal och kontinental region räknas bort från behovet av ytterligare skydd/avsättning. Eftersom det inte finns ett behov av restaurering i alpin region exkluderas denna region från analysen.

Restaureringsbehovet enligt naturrestaureringsförordningen styrs av differensen mellan naturtypernas referensarealer och de nuvarande arealerna av de olika naturtyperna. Det krävs areal som kan utvecklas till naturtypsklass för att minska differensen utifrån kraven i artikel 4(4). Behovet möts genom formellt skydd och frivilliga avsättningar i kombination med naturvårdande skötsel. För att kunna bedöma behovet av ytterligare åtgärder, och i förlängningen kostnaderna och nyttorna som följer av dessa åtgärder, krävs antaganden om den framtida takten i arbetet med skydd och naturvård. Eftersom arealen framtida formella skydd, frivilliga avsättningar och arealandelen som inte håller naturtypsklass inom dessa

områden till år 2050 är osäkra, analyseras reviderade referensarealer på två olika sätt:

1. Under antagandet att det nationella arbetet med områdesskydd/avsättning (formellt skydd och frivilliga avsättningar) skulle fortsätta i samma takt som de senaste 30 åren till 2050 oavsett restaureringsförordningen.
2. Under antagandet att inget ytterligare framtida nationellt arbete med områdesskydd/avsättning skulle ske till 2050 om restaureringsförordningen inte fanns.

Under antagandet att andelen skog som inte håller naturtypsklass är oförändrad i framtida formella skydd, skulle antagandet (1) innebära att man säkrar ytterligare cirka 300 000 hektar till restaureringsarbetet som inte håller naturtypsklass fram till 2050, om formella skydd bildas i samma takt som de senaste 30 åren. Med ett grovt antagande om att resterande produktiv skogsmark certifieras skulle de frivilliga avsättningarna öka med 2 %, motsvarande totalt cirka 180 000 hektar. Under antagandet att andelen skog som inte håller naturtypsklass är oförändrad i framtida frivilliga avsättningar, skulle antagandet (1) innebära att man säkrar ytterligare cirka 125 000 hektar till restaureringsarbetet som inte håller naturtypsklass i frivilliga avsättningar. I sammanhanget är det framtida bidraget från frivilliga avsättningar arealmässigt begränsat och förknippas med osäkerheter eftersom certifieringen är frivillig och marknadsbaserad.

#### NATURTYPAREALERNA VID SVERIGES EU-INTRÄDE 1995

För utredningsalternativet med inträdesarealer (1995) ställs inga ytterligare krav i form av åtgärder till 2050 till följd av artikel 4(4) i naturrestaureringsförordningen. Detta eftersom dagens skogsmarksareal som håller naturtypsklass är större eller lika med inträdesarealerna (1995). Därmed är det inte relevant att inkludera eventuella framtida åtgärder (passiva eller aktiva) i analysen av kostnader och nyttor för detta utredningsalternativ.

#### DET AREALMÄSSIGA BEHOVET

Det ekologiska arealbehovet som ligger till grund för reviderade referensarealer har beräknats genom en stegvis process (se kapitel 7). I beräkningarna ingår en ansats att justera arealerna utifrån det ekologiska bidraget från brukade skogar som inte utgör naturtyp.

Utredningsalternativet med naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995 bygger på efterhandsskattningar av befintliga naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995 (se vidare metodbeskrivning i avsnitt 7.2.2 och bilaga 6). Inträdesarealer (1995) motsvarar inte nödvändigtvis det ekologiska arealbehovet för alla skogliga naturtyper, till skillnad från reviderade referensarealer.

Det arealmässiga behovet att återskapa naturtyper till 2050 enligt naturrestaureringsförordningen skiljer mellan de båda utredningsalternativen, vilket sammanfattas i tabell 10.6. Arealbehovet beräknas som differensen mellan referensarealerna i utredningsalternativen och nuvarande naturtypsarealer. Utslaget på alla skogsnaturtyper i hela landet blir differensen cirka 25 700 kvadratkilometer

totalt om referensarealerna sätts utifrån ekologiska arealbehov. Om referensarealerna i stället sätts utifrån arealerna vid EU-inträdet 1995 blir differensen negativ (strax under minus 4 000 kvadratkilometer). Eftersom de nuvarande arealerna är lika stora eller större än inträdesarealerna (1995) för samtliga naturtyper i alla biogeografiska regioner föreligger det med andra ord inte något ytterligare arealbehov alls i detta utredningsalternativ.

När det gäller arealbehovet för reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov så finns det redan ett bidrag från formella skydd och frivilliga avsättningar. Detta eftersom det inom befintliga formella skydd och frivilliga avsättningar finns omkring 13 000 kvadratkilometer skogsmark som inte håller naturtypsklass idag men förväntas uppnå naturtypsklass på sikt. Om man utgår från antagandet (1) att det nationella arbetet med områdesskydd/avsättning skulle fortsätta till 2050 i samma takt som de senaste 30 åren oavsett restaureringsförordningen, samt att andelen skog som inte är naturtyp i det framtida skyddet är samma som idag, kvarstår cirka 8 400 kvadratkilometer att skydda eller avsätta (tabell 10.6). Om man i stället, enligt (2), antar att inget ytterligare skydd av skog skulle ske från idag till 2050 om restaureringsförordningen inte fanns så kvarstår cirka 12 700 kvadratkilometer att skydda eller avsätta.

**Tabell 10.6.** Arealmässigt behov till 2050 enligt restaureringsförordningen under två utredningsalternativ: reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov respektive användning av naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995 som referensarealer.

	Reviderade referensarealer (km <sup>2</sup> )	Naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995 (km <sup>2</sup> )
Totalt arealbehov inklusive arealer som redan idag är skyddade eller avsatta <i>= referensareal – nuvarande naturtypsareal</i>	25 663	- 4 024*
Additionellt behov av ytterligare skydd eller avsättning (antagande 1) <i>Kvar till år 2050 utöver den skogsareal som ändå skulle ha skyddats eller avsatts oberoende av förordningen, under antagandet att skydds-/avsättningsarbetet fortgår som tidigare.</i>	8 380	.
Behov av ytterligare skydd eller avsättning (antagande 2) <i>Kvar till år 2050 under antagandet att inget ytterligare skydd eller avsättning av skog skulle ha skett från idag till 2050 om restaureringsförordningen inte fanns.</i>	12 643	.

\* De befintliga arealerna är lika stora eller större än naturtypsarealerna vid EU-inträdet 1995 för samtliga naturtyper i alla biogeografiska regioner; därför finns inget arealbehov i framtiden.

### 10.3.4 Samhällsekonomisk analys

#### SAMMANFATTNING

En samhällsekonomisk bedömning av reviderade referensarealer redovisas för effekter i skogen (första förädlingsledet) men är svårare att bedöma för andra förädlingsledet. Därmed kan inte en samlad samhällsekonomisk bedömning göras.

I skogen (första förädlingsledet) indikerar analysen av reviderade referensarealer baserade på en analys av det ekologiska behovet att de samhällsekonomiska

nyttorna överstiger kostnaderna fram till 2050. Nyttorna är knutna till biologisk mångfald och klimatreglering (kolsänkan i skog) och flera men troligtvis mindre nyttor för andra ekosystemtjänster. Kostnaderna uppstår främst till följd av ett minskat utbud av timmer och massaved. Svårvärderade nyttor som saknar marknadspris som till exempel biologisk mångfald riskerar till skillnad från exempelvis timmer och massaved att underskattas. Samhällsekonomiska effekter i andra förädlingsledet är osäkra. Det är svårt att identifiera vilka och hur stor andel av andra näringars förädlingsvärde som påverkas och analyserna försvåras ytterligare när marknadspris saknas. Marknadsprissatta negativa effekter för skogsindustrin och klimatreglering (substitution och träprodukter) har dock kunnat uppskattas och är betydande. En samlad samhällsekonomisk bedömning för det andra förädlingsledet i dess helhet har inte varit möjlig att göra.

Om referensarealerna likställs med naturtypsarealerna vid EU-inträdet 1995, i stället för referensarealerna som baseras på en analys av det ekologiska behovet, blir det ingen effekt för timmer och massaved samt klimatreglering eftersom dagens skogsbruk fortsätter. Däremot uppstår samhällsekonomiska kostnader på grund av uteblivet återställande av biologisk mångfald och viss negativ påverkan på övriga ekosystemtjänster.

## KOSTNADER OCH NYTTOR I SKOGEN (FÖRSTA FÖRÄDLINGSLEDET)

### **Reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska behovet**

En sammanvägning av de samhällsekonomiska effekterna i skogen (första förädlingsledet) indikerar att det bedömda värdet av nyttorna överstiger kostnaderna i utredningsalternativet som utgår från reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov.

För biologisk mångfald innebär reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov en samhällsekonomisk nytta, men förändringar av den biologiska mångfalden är svårvärderade. Medborgare i Sverige har i genomsnitt en positiv årlig betalningsvilja för att bevara biologisk mångfald genom att skydda ytterligare skogsmark; den sammanlagda betalningsviljan ligger på mellan 2,6 och 3,7 miljarder kronor per år.<sup>125</sup> Betalningsvilja är förknippat med osäkerheter och kan variera beroende på bland annat inkomst och kunskap, och är avtagande för större arealer. Genom att använda ett genomsnittligt schablonvärde är det möjligt att beräkna total samhällsnytta för biologisk mångfald. Här väljer vi att använda 2,6 miljarder kronor per år. Den samhällsekonomiska nyttan av att skydda ytterligare skogsmark uppskattas till ett nuvärde på 46,5 miljarder kronor. Värdet bör ses som en indikation och inte ett exakt värde. Eftersom betalningsviljan inte är angiven per

<sup>125</sup> Skogsstyrelsen (2024). Samhällsekonomisk värdering av att bevara biologisk mångfald genom ytterligare skydd av skog (2024-02). <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/rapporter-2024/rapport-2024-02-samhallsekonomisk-vardering-av-att-bevara-biologisk-mangfald-genom-ytterligare-skydd-av-skog.pdf>



hektar skogsmark beräknas inte ett spann som beror på arealmässiga antaganden enligt ovan om takten i framtida formella skydd eller frivilliga avsättningar.

