



SWEDISH
ENVIRONMENTAL
PROTECTION
AGENCY

SKRIVELSE
2026-02-26

Ärendenummer:
NV-09553-24

Kvalitetssäkring av metod för framtagande av referensareal för hävdade gräsmarker

Redovisning av Naturvårdsverkets regeringsuppdrag
”Rapportering av gynnsam referensareal för
livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet”

Innehåll

SAMMANFATTNING	3
1. UPPDRAGET OCH DESS GENOMFÖRANDE	4
1.1 Uppdraget	4
1.2 Genomförande och avgränsning	4
2. BAKGRUND	6
2.1 Metodernas och modellens tidigare tillämpning	6
2.2 Hävdberoende gräsmarker	7
2.3 Begreppet gynnsam referensareal	8
2.4 Referensarealer som grund för den nationella restaureringsplanen	8
3. KVALITETSSÄKRING AV METOD OCH MODELL	10
3.1 Gräsmarker som hävdas med eller utan ekonomiskt stöd uppdelat på ägarform	10
3.2 Känslighetsanalys	18
3.3 Andra EU-länders framttagande av referensarealer	30
3.4 Genomförbarhet och konsekvenser	39
3.5 Kommentarer och slutsatser inför det fortsatta arbetet	43
4. KÄLLFÖRTECKNING	46

Sammanfattning

I skrivelsen redovisas Naturvårdsverkets regeringsuppdrag att i samarbete med Jordbruksverket kvalitetssäkra och vid behov se över den metod och modell för framtagande av gynnsam referensareal för hävdade gräsmarker som utarbetades i det tidigare regeringsuppdraget ”Översyn av referensarealer”, från mars 2024. Regeringen har preciserat tre delar som ska ingå i kvalitetssäkringen.

- En uppskattning av vilka nuvarande förekomster av gräsmarker som hävdas med eller utan ekonomiska stöd, fördelat på statlig och privat mark.
- Analys, innefattande känslighetsanalys, av antaganden och ingångsvärden inklusive värdetrakters funktion och livsmiljötypers nuvarande förekomst.
- Analys av andra EU-länders metodval i artikel 17-rapporteringen för 2025 analyseras i syfte att uppnå ökad jämförbarhet mellan medlemsstater.

Kartläggningen visar att cirka 90 procent av de hävdade gräsmarker som utgör så kallad livsmiljötyp finns på privat mark. Cirka 60 procent av dessa arealer erhåller stöd. Mark som erhåller stöd har betydligt större andel livsmiljötyp i god hävd jämfört med mark som inte erhåller stöd. Skattningarna baseras på stickprov.

Analysen visar på en betydande känslighet i den modell (2c) som togs fram i det tidigare regeringsuppdraget och som legat till grund för den nivå för referensarealer som används i myndigheternas förslag till nationell restaureringsplan. Modell 2c har i sig ett tydligt inslag av expertbedömning, baserad på kunskap dels om ekologiska behov, dels om jordbrukets förutsättningar. I uppdraget har nya modellberäkningar gjorts baserat på uppdaterade ingångsdata. Referensarealen i förslaget till restaureringsplan har inte justerats utifrån detta. Referensarealen är därmed snarare ett resultat av expertbedömningar än ett direkt utfall av modell 2c.

Den internationella jämförelsen visar på en stor spridning vad gäller metodanvändning och att expertbaserade metoder är vanligast. Helt modellbaserade metoder är ovanliga. Kombinationer av modellbaserade metoder och expertbedömningar har däremot använts av flera länder.

Myndigheterna har inom ramen för föreliggande uppdrag funnit att det kan finnas skäl att se över metoden för hur referensarealer sätts. En sådan översyn bör invänta den nya vägledning som EU-kommissionen har aviserat ska komma under 2026. Kvalitetssäkringen visar på att framtagandet av referensarealer är utmanande.

Ekologiska modeller kräver mycket data och har svårt att beakta genomförbarhetsaspekter. Expertbedömningar är väsentligt mer lämpade för att väga in genomförbarhet, samtidigt som de behöver beakta att referensarealer ska sättas med säkerhetsmarginal som ger förutsättningar för gynnsam bevarandestatus.

Parallellt med detta regeringsuppdrag har berörda myndigheter i arbetet med förslag till nationell restaureringsplan analyserat konsekvenserna av olika åtgärder och styrmedelsförändringar som utarbetats. Därigenom har det skett en form av kvalitetssäkring av genomförbarheten, med en analys av hur olika specifika åtgärder kan bidra till att den framtagna referensarealen ska nås.

1. Uppdraget och dess genomförande

1.1 Uppdraget

Skrivelsen redovisar den ena av två delar i Naturvårdsverkets regeringsuppdrag ”*Rapportering av gynnsam referensareal för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet*” (Naturvårdsverkets regleringsbrev för 2025).

Enligt uppdraget ska Naturvårdsverket i samarbete med Jordbruksverket kvalitetssäkra och vid behov se över metoden och modellen för framtagande av gynnsam referensareal för hävdade gräsmarker. I kvalitetssäkringen bör ingå analys, innefattande känslighetsanalys, av både antaganden och ingångsvärden inklusive värdetrakters funktion och nuvarande förekomst av livsmiljötyper.

För nuvarande förekomster av livsmiljötyper ingår att redovisa en uppskattning av vilka av dessa förekomster som hävdas med eller utan ekonomiska stöd samt deras fördelning på statlig och privat mark.

Ökad jämförbarhet mellan medlemsstater ska vara en målsättning vid överväganden om justeringar i metod och modell, varför andra medlemsstaters metod- och modellval i artikel 17-rapporteringen för 2025 ska analyseras.

Uppdraget ska slutredovisas senast den 27 februari 2026.

Regeringsuppdragets andra del avsåg den närmare inriktningen för Sveriges rapportering enligt artikel 17 art- och habitatdirektivet i fråga om gynnsam referensareal för hävdade gräsmarker respektive skogliga livsmiljötyper. Den delen av uppdraget genomförde Naturvårdsverket i augusti 2025.

1.2 Genomförande och avgränsning

Uppdraget har genomförts i form av ett projekt under ledning av Naturvårdsverket och med representation av Jordbruksverket i såväl projektgrupp som styrgrupp.

Kvalitetssäkringen av den metod och modell som tidigare använts för framtagande av referensarealer för hävdade gräsmarker har genomförts på följande övergripande sätt.

Redovisning av förekomsten av hävdade gräsmarker, samt vilka av dessa som hävdas med eller utan ekonomiska stöd samt deras fördelning på statlig och privat mark, har genomförts med stöd av Lunds universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), som på Naturvårdsverkets uppdrag tagit fram en sammanställning över detta baserat på olika befintliga underlag och GIS-analyser.

Känslighetsanalysen av antaganden och ingångsvärden har genomförts med stöd av SLU Artdatabanken, som närmare beskrivit sambandet mellan olika ingående faktorer och ingångsvärden i modellen.

Analysen av andra medlemsstaters metod- och modellval i artikel 17-rapporteringen för 2025 har genomförts med stöd av de inrapporterade uppgifter som finns tillgängliga och genom enkät som skickats till övriga medlemsländer.

Utöver de delar av kvalitetssäkringen som pekas ut i regeringens uppdrag till Naturvårdsverket, har det inom ramen för framtagandet av förslag till nationell restaureringsplan genomförts en konsekvensanalys av de åtgärds- och styrmedelsförslag som utarbetats för att nå den framtagna referensarealen. Naturvårdsverket och Jordbruksverket har i framtagandet av förslag till nationell restaureringsplan kommit överens om att utgå från det lägre av de alternativ för referensarealer som myndigheterna redovisade i ett regeringsuppdrag i mars 2024 (NV-11038-22).

I detta uppdrag har inte gjorts några ställningstaganden om hur metod och modell för framtagande av referensarealer eventuellt bör utvecklas inför framtida rapporteringar enligt art- och habitatdirektivet respektive revideringar av den nationella restaureringsplanen.

Redovisningen har beslutats av Naturvårdsverkets generaldirektör Johan Kuylensstierna 19 februari 2026 (NV-09553-24).

2. Bakgrund

2.1 Metodernas och modellens tidigare tillämpning

I genomförandet av regeringsuppdraget ”Översyn av referensarealer”, som redovisades i mars 2024, utarbetade Naturvårdsverket och Jordbruksverket en metod och modell för framtagande av referensarealer för hävdade gräsmarker. SLU Artdatabanken tog fram underlag för beräkning av referensarealer. Utgångspunkten för SLU Artdatabankens beräkning var analyser av sambandet mellan arternas förekomst och livsmiljöernas utbredning i dagens landskap, samt antagandet om ett ekologiskt tröskelvärde. Enligt SLU Artdatabankens beräkningsunderlag (modell 1) ligger referensarealerna för gräsmarker på ca 25 600 km², vilket motsvarar en ökning av aktuella förekomster med drygt 22 000 km².

Enligt EU-kommissionens vägledning för artikel 17-rapporteringen bör man även beakta vad som är tekniskt och ekologiskt möjligt. Kapacitetsbegränsningar, som exempelvis förekomst av lantbruk och betesdjur, kan sätta gränser för vad som är tekniskt möjligt, i alla fall inom överskådlig tid. I det tidigare regeringsuppdraget angav regeringen att myndigheterna även skulle beakta vad som är ekonomiskt möjligt. Även om vägledningen endast tar upp teknisk och ekologisk genomförbarhet, bedömde Naturvårdsverket och Jordbruksverket i redovisningen av det tidigare regeringsuppdraget att det är rimligt att anta att viss hänsyn även kan tas till ekonomiska faktorer, i enlighet med artikel 2.3 i art- och habitatdirektivet. Aspekter som förekomst av lantbruk och betesdjur bedömdes i detta perspektiv vara rimligt att beakta. Myndigheterna konstaterade samtidigt att det är tydligt att hänsyn till andra intressen inte kan tillåtas få ett sådant stort genomslag att det i praktiken inte längre är möjligt att nå det överordnade syftet om bevarande av den biologiska mångfalden. Det behöver därför finnas en gräns för i vilken utsträckning man kan beakta annat än ekologiska behov. Naturvårdsverket och Jordbruksverket modifierade mot bakgrund av detta SLU Artdatabankens modell för att i högre grad beakta genomförbarhet och redovisade en alternativ modell 2, som i tre varianter – a, b och c – resulterade i successivt lägre nivå för referensarealerna.

Naturvårdsverket och Jordbruksverket gjorde i det tidigare regeringsuppdraget gemensamt bedömningen att reviderade referensarealer för livsmiljötyper i gruppen hävdberoende gräsmarker bör ligga i ett spann mellan 4 600 km² och 7 300 km². Det innebär att det behöver återetableras mellan 1 000 och 3 700 km² sådana gräsmarker i Sverige. De två olika nivåerna i spannet var ett resultat av modell 2b (den högre nivån) och modell 2c (den lägre nivån). Utöver detta kommer även delar av nuvarande gräsmarksarealer att behöva restaureras för att förbättra deras ekologiska kvaliteter så att de uppnår ett gott tillstånd. Att ett spann angavs, i stället för en exakt areal, motiverades med att det finns osäkerheter både i arters respons

på de förändringar i livsmiljöer som sker och avseende samhällets möjligheter att genomföra så här stora förändringar. I redovisningen angavs att referensarealerna torde ligga i den övre delen av spannet för att möta behoven för den biologiska mångfalden, men att genomförbarheten ligger i den nedre delen av spannet. Det är bakgrunden till att myndigheterna enades om att redovisa ett spann till regeringen.

Kommissionens rapporteringsformat och vägledning var utgångspunkt för arbetet med att ta fram referensarealer. Vägledningen redovisar principerna för hur referensvärden bör tas fram, och beskriver även hur arbetet kan läggas upp. Vägledningen lämnar visst 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. Flera länder har framfört önskemål om tydligare vägledning om referensvärden och kommissionen har aviserat att en sådan ska publiceras under 2026. Se vidare avsnitt 3.3.5.

2.2 Hävdberoende gräsmarker

Med hävdberoende gräsmarker avses här samma livsmiljötyper som i det regeringsuppdrag som redovisades 2024, det vill säga de livsmiljötyper som utgörs av gräsmarker som helt eller delvis är beroende av jordbruk i form av bete eller slätter. Se tabell 1.

Det bör noteras att livsmiljötyper kan grupperas på olika sätt.

Naturrestaureringsförordningens indelning skiljer sig från den som finns i art- och habitatdirektivet. Sverige har även en egen indelning. I gruppen som i detta uppdrag kallas hävdberoende gräsmarker finns livsmiljötyper som enligt indelningen i naturrestaureringsförordningen räknas som ”gräsmarker och andra betespräglade miljöer”, men också livsmiljötyper som räknas som ”klippor och dyner” (rissandhedar (2320), grässandhedar (2330) och hållmarkstorräng (8230)), ”våtmarker” (salta strandängar (1330), fukthedar (4010)), samt tillhör gruppen ”vattendrag, sjöar, alluviala och strandnära livsmiljöer” (högtängar, svämängar).

Gräsmarker som är beroende av renbete inkluderas inte i gruppen hävdberoende gräsmarker (hed- och gräsmarkstyperna alpina rishedar (4060), alpina videbuskmarker (4080), alpina silikatgräsmarker (6150) och alpina kalkgräsmarker (6170) i alpin region). Inte heller rikkärr (7230) inkluderas, då rikkärr vanligen klassificeras som våtmark och inte som gräsmark, även om vissa rikkärr är hävdberoende. Livsmiljötyperna högtäng (6430) och svämäng (6450) anses inte vara hävdberoende i alpin region.

I den internationella jämförelsen (avsnitt 3.3) görs jämförelser både baserat på den svenska indelningen (gruppen hävdberoende gräsmarker) och indelningen enligt naturrestaureringsförordningen. Dessa jämförelser ger delvis olika bilder av hur Sveriges referensareal förhåller sig till andra länders. Det är rimligt att anta att EU:s sammanställningar och jämförelser i samband med granskningen av medlemsstaternas restaureringsplaner kommer att baseras på indelningen i naturrestaureringsförordningen.

2.3 Begreppet gynnsam referensareal

Begreppet gynnsam referensareal kopplar till art- och habitatdirektivets artikel 1e som definierar vad som avses med gynnsam bevarandestatus för en livsmiljötyp. Begreppet gynnsam referensareal definierades första gången år 2004. I EU:s naturrestaureringsförordning definieras begreppet i artikel 3, punkt 8:

”*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.”

2.4 Referensarealer som grund för den nationella restaureringsplanen

2.4.1 Kraven i EU:s naturrestaureringsförordning

Syftet med EU:s förordning om restaurering av natur är att återställa ekosystem och livsmiljöer för arter som annars riskerar att försvinna eller dö ut. En mängd olika åtgärder ska leda till en varaktig motståndskraftig natur med rik biologisk mångfald i hela EU. Förordningen innehåller tidsatta och bindande mål.

Medlemsstaterna ska (enligt artikel 4, punkt 4–6) 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 senast 2030 genomföras i områden som motsvarar minst 30 procent 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, på en areal som motsvarar minst 60 procent av den ytan senast 2040, och 100 procent av den ytan senast 2050.