Ekosystemtjänsten timmer och massaved påverkas negativt av reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov. Den samhällsekonomiska kostnaden motsvarar ett nuvärde på -16,4 miljarder kronor under antagandet (1) om fortsatt framtida skydd och avsättningar oavsett restaureringsförordningen. Nuvärdet blir -24,8 miljarder kronor under antagandet (2) om att inget ytterligare framtida nationellt arbete med områdesskydd/avsättning skulle ske till 2050 om restaureringsförordningen inte fanns. Det ekonomiska värdet har beräknats genom att använda ett virkesproduktionsvärde minskat med drivnings- och skogsvårdskostnader som nuvärdesberäknas. Värdet är inte förknippat med någon större osäkerhet eftersom det är marknadsprissatt och är ett engångsbelopp för arealen fram till 2050. Avverkningar bortom 2050 har inte inkluderats.

Reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov innebär en ökad kolsänka i skogen till år 2050, även om huvudsyftet är att uppfylla ett ekologiskt arealbehov, och har därmed en positiv effekt på klimatreglering i första förädlingsledet. Effekten på kolinlagring i skogen uppskattas till ett nuvärde motsvarande 28 miljarder kronor (43 miljoner ton CO<sub>2</sub>) under antagandet (1) om fortsatt framtida skydd och avsättningar oavsett restaureringsförordningen. Nuvärdet uppskattas till 42 miljarder kronor (65 miljoner ton CO<sub>2</sub>) under antagandet (2) om inget framtida bildande av skyddade områden eller frivilliga avsättningar, utöver de krav som naturrestaureringsförordningen ställer i relation till referensarealerna. Uppskattningarna ska beaktas som konservativa (se avsnitt konsekvenser för klimat och miljö för ytterligare beskrivning). Den uppskattade effekten på kolinlagringen inkluderar läckageeffekt (50 %). Det ekonomiska värdet nuvärdesberäknas med 900 kronor per ton CO<sub>2</sub>, vilket motsvarar ett genomsnittsvärde av priset för EU:s utsläppsrätter och den svenska koldioxidskatten. Prissättning för utsläpp av koldioxid används som styrmedel och prissättningen kan skilja sig åt mellan olika styrmedel. Ett gemensamt syfte är att skapa incitament att minska utsläpp av koldioxid. Det finns också andra sätt att beräkna klimateffekter. Ett exempel är att uppskatta samhällsliga skadekostnaden av koldioxidutsläpp, så kallad *social cost of carbon*.

Posten övriga ekosystemtjänster i tabell 10.7 avser samtliga ekosystemtjänster<sup>126</sup> med undantag för de som redogörs för ovan. Här ingår till exempel vattenreglering, svamp och bär, rekreation, jakt och fiske. Flera av dessa är svårvärderade och saknar marknadspris. Flertalet ekosystemtjänster bedöms ha otillräcklig status och reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov kan bidra till att förbättra statusen för flera av dessa ekosystemtjänster. En ökad areal

<sup>126</sup> Skogens ekosystemtjänster är värden som ekosystemen tillhandahåller och som bidrar till människors välbefinnande. Det kan vara allt ifrån produkter, fysisk och mental hälsa, till kvalitén på luft, vatten och mark.

naturtyp bidrar med ökad variation, men nyttan beror på var i landskapet naturtypsarealerna finns och hur de tillgängliggörs. Om arealerna inte ligger alltför långt från tätorter kommer fler personer att vistas där vilket innebär ett större ekonomiskt värde.

### Naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde

I utredningsalternativet där naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995 används som referensarealer för samtliga naturtyper och i alla regioner är kostnaderna och nyttorna baserade på att dagens skogsbruk fortsätter på den skogsmark (12 643 km<sup>2</sup>) som i utredningsalternativet reviderade referensarealer i stället antas bevaras (genom formella skydd eller frivilliga avsättningar) och restaureras. Det betyder att de privat- och företagsekonomiska intäkterna från ett aktivt skogsbruk fortsätter. De samhällsekonomiska kostnaderna ökar dock, främst i form av mindre samhällsnytta på grund av uteblivet återställande av biologisk mångfald och viss negativ påverkan på övriga ekosystemtjänster, eftersom naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995 inte motsvarar det ekologiska arealbehovet för alla skogliga naturtyper. Klimatreglering och ekosystemtjänsten timmer och massaved påverkas inte vid en tillämpning av naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995 eftersom dagens skogsbruk fortsätter.

**Tabell 10.7.** Sammanfattning av samhällsekonomisk analys i skogen (första förädlingsledet) av två utredningsalternativ för skogliga referensarealer: reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov respektive användning av naturtypsarealerna vid Sveriges EU-inträde 1995 som referensarealer (++ betydande positiv effekt, nuvärde > 10 mdr kr; - negativ effekt, nuvärde mellan 0 och -10 mdr kr; -- betydande negativ effekt, nuvärde < -10 mdr kr; 0 ingen effekt).

	Reviderade referensarealer	Naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995
Timmer och massaved	--	0
Biologisk mångfald (betalningsvilja)	++	--
Klimatreglering (kolsänka i skog)	++	0
Övriga ekosystemtjänster (sammanvägd bedömning)	++	-

### KOSTNADER OCH NYTTOR I ANDRA FÖRÄDLINGSLEDET

#### Reviderade referensarealer som baseras på en analys av det ekologiska behovet

De samhällsekonomiska effekterna i andra förädlingsledet är svårare att bedöma, därmed kan inte en samlad samhällsekonomisk bedömning göras. Effekterna i andra förädlingsledet är svårare att skatta än det första, eftersom förädling av

ekosystemtjänster från skog har spridningseffekter i ekonomin som är svåra att följa och många saknar marknadspris.

Förädling inom skogsindustrin är marknadsprissatt och därför lättare att uppskatta, men antaganden om framtiden och marknaden bidrar med osäkerhet. Ett minskat utbud av träråvara innebär negativa konsekvenser för skogsindustrin. För uteblivet förädlingsvärde i träindustri samt pappers- och massaindustrin<sup>127</sup> uppskattas den samhällsekonomiska kostnaden till ett negativt nuvärde mellan -98 och -148 miljarder kronor beroende på takten i det framtida skyddsarbetet. Den samhällsekonomiska kostnaden skulle vara lägre om en del ersätts av ökad import. Ett tydligt exempel på en svårvärderad nytta är naturturismen, som skattats till 5,3 miljarder kronor per år<sup>128</sup> i 2022 års penningvärde. Här är det dock svårt att urskilja hur mycket som kan knytas till effekterna av en tillämpning av de reviderade referensarealerna. Om man som räkneexempel antar att en miljard kronor per år av naturturismens försäljningsvärde knyts till referensarealerna blir nuvärdet nästan 18 miljarder kronor.

Det uppskattas att det minskade utbudet av träråvara i andra förädlingsledet innebär en minskad kolinlagring i träprodukter och minskad substitution som kraftigt varierar beroende på antagande om substitutionseffekten (13–53 miljarder kronor, motsvarande 20–82 miljoner ton CO<sub>2</sub>).

Vetenskapliga resultat indikerar dock att den sammanvägda effekten i det första och andra förädlingsledet troligen är en klimatnytta till år 2050 (Petersson m.fl. 2022, Skytt m.fl. 2021). Klimatnyttan uppskattas till ett nuvärde mellan 3–25 miljarder kronor (5–39 miljoner ton CO<sub>2</sub>) under antagandet (1) om fortsatt framtida skydd och avsättningar oavsett restaureringsförordningen. Nuvärdet uppskattas till mellan 5–38 miljarder kronor (8–59 miljoner ton CO<sub>2</sub>) under antagandet (2) om inget framtida bildande av skyddade områden eller frivilliga avsättningar, utöver de krav som naturrestaureringsförordningen ställer i relation till referensarealerna. Den uppskattade klimatnyttan inkluderar effekten av kolinlagring i skogen och i träprodukter samt substitutionseffekt och läckageeffekt. Beräknat intervall beror på olika antaganden om olika effekter (se avsnitt konsekvenser för klimat och miljö för ytterligare beskrivning).

För övriga ekosystemtjänster har det inte varit möjligt att skatta de monetära effekterna men flertalet av dem tillför betydande värden i andra förädlingsledet fördelat på ett flertal sektorer av näringslivet och samhällsekonomin. En samlad

---

<sup>127</sup> BNP från produktionssidan (ENS2010) efter näringsgren SNI 2007. År 1980 - 2021. PxWeb (scb.se) utifrån medelvärden mellan 2018 och 2021, se utförligare beskrivning i bilaga 5 för skog

<sup>128</sup> [https://www.miuun.se/globalassets/forskning/center-och-institut/etour/publikationer/etour-rapport-2014-1\\_the-supply-ofpdf](https://www.miuun.se/globalassets/forskning/center-och-institut/etour/publikationer/etour-rapport-2014-1_the-supply-ofpdf)

samhällsekonomisk bedömning för andra förädlingsledet är därför inte möjligt att göra.

### **Naturtypsarealer vid Sveriges EU-inträde**

Samhällsekonomiska effekter för senare förädlingsled inom skogsindustrin och andra delar av förädlingsledet behöver inte uppskattas för utredningsalternativet där naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995 används som referensarealer, eftersom dessa inte innebär några ytterligare krav på åtgärder.

## **10.3.5 Konsekvenser för offentlig sektor**

### **STATSFINANSIELLA KOSTNADER OCH INTÄKTER**

#### **Kostnader kopplade till formellt skydd och intäkter i statsbudgeten**

På de arealer som behöver återställas och som idag inte omfattas av formellt skydd eller frivillig avsättning behöver ett långsiktigt åtgärdsarbete säkerställas. De statsfinansiella konsekvenserna har bedömts utifrån beskrivna antaganden om olika takt i framtida skyddsarbete (formella skydd och frivilliga avsättningar):

1. Ytterligare arealer (8 380 km<sup>2</sup>) som skulle behöva skyddas/avsättas utöver det som ändå skulle ha åstadkommit genom ett fortsatt skyddsarbete från idag till 2050. Det här alternativet bygger på antagandet att man skulle fortsätta skydda skog i samma takt som under de senaste 30 åren oavsett restaureringsförordningen.
2. Ytterligare arealer (12 643 km<sup>2</sup>) som skulle behöva skyddas/avsättas till år 2050. Det här bygger på antagandet att inget ytterligare skydd av skog skulle ske från idag till 2050 om restaureringsförordningen inte fanns.

Gemensamt för de statsfinansiella intäkterna är att de inte varit möjligt att kvantifiera alla intäkter och utgifter och därför kan inte nettoeffekten på statsbudgeten bedömas. Under antagande (1) blir utgifterna i statsbudgeten för intrångsersättning till markägaren vid bildande av formellt skydd runt 63 miljarder kronor i dagens penningvärde. Med antagande (2) blir utgifterna runt 95 miljarder kronor i dagens penningvärde. Observera att dessa kostnader för formellt skydd avser hela arealen som skulle behöva skyddas/avsättas enligt (1) respektive (2) ovan. Med mer frivilliga avsättningar i framtiden skulle utgifterna i statsbudgeten vara lägre.

Intäkterna och nettoeffekten på statsbudgeten av reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov är betydligt svårare att kvantifiera än de direkta kostnaderna för intrångsersättning. Det handlar om att bevarandet av en tillräcklig biologisk mångfald i skog i Sverige är grunden för vårt välstånd och vår ekonomi. Tillståndet för biologisk mångfald inklusive vissa skogliga ekosystemtjänster förväntas förbättras med detta utredningsalternativ. En sådan utveckling får en positiv påverkan på svenska företag, medborgare och andra aktörer och därmed även poster i statsbudgeten, till exempel i form av ökade skatteintäkter och minskade utgifter. En höjning av kolförrådet i skog kan till

exempel minska utgifter inom andra utgiftsområden och poster för att nå Sveriges klimatmål.

Att tillämpa naturtypsarealer vid EU-inträdet 1995 som referensarealer innebär inga statsfinansiella kostnader för formellt skydd eftersom inget framtida skyddsarbete till 2050 krävs till följd av artikel 4(4) i naturrestaureringsförordningen. Dock uppstår andra svårvärderade statsfinansiella kostnader och intäkter vilket beskrivits i stycket ovan.

### **Kostnader för aktiva åtgärder för att uppnå reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov**

Det återstående arealmässiga nationella behovet fram till 2050 har redogjorts för i kap 7. Nedan redovisas årliga kostnader per åtgärdestyp för alla nödvändiga aktiva restaureringsåtgärder mellan 2025–2050. Den totala åtgärds-kostnaden<sup>129</sup> är uppskattad till 5,4 miljarder kronor till 2050 i 2022 års penningvärde. Finansiering sker exempelvis idag genom att myndigheter ansöker om miljöstödsersättning och pengar till åtgärder från EU:s jordbruks- och strukturfonder.

Det minsta nödvändiga behovet av aktiva restaureringsåtgärder är bedömt utifrån areal som behöver restaureras där passiv restaurering inte är tillräcklig. De typer av åtgärder som bedöms nödvändiga för att klara återskapandekraven är redan etablerade i det naturvårdsarbete som genomförs av myndigheter och skogssektorn, men deras omfattning behöver öka betydligt. Pågående naturvårdande åtgärder och restaureringsåtgärder antas fortsätta i oförändrad takt, och ingår därför inte i uppskattningen av behovet av återstående nödvändiga åtgärder och av medföljande kostnader. Kostnaden för hydrologisk återställning genom återvätning skulle minska desto större synergi som kan etableras med befintligt styrmedel för återvätning som idag utförs främst av klimatmässiga skäl, om åtgärden bidrar till att skogsmark på sikt blir skoglig naturtyp. Naturtyperna med restaureringsbehov finns spridda över hela landet. Därför borde majoriteten av nödvändiga aktiva restaureringsåtgärder kunna spridas geografiskt. Se bilaga 5 för en sammanställning av de kalkylvärden med tillhörande referenser som har tillämpats i beräkningarna av konsekvensutredning för de skogliga naturtyperna. Hur dessa

---

<sup>129</sup> Endast åtgärds-kostnad ingår. Kostnader för information, analys, planering eller liknande ingår inte.

framtida åtgärdskostnader och samhällsnyttor fördelas mellan staten, EU, företag och hushåll bedöms inte i konsekvensutredningen.

- Naturvårdsbränning: 26,5 miljoner kr per år
- Hydrologisk återställning genom återvätning: 68,9 miljoner kr per år
- Reducering av oönskade träd: 51 miljoner kr per år
- Heterogenisering av bestånd och skapande av död ved: 6,7 miljoner kr per år
- Veteranisering av träd: 21 miljoner kr per år
- Plantering: 14 miljoner kr per år
- Stängsling mot viltbete: 27,5 miljoner kr per år

Se effektbedömning av åtgärderna i avsnitt om konsekvenser för klimat och miljö.

### KONSEKVENSER FÖR STATEN, KOMMUNER OCH ÖVRIGA BERÖRDA MYNDIGHETER

Konsekvenserna av en tillämpning av reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov berör i första hand länsstyrelserna, Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket. De statliga utgifterna ökar främst i form av kostnader för bildande av formellt skyddade områden och för att bedöma behov av och utföra eller beställa nödvändig naturvårdande skötsel. Det är mest kostnadseffektivt för staten att fokusera på skogar med befintliga naturvärden och säkerställa att dessa har tillräcklig skötsel för att de inte ska förlora sin naturtypsklass, för att sedan gå vidare med de mest lämpliga markerna och miljöerna att återställa genom restaureringsinsatser.

De direkta konsekvenserna för kommuner bedöms ha begränsad omfattning då bildande av formella skydd endast i få fall tecknas av kommuner. Att uppnå referensarealerna bedöms inte påverka det kommunala självstyret då det inte innebär några förändringar av kommunala befogenheter eller skyldighet ur ett juridiskt perspektiv. Kommuner med ansvar för förvaltning av skyddade områden kan beröras genom behov att utföra restaureringsåtgärder.

Övriga berörda myndigheter med skogsinnehav som Fastighetsverket, Fortifikationsverket och Försvarmakten kan komma att påverkas beroende på om staten ska gå före och ta större ansvar för nödvändiga arealer för att minska konsekvenser för privata aktörer.

### 10.3.6 Konsekvenser för företag och hushåll

En tillämpning av reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov skulle möjliggöra livskraftiga naturtyper. Många företag och hushåll skulle gynnas genom att livskraftiga naturtyper bidrar till en tillräcklig nivå av biologisk mångfald och ekosystemtjänsternas långsiktiga förmåga att leverera varor och tjänster. Företag kan få en positiv marknadseffekt och stärkt konkurrenskraft. Hur stor effekten kan bli och vilken aktör som kommer att gynnas är svårt att bedöma innan nationella restaureringsplaner finns.

Ett virkesproduktionsbortfall exempelvis genom minskad mängd avverkningar har negativa konsekvenser för skogsindustrin, skogliga entreprenörer och efterföljande förädlingsled. Hushåll missgynnas av ett minskat utbud av träråvaror och stigande priser, allt annat lika.

Entreprenörer som arbetar med ovan nämnda restaureringsåtgärder gynnas ekonomiskt av ett ökat behov av utförande enligt reviderade referensarealer. Det kan även leda till positiva affärsmöjligheter i glesbygden.

### 10.3.7 Sociala konsekvenser

Återställande av skogliga naturtyper enligt reviderade referensarealer som baseras på en analys av ekologiska behov bidrar till ökad variation i skogslandskapet. För de skogliga naturtyperna och de kulturella ekosystemtjänsterna<sup>130</sup> bedöms den sociala effekten som neutral om arealerna är utspridda i landskapet. Effekten bedöms som mer positiv desto mer tätortsnära areal eller närhet till välbesökt område, men är samtidigt beroende av hur de tillgängliggörs.