Som framgår ovan i avsnitt 2.3, definieras ”gynnsam referensareal” i naturrestaureringsförordningens artikel 3, punkt 8. I förordningens artikel 14, punkt 2, anges hur och på basis av vilken information som en kvantifiering ska ske av arealen av varje livsmiljötyp som behöver restaureras. Som framgår ovan i avsnitt 2.1, togs det spann för referensarealer som redovisades 2024 fram med stöd i EU-kommissionens vägledning för artikel 17-rapporteringen. Kommissionen har aviserat att en uppdaterad vägledning ska publiceras under 2026. Vid möte med

kommissionen i december 2025 efterfrågade Sveriges representant ett förtydligande av hur referensarealer ska sättas i den nationella restaureringsplanen så länge den nya vägledningen ännu inte är klar. Kommissionen svarade att befintlig vägledning gäller och bör användas.

2.4.2 Referensarealer i förslag till restaureringsplan

Naturvårdsverket och Jordbruksverket redovisade 2024 ett spann för referensarealer, i stället för en exakt areal, då det finns osäkerheter både i arters respons på förändringar i livsmiljöer och i samhällets möjligheter att genomföra stora förändringar. Myndigheterna konstaterade att var i spannet referensvärdena bör ligga beror på vilken ambitionsnivå Sverige väljer att ha. Med utgångspunkt i den inriktning regeringen angivit för arbetet, har referensarealen för naturtypsklassade gräsmarker satts till cirka 4 500 km² i förslaget till naturrestaureringsplan. Det motsvarar ett återetableringsbehov på cirka 1 000 km² och utgör den lägre nivån i det tidigare redovisade spannet.

Tabell 1. Livsmiljötypers befintliga areal och återetableringsbehov, km²

Livsmiljötyp	Kod	Befintlig areal 2025	Återetableringsbehov till 2050
Alvar	6280	283	0
Basiska berghällar	6110	16	0
Enbuskmarker	5130	42	7
Fuktängar	6410	221	65
Höglänta slätterängar	6520	5	4,1
Kalkgräsmarker	6210	194	32
Karsthällmarker	8240	21	0
Lövängar	6530	7	5
Sandstäpp	6120	0,76	0,1
Silikatgräsmarker	6270	1552	257
Slätterängar i låglandet	6510	11	29
Stagg-gräsmarker	6230	23	4
Strandängar vid Östersjön	1630	113	25
Torra hedar	4030	90	7
Trädklädd betesmark	9070	631	530
Grässandhedar	2330	24	0,02
Hällmarkstorräng	8230	25	0
Rissandhedar	2320	16	0,01
Högörtängar	6430	83,0	3
Svämängar	6450	110	20
Fukthedar	4010	12	0,3
Salta strandängar	1330	26	11
Totalsumma		3506	1000

Kommentar: Befintliga arealer är hämtade från Sveriges rapportering 2025 enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet. Arealer att återetablera till 2050 är hämtade från förslag till nationell restaureringsplan.

3. Kvalitetssäkring av metod och modell

I regeringens uppdrag till Naturvårdsverket preciseras tre delar i den kvalitetssäkring som ska genomföras.

- För nuvarande förekomster av livsmiljötyper ingår att redovisa en uppskattning av vilka av dessa förekomster som hävdas med eller utan ekonomiska stöd samt deras fördelning på statlig och privat mark.
- I kvalitetssäkringen bör ingå analys, innefattande känslighetsanalys, av både antaganden och ingångsvärden inklusive värdetrakters funktion och nuvarande förekomst av livsmiljötyper.
- Ökad jämförbarhet mellan medlemsstater ska vara en målsättning vid överväganden om justeringar i metod och modell, varför andra medlemsstaters metod- och modellval i artikel 17 rapporteringen för 2025 ska analyseras.

Dessa delar redovisas i avsnitt 3.1–3.3 nedan. Därutöver redovisas i avsnitt 3.4 kortfattat hur Naturvårdsverket och övriga berörda myndigheter i arbetet med förslag till nationell restaureringsplan analyserat vilka möjligheter och konsekvenser som olika åtgärder och styrmedelsförändringar har för att åstadkomma en återetablering av livsmiljötyper med utgångspunkt i en sammanlagd referensareal för hävdberoende gräsmarker om cirka 4 500 km².

Avslutningsvis redovisas i 3.5 några kommentarer och slutsatser inför det fortsatta arbetet med referensarealer.

3.1 Gräsmarker som hävdas med eller utan ekonomiskt stöd uppdelat på ägarform

Regeringen har efterfrågat att Naturvårdsverket ska redovisa en uppskattning av vilka förekomster av livsmiljötyper som hävdas med eller utan ekonomiska stöd samt deras fördelning på statlig och privat mark. I detta avsnitt görs en sådan uppskattning, som baseras på information från Jordbruksverkets blockdatabas, Naturvårdsverkets markägarkarta, NILS gräsmarksinventering och en sammanställning av alla kända förekomster av livsmiljötyper i gruppen hävdberoende gräsmarker. Uppgifterna i avsnitt 3.1.3 och 3.1.4 bygger på de analyser som Lunds universitet (Centrum för miljö- och klimatvetenskap) och SLU (Institutionen för skoglig resurshushållning) tagit fram på uppdrag av Naturvårdsverket inom ramen för föreliggande regeringsuppdrag.

3.1.1 Sammanfattat resultat av kartläggningen

Följande slutsatser kan dras utifrån Jordbruksverkets blockdatabas, Naturvårdsverkets markägarkarta och NILS gräsmarksinventering:

- Merparten (över 90 procent) av livsmiljötyperna finns på privat mark.
- Merparten (cirka 65 procent) av arealen livsmiljötyp erhåller stöd, men det finns ändå betydande arealer som inte erhåller stöd.
- Mark som erhåller stöd har betydligt större andel livsmiljötyp i god hävd, jämfört med mark som inte erhåller stöd. På den privat ägda marken är merparten (cirka 60 procent) av arealen livsmiljötyp i god hävd. På statlig ägd mark är andelen god hävd något högre, men den slutsatsen är osäker, till följd av få träffar i stickprovet.
- Det finns omfattande arealer som kan restaureras för att bli livsmiljötyp, uppemot 6 400 km² utifrån NILS skattning av mängden utvecklingsmark (Smith m.fl. 2025). Dessa arealer består exempelvis av igenväxande naturbetesmark och gräsmark som tidigare varit gödslad och/eller plöjd. På omkring 1090 km² utvecklingsmark finns redan idag minst fem positiva indikatorarter, samtidigt som de negativa indikatorarterna är få.

Tabell 2 visar fördelningen av gräsmarker som utgör livsmiljötyp uppdelat på ägoslag och om de erhåller stöd. Uppgifterna bygger på NILS gräsmarksinventering som är stickprovsbaserad nationell datainsamling. Precisionen i skattningarna varierar, och i synnerhet gällande de mindre vanligt förekommande kategorierna är precisionen låg. Arealerna i statlig och regional/kommunal ägo är mest osäkra, eftersom de var de mest ovanliga fynden i inventeringen. Att data enbart från NILS gräsmarksinventering används i detta fall, medför att totalsumman 4 000 km² skiljer sig från den totala befintliga förekomst, cirka 3 500 km², som redovisas i förslaget till nationell restaureringsplan (se vidare avsnitt 3.1.5). Sammanställningen nedan syftar i första hand till att visa på den uppskattade *fördelningen* baserat på ägoslag och erhållande av stöd, inte till att ge en alternativ uppskattning av den totala arealen.

Tabell 2. Uppskattade arealer av livsmiljötyper i gruppen hävdberoende gräsmarker, fördelade på ägoslag, samt utifrån huruvida de erhåller stöd/miljöersättning eller ej

Ägoslag	Erhåller stöd	Erhåller inte stöd	Totalt
Privat mark	60 % (2 400 km ²)	32 % (1 300 km ²)	92 % (3 700 km ²)
Statlig mark	4 % (160 km ²)	2 % (80 km ²)	6 % (240 km ²)
Mark som ägs av region eller kommun	1 % (30 km ²)	1 % (60 km ²)	2 % (90 km ²)
Totalt	65 % (2 600 km²)	35 % (1 400 km²)	100 % (4 000 km²)

Kommentar: Informationen baseras på NILS gräsmarksinventering (stickprov), som analyserats tillsammans med uppgifter från Jordbruksverkets blockdatabas och Naturvårdsverkets markägarkarta. Alla siffror i tabellen är ungefärliga.

3.1.2 Datakällor och utmaningarna med dem

Siffrorna som redovisas ovan är skattningar baserade på NILS stickprovsbaserade gräsmarksövervakning. Det går inte att ge ett fullständigt och uttömmande svar på frågan om vilka av förekomster av livsmiljötyper som hävdas med eller utan ekonomiska stöd eller om hur dessa fördelas på statlig och privat mark. Anledningarna är dels att det inte finns någon komplett kartering av livsmiljötyper, dels att det saknas information om marker som inte erhåller miljöersättning, eftersom dessa marker ofta inte ingår i Jordbruksverkets blockdatabas och därmed faller utanför den kontroll och uppföljning av gräsmarker som sker inom stödsystemet.

Naturvårdsverket har med hjälp av Lunds universitet (Centrum för miljö- och klimatvetenskap) och SLU (Institutionen för skoglig resurshushållning) skattat arealer livsmiljötyper enligt den indelning som efterfrågades i regeringsuppdraget. Arealskattningarna baseras på två olika datakällor med information om livsmiljötyper: 1) NILS gräsmarksinventering och 2) en sammanställning av alla kända (karterade) förekomster av livsmiljötyper (här kallat livsmiljölagret). Därutöver har Naturvårdsverkets markägarkarta och Jordbruksverkets blockdatabas använts. Markägarkartan är framtagen av Metria på uppdrag av Naturvårdsverket och innehåller geografiskt avgränsade fastigheter som ägs av markägare med ett innehav av minst 1 000 hektar skog. Jordbruksverkets blockdatabas innehåller uppgifter om all jordbruksareal som ingår i en ansökan om arealstöd eller miljöersättning. Blockarealen är indelad i åkermark och betesmark.

NILS gräsmarksinventering – ett nationellt stickprov

NILS gräsmarksinventering är en del av Sveriges miljöövervakning som utförs av SLU på uppdrag av Naturvårdsverket. Inventeringen görs med hjälp av ett nationellt stickprov. Stickprovet ger en bra uppskattning av totala förekomster av hävdberoende gräsmarker, samt av de livsmiljötyper som är vanligast förekommande (silikatgräsmark och trädklädd betesmark). För de livsmiljötyper som är mer sällsynta ger inte stickprovet lika många träffar, vilket innebär att skattningarna har alltför låg precision uppdelat per livsmiljötyp. Tre livsmiljötyper (fukthedar, basiska berghällar och sandstäpp) träffas inte alls av stickprovsinventeringen, och därmed har inga arealskattningar kunnat göras för dem, baserat på NILS.

Osäkerheterna redogörs för i tabell 3, i form av relativa medelfel för uppskattningarna av livsmiljötypernas areal. Medelfelen är i de flesta fall stora, i flera fall över 50 procent av den uppskattade arealen, vilket innebär att arealuppskattningen har en låg precision och den exakta arealen inte kan utläsas.

Livsmiljölagret innehåller kända förekomster av livsmiljötyper

Livsmiljölagret är ett GIS-lager som togs fram av SLU Artdatabanken inom ramen för arbetet med Sveriges rapportering till EU enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet 2025. Livsmiljölagret baseras på bland annat Jordbruksverkets TUVAs databas över ängs- och betesmarker, Natura naturtypskartan (NNK) som täcker skyddade områden, samt riktade specialinventeringar. Endast omkring två

tredjedelar av den uppskattade totala arealen livsmiljötyper i gruppen hävdade gräsmarker bedöms vara känd och karterad i någon av databaserna NNK och TUVÅ eller från de inventeringar som SLU Artdatabanken genomfört. Kunskapsläget ser dock olika ut för olika livsmiljötyper. För de livsmiljötyper (rissandhedar och grässandhedar) där samtliga förekomster karterats ger livsmiljölagret (tillsammans med markägarkartan och blockdatabasen) ett bra underlag för att redovisa vilka arealer som ägs privat respektive offentligt, respektive av vilka marker som erhåller stöd eller miljöersättning. För livsmiljötyper där enbart en mindre andel av förekomsterna bedöms vara karterad ger dock livsmiljölagret en ofullständig bild av förekomsterna.

Olika datakällor har olika för- och nackdelar

Information om förekomsten av livsmiljötyper har alltså hämtats från två olika underlag, dels från NILS gräsmarksinventering, dels från livsmiljölagret, vilka har olika för- och nackdelar. NILS är en stickprovsundersökning, och har därmed minimala problem med bias. Däremot blir osäkerheten stor i relation till arealens storlek för livsmiljötyper som har liten areal och därmed får få eller inga träffar i stickprovet. När det gäller livsmiljötyper med liten areal, men någorlunda komplett kartering, kan analyser göras utifrån livsmiljölagret med begränsad risk för bias. En risk med att använda karterade arealer är annars bland annat bias, till exempel på grund av att en större andel av förekomsterna inom skyddade områden, med jordbruksstöd eller med särskilda värden är karterade.

3.1.3 Arealer på statlig/privat mark

Skattningar av totala arealer livsmiljötyper fördelade på ägoslag finns i tabell 3. För de livsmiljötyper som är vanligt förekommande kan tillförlitliga skattningar göras utifrån NILS stickprovsinventering. Livsmiljötyper som är så vanligt förekommande att NILS stickprov ger tillförlitliga skattningar är följande:

- Trädklädd betesmark: ca 93 procent på privat mark, 5 procent på statlig, 2 procent på mark som ägs av kommun/region.
- Silikatgräsmark: ca 95 procent på privat mark, 3 procent på statlig, 2 procent på mark som ägs av kommun/region.

Notera att NILS skattningar för de mindre vanliga livsmiljötyperna har låg precision, men eftersom de vanliga livsmiljötyperna står för en så stor andel av totalarealen så bedöms totalen ändå vara ganska tillförlitlig.

För de livsmiljötyper där hela eller en mycket stor andel av arealen bedöms vara karterad går det att göra tillförlitliga uppskattningar med hjälp av livsmiljölagret. För två livsmiljötyper finns totalkarteringar:

- Rissandhedar: 78 procent på privat mark, 9 procent på statlig, 13 procent på mark som ägs av kommun/region.
- Grässandhedar: 87 procent på privat mark, 5 procent på statlig, 8 procent på mark som ägs av kommun/region.

3.1.4 Arealer med och utan stöd/ersättning

Merparten (över 60 procent) av arealen livsmiljötyp erhåller stöd, men det finns ändå betydande arealer som inte erhåller stöd.

På privat mark fördelar sig livsmiljötyperna enligt nedan:

- Merparten av livsmiljötyperna finns i betesblock med stöd, totalt 61 procent av arealen. Merparten av denna areal är i god hävd.
- En betydande del av livsmiljötyperna finns utanför blocklagd mark, cirka 30 procent. Denna areal får inte stöd och merparten av denna areal är i dålig hävd.
- Mycket små andelar av arealen livsmiljötyp finns i betesblock utan stöd (3 procent), samt i block som klassats som åker (6 procent). Att livsmiljötyp hittats på mark som är blocklagd som åkermark skulle kunna bero på att den faktiska markanvändningen ändrats från åkermark till betesmark, utan att markklassen ändrats i blockdatabasen. Även om det är förhållandevis små arealer det handlar om, så bör dessa markers värden för biologisk mångfald uppmärksammas. För att värdena ska bestå och utvecklas bör markerna inte gödslas eller plöjas upp.

På statlig mark fördelar sig livsmiljötyperna enligt nedan:

- Merparten finns i betesblock med stöd, totalt 75 procent av arealen. Merparten av denna areal är i god hävd.
- En betydande del av livsmiljötyperna finns utanför blocklagd mark, cirka 23 procent. Denna areal får inte stöd och merparten av denna areal är i dålig hävd.
- Mycket små andelar av arealen livsmiljötyp finns i betesblock utan stöd. Den exakta procentsatsen är osäker eftersom arealen är liten.

På mark som ägs av region/kommun fördelar sig livsmiljötyperna enligt nedan:

- Hälften av arealen finns i betesblock och hälften utanför betesblock.
- Cirka 70 procent av arealen är i dålig hävd, varav merparten ligger utanför betesblock.
- 30 procent av arealen är i god hävd, varav merparten finns i betesblock.

Siffrorna är osäkra eftersom arealerna är små, totalt 80 km².

NILS skattningar av hävdstatus är baserade på fältbedömningar utifrån två variabler: betesintensitet och graminidförna (Hedenås m.fl. 2024). Klassen god hävd används där det är hög eller fläckvis betesintensitet samt lite graminidförna och övriga alternativ, dvs. antingen mycket graminidförna eller låg eller ingen betesintensitet, ger dålig hävd. Notera att uppgifter om hävdstatus saknas för fyra livsmiljötyper (4010 Fukthedar, 6110 Basiska berghällar, 6120 Sandstäpp och 6430 Högörtängar).

3.1.5 Jämförelse med tidigare analyser

Jämförelse med artikel 17-rapportering

Skattningarna som ges av NILS kan jämföras med de totalarealer som SLU Artdatabanken redovisade i arbetet med artikel 17-rapporteringen. SLU Artdatabanken använde då en rad olika källor, bland annat NILS, Jordbruksverkets databas TUVÅ, samt specialinventeringar av vissa livsmiljötyper. Alla kända förekomster av livsmiljötyper sammanställdes i ett gemensamt GIS-lager (i detta uppdrag kallat livsmiljölagret), som användes för att skatta utbredningsområden.

Tabell 3. Arealer hävdberoende gräsmarker som utgör livsmiljötyp enligt artikel 17-rapporteringen 2025, enligt livsmiljölagret, samt enligt NILS

Livsmiljötyp	Kod	Rapporterad areal enl. art- och habitat-direktivet 2025 (km ²)	Areal enl. livsmiljölagret (km ²)	Areal enl. NILS (km ²)	Relativt medelfel enl. NILS (% av areal)
Alvar	6280	283	254	827	51%
Basiska berghällar	6110	16	17	0	
Enbuskmarker	5130	42	39	18	62%
Fukthedar	4010	12	12	0	
Fuktängar	6410	221	325	165	28%
Grässandhedar	2330	24	23	5	63%
Hällmarkstorräng	8230	25	79	87	59%
Höglänta slätterängar	6520	5	15	65	47%
Högörtängar	6430	83	110	44	27%
Kalkgräsmarker	6210	194	187	300	41%
Karsthällmarker	8240	21	4	12	62%
Lövängar	6530	7	30	1	89%
Rissandhedar	2320	16	13	26	60%
Salta strandängar	1330	26	28	28	74%
Sandstäpp	6120	1	1	0	
Silikatgräsmarker	6270	1 552	417	1 567	10%
Slätterängar i låglandet	6510	11	24	58	49%
Stagg-gräsmarker	6230	23	23	2	55%
Strandängar vid Östersjön	1630	113	106	51	36%
Svämängar	6450	110	65	100	21%
Torra hedar	4030	90	97	31	52%
Trädklädd betesmark	9070	631	498	618	13%
Totalsumma		3 506	2 367	4 005	

Kommentar: Arealskattningarna inkluderar högörtängar och svämängar i alpin region, även om dessa inte anses vara hävdberoende. Arealskattningarna i artikel 17-rapporteringen bygger på en rad olika datakällor. Livsmiljölagret innehåller alla karterade arealer, men en stor del av arealerna är inte karterade. NILS arealskattningar är baserade på stickprov och precisionen i skattningarna anges med relativa medelfel. För livsmiljötyper som är sällsynta ger NILS stickprov få träffar och då blir medelfelet stort. För tre livsmiljötyper (basiska berghällar, fukthedar och sandstäpp) ger NILS stickprov inga träffar alls.

I arbetet med rapporteringen skattade SLU Artdatabanken även totalarealer för samtliga livsmiljötyper, eftersom det är något som ska anges i rapporteringen. De skattade totalarealerna är större än de kända arealerna, eftersom all areal inte är karterad.

I artikel 17-rapporteringen var utgångspunkten generellt att skatta totalarealer baserat på stickprovsinventeringar, förutsatt att den statistiska osäkerheten i dessa skattningar inte var för hög. I artikel 17-rapporteringen anges att den totala arealen hävdade gräsmarker uppgår till drygt 3 500 km² (350 000 hektar). Skattningen baseras som nämnts ovan på fler källor än NILS gräsmarksinventering. Om enbart NILS gräsmarksinventering används skattas totalen till 4 000 km² (400 000 hektar).

Även om totalskattningarna från NILS är omkring 500 km² större än i artikel 17-rapporteringen, bedöms NILS data ge en ganska tillförlitlig (men översiktlig) bild av hur livsmiljötyperna sammantaget fördelas mellan olika ägoslag och av huruvida de hävdas med eller utan ekonomiska stöd/ersättningar. För många av livsmiljötyperna ger dock varken NILS stickprov eller livsmiljölagret en tillräckligt robust bild nedbrutet på specifika livsmiljötyper. Kunskapen om var livsmiljöerna finns är inte tillräckligt god; det finns inte heltäckande karteringar och stickprovet inte är tillräckligt omfattande för att fånga de mer ovanliga livsmiljötyperna.

Liknande analys baserad på regional miljöövervakning

En liknande studie av hur stora arealer som hävdas med och utan stöd har utförts baserat på den regionala gräsmarksövervakningen Remiil¹. Sammantaget uppskattar Remiils flygbildstolkningsmetod att det finns drygt 3 000 km² (300 000 hektar) betes- och slåttermarker i Sverige (i deltagande län) (tabell 4). Två tredjedelar av denna areal finns inom jordbruksblock och är hävdade. Av de drygt 800 km² (80 000 hektar) som fanns utanför blocklagd mark bedömdes nästan hälften sakna hävd.

Den regionala gräsmarksövervakningen startade 2009 som en regional version av den nationella miljöövervakningen inom NILS. Inventeringen av gräsmarker görs genom en kombination av polygonbaserad flygbildstolkning och fältinventering av provytor. Provytorna läggs inom de karterade polygonerna, och utlägget bestäms utifrån mängden av varje gräsmarkstyp inom varje 3 x 3 km stor ruta. Varje länsstyrelse beslutar självständigt om sitt deltagande i den regionala miljöövervakningen, vilket påverkar möjligheten att göra nationella sammanställningar. Alla län utom tre (Jämtland, Halland och Blekinge) har dock deltagit i den del av gräsmarksövervakningen som består av flygbildstolkning.²

Remiil inkluderar all gräsmark som används för jordbruksändamål, även vall på åkermark, fältkanter m.m., men denna beräknade areal innefattar enbart all betes-/slåttermark, även sådan som inte klassas som livsmiljötyp. När det gäller

¹ Förkortningen Remiil står för Regional miljöövervakning i landskapsrutor.

² Från och med 2018 har dock flygbildstolkning gjorts i samtliga 21 län, med tilläggsfinansiering från Naturvårdsverket. I de siffror som återges här ingår 18 av 21 län.

skattningen av hur stor andel av gräsmarkerna som finns utanför den blocklagda arealen ger Remiil och NILS en samstämmig bild av att omkring en tredjedel av betes- och slåttermarkerna, respektive de hävdberoende livsmiljötyperna, finns utanför blocklagd areal. En stor del av denna areal är i dålig hävd, enligt såväl Remiil som NILS.

Tabell 4. Betesmark och slåtterängar uppdelat på hävdstatus och inom/utanför jordbruksblock

Arealer gräsmark enligt Remiil	Areal (km ²)	Andel (%)	Relativt medelfel (%)
Inom block - hävdad	2014	66 %	5%
Inom block - ohävdad	213	7 %	24%
Utanför block - hävdad	448	15 %	17%
Utanför block - ohävdad	372	12 %	19%
Totalt	3047	100%	

Kommentar: Uppgifter från Remiil. Markklasserna är från Remiils flygbildstolkning och hävdstatus baseras på fältbedömning av om betesdjur eller slåtter fanns i området med inventeringsprovtytor. Källa: Glinskär, A. Hiron, M. m.fl. 2023.

Remiil-data har också använts för att göra en analys uppdelat på Götaland, Svealand och Norrland (exklusive alpin region). Tre fjärdedelar (76 procent) av all betes-/slåttermark finns i Götaland, enligt Remiils skattningar. I Götaland ligger 33 procent av all betes-/slåttermark utanför block, medan siffran i Norrland är 49 procent utanför block, och en större andel i Norrland är ohävdad. I Svealand är andelarna ungefär desamma som för Götaland, men arealerna är betydligt mindre.

Remiils data som återges ovan finns publicerad som en kartberättelse och i en publicerad rapport.³

Tidigare analys baserad på Jordbruksverkets databas med ängs- och betesmarker

Jordbruksverket har tidigare analyserat vilka ängs- och betesmarker som erhåller miljöersättning. Dessa analyser baserades på Jordbruksverkets databas TUVÅ, som innehåller alla insamlade uppgifter från Ängs- och betesmarksinventeringen. Databasen finns tillgänglig för alla på www.jordbruksverket.se/tuva. Resultaten är inte representativa för all ängs- och betesmark, utan beskriver enbart situationen för den mark som finns i TUVÅ-databasen. Resultatet visar att av de fullständigt inventerade ängs- och betesmarkerna minskade andelen som ligger på blocklagd mark från 87 procent 2004 till 73 procent 2020. Omkring 70 procent av den mark som klassats som livsmiljötyp i TUVÅ erhöll miljöersättning 2020. Det fanns dock stora skillnader mellan olika livsmiljötyper. För mer information, se (Jordbruksverket och Wikberg Frilandsekolog AB, 2024).

³ Regional miljöövervakning i landskapsrutor (<https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/arcgis/apps/storymaps/collections/602e871ff2f24c3f8ff68bf490a6efd5?item=3>). Resultaten i kartberättelsen baseras på en opublicerad rapport (Glinskär, A. Hiron, M. m.fl. 2023)

Tidigare skattning av potentiell betesmark

Metria AB fick år 2022 i uppdrag av Naturvårdsverket att identifiera potentiella betesmarker. Det är i huvudsak marker som någon gång under de senaste 20 åren funnits med i någon ansökan om EU-stöd, eller som finns med i databaserna TUVÅ eller Natura naturtypskartan (NNK). Analyserna resulterade i en uppskattning att det finns omkring 1 890 km² (189 000 hektar) potentiell betesmark (Naturvårdsverket 2023⁴, Jordbruksverket 2025). Delar av dessa marker kan gå att restaurera till livsmiljötyp.

3.2 Känslighetsanalys

3.2.1 Sammanfattning

- Referensarealer har genom åren skattats med flera olika metoder, som alla gett resultatet att gynnsam referensareal är mycket större än nuvarande areal för gruppen hävdberoende gräsmarker. Att flera olika metoder gett detta resultat bedöms tala för att det är en säker slutsats.
- Det ekologiska tröskelvärde på 20 procent som användes både vid rapporteringen enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet år 2019 och i den ekologiska modellen i regeringsuppdraget 2024 är en schablon, men schablonen bygger på ett gediget underlag och innehåller en viss försiktighetsmarginal.
- Även mer triviala gräsmarker än livsmiljötyper kan utgöra viktiga delar i ett ekologiskt funktionellt landskap, särskilt för arter som är generalister och inte har så specifika krav på sin miljö. Stödhabitats betydelse finns med i modellen, i och med att stödhabitaten ingår i den analys som ligger till grund för tröskelvärde 20 procent.
- Sedan redovisningen av regeringsuppdraget 2024 har nya underlag tillkommit som ger en mer uppdaterad bild av förekomster och befintliga arealer av hävdberoende gräsmarker som utgör livsmiljötyper. Känsligheten i modellerna kan därmed uppskattas genom att undersöka hur mycket uppdateringen av underlagen påverkar modellernas skattningar av referensarealer.
- Särskilt modell 2c påverkas av att underlagen (främst antalet rutor där livsmiljötyper förekommer) uppdateras. En 10-procentig ökning av antalet landskapsrutor med förekomster av gräsmarker ledde till att återetableringsbehovet enligt modell 2c blev ca 2,5 gånger så stort; det ökade från 969 km² till 2 383 km². De uppdaterade underlagen visar därmed på betydande känsligheter i modell 2c.

⁴ Se även <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/mark-och-vattenanvandning/odlingslandskapet/storre-betesfallor-och-lonsamma-lantbruk/>

- I jämförelse påverkas modell 1 mindre av uppdateringen av underlag. En 10-procentig ökning av antalet landskapsrutor gav en cirka 10-procentig ökning av referensarealen i modell 1.
- Modellerna fördelar referensarealerna mellan livsmiljötyper schablonartat, baserat främst på befintliga arealer och historiska trender. Känsligheten i modellerna påverkar därför de olika livsmiljötyperna olika. Med uppdaterade underlag ökade referensarealerna betydligt mycket mer för vissa livsmiljötyper än för andra särskilt i modell 2c. I synnerhet ökade referensarealerna mycket för silikatgräsmarker och trädklädd betesmark.