### 10.3.8 Konsekvenser för klimat och miljö

Variationsrika skogar behövs för att möta ett förändrat klimat, förebygga skador samt för att bevara och utveckla biologisk mångfald. Klimateffekten av att skydda skog är troligen positiv på medellång sikt (till 2050). På lång sikt (100–150 år) kan den sammanvägda klimateffekten för första och andra förädlingsled (jämför avsnitt 10.3.4 ovan) variera från negativ till positiv beroende på antaganden om skogsmarkens virkesproducerande förmåga och substitutionseffekten i olika studier. I beräkningarna av den totala klimatnyttan i avsnittet om samhällsekonomisk analys ingår både substitutions- och läckageeffekter. Beräkningarna presenteras som ett spann där resultat på medellång sikt från två vetenskapliga studier används för att beakta osäkerheter kopplade till olika antaganden. En studie indikerar att en minskad avverkning från 80 % till 0 % leder till en klimatnytta som motsvarar ungefär 3,7 ton CO<sub>2</sub> per år och hektar.<sup>131</sup> Substitutionseffekten inkluderas i studien, där en substitutionsfaktor på 0,95 ton kol per ton kol bundet i trä antas. I en annan studie innebär en ökad areal skyddad skog med 3,7 miljoner hektar i Sverige en klimatnytta som motsvarar 2 miljoner ton CO<sub>2</sub> per år i genomsnitt till 2050.<sup>132</sup> Då har substitutionseffekten inkluderats och beräknats med en faktor av 1,1 ton kol per ton kol, vilket kan omräknas som 0,5 ton CO<sub>2</sub> per år och hektar av ytterligare skog som skyddas. Den stora skillnaden mellan resultaten i de två studierna kan förklaras med olika antaganden kring potential för kolinlagring i skyddad skog och kring substitution. Över en längre period (150 år) visar dock den första studien att klimateffekten av att undanta skog

<sup>130</sup> De inkluderar vardagsrekreation och träningsaktiviteter, skog och natur för upplevelseturism, mental och fysisk hälsa, miljö och estetik samt för kunskap och information.

<sup>131</sup> Skytt, T., Englund, G., & Jonsson, B.-G. (2021). Climate mitigation forestry—Temporal trade-offs. *Environmental Research Letters*, 16(11). DOI 10.1088/1748-9326/ac30fa. Figur 5.

<sup>132</sup> Petersson, m.fl. (2022). On the role of forests and the forest sector for climate change mitigation in Sweden. *GCB Bioenergy*, 14, 793–813. Data från Open Research, Data-Figure-2.xlsx

från virkesproduktion kan vara positiv eller negativ beroende på skogens bonitet. Klimatnyttan är mer uthållig i skogar med låg bonitet medan klimateffekten blir negativ på lång sikt i skogar med högre bonitet. I den andra studien är klimateffekten negativ på lång sikt (100–150 år) när substitution beräknas med en faktor av 1,1 eller 1,7 ton kol per ton kol men positiv när en faktor av 0,6 ton kol per ton kol antas.

I beräkning av klimatnytta i konsekvensanalysen tillämpas också en läckageeffekt motsvarande högst 50 %, vilket innebär att klimateffekten uppskattas på hälften av arealen, andra hälften avverkas i andra länder (ökad avverkning) och importerar.<sup>133</sup>

För den beräknade effekten på klimatreglering i det första förädlingsledet antas en ökad kolsänka i skogen som motsvarar 4 ton CO<sub>2</sub> per år och hektar av ytterligare skog som skyddas. Data baseras på resultat från Petersson m.fl. (2022) där kolsänkan i skogen uppskattades öka med 15 miljoner ton CO<sub>2</sub> per år över 30 år när areal skyddad skog ökas med 3,7 miljoner hektar. Uppskattningen är konservativ jämfört med resultat i Skytt m.fl. (2021).

Klimatnyttan av återvättningsåtgärder för återställande av skogliga naturtypsarealer är positiv om åtgärderna lokaliseras till näringsrika torvmarker i södra Sverige. Klimatnyttan avtar norrut i landet. Det bedöms att återvättningsåtgärder kan leda till en klimatnytta som motsvarar knappt 9 miljoner ton CO<sub>2</sub>-ekvivalenter till 2050.<sup>134</sup> Uppskattningen av klimatnyttan baseras på sammanvägda faktorer där effekten av koldioxid, lustgas och metan före och efter återvätning av olika typer av dikad skogsmark ingår. Den uppskattade klimatnyttan är beräknad utöver dagens nivå av återvätning som antas fortsätta i oförändrad takt. Klimatnyttan av nödvändiga restaureringsåtgärder överskattas om återvätning ökar i framtiden på grund av befintliga styrmedel.

För restaureringsarbetet kopplat till de reviderade referensarealerna krävs ytterligare naturvårdsbränning som skulle innebära utsläpp av 0,9 miljoner ton CO<sub>2</sub>-ekvivalenter till 2050. Det baseras på klimatrapporeringen där utsläpp från naturvårdsbränningar motsvarar 21,3 ton CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per hektar, där utsläpp av koldioxid, lustgas och metan ingår.<sup>135</sup>

Övriga nödvändiga aktiva restaureringsåtgärder har inte effektberäknats men de bidrar till ökad variation och därmed till bevarande av biologisk mångfald och ökad resiliens i skogen.

<sup>133</sup> Skogsstyrelsen (2022). Läckageeffekter från skog och skogsbruk. Rapport 2022/18.

<sup>134</sup> Data för skogsmarker från Tabell 4.2 i Skogsstyrelsens rapport 2022/14 används. Följande fördelning av arealen mellan olika skogsmarker antas: 35 % tempererad näringsrik, 15 % tempererad näringsfattig, 25 % boreal näringsrik och 25 % boreal näringsfattig.

<sup>135</sup> Naturvårdsverket (2023) National Inventory Report Sweden 2023. Annex 3:2 Land Use, Land-Use Change and Forestry (CRF sector 4). Avsnitt 3.2.2.5



## 10.4 Konsekvensutredning för kustnära våtmarker

### 10.4.1 Nulägesbeskrivning

Den föreslagna restaureringsförordningen omfattar samtliga akvatiska naturtyper i sjöar, vattendrag, kust och hav som omfattas av art- och habitatdirektivet. Konsekvensutredningen inkluderar dock enbart de fyra marina (saltvatten) naturtyper som omfattas av förordningens bilaga I, och därmed kraven i artikel 4(4). Dessa marina naturtyper har klassificerats som ”kustnära våtmarker” i förordningen. Övriga marina naturtyper omfattas inte av artikel 4(4) i förordningen och har därmed exkluderats från konsekvensutredningen. Samtliga limniska (sötwater) naturtyper omfattas av artikel 4(4) men på grund av särskilda utmaningar i revideringen av FRA-värden för limniska naturtyper, bland annat förseningar i framtagandet av underlagen, har inga konsekvenser kunnat analyseras för dessa.

Sveriges kustvattenmiljöer har hög biodiversitet och är mycket produktiva. De spelar en central roll i de marina ekosystemen, till exempel som uppväxt- och födosöksområden för olika arter. Det är också särskilt i kustvattnen som människor och hav möts och många ekosystemtjänster skapas, såväl stödjande, försörjande, reglerande som kulturella ekosystemtjänster. Områdena utgör grunden för en rad olika användningsområden, däribland turism, rekreation, friluftsliv och fiske.

Sveriges kustområden har samtidigt spelat en avgörande roll i utvecklingen av samhällen, industrier och hamnar och de har på flera håll påverkats av människan under mycket lång tid. I de flesta fall har utvecklingen skett på bekostnad av naturmiljön. Än idag fortgår negativ påverkan från exploatering och markanvändning som orsakar både förlust av kvalitet och areal för de utpekade naturtyperna.

### 10.4.2 Utveckling till 2050 i avsaknad av förordningskraven

Historiskt har stora arealer inom de aktuella naturtyperna tagits i anspråk genom anläggning i större och mindre hamnar, samhällen och även jordbruksmark, med mera. Förluster fortgår men inte lika storskaligt som tidigare. Under senare decennier har arealförluster också skett till följd av många småskaliga exploateringar som tillsammans omfattar betydande arealer.

Utifrån analyser utförda av Metria<sup>136</sup>, baserade på historiska data och bildmaterial, kan framtida förluster av areal uppskattas utifrån historisk trend. Det finns en del kritiska antaganden vilket innebär osäkerheter och siffrorna ska därför betraktas som en fingervisning av framtida förluster. Arealen som tas i anspråk av linjeobjekt

<sup>136</sup> Törnqvist O, m.fl (2020). Fysisk störning i grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12, 126 sidor (exklusive appendix)

(bryggor, pirer etc., smalare än sex meter) fram till 2050 kommer att öka med 30 % (cirka 3 km<sup>2</sup>, både inom och utanför naturtyp) och motsvarande siffra för ytobjekt (kajer, utfyllnader, etc., bredare än sex meter) är 24 % (cirka 15 km<sup>2</sup>, både inom och utanför naturtyp). Yt- och linjeobjekt är baserade på trenden mellan 1960–2016. Det finns skäl att misstänka att exploateringstakten för linjeobjekt ökat under senare år medan takten för ytobjekt avtagit. Muddringar uppskattas genomföras på cirka 17 km<sup>2</sup> (både inom och utanför naturtyp) fram till 2050, utifrån trenden mellan 2013–2017. Utifrån osäkerheter och att det inte är möjligt att fördela siffrorna per naturtyp och andra kustområden, har uppskattningarna inte integrerats i konsekvensutredningen. Detta följer även antagandet om att gapet mellan nuvarande areal och föreslagna referensarealer inte ökar över tid (se Utgångspunkter och avgränsningar för konsekvensutredningen). En ytterligare förlust av naturtyp skulle resultera i större differens mellan bedömda reviderade referensarealer och nuvarande areal med följd att fler återskapandeåtgärder behöver genomföras.