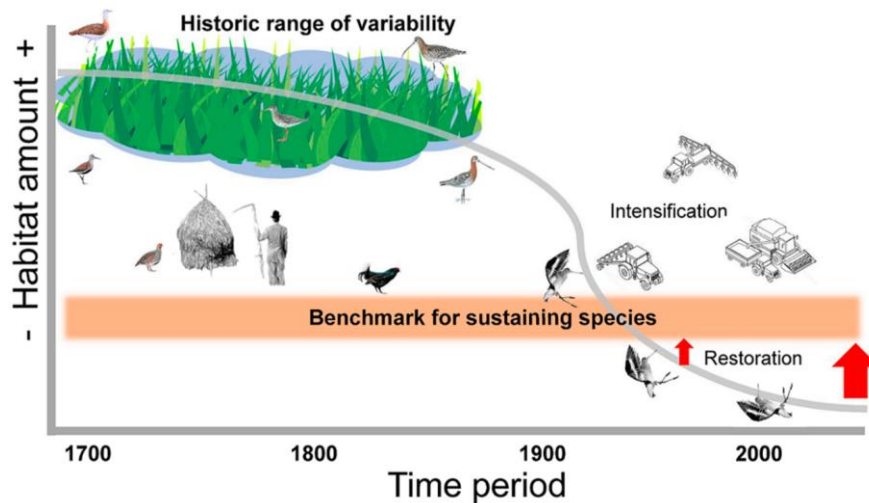
3.2.2 Olika metoder har tillämpats under åren med slutsatsen att det behövs mycket större arealer än idag

Arbetet med att skatta gynnsamma referensarealer har pågått under lång tid och flera olika metoder har använts. Vid rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet år 2013 användes en referensbaserad metod, med utgångspunkt i antagandet att den markanvändning som präglade det svenska landskapet under 1950-talet gav tillräckliga förutsättningar för att upprätthålla gräsmarkernas kvalitet och bevara deras arter i livskraftiga populationer. Man antog alltså att arealerna på 1950-talet översteg orange linje i figur 5. Skattningen av hur stora arealer som fanns på 1950-talet baserades på historiska kartor. Detta angreppssätt resulterade i att referensarealer för hävdberoende gräsmarker uppskattades till omkring 12 000 km².

Vid rapporteringen 2019 ändrades metodiken till att kombinera ett referensbaserat tillvägagångssätt med ett modellbaserat. En anledning till att metodiken ändrades var att man gärna ville ha ett gemensamt angreppssätt för skogar och gräsmarker. Utgångspunkten var att en viss andel av arealen som fanns i ett förindustriellt landskap behöver bevaras för att upprätthålla livskraftiga livsmiljöer och populationer. Den teoretiska bakgrunden till att gå längre tillbaka i tiden än 1900-talet var att utgå från ett landskap som gräsmarkernas flora och fauna under lång tid har anpassats till. Ett antagande gjordes att 20 procent av det förindustriella referenslandskapet behöver bevaras för att upprätthålla livskraftiga livsmiljöer och populationer. Därmed beräknades livsmiljötypernas referensareal till 20 procent av vad som fanns under mitten av 1800-talet, enligt historiska kartor. Siffran 20 procent baserades på en tumregel som använts åtminstone sedan 1990-talet. Detta angreppssätt resulterade i att referensarealer för hävdberoende gräsmarker uppskattades till omkring 25 000 km². Den sammanlagda beräknade referensarealen fördelades sedan på enskilda livsmiljötyper och biogeografiska regioner.

Vid rapporteringen 2019 valde Sverige att inte rapportera referensarealer för hävdade gräsmarker med siffror, utan använde i stället så kallade operatorer ($\approx$, $>$, $>>$, $<$). De värden som räknades fram fanns dock med i fritextfält i rapporteringen. En mer detaljerad beskrivning av hur referensarealer togs fram för varje livsmiljötyp finns i Toräng & Jacobson (2019).

Figur 1. Illustration som schematiskt visar hur gräsmarksarealer minskat över tid, samt att det finns tröskelvärden som inte bör underskridas om gräsmarksarterna ska bevaras i livskraftiga populationer



Kommentar: Vid rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet 2013 baserades referensarealerna för gräsmarker på ett antagande om att arealerna var gynnsamma på 1950-talet (dvs. arealerna på 1950-talet antogs överstiga orange linje i figuren). Vid rapporteringen 2019 ändrades metodiken så att referensarealerna i stället utgick de nivåer som funnits under förindustriell tid (historic range of variability i figuren), tillsammans med ett antagande om att 20 procent av dessa arealer behöver bevaras. Figur från Manton & Angelstam (2018) Sustainability, 10(2); <https://doi.org/10.3390/su10020326>

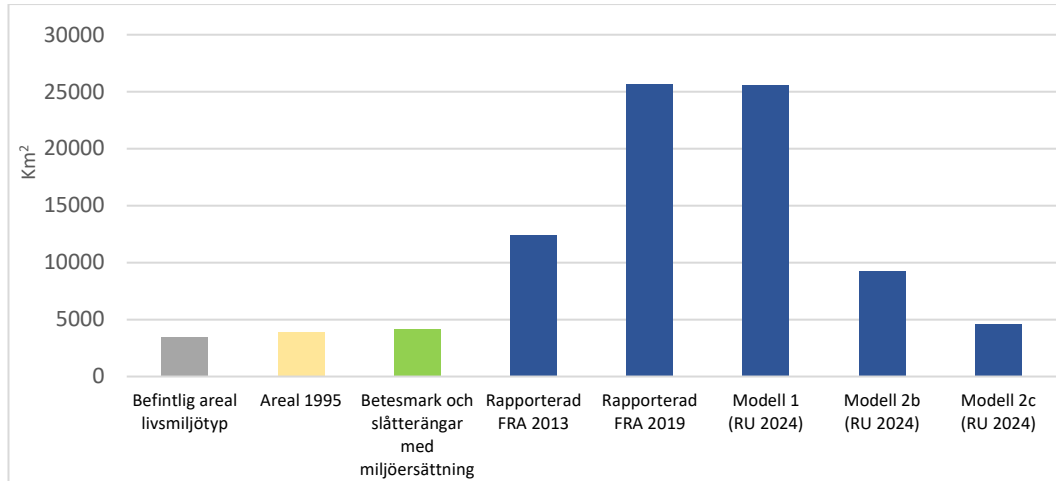
I regleringsbrevet för budgetåret 2023 fick Naturvårdsverket i uppdrag att, tillsammans med Skogsstyrelsen, Statens jordbruksverk och Havs- och vattenmyndigheten, ta fram förslag till reviderade referensarealer. Naturvårdsverket uppdrog åt SLU Artdatabanken att ta fram underlag för revideringen. Inom ramen för uppdraget skattades gynnsamma referensarealer för hävdade gräsmarker med en ekologisk modell, som utgick från dagens förekomster av typiska arter och livsmiljöer samt analyser av arternas behov av livsmiljöer i ekologiskt funktionella landskap. Resultatet av detta arbete beskrivs i Naturvårdsverkets redovisning av regeringsuppdraget (Naturvårdsverket 2024) och Manak m.fl. (2023). Resultatet visade att referensarealer för hävdade gräsmarker även med det här tillvägagångssättet uppgår till omkring 25 000 km².

Naturvårdsverket och Jordbruksverket modifierade SLU Artdatabankens modell för att i högre grad beakta genomförbarhet. Myndigheterna landade gemensamt i att det behöver återetableras omkring 1 000 och 3 700 km² hävdade gräsmarker av livsmiljötyp, och skattade den totala referensarealen till omkring 4 600 och 7 300 km². Se vidare nedan.

Sammanfattningsvis har alltså flera olika tillvägagångssätt för att skatta gynnsamma referensarealer gett resultatet att gynnsam referensareal är mycket större än nuvarande areal för de hävdberoende gräsmarkerna som grupp. Se figur 2. Att flera olika metoder gett detta resultat bedöms vara en styrka. Den övergripande slutsatsen att nuvarande arealer av gräsmarker inte är tillräckliga för att bevara

odlingslandskapets biologiska mångfald stöds också av en mängd forskningsstudier och utredningar.⁵

Figur 2. Areal hävdberoende gräsmark som utgör livsmiljötyp och uppskattad areal 1995, areal betesmark och slåtterängar med miljöersättning, rapporterade referensarealer 2013 och 2019, samt referensarealer utifrån modell 1, 2b och 2c.



3.2.3 Närmare förklaringar av metoden 2023

Den metod som användes för att skatta referensarealer i det tidigare regeringsuppdraget om översyn av referensarealer beskrivs utförligt i redovisningen av det uppdraget (NV-11038-22). Modellen togs fram i två steg. Den ursprungliga modellen togs fram av SLU Artdatabanken (modell 1). Därefter modifierade Naturvårdsverket och Jordbruksverket tillsammans modellen för att i högre grad beakta genomförbarhet (modell 2), i enlighet med regeringens uppdrag, som löd:

”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”.

Regeringen har efterfrågat att modellen ska kvalitetssäkras, inklusive antaganden och ingångsvärden. I detta avsnitt görs en sådan genomlysning av modell 1 och modell 2.

Modell 1 – en ekologisk modell

Den ekologiska modellen som SLU Artdatabanken tog fram i det tidigare regeringsuppdraget (modell 1) ser ut enligt följande:

Referensareal (km²) = tröskelvärde % * rutstorlek (km²) * antal rutor

Referensarealen för hävdade gräsmarker av livsmiljötyp togs alltså fram genom att multiplicera följande tre parametrar:

⁵ Se till exempel (till exempel: Eriksson m.fl. 2002, Dahlström m.fl. 2006, Öckinger och Smith 2007, Cousins och Vanhoenacker 2011, Cousins m.fl. 2015, Auffret m.fl. 2018, Bergman m.fl. 2018, Manton och Angelstam 2018, Wallander m.fl. 2019, von Post m.fl. 2022, van Swaay et al. 2022, Naturvårdsverket 2023b).

- ekologiskt tröskelvärde i procent,
- rutstorlek, och
- antal rutor med känd förekomst av hävdade gräsmarker av livsmiljötyp.

Ekologiskt tröskelvärde

Det ekologiska tröskelvärdet fastställdes till 20 procent, baserat på en studie från Linköpings universitet. I studien undersöktes sambandet mellan arealen gräsmarker och sannolikheten att olika gräsmarksarter förekommer i landskapet. Resultat av den vetenskapliga studien sammanfattas i Länsstyrelsernas rapport 2025:9. Studien omfattade drygt 200 arter (131 arter av kärlväxter, 72 arter av fjärilar och 18 arter av humlor) i 221 karterade landskapsrutor med storleken 3 x 3 km. Dessa landskapsrutor ingår i länsstyrelsernas regionala gräsmarksövervakning Remiil.

Studien visade att sambandet mellan sannolikheten att en art hade observerats i en landskapsruta och arealen gräsmark i rutan varierade mellan olika arter, men att det beräknade tröskelvärdet för enskilda arter ofta låg mellan några enstaka procent upp till cirka 25 procent gräsmark. De flesta kärlväxterna hade tröskelvärden mellan 10 och 20 procent, och de flesta fjärilarna mellan 5 och 15 procent. För humlorna gick det inte att fastställa tröskelvärden, eftersom det fanns för få observationer registrerade i Artportalen, utom för arten mörk jordhumla, där tröskelvärdet låg ungefär på samma nivå som för fjärilsarterna. Liknande resultat har även visats i andra studier, även om det är svårt att jämföra studier som genomförts med olika metodik och på olika skalor. Även högre tröskelvärden har påvisats i vissa studier (till exempel: Eriksson & Kiviniemi 1999, Cousins m.fl. 2003, Andersson m.fl. 2015).

Tröskelvärdet 20 procent är högre än vad flertalet, men inte alla, av de modellerade arterna i studien från Linköpings universitet behövde. Det kan därmed anses inkludera en viss försiktighetsprincip, som rekommenderas i kommissionens anvisningar för hur referensvärden bör sättas. Det valda tröskelvärdet stöds också av andra publicerade källor och 20 procent har länge varit något av en tumregel inom bevarandebiologin (Hanski 2015, Toräng 2020, Angelstam m.fl. 2025). Tumregeln användes redan i Miljövårdsberedningens betänkanden SOU 1997:97 (s. 126) och SOU 1997:98. Samma kunskap låg även till grund för EU:s tidigare mål att skydda 20 procent av landytan och havet. I EU:s nuvarande strategi för biologisk mångfald har målet höjts till att skydda minst 30 procent. Även de senaste globala förhandlingarna inom konventionen för biologisk mångfald (CBD) landade i ett mål på 30 procent.

Det kommer av olika anledningar inte vara möjligt att uppnå tröskelvärdet 20 procent i alla rutor och det är därför viktigt att påpeka att de rutor som innehåller en lägre andel livsmiljö än tröskelvärdet fortfarande kan utgöra funktionella landskap för några arter. För långsiktig överlevnad behöver samtidigt de mest känsliga arterna en större areal livsmiljö än vad ett generiskt tröskelvärde för många arter kanske bör innefatta. Konsekvensen av denna variation mellan arter är att tröskelvärdet bör hanteras som ett medelvärde, där vissa landskap måste tillåtas ha en högre andel livsmiljö medan andra landskap kan tillåtas ha en lägre andel.

Rutstorlek och antal rutor

Rutstorleken (3 x 3 km²) i modellen baserades på studien från Linköpings universitet, som i sin tur använde den skalan eftersom den används i den regionala gräsmarksövervakningen Remiil.

Hur många landskapsrutor som skulle inkluderas i modellen baserades på en sammanställning av alla kända/karterade förekomster av livsmiljötyper i gruppen hävdberoende gräsmarker. Högörtängar (6430) och svämängar (6450) i alpin biogeografisk region exkluderades, eftersom dessa förekomster inte anses vara hävdberoende, utan främst utgörs av naturligt förekommande ängar i fjällmiljö och utmed vattendrag.

Alla rutor som innehöll minst en känd förekomst inkluderades i beräkningen. Eftersom endast kända och karterade gräsmarksförekomster ingick, blev den beräknade totala referensarealen lägre än den hade blivit om vi haft kännedom om samtliga förekomster. Hur stor underskattning det rör sig om är dock osäkert, då många av de förekomster som inte är karterade sannolikt återfinns i landskapsrutor som redan hyser kända och karterade förekomster, och alltså redan inkluderas i modellen. Efter att det tidigare regeringsuppdraget slutfördes, har nya karteringar genomförts av ett par livsmiljötyper. Detta har inneburit att ytterligare rutor tillkommit i modellen, vilket påverkat resultatet av modell 1 i viss utsträckning, och i betydligt högre grad påverkat modell 2, se vidare nedan.

Parametrarnas betydelse för resultatet

Modellen är en rätlinjig funktion. Det betyder att om en av de ingående parametrarna exempelvis skulle halveras, så halveras även referensarealen. Ett exempel: Om det ekologiska tröskelvärdet hade satts till 10 procent i stället för 20, vilket inneburit att vissa av de studerade arterna inte längre skulle klara sig, skulle referensarealen halveras. Likaså skulle en halvering av antalet rutor betyda en halvering av referensarealen.

I detta fall är det svårt att ändra rutstorleken, eftersom den var given av de studier som användes som underlag för modellen, studier som i sin tur baserats på rutstorleken i den regionala gräsmarksövervakningen Remiil. Vilken landskapsskala som är relevant att studera skiljer sig mellan olika arter, eftersom de har olika levnadssätt och spridningsförmåga. Om rutorna hade varit större eller mindre så hade det påverkat både antalet rutor och vilka tröskelvärden studien visat för de ingående arterna. Rutstorleken i sig har därmed begränsad betydelse för den totala referensarealen. För att testa andra rutstorlekar skulle man behöva utgå från helt andra studier, men tillgången på sådana är mycket begränsad och ingen alternativ studie är lika välgjord som de som ligger till underlag för modellen.

Stödhabitat ingår i den ekologiska modellen

Även andra gräsmarker än de som räknas som livsmiljötyper har betydelse för att gräsmarksarter ska vara långsiktigt livskraftiga. Det omgivande landskapet (matrisen), det vill säga ytorna mellan förekomsterna av livsmiljötyper, spelar även roll för hur stora arealer av livsmiljötyper som behövs. När det omgivande landskapet erbjuder livsmiljöer och spridningsvägar, behövs inte fullt så stora

arealer av livsmiljötyper, jämfört med i ett landskap där matrisen inte erbjuder några livsmiljöer och spridningsvägar överhuvudtaget. Detta samband gäller principiellt, men ser mycket olika ut mellan olika arter. Gräsmarker som finns mellan förekomster av livsmiljötyper, som kan erbjuda vissa arter resurser eller spridningsvägar i någon form, kan kallas stödhabitat. Dessa kan utgöras av exempelvis långliggande vallar och igenväxande betesmarker, som inte uppfyller kriterier för att klassas som livsmiljötyp. Stödhabitatet kan också utgöras av andra öppna gräsmarker, exempelvis vägrenar och kraftledningsgator.

Vissa arter är specialister och har mycket specifika krav på sin livsmiljö. För sådana arter har stödhabitatet begränsad betydelse. För arter som är mer av generalister och alltså inte har så specifika krav på sin livsmiljö, kan stödhabitatet ha större betydelse. Bland de arter som är knuta till ängs- och betesmarker finns en stor andel hotade arter som har specifika krav på sin livsmiljö. Exempelvis finns pollinatörer som utvecklats under lång tid i samspel med en viss värdväxt. Dessutom finns det andra faktorer än stödhabitat som påverkar tröskelvärdets storlek. En sådan faktor som har stor betydelse är tillståndet i livsmiljötyperna, det vill säga om livsmiljötyperna erbjuder rätt strukturer och funktioner för arternas behov. Även hur livsmiljötyperna är fördelade i landskapet har betydelse, det vill säga om det finns spridningsmöjligheter eller om populationerna är isolerade, vilket ökar utdöenderisken.

Som tidigare nämnts har en vetenskaplig studie från Linköpings universitet använts som underlag för att ta fram det tröskelvärde som används i modellen. I studien om tröskelvärden har data om gräsmarksförekomster hämtats från Remiil. I Remiil ingår inte bara gräsmarker som klassas som livsmiljötyp, utan även andra gräsmarker, exempelvis gräsmark på åkermark (vall). Studien analyserade tröskelvärden både för den totala mängden gräsmark och för mängden naturbetesmark. När SLU Artdatabanken tolkade resultaten gjordes ett antagande att naturbetesmark i studien motsvarar hävdade gräsmarker av livsmiljötyp. Att naturbetesmarker likställts med livsmiljötyper innebär att den totala referensarealen som modellen gett fördelats ut på livsmiljötyper.

När det gäller kärlväxter varierade tröskelvärdena för mängden gräsmark i landskapet mellan enstaka procent upp till cirka 25 procent. De flesta kärlväxterna hade tröskelvärden mellan 10 och 20 procent. Tröskelvärdena för många kärlväxter påverkades också signifikant av mängden naturbetesmarker i landskapsrutorna. Här varierade tröskelvärden mellan enstaka procent upp till cirka 20 procent, med de flesta av arterna mellan 5 och 15 procent.

När det gäller fjärilar varierade tröskelvärdena för mängden gräsmark i landskapet mellan cirka 8 procent upp till drygt 20 procent. Många arter av fjärilar i gruppen som klassats som specialister och gräsmarksberoende påverkades också signifikant av mängden naturbetesmarker i landskapsrutorna. Här varierade tröskelvärden mellan enstaka procent upp till cirka 15 procent, med de flesta av arterna mellan 5 och 15 procent. För vissa fjärilsarter gick det inte att hitta några signifikanta tröskelvärden.

Ovanstående tröskelvärden baseras på faktiska artobservationer och förekomster av gräsmarker respektive naturbetesmarker i det svenska landskapet. Tröskelvärdet 20 procent är hämtat från den del av studien som gäller naturbetesmark, som i SLU Artdatabankens modell likställts med livsmiljötyper. De studerade arterna har under sin livscykel kunnat nyttja hela landskapet, inklusive stödhabitat. Att stödhabitaten finns är därmed något som påverkat resultaten. Om landskapet som helhet hade sett annorlunda ut hade studien gett andra resultat. Att närmare kvantifiera stödhabitats betydelse är inte möjligt utifrån befintligt underlag, eftersom bra geografiska underlag över samtliga stödhabitat saknas. Mängden naturbetesmark och mängden stödhabitat är också starkt korrelerade vilket gör att det inte går att separera effekterna av dem för sannolikheten att arterna finns i landskapet. Det går därmed inte att avgöra hur stor betydelse stödhabitaten har i modellen. Som framgått ovan varierar även stödhabitats betydelse stort mellan olika arter. Slutsatsen är dock att stödhabitaten har viss betydelse för tröskelvärdena, och att stödhabitaten har beaktats i modellen.

Modell 2 – den ekologiska modellen anpassades för att beakta genomförbarhet

Naturvårdsverket och Jordbruksverket anpassade modell 1 i syfte att även väga in genomförbarhet, i enlighet med regeringens beslut. Den anpassade metoden kallades modell 2. I modell 2 plockades de landskapsrutor som hade mycket låg andel kända förekomster av hävdberoende livsmiljötyper bort, det vill säga arealen i dessa rutor skulle bibehållas på nuvarande nivå, men inte ökas till 20 procent. De rutor som hade över 20 procent skulle också bibehålla befintlig areal. Motivet till detta förfarande var dels att Modell 2 var ett sätt att i högre grad beakta genomförbarhet, i enlighet med regeringens uppdrag, dels att myndigheterna gemensamt bedömde att det inte kan antas vara tekniskt och ekologiskt möjligt att inom överskådlig tid återskapa långsiktigt funktionella gräsmarkslandskap inom samtliga rutor där det idag finns restförekomster av gräsmarker, eftersom det ofta saknas ett jordbruk som kan restaurera och sköta markerna långsiktigt.

Myndigheterna bedömde att de landskapsrutor som hade mycket låg känd förekomst av livsmiljötyper kunde antas ha sämst förutsättningar för att återetablera hävdberoende gräsmarker. Dels tyder en låg förekomst på brist på spridningskällor som kan stödja en spontan återetablering (bristande ekologiska förutsättningar), dels kan få förekomster antas korrelera med få kvarvarande lantbruk med betesdjur (bristande tekniska förutsättningar). Myndigheterna räknade därför på olika varianter av modell 2 (2a, b och c), där de rutor som hade lägst andel kända förekomster successivt uteslöts ur modellen. Först uteslöts alla rutor där mindre än 0,5 procent av arealen utgjordes av kända förekomster av livsmiljötyper i gruppen hävdberoende gräsmarker (2a). Därefter uteslöts ytterligare rutor stegvis, tills att myndigheterna enades om att det var rimligt att föreslå ett referensvärde på mellan 4 600 och 7 300 km², vilket motsvarar att utesluta alla rutor där andelen gräsmarksförekomst understeg 2 procent (2c) respektive 1 procent (2b).

Eftersom myndigheterna i enlighet med regeringens uppdrag la stor vikt vid genomförbarhet och kostnader, redovisade myndigheterna ett spann, där den övre nivån bedömdes ha större möjlighet att uppfylla ekologiska och juridiska krav, medan den nedre nivån i högre grad fokuserade på genomförbarhet och ekonomi. Modell 2 har tydliga inslag av expertbedömning, baserad på kunskap dels om det ekologiska behovet, dels om hur dagens jordbruk bedrivs utifrån befintliga styrmedel.

Som nämnts ovan kan man generellt anta att de bästa förutsättningarna för återskapande finns i områden där det redan finns kända förekomster. Rutor med höga förekomster av livsmiljötyper sammanfaller med var det finns värdekärnor och värdetrakter. Modellen anger dock inte var i landskapet som åtgärder för att återskapa arealer bör vidtas. Modellen har inte heller använt värdetrakter som ingångsvärde.

Både modell 1 och 2 innebär en förenkling av verkligheten

Att skatta referensarealer är komplicerat och alla metoder för att ta fram referensarealer har begränsningar, inte minst till följd av bristen på kompletta underlag om livsmiljötypers nuvarande och historiska utbredning. I detta avsnitt görs en översiktlig beskrivning av några av de förenklingar och brister som finns i modell 1 och 2. Känsligheten i modellen beskrivs närmare i avsnitt 3.2.4.

Modellen bygger på ett begränsat antal arter (drygt 200 stycken). Uppgifter om dessa arters förekomster hämtades huvudsakligen från Artportalen. Artportalen innehåller inte kompletta eller systematiskt insamlade data, utan är tvärtom i stor utsträckning baserad på rapportering från frivilliga. Artportalen är dock den bästa datakälla över dessa arters förekomster som finns att tillgå.

Tröskelvärden skattades för drygt 200 arter. Att sätta tröskelvärdet i modellen för livsmiljötyper utifrån kraven hos ett begränsat antal arter är en förenkling av verkligheten, som dock bedöms vara rimlig och ofrånkomlig. Modelleringen visade att tröskelvärden varierar stort mellan olika arter. Detta är inte förvånande, utan förväntat, eftersom arterna har olika krav på sin livsmiljö (vissa arter är generalister medan andra är specialister) och olika spridningsförmåga. Det valda tröskelvärdet 20 procent är en schablon som bedöms innehålla en viss säkerhetsmarginal. Som nämnts tidigare är 20 procent också en sedan länge använd tumregel.

I modellen hanteras alla livsmiljötyper tillsammans för att beräkna en total referensareal för hela gruppen. Resultatet fördelades sedan mellan livsmiljötyperna, huvudsakligen utifrån deras befintliga totalarealer och historiska trender. Att de hävdberoende gräsmarkerna är indelade i 22 livsmiljötyper, med delvis överlappande artsammansättning och ekologiska strukturer och funktioner, medför vissa utmaningar. Skattningen av den totala referensarealen för hela gruppen hävdberoende gräsmarker bedöms vara säkrare än de skattningar som görs för varje enskild livsmiljötyp. Det beror på att när fördelningen ska göras mellan livsmiljötyper så tillkommer ytterligare osäkerheter i modellen i form av befintliga arealer och historiska trender. Se vidare avsnittet om känslighetsanalys.

Som tidigare nämnts finns det inga fullständiga karteringar av livsmiljötyper. Antalet landskapsrutor i modellen påverkas av kända förekomster. När fler kända förekomster tillkommer till följd av ny kunskap, kan det påverka antalet rutor i modellen, och därmed öka storleken på den totala referensarealen. Se vidare avsnittet om känslighetsanalys.

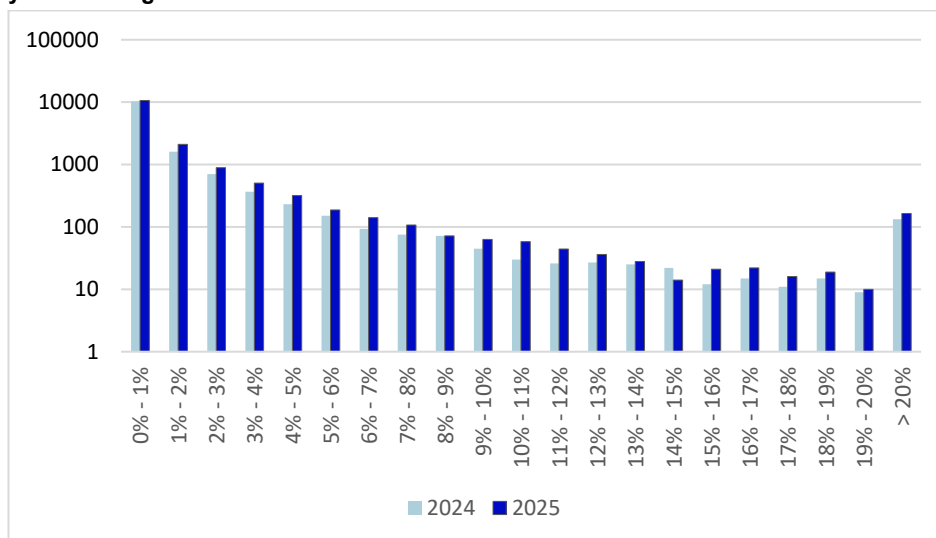
3.2.4 Nya beräkningar baserade på nya data

Känslighet gällande nuvarande förekomst av livsmiljötyper

Sedan det tidigare regeringsuppdraget har nya underlag tillkommit avseende befintliga förekomster av livsmiljötyper i gruppen hävdberoende gräsmarker. Uppdateringen av underlagen består av nya värden på befintliga arealer som togs fram i samband med rapporteringen enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet. Den totala arealen för samtliga hävdberoende gräsmarker uppskattades vara 3 procent mindre än i det tidigare regeringsuppdraget. Dock var förändringen inte jämnt fördelad mellan livsmiljötyper; vissa uppskattades ha en större areal, och vissa en mindre, jämfört med arealerna i det tidigare regeringsuppdraget.

Därutöver har karteringen av gräsmarksförekomster uppdaterats med nya inventeringsresultat. Nya kända förekomster innebär att fler landskapsrutor innehöll förekomster av gräsmarker, en ökning på cirka 10 procent (från 13 959 till 15 512 rutor), men ökningen var inte jämnt fördelad. Antalet rutor med mellan 2 och 20 procent gräsmark ökade med 32 procent (från 1 930 till 2 556 rutor). Antalet landskapsrutor med under 2 procent gräsmark ökade däremot bara med 7 procent och att antalet rutor med mindre än 0,5 procent gräsmark ökade med mindre än 1 procent (se figur 6).

Figur 3. Antal rutor (med storlek 3 x 3 km) uppdelat på procentuell förekomst av livsmiljötyper i gruppen hävdade gräsmarker i regeringsuppdraget 2024 och det uppdaterade underlaget som hämtats från underlag till EU-rapporteringen 2025. Skalan på y-axeln är logaritmisk.

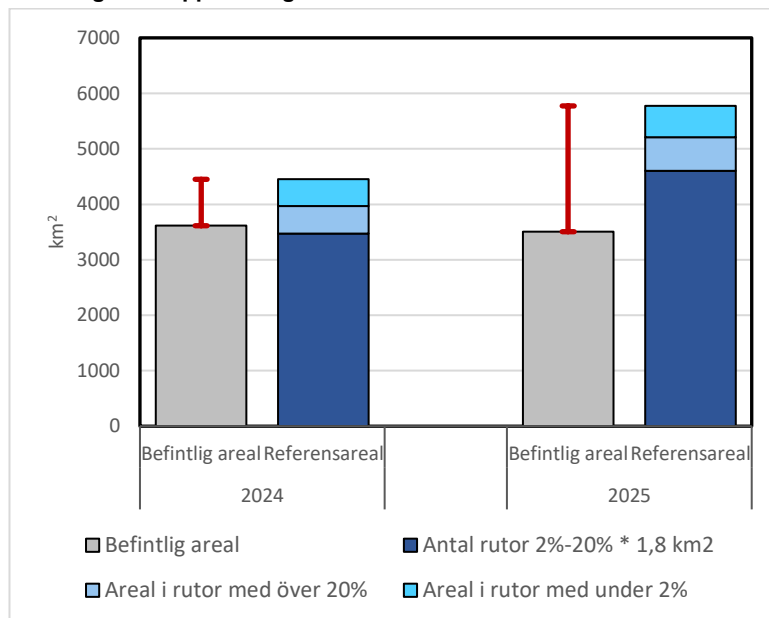


Med uppdaterade underlag kan känsligheten i modellerna undersökas, eftersom dessa ger nya skattningar av referensarealer med nya ingångsvärden. I modell 1 står den sammanlagda referensarealen för hävdade gräsmarker i proportion till det totala antalet rutor med förekomster av gräsmarker. Eftersom antalet landskapsrutor i den nya karteringen ökade med cirka 10 procent ökade därför referensarealen i modell 1 med cirka 10 procent. Modell 1 kan därmed beskrivas som mindre känslig; förändringar i kunskapsläget ger en proportionerlig förändring av referensarealen. I jämförelse är modell 2c betydligt mer känslig för förändringar av antalet rutor med kända förekomster.