Arealen av marina skyddade områden har ökat i Sverige över tid, tack vare särskilda satsningar. Ytterligare naturtypsareal kommer att skyddas fram till 2050. Åtgärden i sig skapar inte nödvändigtvis några betydande nya arealer av de berörda naturtyperna. Anledningen är att fokus ligger på områden med höga naturvärden, som sannolikt redan klassificeras som naturtyp. Konsekvensutredningen bedömer att arbetet med områdesskydd kommer leda till återskapande av vissa arealer av kustnära våtmarker fram till 2050 men inte ha någon stor påverkan på den totala arealen återskapade naturtyper.

Restaureringsprojekt för marina miljöer har ökat i antal, om än från en mycket låg nivå och hittills främst i form av pilotprojekt. Dessa kan komma att bidra till att skapa naturtypsarealer i framtiden, men arealerna som återskapats av marin restaurering idag är små och väntas endast bidra marginellt för att nå föreslagna referensarealer, baserat på dagens restaureringstakt och budget.

Det har inom arbetet med konsekvensutredningen inte varit möjligt att uppskatta hur mycket naturtypsareal som kan komma att tas i anspråk genom olika miljöbalksprövningar fram till 2050. Om alla nya tillstånd fram till 2050 ställer villkor att ingen arealförlust av naturtyp får ske, skulle dagens arealer hållas konstant. Detta är inte ett realistiskt scenario utan nya/utökade verksamheter och stora infrastrukturprojekt kommer att behöva genomföras fram till 2050 med arealförluster som följd. Kompensationsåtgärder skulle kunna hålla naturtypsarealen konstant. I annat fall behöver ianspråktagna arealer kompenseras genom andra åtgärder, om förordningens tidsatta målsättningar ska uppnås.

Dagens nivå på miljöbalkstillsyn och även verksamheternas eget arbete skulle främst påverka kvalitetsaspekter av naturtyperna och troligen inte medföra omfattande arealökningar, en viss arealökning kan dock förväntas fram till 2050.

Det kan konstateras att dagens implementerade styrmedel inte är anpassade för att generellt stoppa arealförluster och kan inte heller förväntas återskapa omfattande arealer av naturtyper i kustmiljön. Sammantaget är det troligt att den totala

påverkan på de berörda naturtyperna kommer att fortsätta öka med ytterligare areal- och kvalitetsförluster fram till 2050.

### 10.4.3 Utredningsalternativ

Inom uppdraget har, förutom reviderade referensarealer, även nuvarande naturtypsareal uppskattats. Det har inte varit möjligt att skilja ut naturtypsarealer vid EU-inträdet<sup>137</sup> år 1995. Konsekvenserna baserar sig således på differensen mellan nuvarande naturtypsarealer och reviderade referensarealer.

De preliminära beräkningar som gjorts i samband med regeringsuppdraget visar relativt stora arealdifferenser mellan nuvarande utbredning och reviderade referensarealer för de fyra aktuella naturtyperna. I tabellen nedan redovisas differenserna i respektive region, samt de huvudsakliga påverkansfaktorer som bedöms orsaka arealförluster.

**Tabell 10.8.** Differens mellan nuvarande naturtypsarealer och föreslagna referensarealer samt huvudsakliga påverkansfaktorer för arealförluster.

Naturtyp	Region	Differens FRA-CV (km <sup>2</sup> )	Huvudsakliga påverkansfaktorer för arealförluster
<i>Estuarier</i> (1130)	Atlantisk	19,0	Närsaltsbelastning och fysisk påverkan genom exploatering (inkl. muddringar och utfyllnader).
	Baltisk	45,6	Ändrad sedimenttransport i uppströms vattendrag.
<i>Blottade ler- och sandbottnar</i> (1140)	Atlantisk	4,5	Närsaltsbelastning och fysisk påverkan genom exploatering (inkl. muddringar och utfyllnader).
	Baltisk	3,9	Eventuellt ändrad sedimenttransport.
<i>Laguner</i> (1150)	Boreal	4,2	Närsaltsbelastning, fysisk påverkan genom exploatering (inkl. muddringar och utfyllnader), övrig grumling.
	Kontinental	9,7	
<i>Smala Östersjövikar</i> (1650)	Baltisk	12,3	Närsaltsbelastning och fysisk påverkan genom exploatering (inkl. muddringar och utfyllnader).

### 10.4.4 Antaganden och avgränsningar och åtgärder

En fördjupad åtgärdsanalys och kvalitetssäkring av dagens areal och till reviderade referensarealer behöver genomföras innan rapportering 2025. Det saknas i nuläget beprövade och utvärderade metoder för att återskapa arealförluster av naturtyperna (som är fokus för konsekvensutredningen). Nedan identifieras ett antal potentiella åtgärder som generellt kan bidra till arealökning av naturtyperna. Åtgärderna är preliminära och är identifierade på en generell nivå för hela landet. En lokal åtgärdsanalys skulle kunna visa att andra åtgärder vore mer lämpliga, vilket kan ge andra konsekvenser.

<sup>137</sup> Detta utredningsalternativ innebär att referensarealerna sätts till samma värden som bedöms ha funnits vid inträdet i EU år 1995. Förutsättningen för att kunna sätta referensvärdet till EU-inträdet 1995 är att det bedöms redan finnas tillräckligt stora arealer för naturtyperna för att säkra långsiktig överlevnad (utifrån att trenden sedan 1995 fram tills nu varit stabil).

Det ska noteras att konsekvensutredningen utgår från dagens implementerade styrmedel och inga förändrade styrmedel utreds, även om förändrad lagstiftning etcetera sannolikt behövs för att nå referensarealerna. Antagandet begränsar analysen nedan i detta avseende.

De naturtyper som konsekvensutreds, vars arealer ska återskapas enligt förordningen, är lokaliserade i anslutningen till platser som en stor del av befolkningen är bosatt och arbetar och där kommer sannolikt även i framtiden finnas ett högt exploateringsstryck. Avvägningar kring om och var återskapandeåtgärder ska göras kommer att behöva göras i den svenska restaureringsplanen. För flera naturtyper har det inte varit möjligt att identifiera rimliga åtgärder som möjliggör att uppnå referensarealerna. Anledningarna är flera, exempelvis kan det idag saknas kända återskapandeåtgärder, tillräckligt många potentiella åtgärder, incitament för intressenter med dagens styrmedel eller att åtgärderna bedöms leda till avsevärda samhällsekonomiska kostnader.

### ESTUARIER OCH SMALA ÖSTERSJÖVIKAR

För att nå referensarealerna behöver 65 kvadratkilometer skapas av naturtypen *estuarier* och ytterligare 12 kvadratkilometer för *smala Östersjövikar*, sett till hela Sverige. De naturgeografiska förutsättningarna för *smala Östersjövikar* och *estuarier* innebär att de enda realistiska åtgärderna för återställning bedöms finnas inom historiskt förlorade arealer, dvs det bedöms inte möjligt att skapa nya estuarier eller vikar. Vid *smala Östersjövikar* och *estuarier* är vanligtvis samhällen/städer, hamnar och industrier lokaliserade, vilket även medfört hög exploateringsgrad och omfattande historiska utfyllnader för att skapa landarealer. Dessa kustmiljöer är ofta tätbefolkade med omfattande bostadsbestånd med kompletterande strandexploateringar såsom vägar, badstränder och bryggor etc. Det bedöms svårt att nå arealmålen för *estuarier* och *smala Östersjövikar* då de lämpliga åtgärder som identifierats, se nedan, kan vara olämpliga av olika anledningar att implementera i tillräcklig omfattning. Enbart kravet att minska pågående förluster fram till 2030 bedöms som en utmaning, utan förändrade styrmedel.

Följande åtgärder skulle kunna bidra till att återskapa naturtyperna *estuarier* och *smala Östersjövikar*:

- Borttagning av bryggor, pিরer etcetera
- Återskapa borttagna trösklar.
- Öppna invallade/avsnörda vatten.
- Återställa torrlagda vattenmiljöer.
- Minska muddringens omfattning eller påverkan
- Ändrad sedimenttransport uppströms vattendrag.
- Minskad närsaltsbelastning

### BLOTTADE LER- OCH SANDBOTTNAR

*Blottade ler- och sandbottnar* (8,4 km<sup>2</sup> behöver återskapas) är en naturtyp som har minskat av flera anledningar. Dels kan miljöer ha fyllts ut och exploaterats, dels kan de ha grävts/muddrats bort. Störning av den naturliga sedimentdynamiken kan

också medfört förluster av naturtypen. Sverige har tidigare inte prioriterat att aktivt restaurera denna naturtyp och det finns inga beprövade restaureringsmetoder för svenska förhållanden. I konsekvensutredningen har det antagits att det går att utöka befintliga eller anlägga nya arealer av naturtypen genom aktiv restaurering. Naturtypen antas kunna återställas genom att i lämpliga lokaler lägga ut lera och sand, samt kompletterande platsspecifika åtgärder, inom avgränsade restaureringsprojekt. Huruvida denna restaureringsmetod är lämplig eller om de återskapade naturtyperna uppnår biologisk kvalitet har varken testats eller utvärderats. Följande åtgärder antas bidra till återskapande av naturtypsarealerna:

- Utläggning av ler- och sand, samt kompletterande åtgärder
- Ändrad sedimentdynamik

## LAGUNER

Naturtypen *laguner* är en miljö som kan vara mycket rik på biologisk mångfald och bidra till ekosystemen i det omkringliggande havet. Det är också en naturtyp som påverkas av landhöjningen, både genom att laguner försvinner och genom att nya laguner bildas. Exploatering har också påverkat *laguner* på flera sätt och 13,9 km<sup>2</sup> behöver återskapas för att nå referensareal. Exempelvis har bryggor anlagts inne i de skyddade lagunerna, som eventuellt även har öppnats upp för att göra dem mer tillgängliga sjövägen. Även motsatsen förekommer då havsvattenutbytet stängts av genom att anlägga vägar eller för att skapa jordbruksmark etcetera. Restaureringsåtgärderna antas kunna genomföras utan omfattande konsekvenser för andra aktörer. Det bygger dock på att arealer för återskapande kan förläggas till platser som idag inte nyttjas. Följande åtgärder antas bidra till återskapande av naturtypsarealerna:

- Utläggning av sten eller liknande för att minska lagunens vattenutbyte.
- Bortgrävning av invallning, sten eller liknande för att öka lagunens vattenutbyte.
- Borttagning eller flytt av bryggor etcetera
- Anlägga eller byta ut vägtrummor och liknande vägåtgärder
- Minskad närsaltsbelastning

### 10.4.5 Konsekvenser för offentlig sektor

Den offentliga sektorn kan komma att beröras på många sätt dels som finansär/utförare av restaureringsinsatser, dels genom förvaltningsansvar och myndighetsutövning. Nedan preciseras konsekvenser för offentliga sektorn, uppdelat på kommuner, regioner och staten.