Referensarealen för hävdade gräsmarker utifrån modell 2c ökade med 28 procent (från 4 586 km² till 5 889 km²) och återetableringsbehovet blev då cirka 2,5 gånger så stort (ökning från 969 km² till 2 383 km²) med de nya underlagen. Detta beror på tröskelvärde som används i modell 2c, då endast rutor med mer än 2 procent gräsmark ska uppnå 20 procent. Referensarealen i modell 2c påverkas därför mindre av det totala antalet rutor med gräsmarkförekomster och mer av antalet rutor med mellan 2 och 20 procent gräsmark.

Figur 7 visar hur förändringen i kunskapsläge påverkade referensareal i modell 2c. Referensarealen i modell 2c är summan av arealen i rutor med under 2 procent gräsmark, arealen i rutor med över 20 procent gräsmark och arealen i rutor med mellan 2 och 20 procent gräsmark, som sätts ett schablonvärde på 1,8 km² per ruta (motsvarande 20 procent av den 3 x 3 km² stora rutans areal).

Figur 4. Referensareal utifrån modell 2c med uppgifter ifrån regeringsuppdrag 2024 och underlag från rapporteringen 2025.



Kommentar: Röda streck indikerar återetableringsbehovet, som blivit 2,5 gånger så stort med underlagen från rapporteringen 2025. Högörtängar och svämängar i alpin region inkluderas inte i modellen eftersom de inte anses vara hävdberoende i alpin region och referensarealer.

De röda strecken i figur 7 visar återetableringsbehovet, som har mer än fördubblats. Den största anledningen till detta är ökningen av antalet rutor med mellan 2 och 20 procent gräsmark (de mörkblå staplarna). Den befintliga arealen (grå staplar) har

även minskat något, från 3 600 km² till 3 500 km², vilket också bidrar till att återetableringsbehovet som ges av modellen blir större.

Sammanfattningsvis visar de uppdaterade underlagen på betydande skillnader i känslighet mellan modellerna som togs fram i det tidigare regeringsuppdraget. Referensarealen som fås av modell 1 står i proportion till det totala antalet rutor med förekomster av gräsmark och modellen är därför mindre känslig för nya underlag. De uppdaterade underlagen visar på betydande känsligheter i modell 2c, till följd av tröskelvärde på 2 procent, som innebär att förändringar i antalet rutor med mellan 2 och 20 procent gräsmark får större betydelse.

Tabell 5. Referensarealer utifrån modell 1 och modell 2c, med tidigare och uppdaterade underlag.

	2024	2025	% förändring
Totalt antal landskapsrutor (3 x 3 km)	13 959	15 512	11%
Antal landskapsrutor med mellan 2-20 procent gräsmark	1930	2 556	32%
Total befintlig areal gräsmark som av livsmiljötyp	3 617 km ²	3 506 km ²	-3%
Referensareal enligt modell 1	25 609 km ²	28 036 km ²	9%
Återetableringsbehov enligt modell 1	21 862 km ²	24 530 km ²	12%
Referensareal enligt modell 2c	4 586 km ²	5 889 km ²	28%
Återetableringsbehov enligt modell 2c	969 km ²	2 383 km ²	146%

Känslighet till följd av nya bedömningar av totalarealer

Det finns det en känslighet i modellernas uppskattningar av referensarealer eftersom den sammanlagda referensarealen behöver fördelas schablonmässigt utifrån livsmiljötypernas nuvarande arealer. I samband med den senaste artikel 17-rapporteringen skedde en ny skattning av befintliga arealer gräsmark, som innebär att den totala arealen gräsmarker minskade med cirka 3 procent. Dock var förändringen av befintliga arealer inte jämnt fördelat mellan livsmiljötyper, utan för vissa bedömdes den nuvarande arealen vara större än i det tidigare regeringsuppdraget, medan vissa andra livsmiljötyper bedömdes ha en mindre areal än den tidigare uppskattningen. Eftersom referensarealerna fördelas mellan livsmiljötyper i förhållande till deras befintliga arealer innebär det att fördelningen av referensarealer kan ändras till följd av nya skattningar av befintliga arealer.

Som exempel kan lyftas förändringen som skett för svämängar i boreal region. Befintlig areal svämängar i boreal region uppdaterades i samband med artikel 17-rapporteringen, från 20 km² till 68 km². Kombinationen av en förändrad skattning av totalarealen och nya karteringsdata ger betydande skillnader i referensareal för svämängar. I det tidigare uppdraget förslogs utifrån modell 2c att 4,6 km² svämängar i boreal region behöver återetableras. Med nya underlag blir behovet av återetablering mer än 10 gånger större, drygt 49 km². För modell 1 har återetableringsbehovet för svämängar i boreal region ökat från 180 km² till 560 km² med uppdaterade underlag. Givetvis handlar inte detta om faktiska förändringar av behovet, men det visar hur känsliga resultaten är för ingångsvärden och schabloner som används.

Känslighet gällande fördelningen av referensarealer mellan livsmiljötyper

En annan aspekt av känsligheten i modellerna gäller fördelningen av referensarealer mellan olika livsmiljötyper. Modellen beräknar referensarealer totalt för samtliga hävdberoende gräsmarker. Fördelningen mellan olika livsmiljötyper görs sedan främst baserat på dessas befintliga arealer samt de historiska förluster som skett. Särskilt de största livsmiljötyperna, silikatgräsmarker och trädklädd betesmark, påverkas av att de även haft bland de största historiska minskningarna. När den totala referensarealen i modellerna ökar blir därför förändringarna för dessa livsmiljötyper särskilt stora.

Befintlig areal för silikatgräsmarker har ökat relativt lite sedan det tidigare regeringsuppdraget, men arealen som behöver återetableras blev tre och en halv gånger så stor i modell 2c. Vad gäller trädklädd betesmark har uppskattningen av befintlig areal minskat, men återetableringsbetinget har mer än fördubblats. I det tidigare regeringsuppdraget föreslogs att arealen trädklädd betesmark skulle öka med cirka 70 procent, men med uppdaterade underlag skulle arealen behöva öka med över 170 procent. För silikatgräsmarker ändrades knappt uppskattningen av befintliga arealer men återetableringsbehovet blev cirka 3,5 gånger så stort jämfört med det tidigare regeringsuppdraget. Överlag visar de uppdaterade underlagen på betydande känsligheter i modell 2c.

3.3 Andra EU-länders framtagande av referensarealer

3.3.1 Sammanfattning

- Referensarealer för hävdberoende gräsmarker som utgör livsmiljötyp har i förslaget till nationell restaureringsplan bedömts motsvara ett återetableringsbehov på 1 000 km², vilket utgör den lägsta nivån i det spann som togs fram i det tidigare regeringsuppdraget. Detta har jämförts med de referensarealer som andra länder rapporterat enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet år 2025.
- Flera länder har rapporterat återetableringsbehov som är i motsvarande storleksordning som det i förslaget till Sveriges nationella restaureringsplan, däribland Italien, Frankrike, Tyskland och Rumänien.
- Sett som en procentuell ökning av arealen gräsmark i landet, har Slovenien och Belgien rapporterat referensarealer som medför de största återetableringsbehoven bland EU-länder. Den föreslagna referensarealen på 1 000 km² över befintliga nivåer är av jämförbar storleksordning som flera länders rapporterade återetableringsbehov räknat procentuellt. Den procentuella jämförelsen påverkas dock av vilka livsmiljötyper som inkluderas.

- Andra länder använder främst expertbedömningar för att uppskatta referensarealer för gräsmarker. Modeller används sällan och inget land har rapporterat ett betydande återetableringsbehov baserat enbart på modelluppskattningar. Att kombinera modeller och expertbedömningar, vilket är fallet för Sveriges föreslagna referensareal på 1 000 km² över befintliga nivåer, är däremot vanligare, se figur 7.
- I detta avsnitt redovisas främst kvantitativa jämförelser. Kvalitativa jämförelser är betydligt svårare att göra, eftersom de flesta länder inte har redovisat metoder, underlag och utgångspunkter utförligt.

3.3.2 Tidigare internationell jämförelse

I Naturvårdsverkets och Jordbruksverkets regeringsuppdrag ”Översyn av referensarealer”, som redovisades i mars 2024, genomfördes en kartläggning av andra EU-medlemsstaters arbete med att ta fram referensarealer. Dels gjordes en genomgång av hur länderna rapporterat 2019, dels skickades en enkät till utvalda länder för att få mer information om rapporteringen 2019 samt om vilka planer som fanns för rapporteringen 2025.

I kartläggningen framgick att flera länder vägt in genomförbarhet vid framtagandet av referensvärden, men det var svårt att hitta exempel på hur detta gjorts, och över lag fanns inga utförliga metodbeskrivningar. Jämförelsen med andra länder bedömdes dock ge visst stöd för att även Sverige kan väga in genomförbarhet och inte begränsas till de ekologiska kriterier som legat till grund för beräkningarna i SLU Artdatabankens modell.

3.3.3 Jämförelse av referensarealer

Metod

Jämförelser med andra länder har gjorts genom att analysera vad andra länder rapporterade 2025. De flesta länders rapportering har funnits tillgänglig via EEA:s rapporteringsverktyg ([Reportnet 3](#)). Efter rapporteringen genomför EEA en kvalitetsgranskning av inrapporterade data och ber därefter om korrigeringar från medlemsländerna. Denna kvalitetsgranskning är pågående och för de flesta länder är datan som ligger till grund för den internationella jämförelsen inte ännu slutligt godkänd. Vidare hade Spanien inte rapporterat då denna sammanställning gjordes, och de har därför inte kunnat inkluderas i jämförelsen. Lettland har valt att inte offentliggöra sin rapportering och har därför inte heller inkluderats i jämförelsen. Även Ungern valde att inte offentliggöra sin rapportering men på förfrågan från Naturvårdsverket delgav de sin rapporterade data. Naturvårdsverket har även skickat ut en enkät och fått in svar från sex länder. I vissa fall har vi även fått kompletterande mejlsvar från ländernas rapporteringsansvariga.

Livsmiljötyper kan grupperas på olika sätt, och därför behöver kategorin ”gräsmarker” förklaras närmare. I det tidigare regeringsuppdraget jämfördes rapporteringen baserat på den indelning som förekommer i art- och

habitatdirektivet. Denna indelning skiljer sig dock från både den vanliga svenska indelningen och från den indelning som finns i naturrestaureringsförordningen. Både grupperingen av gräsmarker som finns i art- och habitatdirektivet och indelningen i naturrestaureringsförordningen exkluderar flera av de svenska hävdberoende gräsmarkerna, till exempel fukthedar och salta strandängar. Både indelningen i art och habitatdirektivet och naturrestaureringsförordningen inkluderar även fjällmiljöer (alpina silikatgräsmarker och alpina kalkgräsmarker), som Sverige traditionellt hanterat som en egen grupp, tillsammans med andra fjällmiljöer.

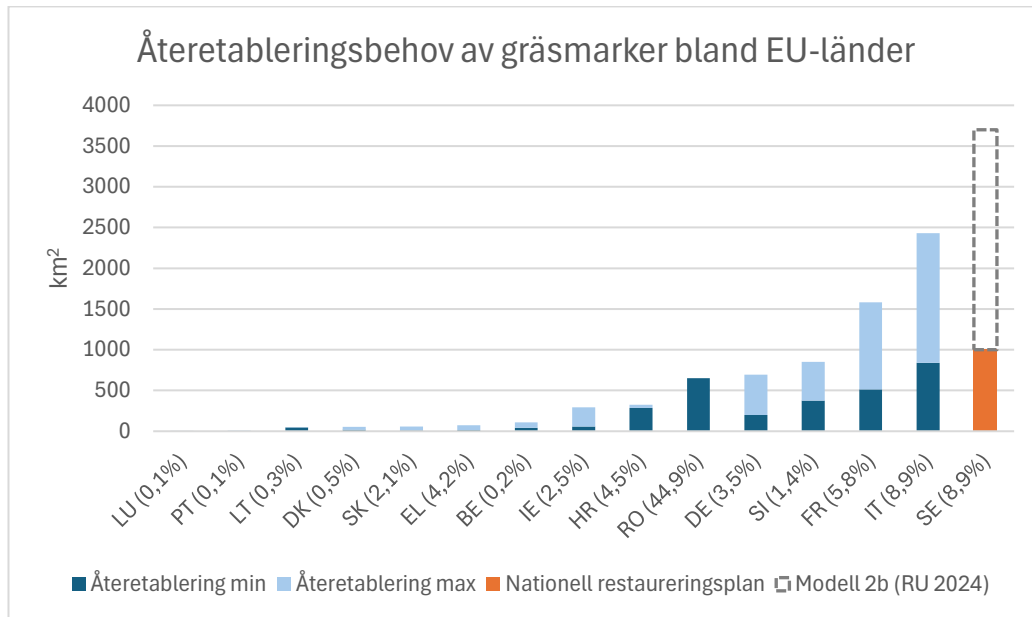
I den nu aktuella jämförelsen med andra länders referensarealer har indelningen i naturrestaureringsförordningen använts, och jämförelsen inkluderar därmed de stora fjällarealerna. Inget återetableringsbehov har rapporterats för någon av dessa livsmiljötyper, det vill säga referensarealen är lika med nuvarande areal. Ett alternativ hade varit att enbart jämföra de livsmiljötyper som ingår i den svenska gruppen hävdberoende gräsmarker. Detta skulle dock exkludera hävdberoende gräsmarker som inte förekommer i Sverige, vilket bedöms innebära en begränsning av jämförbarheten mellan länder. Dock bör det noteras att den klassning av gräsmarker som används i naturrestaureringsförordningen exkluderar ett antal av de svenska hävdberoende gräsmarkerna. De gräsmarker som ingår i klassningen i naturrestaureringsförordningen utgör 965 km² av de 1 000 km² som anges i förslaget till nationell restaureringsplan. I jämförelserna i figur 5 och 6 visas 1 000 km², trots att 965 km² egentligen vore mer korrekt.

Det är också värt att notera att formatet för rapporteringen av referensarealer har ändrats sedan rapporteringen 2019 och att de flesta referensarealer anges med ett ungefärligt mått. Referensarealer rapporterades 2019 främst med operatorer ($\approx$, $>$, $>>$, $<$) och 2025 främst i form av fördefinierade intervall. Det innebär att det oftast inte finns exakta siffror att jämföra.

Jämförelse av återetableringsbehov i faktiska tal

I förslaget till nationell restaureringsplan har referensarealer för hävdberoende gräsmarker som utgör livsmiljötyp estimerats till 1 000 km² över befintliga nivåer, vilket motsvarar den lägsta nivån i det spann som togs fram i det tidigare regeringsuppdraget. Återetableringsbehovet på 1 000 km² över befintliga nivåer har jämförts med de referensarealer övriga EU-länder angett i rapportering av art- och habitatdirektivet. Eftersom Sverige rapporterade referensarealer för gräsmarker som okända, i enlighet med regeringens beslut, bedömde vi att det var mest relevant att jämföra med förslaget till nationell restaureringsplan. Flera länder, i synnerhet länder med stora befintliga arealer gräsmark som Italien och Frankrike, ligger i samma härad som Sverige. Även Slovenien och Rumänien har rapporterat referensarealer som är av jämförbar storleksordning.

Figur 5. Behov av ytterligare areal gräsmark bland EU-länder i km² enligt vad länderna rapporterat enligt art- och habitatdirektivets artikel 17, 2025



Kommentar: Inom parentes anges hur stor andel av den totala arealen gräsmark i EU som finns i landet. Livsmiljötyper för vilka referensarealer rapporterats som okända är inte inkluderade. För Sverige visas referensarealen i förslaget till nationell restaureringsplan, motsvarande ett återetableringsbehov om 1 000 km², vilket motsvarar den lägsta nivån i det spann som togs fram i det tidigare regeringsuppdraget 2024. Streckade linjer visar vad den högsta nivån i spannet skulle motsvara. Övriga länder som rapporterat att referensarealerna är okända, eller att referensarealerna motsvarar befintliga nivåer, redovisas ej.

Av samtliga EU-länder har Italien rapporterat det största behovet av återetablering (841 – 2432 km²). Italien svarade även på ett antal frågor om landets rapportering och angav då att referensarealer för landets gräsmarker innefattar betydande osäkerheter vad gäller både det vetenskapliga underlaget och genomförbarheten av målnivåerna. Italien angav även att de vid uppskattningen av referensarealer tog hänsyn till genomförbarheten för vissa gräsmarker, men inte för majoriteten av dessa. Samtliga referensarealer för gräsmarker i Italien uppskattades genom expertbedömningar.

Frankrike har rapporterat det näst största intervallet (514 – 1580 km²), även om Rumänien rapporterat den näst största miniminivån på 650 km². Frankrike har emellertid angett att FRA är okänt för 27 av 52 bedömningar, motsvarande 77 procent av arealen gräsmarker i landet. Exempelvis för livsmiljötypen Slätterängar i låglandet har Frankrike rapporterat referensarealen som okänd, men angett att det skett betydande förluster. Det egentliga behovet av återetablering är därför troligtvis större än vad som rapporterats.

Citat från Frankrikes rapportering av artikel 17 i art- och habitatdirektivet 2025, gällande referensareal för Slätterängar i låglandet. Översättning från franska med hjälp av AI verktyget co-pilot:

"Utvecklingen av tidiga slätter har lett till betydande ytförluster i detta habitat, men dessa kan absolut inte kvantifieras (bibehållande av status som permanent äng, bibehållande av slätterverksamheten), den gradvisa och kontinuerliga

försvinnandet av de stora blommande tvåhjärtbladiga växterna på de slagna ängarna har intensifierats under de senaste åren i takt med att skördetidpunkterna har blivit tidigare."

Både Frankrike och Italien har rapporterat spann där genomsnittet är över 1 000 km². Även Rumänien har rapporterat ett stort återetableringsbehov (650 km²). Att de största betingen finns i dessa länder är väntat eftersom Sverige, Italien, Frankrike och Rumänien har de största arealerna gräsmark i EU, sammanlagt ca 75 procent av den totala arealen gräsmarker som utgör livsmiljötyp enligt rapporteringen av art- och habitatdirektivet (av de länder som ingick i den internationella jämförelsen). För att jämföra storleksordningen på referensarealen i förslaget till Sveriges nationella restaureringsplan med andra länders rapporterade referensarealer, har betingen även satts i relation till arealen befintlig gräsmark i länderna. Någon jämförelse utifrån storleken på historiska förluster har inte gjorts. De flesta EU-länder har haft betydande historiska förluster av seminaturliga gräsmarker, även om orsakerna till dessa förluster varierar. Det finns dock exempel på länder där en större andel av de historiska gräsmarkerna finns kvar. Ett sådant exempel är Rumänien.

Jämförelse av återetableringsbehov i relativa termer (procent)

Länder med större befintliga arealer gräsmark har generellt sett även större behov av återetablering i faktiska tal. Därför kan en procentuell jämförelse av storleksordningen på återetableringsbehovet komplettera jämförelsen ovan.

För att mäta återetableringsbehovet procentuellt behövs dock uppgifter om befintliga arealer och då spelar det större roll vilken indelning av gräsmarker som används. Hittills har gruppen av livsmiljötyper som betecknas gräsmarker i naturrestaureringsförordningen använts för att jämföra länders rapporterade referensarealer. Dock inkluderar detta livsmiljötyperna alpina silikatgräsmarker och alpina kalkgräsmarker, vilka i Sverige brukar räknas till gruppen fjäll och inte till hävdberoende gräsmarker. Tillsammans har dessa alpina gräsmarker en större befintlig areal än samtliga gräsmarker i gruppen hävdberoende gräsmarker (5 950 km² respektive 3 506 km²).

Om man endast ser till de svenska hävdberoende gräsmarkerna skulle förslagen från det tidigare regeringsuppdraget motsvara procentuella återetableringsbehov på 29 procent (1 000 km² jämfört med 3 506 km² befintlig areal enligt rapporteringen 2025). Om man istället utgår ifrån gruppen av livsmiljötyper som i naturrestaureringsförordningen betecknas gräsmarker och inkluderar fjällmiljöerna skulle återetableringsbehovet istället motsvara 11 procent. Återetableringsbehovet blir enligt klassningen i naturrestaureringsförordningen 965 km², eftersom ett antal av de svenska hävdberoende gräsmarkerna inte klassas som gräsmarker i naturrestaureringsförordningen.

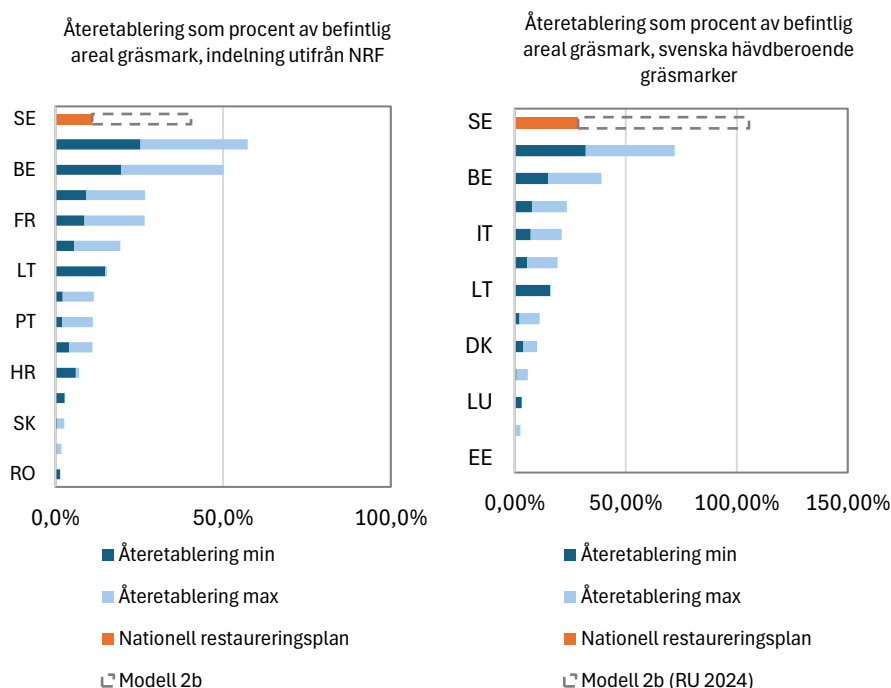
Tabell 6. Återetableringsbehov, en jämförelse mellan den indelning som Sverige använder och den indelning som görs i naturrestaureringsförordningen

	Återetablering	Befintlig areal	Återetablering procentuellt
Hävdberoende gräsmarker, enligt Sveriges indelning	1 000 km ²	3 506 km ²	29 %
Gräsmarker och andra betespräglade miljöer, enligt indelning i naturrestaureringsförordningen	965 km ²	9 159 km ²	11 %

En procentuell ökning på 29 procent är av jämförbar storlek med Belgiens (15-39 procent) och mindre än Sloveniens (32-72 procent), vid en jämförelse utifrån den svenska indelningen. Övriga länder har rapporterat lägre återetableringsbeting, räknat procentuellt utifrån den svenska indelningen av gräsmarker. Med den svenska indelningen skulle alltså det svenska föreslagna återetableringsbehovet vara bland de, räknat procentuellt.

Om man istället jämför utifrån klassningen av gräsmarker i naturrestaureringsförordningen skulle 1 000 km² innebära ett återetableringsbehov på 11 procent. Detta verkar vara av jämförbar storleksordning som bland annat Italien, Frankrike, Tyskland och Litauen. Slovenien och Belgien har utifrån indelningen av gräsmarker i naturrestaureringsförordningen rapporterat procentuellt större återetableringsbehov.

Figur 6. Återetableringsbehov i procent, i förhållande till befintliga arealer



Kommentar: För Sverige visas återetableringsbehov i förslaget till nationell restaureringsplan på 1 000 km², vilket motsvarar den lägsta nivån i spannet från det tidigare regeringsuppdraget. Streckade linjer visar vad den högre nivån i spannet från det tidigare regeringsuppdraget. Länder som rapporterat att referensareal motsvarar befintliga nivåer eller är okänd redovisas ej.

Sammanfattningsvis förefaller referensarealen i förslaget till nationell restaureringsplan, på 1000 km² över befintliga nivåer, vara av jämförbar storleksordning som andra länders rapporterade referensarealer, både i faktiska tal och även räknat procentuellt. Det är dock värt att notera att Sveriges procentuella återetableringsbeting blir betydligt lägre om man jämför med den indelning som finns i naturrestaureringsförordningen, istället för med den svenska indelningen. Detta beror på att Sverige inte har några återetableringsbeting för de alpina gräsmarkerna. Det är rimligt att anta att EU:s sammanställningar och jämförelser i samband med granskningen av medlemsstaternas restaureringsplaner kommer att baseras på indelningen i naturrestaureringsförordningen.

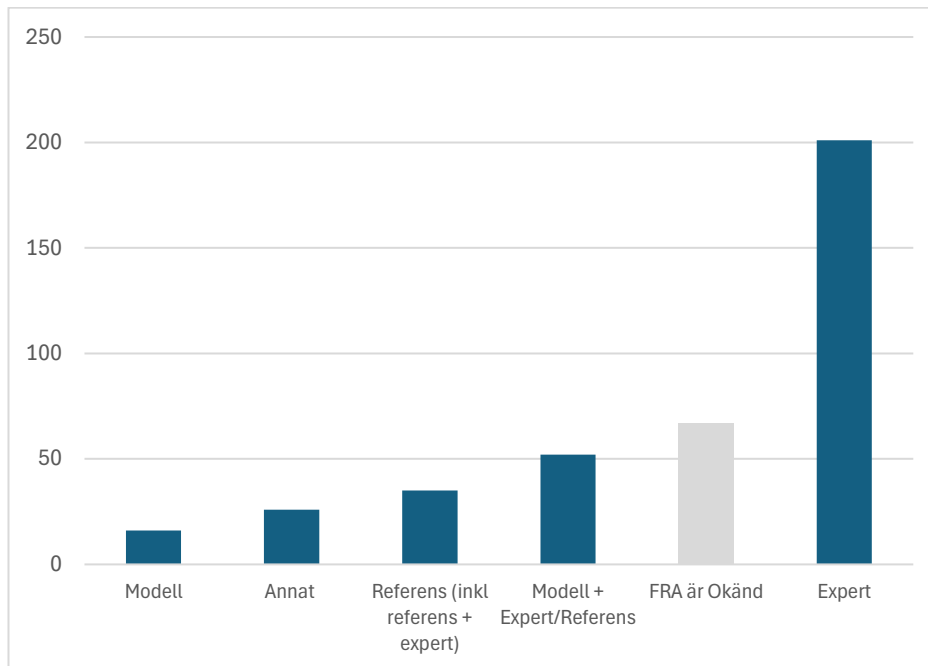
3.3.4 Jämförelse av metoder för att uppskatta referensarealer

I rapporteringen enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet kan metod för att sätta referensarealer anges med fyra olika alternativ; modell, expert, referensbaserad och annat. Den referensareal som används i förslaget till nationell restaureringsplan utgår delvis ifrån modellbaserade uppskattningar men innefattar även expertbaserade bedömningar. I det tidigare regeringsuppdraget gjordes justeringar av modell 1 för att ta fram modell 2a-c. De justeringarna baserades på expertbedömningar.

Övriga EU-länder har rapporterat totalt 332 kända referensarealer för gräsmarker, varav 201 satts med expertbedömningar och ytterligare 7 baserat på en kombination av expertbedömningar och referensbaserade metoder. Modeller har använts för att uppskatta 16 referensarealer och i ytterligare 52 fall har en kombination av modeller och expertbedömningar eller referensbaserade metoder använts. I ytterligare 67 fall har man angett att referensareal är okänt, exklusive Sverige. Rumänien är det enda land som angett metod som ”annan” och de har gjort det för samtliga gräsmarker utom en. Detta räknat utifrån indelningen av gräsmarker i naturrestaureringsförordningen.

Överlag är expertbedömningar den vanligaste metoden för att uppskatta referensarealer medan rent modellbaserade metoder använts för endast för 5 procent av alla referensarealer. Helt modellbaserade metoder har använts för att identifiera ett totalt återetableringsbehov på 7 – 19 km². Som jämförelse ligger expertbedömningar till grund för ett återetableringsbeting på mellan 2 003 – 5 726 km². Det totala återetableringsbehovet som identifierats med en kombination av modeller samt expertbedömningar och/eller referensbaserade metoder är 665 – 731 km², varav 650 km² utgörs av en viss livsmiljötyp (62C0 Ponto-Sarmatic steppes) i Rumänien. För denna livsmiljötyp har Rumänien rapporterat att modeller, expertbedömningar samt referensbaserade metoder alla används.

Figur 7. Metoder bland övriga länder för att uppskatta referensarealer för gräsmarker i rapporteringen av art- och habitatdirektivet. Y-axeln visar antal referensarealer som metoden använts för. Sverige exkluderat.



Sammanfattningsvis har övriga EU:s medlemsländer skattat återetableringsbehov för gräsmarker främst med expertbedömningar. Helt modellbaserade metoder är mindre vanliga. Kombinationer av modeller med expertbedömningar/referensbaserade metoder är dock vanligare. Modell 2c innefattar både modellbaserade uppskattningar och expertbedömningar och kan därför vara jämförbar med de kombinationer av modell- och expertbaserade uppskattningar som gjorts i andra länder.