#### KONSEKVENSER FÖR KOMMUNER OCH REGIONER

De cirka 80 kustkommunerna kan komma att beröras av insatser för att uppnå referensarealerna i de berörda marina naturtyperna, exempelvis restaureringsåtgärder och förändrade möjligheter att exploatera inom naturtyperna. Det kan innebära anpassningar i kommunens översikts- och detaljplaner, samt även i frågor runt strandskydd.

Vissa kommuner kan även beröras om att tillsyn av strandskydd (bryggor och andra exploateringar) i naturtyperna behöver öka eller om kommunen behöver anlägga större fritidsbåtshamnar som ersättning för enskilda bryggor. Insatserna bedöms ligga inom kommunernas nuvarande ansvarsområden och kan genomföras fram till 2050 utan statlig ersättning.

I den mån åtgärderna kan stärka klimatanpassningsarbetet i kustområden skulle det också kunna bidra till lägre kostnader för klimatanpassning på kommunal nivå på sikt (se avsnittet nedan om Konsekvenser för miljö och klimat).

Sveriges regioner bedöms få ringa konsekvenser till följd av att referensarealerna ska uppnås. En möjlig indirekt men svårbedömd effekt av ökad tillgång till vardagsnära natur och friluftsliv, är att efterfrågan på hälso- och sjukvård kan minska.

## KONSEKVENSER FÖR STATEN

Konsekvenser berör i första hand de 14 kustlänsstyrelserna (inkl. de fem regionala vattenmyndigheterna) samt även Havs- och vattenmyndigheten. Trafikverket berörs i frågor om omläggning av vägtrummor och andra infrastrukturåtgärder.

### Länsstyrelserna

Att nå de föreslagna referensarealerna för de fyra marina naturtyperna kommer ta i anspråk resurser från kustlänsstyrelserna, både i form av personal och restaureringsmedel.

Restaureringsåtgärderna som krävs för naturtyperna *laguner* och *blottade ler- och sandbottnar* behöver planeras, upphandlas, genomföras och följas upp.

Länsstyrelserna behöver även göra aktiva restaureringsåtgärder i naturtyperna estuarier och smala Östersjövikar. Exempelvis restaurering av borttagna trösklar och ta bort infrastruktur som idag inte brukas, såsom lämningar efter äldre skogsomlastningsplatser. Ovanstående insatser kommer, förutom restaureringskostnad, innebära personella resurser på kustlänsstyrelserna.

Utöver ovanstående restaureringsåtgärder skulle ett arbete med att minska befintliga exploateringar i naturtyperna estuarier och smala östersjövikar kräva resurser från flera personalkategorier på länsstyrelserna. Med hjälp av tillsyn kan bryggor, utfyllnader mm. som saknar tillstånd lokaliseras. Dessa fastighetsägare behöver föreläggas en åtgärd, till exempel ta bort brygga. Ett sådant föreläggande kan överklagas och behöver då hanteras vidare. Utöver illegala bryggor etc. behöver länsstyrelser, i samarbete med kommuner, även identifiera olämpliga exploateringar med giltiga miljötillstånd, i syfte att öka naturtypsarealerna till FRA. Möjligheterna att ompröva och återkalla tillstånd är dock begränsade men åtgärden kan bli aktuell i enskilda fall.

Även prövning av verksamheter som tar naturtypsareal i anspråk kommer att påverkas genom exempelvis minskade möjligheter till exploatering och striktare krav på kompensationsåtgärder.

När det gäller att återskapa naturlig sedimentdynamik (framförallt aktuellt för estuarier) kan relevanta åtgärder inte definieras i nuläget men kan kräva insatser

från kustlänsstyrelser, samt i viss mån även länsstyrelser som saknar havskust om uppströmsåtgärder bedöms som nödvändiga. Även arbetet i ”Nationell plan för moderna miljövillkor för vattenkraftverk” bedöms bidra till att återskapa naturlig sedimentdynamik i framförallt naturtypen estuarier.

Tidsgränsen för att inrätta åtgärderna för att på sikt uppnå referensarealerna har satts till 2050 i restaureringsförordningen, vilket innebär att insatserna kan förläggas under lång tid. Detta minskar behovet av nyanställningar.

### **Havs- och vattenmyndigheten**

För att möjliggöra genomförande av åtgärder för att på sikt uppnå de föreslagna referensarealerna inom de fyra marina naturtyperna skulle åtgärdsarbetet behöva både utökas och breddas. För Havs- och vattenmyndigheten bedöms det leda till ökade administrativa kostnader, bland annat för att prioritera, vägleda, upphandla, fördela medel och följa upp etcetera

De ökade insatserna för de fyra marina naturtyperna kan medföra ett behov av utveckling av nya eller befintliga vägledning, vilket innebär ökade arbetsinsatser på Havs- och vattenmyndigheten. En ökad mängd domstolsärenden kan även förväntas utifrån åtgärderna, vilket skulle kräva ytterligare resurser från myndigheten. Detta gäller både hantering av överklaganden samt initiering av omprövningar av tidigare givna miljötillstånd.

Om referensarealerna ska uppnås kan flera olika intressekonflikter uppstå med de berörda aktörerna. Att vägleda, kommunicera och skapa förståelse mellan parterna kommer också att ta personalresurser i anspråk.

### **Övriga myndigheter**

Trafikverket berörs i första hand av restaureringsinsatser i naturtypen laguner men även andra naturtyper kan beröras. Det är framförallt anläggning, justering och utbyte av trummor under vägar som behöver genomföras. Trafikverket kan även behöva åtgärda vattenmassor som har vallats in av en väg, vilket lett till förlust av naturtypen. Vanligtvis kan vattenutbytet återställas med en fungerande vägtrumma under vägen. Det finns ingen uppskattning på i vilken omfattning åtgärder skulle krävas, men sannolikt kan åtgärderna rymmas inom verkets kontinuerliga arbete med bland annat vägtrummor fram till 2050.

De fem vattenmyndigheterna berörs på flera sätt då naturtyper från art- och habitatdirektivet tydligare måste beaktas i verksamheten till exempel genom att förvaltningsplaner och åtgärdsprogram behöver anpassas till att stödja återskapande av naturtyper.

### **Statsfinansiella kostnader**

Inledningsvis redovisades att tillräcklig mängd rimliga åtgärder ej kunnat identifieras för att nå referensarealerna i naturtyperna estuarier och smala östersjövikar, samt att det saknas en åtgärdsanalys för att nå referensarealerna. Nedanstående analys ska således antas vara en underskattning av totalt åtgärdsbehov och kostnader. En eventuell framtida åtgärdsanalys och även

kvalitetssäkring av referensarealerna kan komma att förändra analysen och uppskattningar av statens kostnader.

### **Restaureringskostnader**

Akvatisk restaurering av *estuarier*, *blottade ler- och sandbottnar*, *laguner* och *smala östersjövikar* bedöms främst belasta 1:11 åtgärdsanslaget.

Restaureringskostnader för *estuarier* och *smala östersjövikar* har inte kunnat beräknas. Dels behövs ytterligare analys om rimliga åtgärder, dels analys/beslut om vem som ska finansiera dessa kostnader. Om staten ska finansiera utrivning av anläggningar och restaurering av naturtypsarealer i dessa naturtyper innebär det sannolikt mycket omfattande kostnader.

En genomsnittlig storlek på en lagun i Sverige uppskattas till cirka 0,035 km<sup>2</sup>, vilket ger att nästan 400 laguner behöver restaureras för att nå referensarealen. Möjligen kan större laguner restaureras om arealmålet prioriteras framför biologisk kvalitet, vilket skulle minska antalet laguner. Restaureringskostnaden för laguner bygger på data från Västerbottens restaureringsprojekt av flador, samt generella skattningar av undersöknings- och andra administrativa kostnader. Kostnaderna består dels av entreprenörens kostnader, dels kostnader för förstudie, tillståndsadministration, upphandling och uppföljning. En genomsnittlig kostnad för entreprenörer uppskattas till 100 000 kr och övrigt administrativt arbetet till ytterligare 100 000 kr, vilket ger en total genomsnittlig kostnad per lagun till 200 000 kr, samt total kostnad för 400 laguner på 80 mkr fram till 2050.

Restaureringskostnaderna för *blottade ler- och sandbottnar* har inte skattats, främst på grund av att det saknas erfarenhet att restaurera dessa miljöer. Det kan vara möjligt att återskapa muddrade arealer genom att lägga ut lera och sand men detta behöver sannolikt kompletteras med andra åtgärder.

Kartläggningsarbetet har identifierat äldre infrastruktur som utan samhällsekonomiska konsekvenser i övrigt bör kunna restaureras till naturtyp, eftersom miljöerna saknar aktuell användning. Ett sådant exempel som identifierats i kartläggningsarbetet är nedlagda timmeromlastningsplatser som potentiellt kan bidra till naturtypsarealer om de restaureras. Det finns i nuläget ingen uppskattning av hur stora arealer denna typ av åtgärder kan bidra med för att nå referensarealerna. Med en närmare åtgärdsanalys kan lämpliga arealer lokaliseras, samt uppskattningar av restaureringskostnader göras (beror på lämningarna och påverkansbilden). Utan lokal åtgärdsanalys kan endast indikativ schablonkostnad för restaureringen uppskattas. Schablonkostnaden 20 mkr används i konsekvensutredningen och bygger på fem hektars restaurering av timmeromlastningsplatser men om större arealer kan identifieras ökar kostnaderna.

Utöver ökad restaureringsbudget krävs ökade personalinsatser på Havs- och vattenmyndigheten (0,5 heltidsekvivalent) för att prioritera, fördela och samordna de ökade restaureringsinsatserna. Notera att det finns ett större personalbehov om man ser till alla akvatiska naturtyper och övriga krav i restaureringsförordningen. Även det administrativa arbetet på länsstyrelser kräver personalresurser. Dessa



resurser är, till skillnad från Havs och vattenmyndighetens, inkluderade i ovanstående kostnadsuppskattningar.

### **Tillsynskostnader**

Det kommer även krävas en utökad miljöbalkstillsyn av bryggor och andra verksamheter som saknar miljöbalkstillstånd i de aktuella naturtyperna. Kostnaderna har uppskattats till 14 miljoner kronor (en heltidsekvivalent per kustlänsstyrelse) per år. Personalkostnaderna belastar kustlänsstyrelserna men staten kompenseras till viss del av tillsynsavgifter. Arbetsinsatserna kan spridas över flera år men kostnadsuppskattningen förutsätter att effektivitetsvinster kan göras vid en samlad insats av samtliga länsstyrelser, då gemensamma underlag och arbetssätt kan nyttjas.

### **Övriga statsfinansiella kostnader**

Kostnader för åtgärder riktade till redan tillståndsgivna vattenverksamheter har inte kunnat specificeras. Det kan röra sig om omprövningar, förändrad lagstiftning, återkallade av tillstånd men det kan också bli tal om ekonomisk kompensation till verksamhetsutövare, ersättningsinvesteringar etcetera. Det finns flera handlingsalternativ i denna fråga och konsekvenser kan inte specificeras i detta läge. Notera även att för att öka nettoarealen av naturtyperna krävs att restaureringsinsatser överstiger takten för nytillkommande verksamheter som ges tillstånd.

### **Ny- och omläggning vägtrummor och liknande insatser**

Den uppskattade kostnaden på 150 000 kr per vägtrumma bygger på schablonkostnader från projektet RAMIBAR som redovisats i ViSS ([www.viss.lst.se](http://www.viss.lst.se)). Schablonen bygger på omläggningar av mindre vägar i sötvattensmiljöer. I marin miljö kan kostnaderna öka, till exempel för etablering, medan problematiken med strömmande vatten undviks. Ingen justering av schablonen har gjorts för marina vägtrummor. Ny- och omläggning av vägtrummor i *laguner* och andra naturtyper estimeras till 15 miljoner och belastar Trafikverket. Det saknas dock åtgärdsanalys och i konsekvensutredningen görs ett antagande om att ytterligare 100 vägtrummor behöver åtgärdas. Arbetet förväntas rymmas inom Trafikverkets ordinarie arbete med infrastruktur och vägtrummor fram till 2050.

## **10.4.6 Konsekvenser för företag**

Att uppnå referensarealerna i de marina naturtyperna kan innebära negativa och positiva konsekvenser för företag som verkar inom eller på annat sätt är beroende av dessa miljöer. I de åtgärder som inkluderats i konsekvensutredningen och antagits som rimliga, berörs i första hand inte företag, endast i vissa fall kan mindre konsekvenser noteras, se nedan. I denna inledande fas går det inte precisera vilka företag som berörs eller konsekvenserna för dessa. Effekter på företagen kan estimeras först efter en mer utvecklad analys av rimliga åtgärder, samt även ytterligare beslut (politiska, myndigheter och domstolar) om hur dessa åtgärder ska genomföras och finansieras. Nedan förs en generell diskussion om vilka

konsekvenser som företag kan erfara utifrån att insatser kommer på plats för att uppnå arealmålen för de fyra naturtyperna.

Hamnföretag och liknande verksamheter lokaliserade i naturtyperna *estuarier* och *smala östersjövikar* kan komma att beröras av kompensationskrav vid arealmässig expansion inom naturtyperna. Det finns totalt ett drygt hundratal hamnar i Sverige. Sjöfartsverket har pekat ut fler än 50 av dem som allmänna hamnar. Många av dessa hamnar drivs av kommunala bolag men flera drivs även av privata bolag (Trafikanalys PM 2019:7). Det finns i denna inledande fas inga uppgifter om att naturtypsareal behöver återskapas inom hamnarnas verksamhetsområde eller om det finns mindre områden som återskapandeåtgärder kan genomföras utan orimliga konsekvenser.

Sjöfarten i sig och även fiskerinäring saknar byggnationer i vatten som tar större arealer i anspråk, utöver hamnar, och bedöms därför inte påverkas negativt. De fyra naturtyperna ligger i områden som vanligen inte trålas. Sammantaget bedöms de negativa konsekvenserna av att återskapa dessa naturtyper inte ge stora konsekvenser för sjöfartssektorn eller fiskesektorn. Fisket är samtidigt beroende av ekosystem i gott tillstånd i naturtyperna för långsiktigt upprätthållande av fiskeresurserna. Att bevara och restaurera de aktuella naturtyperna skapar fler fortplantnings- och uppväxtområden för ekonomiskt intressanta arter, vilket innebär förbättrade förutsättningarna för den svenska fiskesektorn.

Småskaligt fiske och fisketurism, samt även besöksnäring, nyttjar i viss mån de aktuella naturtyperna och kan få vissa positiva konsekvenser av återskapade arealer. Effekten bedöms som begränsad då biologisk kvalitet på befintliga arealer är mer betydelsefullt än storleken på arealerna av naturtyperna.

Vattenbruk i sig har inte medfört att arealer borträknats som naturtypsareal, vilket innebär att de inte bär några konsekvenser i denna analys som fokuserar på att uppnå referensarealerna av naturtyperna, oavsett kvalitet.

Befintliga och nya havsbaserade vindkraftparker är främst lokaliserade längre ut från land än de fyra kustnära naturtyperna som inkluderats i analysen. Kustnära mindre vindkraftverk finns lokaliserade i de aktuella naturtyperna men kommer inte beröras av åtgärder för nå referensarealerna i enlighet med förordningens artikel 4 (under förutsättningen att undantag beslutas för produktion av förnybar energi).

Muddringsföretag kan i framtiden eventuellt komma att påverkas negativt. Dels om bryggor som anlagts på olämpliga platser tas bort (vilket minskar muddringsbehov), dels av begränsningar för nya muddringar i naturtyperna. Om lagstiftning eller miljöprövning i framtiden förändrar möjligheter att anlägga bryggor och/eller muddra kan företagen påverkas. Den ovan identifierade åtgärden om tillsyn av illegala bryggor leder dock endast till marginella konsekvenser. Muddringsföretag kan eventuellt även nyttjas för restaureringsåtgärder i naturtyperna *laguner* och *blottade ler- och sandbottnar*, vilket kan bidra till vissa intäkter. Muddringsbranschen består både av svenska och utländska företag. De utländska företagen är vanligtvis större och är främst involverade i stora projekt i samband med hamnar och farleder etc. Mudderverk kan då flyttas mellan länder

när stora projekt genomförs. De finns också minst ett trettiotal små svenska företag som har mer eller mindre lokal verksamhet. Flertalet äger endast ett eller två mudderverk som verksamheten är uppbyggd runt. Det finns också flera andra företag som delvis är beroende av muddring för sin verksamhet. Vid sökning i SCB företagsregister finns 235 företag som arbetar inom SNI-kod vattenbyggnadsentreprenörer (90.910). Endast vissa av dessa sysslar med muddring och muddringsrelaterad verksamhet.

Närsaltsbelastning har identifierats som en av orsakerna till minskade arealer inom flera naturtyper. Att minska näringsbelastningar medför konsekvenser för företag med dessa utsläpp, till exempel jordbruk, avloppsreningsverk, enskilda avlopp, skogsbruk, livsmedelsindustri, skogs och massaindustri m.fl. Arbetet med att minska näringsbelastningar pågår redan inom samtliga branscher och flera andra regleringar styr detta arbete och har mer preciserade målsättningar. Målsättningar i befintliga regleringar antas bidra med tillräckliga belastningsminskningar fram till 2050 för att även minska påverkan i de aktuella naturtyperna. Inga ytterligare konsekvenser antas uppstå.

Företag som äger bryggor eller driver verksamhet med bryggor kan komma att påverkas av förändringar. Utifrån antagandet att företagen har giltiga tillstånd för bryggorna så påverkas de inte av ökad tillsyn och föreläggande om utrivning av illegala bryggor. Kraven kan istället ge vissa positiva konsekvenser för de aktuella företagen då förordningen kan medföra minskade möjligheter att anlägga och utöka små enskilda bryggor. En större samordning till större bryggor med lämpliga lokaliseringar utanför naturtyper, kan ge positiva konsekvenser.

Konsulter och entreprenörer som planerar och genomför akvatiska restaureringsprojekt bedöms kunna gynnas vid omfattande restaureringsinsatser, exempelvis grävare och andra maskinentreprenörer, samt marina restaureringskonsulter som är specialiserade på området. Endast ett fåtal företag berörs och de utgör endast en mycket liten del inom sina respektive branscher (konsulter och maskinentreprenörer). De ökade intäkterna till 2050 av de inkluderade restaureringsåtgärderna är små men detta kan förändras om regeringen väljer att genomföra en större restaureringsinsats för att nå arealmålen.

#### 10.4.7 Konsekvenser för hushåll

Hushåll kan beröras på många sätt när referensarealerna ska nås. Framförallt berörs hushåll med anläggningar inom naturtyperna såsom bryggor och eventuellt om de utfört torrläggningar eller utfyllnader.

Torrläggning av vattenmiljöer genom utfyllnader är en av orsakerna till förlorade naturtypsarealer. Arealmässigt handlar det främst om hamnar, samhällen och annan infrastruktur som etablerats vid estuarier och smala östersjövikar. Om mindre torrlagda områden ska återställas av enskilda fastighetsägare för att nå referensarealer kan vissa hushåll få omfattande negativa konsekvenser om ingen kompensation ges. Konsekvensutredning har inte inkluderat denna typ av åtgärd av flera skäl utan ytterligare analys av effekter och konsekvenser är nödvändig.

Att minska mängden bryggor har identifierats som en av få potentiella åtgärder för att återskapa referensarealer inom naturtyperna estuarier och smala östersjövikar. Bryggor som saknar giltigt tillstånd kan genom tillsyn identifieras och fastighetsägare föreläggs att riva dessa brygganläggningar. Åtgärden bedöms ge negativa konsekvenser för de fastighetsägare som anlagt bryggor utan tillstånd.

En stor mängd bryggor/pirer har byggts eller utökats under de senaste 50 åren, medan många av de mer omfattande utfyllnaderna, för exempelvis hamnar och städer, skedde före 1970. Om regeringen beslutar att arealmålen ska nås genom borttagning av bryggor (utöver de illegalt byggda ovan) skulle det medföra avsevärda konsekvenser för fastighetsägare med strandfastigheter och andra boende som nyttjar bryggor för bad och fritidsbåtar. Möjligen kan en mindre mängd fastighetsägare med prövade och godkända bryggor motiveras att ta bort en brygga mot någon form av kompensation. Utifrån nuvarande lagstiftning bedöms även denna typ av åtgärd endast ringa bidra till att uppnå referensarealerna.

Det stora antalet svenska hushåll som fritidsfiskar förväntas få vissa positiva effekter, då arealer med exempelvis uppväxtmiljöer för fisk ökar.

#### 10.4.8 Sociala konsekvenser

Ökad biologisk mångfald har positiva konsekvenser för rekreation och välbefinnande.

#### 10.4.9 Konsekvenser för klimat och miljö

Avsikten med restaureringsförordningen är att bidra till att återfå och öka den biologiska mångfalden i Europa och att stärka både klimat- och miljöarbetet mer generellt. De fyra kustnära naturtyper som omfattas av konsekvensutredningen förekommer längs hela Sveriges kust (frånsett 1650 som per definition enbart förekommer i Östersjön) och kännetecknas bland annat av – särskilt i gott tillstånd – en god förmåga att binda kol och näringsämnen i sedimenten och att ansamla finare sediment på havsbotten. De utgör också avgörande fortplantnings- och födosöksområden för många arter av till exempel fåglar och fiskar.

##### POSITIVA KONSEKVENSER FÖR BIOLOGISK MÅNGFALD

Åtgärder för att återskapa naturtyperna kan bidra till att gynna och återfå biologisk mångfald i Sveriges kustområden, även om återskapandeåtgärder också kommer att behöva kompletteras med åtgärder för att återfå och bibehålla ett gott tillstånd i förekomsterna. Genom att anlägga, restaurera, skydda och förvalta naturliga ekosystem längs kusten kan vi bidra till att stärka ekologiska samband och spridningskorridorer för växter och djur, det vill säga den gröna infrastrukturen. Den gröna infrastrukturen minskar fragmentering av landskapet och gör naturmiljöerna mer motståndskraftiga och anpassningsbara till förändringar i miljön, orsakade av såväl markanvändning som ett förändrat klimat. Åtgärdernas bidrag till stärkandet av biologisk mångfald har dock inte kunnat kvantifieras eller värdesättas i monetära termer i den här utredningen.

## POSITIVA KONSEKVENSER FÖR KLIMATANPASSNING

De kustnära ekosystem som omfattas av förordningens bilaga I förser oss också med, särskilt i gott tillstånd, flera reglerande ekosystemtjänster till hjälp i klimatanpassningsarbetet, till exempel mot erosion och översvämningar. SMHI har tagit fram beräkningar för framtida medelvattenstånd i svenska kustkommuner enligt olika klimatscenarier<sup>138</sup>. I en rapport från Naturvårdsverket från 2021<sup>139</sup> framgår att en förhöjd medelvattenhavsnivå i kombination med tillfälliga höga vattenstånd vid stormar leder till stora risker för översvämning av bebyggelse och infrastruktur i anslutning till havet. Vidare riskerar en högre havsnivå att leda till ökad kusterosion samt ras och skred och förlust av landmassor. Det är främst landets södra delar som är utsatta för havsnivåhöjning, eftersom effekten motverkas av den pågående landhöjningen i landets norra delar.

Enligt Naturvårdsverkets rapport visar ett växande forskningsfält hur naturliga habitat, till exempel kustnära vegetation, våtmarker, naturliga dynmiljöer, sjö- eller ålgräsängar kan reducera vågenergi, tillföra och binda sediment som motverkar erosion och översvämning samt minska stormskador vid tillfälliga höga vattenstånd. En del naturbaserade lösningar kan också minska erosionsrisken genom att minska flödesenergin hos det eroderande vattnet och i vissa fall leda till ökad sedimenttillförsel. En ökad tillförsel av sediment som bygger på stranden och dess dynmiljöer kan i sin tur främja både biologisk mångfald och rekreativvärden, och dessutom minska risken för ras, skred.

Det finns synergier mellan klimatanpassningsarbete och de åtgärderna som behövs för restaureringsförordningen. Vilket innebär att kostnaderna kan fördelas mellan dessa lagstiftningar. Hur arbetet med att återskapa de berörda naturtyperna kan bidra till klimatanpassningsarbetet har inte kunnat kvantifieras eller värdesättas i monetära termer i den här utredningen.

## POSITIVA KONSEKVENSER FÖR ATT MOTVERKA KLIMATFÖRÄNDRING OCH MINSKA NÄRINGSBELASTNING

Genom att binda kol och näringsämnen i sedimenten kan återskapande och restaurering av de här miljöerna bidra till att motverka klimatförändring och hjälpa oss att hantera näringsbelastning i kust och hav. Flera av naturtyperna förekommer i områden med förhållandevis låg exponering från till exempel vågverkan, där också funktionen som kolsänka ofta är högre jämfört med mer exponerade områden. I Sverige har forskning bedrivits på kolsänkafunktionen hos ålgräs och annan långskottsvegetation<sup>140</sup>, som bland annat förekommer i naturtypen estuarier. Kolinlagringen i de här ekosystemen har visat sig vara högre än man trott, samtidigt som kostnaderna för förlust av relevanta ekosystemtjänster är delvis

<sup>138</sup> Framtida medelvattenstånd, SMHI. <https://www.smhi.se/klimat/stigande-havsnivaer/framtida-medelvattenstand-1.165493>.

<sup>139</sup> Naturvårdsverket (2021). Naturbaserade lösningar – ett verktyg för klimatanpassning och andra samhällsutmaningar. Rapport 7016. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/7000/978-91-620-7016-2.pdf>.

<sup>140</sup> <https://www.sverigesvattenmiljo.se/content/marina-kolsankor-livsviktiga-ekosystem-och-klimat>

underskattade. Hur arbetet med att återskapa de berörda naturtyperna sammantaget kan bidra till att motverka klimatförändring har inte kunnat kvantifieras eller värdesättas i monetära termer i den här utredningen.

Det bör återigen noteras att de här funktionerna är tätt kopplade till hur det omgivande landskapet används. Avrinning från land tillför organiskt material och näringsämnen från skogar, åkermarker och andra landmiljöer. Här spelar skillnader i avrinningsområdets storlek och utformning en viktig roll för mängden kol som till slut hamnar i de kustnära marina kolsänkorna. Även det omgivande landskapets sammansättning av naturtyper, odlingslandskap och urban miljö samt hur de olika miljöerna är länkade har stor inverkan på kollagringskapaciteten. Förändringar i landskapet kan följaktligen få negativa konsekvenser i form av försämrade kollagringskapacitet.<sup>141</sup>

---

<sup>141</sup> Sveriges vattenmiljö. (2021) Marina kolsänkor livsviktiga för ekosystem och klimat. URL: <https://www.sverigesvattenmiljo.se/content/marina-kolsankor-livsviktiga-ekosystem-och-klimat>.