3.3.5 Utmaningar med att uppnå ökad jämförbarhet

Jämförelserna mellan länder som beskrivs ovan är baserade på vad länderna rapporterade till EU 2025. Rapporteringens obligatoriska fält omfattar framförallt kvantitativa uppgifter, medan fält med kvalitativ information om till exempel metoder och källor är frivilliga. Sverige är ett av få länder som genomgående lämnat förklaringar och motiveringar till siffror i rapporteringen.

Den enkät som Sverige skickade ut under 2025 gav inte någon ökad insikt i ländernas metoder och därmed är det svårt att göra kvalitativa jämförelser. En förklaring till att länderna inte beskriver sin metodik mer utförligt är att den vanligaste metoden enligt rapporteringen är ”expertbedömning”. Det kan också finnas politiska skäl som gör att länderna inte närmare vill förklara hur deras referensarealer tagits fram.

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), i syfte att få likvärdiga data från medlemsländerna. Sverige deltar aktivt i detta arbete, bland annat genom Expert group on Reporting under the Nature Directives, som bland annat används för att stämma av rapporteringsformat och vägledning. Expertgruppen används dock mestadels som informationskanal från kommissionen och EEA till medlemsländerna; där finns alltså inte utrymme för medlemsländer att dela erfarenheter med varandra. Sådana erfarenhetsutbyten sker istället genom seminarier, som ibland ordnas av kommissionen och ibland av olika medlemsländer.

Under 2025 deltog Sverige i en konferens om restaurering av gräsmarker i Budapest, som kommissionen ordnade den 7-9 oktober med fokus på både naturrestaureringsförordningen och EU:s gemensamma jordbrukspolitik. På konferensen lyftes några exempel på hur länder (bland annat Sverige) arbetat med referensarealer, och det framfördes önskemål från deltagarna om tydligare vägledning från kommissionen. Tydligare vägledning efterfrågades redan efter rapporteringen 2019, och kraven ökade i samband med att naturrestaureringsförordningen trädde i kraft.

Sverige deltog också i ett möte som kommissionen ordnade i Bryssel 1-3 december 2025, med fokus på erfarenhetsutbyte mellan medlemsländerna vad gäller framtagandet av nationella restaureringsplaner. Även vid det mötet efterfrågades tydligare vägledning om referensarealer. Kommissions svarade då att befintlig vägledning gäller och bör användas fram tills att en uppdaterad vägledning finns på plats. Den senaste informationen från kommissionen anger att en uppdaterad vägledning om referensvärden ska presenteras sommaren 2026. Sverige har deltagit i förberedelserna av denna vägledning genom att svara på enkäter och intervjufrågor från kommissionens konsulter (under 2024).

Sverige har under senare år även deltagit i flera möten med en grupp länder som utbytt erfarenheter om boreala gräsmarker. I april 2024 hölls ett möte med fokus på referensarealer. Därutöver har vissa bilaterala kontakter tagits om genomförandet av rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet samt om arbetet med naturrestaureringsförordningen, främst med Finland.

3.4 Genomförbarhet och konsekvenser

3.4.1 En nivå på referensareal som tar hänsyn till genomförbarhet

Vid framtagandet av referensarealer i det regeringsuppdrag som redovisades 2024, utgick Naturvårdsverket och Jordbruksverket från regeringens uppdragsformulering om att hänsyn ska tas till den tekniska och ekologiska genomförbarheten av att återetablera livsmiljötyperna till det minimum som krävs och bedöms vara ekonomiskt möjligt. Myndigheterna har i framtagandet av förslag till nationell restaureringsplan utgått från en återetableringsareal om 1000 km², vilket utgjorde nedre delen i det spann som tidigare redovisats och som, jämfört med alternativen, i högre grad beaktar förutsättningarna för återställande av livsmiljötyperna. Den nivån väger in att det finns tekniska och ekologiska begränsningar för vad som kan återskapas inom den framtid vi kan förutse och att det inte kan antas vara möjligt att inom överskådlig tid återskapa långsiktigt funktionella gräsmarkslandskap på alla platser, eftersom det ofta saknas ett jordbruk som kan sköta markerna långsiktigt.

3.4.2 Tidigare bedömning av genomförbarhet

I redovisningen från 2024 konstaterades att de scenarier som presenterades innebär att arealerna behöver öka och att det behövs fler betesdjur och lantbruksföretag. Ju större de tillkommande arealerna blir, desto svårare blir genomförandet. Även budgetkostnaderna ökar med att en större areal restaureras eftersom både gårdsstöd och miljöersättningar då antas öka.

Det konstaterades vidare att nuvarande styrmedel inte ensamma kan klara av att nå de referensarealer och det tillstånd som krävs för att klara gynnsam bevarandestatus för livsmiljötyper och arter. Det påtalades dock att det inte varit en del av det uppdraget att ta fram förslag till nya styrmedel. 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 återetablera och behålla gräsmarker med livsmiljötyp som når upp till referensarealen.

Tabell 7. Översiktlig sammanfattning av konsekvenser av att nå tillkommande arealer från de olika beräkningsalternativen i tidigare regeringsuppdrag.

Effekt	Underlags-beräkning 1	Beräkning 2a baserad på 0,5% tröskelvärde	Beräkning 2b baserad på 1% tröskelvärde	Beräkning 2c baserad på 2% tröskelvärde
Tillkommande areal (km ²) ängs- och betesmark	22 000	7 600	3 700	1 000
Tillkommande åkerareal ((km ²) ⁶)	8 000	2 700	1 300	350
Tillkommande antal dikor till 2050 ⁷	1 miljon	340 000	160 000	44 000
Skattat antal nya dikoföretag till 2050 ⁸	10 000–50 000	1 400–17 000	1 600–8 000	440–2 200
Restaureringstakt 2025-2050 (km ² /år)	850	290	140	40
Budgeteffekt: Årlig skötselkostnad (utöver dagens kostnader) i 2050 års penningvärde	9 mdr	5 mdr	2,5 mdr	675 miljoner kr
Budgeteffekt: Årlig restaureringskostnad i 2050 års penningvärde	3,2 mdr	1,1 mdr	520 miljoner	141 miljoner kr
Km ² skogsmark som behöver ställas om till jordbruksmark ⁹	17 – 20 000	3 000 – 5 000	0 – 1 200	0
Sannolikhet att nå mål om biologisk mångfald	+	+	+/-	-
Sannolikhet att kunna genomföras ^[9]	-	-	-	+/-

⁶ Den nya åkermarksarealen kan i teorin tas från bland annat nuvarande trädesareal, arealer som används för export av spannmål och effektivisering i vallodlingen.

⁷ Antalet betesdjur beräknat som antalet nya dikor med avkomma. Antaganden om gräsmarkernas avkastning och dikornas näringsbehov följer Agriwise kalkyldata.

⁸ Den genomsnittliga besättningsstorleken för dikoföretag var år 2023 21 djur. Flest djur finns dock i företag med besättningar på 50–100 djur. Här beräknas därför antalet nya dikoföretag som skulle behövas år 2050 utifrån en besättningsstorlek på 20 respektive 100 djur.

⁹ 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 och 450 000 hektar. Där ingår ängs- och betesmarker som i dagsläget har miljöersättning för allmänna värden eller enbart gårdstöd 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 gårdstödberättigad 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.

3.4.3 Konsekvensbedömning av åtgärder och styrmedel i förslag till nationell restaureringsplan

I september 2024 fick Naturvårdsverket i uppdrag att, tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten, Skogsstyrelsen, Statens jordbruksverk samt Boverket, utarbeta ett förslag till nationell naturrestaureringsplan och en konsekvensutredning av planförslaget. Framtagandet av planen har tagit stöd i dialoger som genomförts med representanter för en bred uppsättning berörda företag, intresseorganisationer och myndigheter.

I arbetet med att ta fram förslag till en nationell restaureringsplan har åtgärder och styrmedel för att nå målsättningar för gräsmarker tagits fram. Arbetet kopplar till de målsättningar för jordbruksekosystem som finns i framförallt artikel 4 och 11, men även i artikel 10, i naturrestaureringsförordningen.

Artikel 4 i förordningen innehåller restaureringsmål och -skyldigheter för livsmiljötyper och arter. I stora drag handlar det om att bevara, restaurera och återskapa livsmiljötyper och livsmiljöer, inklusive hävdgynnade gräsmarker. Det ställs krav på att förbättra kvaliteten, kvantiteten och konnektiviteten i livsmiljöerna för att gynna arter knutna till gräsmarkerna. Sverige är förbundet att förhindra försämring av områden med gott tillstånd och säkerställa kontinuerlig förbättring i arealer där åtgärder vidtas.

Målet för återskapande av hävdberoende gräsmarker som utgör livsmiljötyp (se Tabell 1 i avsnitt 2.4.2) utgår från referensarealer. I uppdragsbeskrivningen om att ta fram förslag till en nationell restaureringsplan anges att myndigheterna ska utgå från miniminivåer för målsättningar. Naturvårdsverket och Jordbruksverket har därför kommit överens om att utgå från att ytterligare 1 000 km² gräsmarker med livsmiljötyp behöver återskapas till 2050 för att nå en målareal på cirka 4 500 km². Det är baserat på den referensareal som 2024 togs fram med modell 2c. Den valda referensarealen ska ses som en utgångspunkt för planering av åtgärder till 2032 då en uppdatering av planen ska genomföras enligt förordningen. Till år 2030 ska åtgärder för att återskapa 300 km² (30 % av referensarealen) gräsmarker till livsmiljötyp genomföras.

Enligt artikel 11 i naturrestaureringsförordningen ska medlemsstaterna genomföra restaureringsåtgärder som är nödvändiga för att förbättra den biologiska mångfalden i jordbruksekosystem, utöver vad som beskrivs i artikel 4. Enligt artikel 10 ska dessutom mångfalden av pollinatörer förbättras och minskningen av pollinatörspopulationer vända, vilket innebär krav på förändringar även i jordbruksekosystemen.

Den nationella restaureringsplanen ska enligt naturrestaureringsförordningen utvärderas och uppdateras senast 2032. Målsättningarna till 2030 är i fokus för de styrmedel och åtgärder som föreslås i planen, även om flera av förslagen är nödvändiga för att nå målsättningarna på längre sikt. Den bedömning som tidigare gjorts av genomförbarheten av att återetablera 1000 km² ytterligare

gräsmarksarealer med livsmiljötyp till 2050 har delvis undersökts på nytt inom ramen för arbetet med att ta fram förslag till en nationell restaureringsplan. Utgångspunkterna för konsekvensanalyserna skiljer sig dock. I redovisningen från 2024 utgår konsekvensanalysen (se tabell 7) från behovet av djur och företag för att underhålla återetablerad areal. Antagandet för analysen är att det behövs nya djur för att underhålla återskapad areal. Effekterna på tillkommande företag, åkerareal och budgeteffekter är en direkt effekt av tillkommande djur.

I förslaget till restaureringsplan läggs förslag på styrmedel och åtgärder för att nå samtliga målsättningar inom jordbruksekosystemet, inte bara återskapande av arealer. Förslagen ska ses som ett paket som stärker varandra, men varje enskilt förslag har konsekvensanalyserats var för sig. Analysen är mer eller mindre ingående beroende på hur väl utrett förslaget är gällande dess utformning. Merparten av åtgärderna föreslås åstadkommas med styrmedel som bygger på frivillighet, framförallt genom förändrade ersättningar samt information och rådgivning. Det gör det svårt att uppskatta förslagets sammantagna effekter på målsättningarna.

Kostnaden för att återskapa livsmiljötyper och insatser för att förbättra och bibehålla ekologiska värden varierar kraftigt över landet och beroende på nuvarande tillstånd. Utfallet beror också på det omgivande landskapet.

Sammanfattningsvis bedöms förslagen i restaureringsplanen möjliggöra att nå målsättningarna om återskapande av 300 km² livsmiljötyp till 2030. Det kräver en koordinerad insats av olika åtgärder inom statsbudgetens anslag ”Åtgärder för värdefull natur” (anslag 1:3 inom utgiftsområde 20) och den gemensamma jordbrukspolitiken, inklusive rådgivning och förbättrat kunskapsläge om livsmiljötypers förekomst och tillstånd. Under antagandet att all återskapad mark med livsmiljötyp fortsatt behöver betas av nya nötkreatur skulle 7 000 nya kor med kalv tillkomma. Om alla djur skulle fördelas ut över nytillkommande medelstora företag likt i regeringsuppdraget från 2024 skulle 70–350 nya företag tillkomma. Till det skulle även investeringar i bland annat stallar och stängsel behövas. Det är dock mindre sannolikt att nya företag uppstår i den utsträckningen, snarare att befintliga företag justerar sin djurbesättning. Styrmedelspaketet som föreslås för jordbruksekosystemet syftar dock till att ändra förutsättningarna för att hålla djur och bedriva företag för att gynna biologisk mångfald. Nya stängslingsmöjligheter, förändringar i daglig tillsyn och ändrade sociala förutsättningar för att bedriva lantbruk skulle kunna förändra viljan och möjligheten att t.ex. flytta djur. Då skulle antalet djur som behöver tillkomma för att hålla återetablerade arealer i hävd minska. Denna sammantagna effekt av de olika styrmedelsförslagen på lantbruksföretagens agerande kan tidigast utvärderas inför framtagandet av nästa restaureringsplan.

3.5 Kommentarer och slutsatser inför det fortsatta arbetet

3.5.1 Tidigare slutsatser om de ekologiska behoven ligger fast

Att ta fram referensarealer för livsmiljötyper är mycket svårt. Oavsett vilken metod som används och även om kunskapsunderlaget är förhållandevis gott, så kommer vissa förenklingar och antaganden alltid att behöva göras. Varje livsmiljötyp innehåller en rad olika arter med skilda behov. Många arter nyttjar flera olika livsmiljötyper, och det finns också andra utmaningar med att dela in naturen i tydligt avgränsade livsmiljötyper. Det finns även begränsningar i vilka kunskapsunderlag som det är möjligt att få fram. Sverige har vid tidigare rapporteringar främst använt referensbaserade metoder som i hög grad baserats på kunskap om historiska landskap. Av naturliga skäl finns det inte historiska kartor som visar utbredningen av livsmiljötyper. Därmed behöver den information som finns om historiska landskap tolkas och sättas i relation till hur de olika livsmiljötyperna definieras. Inte heller dagens utbredning av livsmiljötyper är fullständigt känd. Kunskapen kan antas komma att förbättras i och med de krav som finns i artikel 4.9 i naturrestaureringsförordningen. Men det kommer ändå att finnas osäkerheter, vilket är en anledning till att referensarealer behöver sättas med en viss säkerhetsmarginal.

Den ekologiska modell som togs fram i det tidigare regeringsuppdraget baseras på ett förhållandevis gott kunskapsunderlag, från en forskningsstudie som undersökt tröskelvärden för hundratals gräsmarksarter. Det är även en styrka att tidigare använda metoder, som utgått från gräsmarkernas historiska utbredning, kommit till samma slutsats, det vill säga att det behövs betydligt större arealer för att uppnå gynnsamma referensarealer än det finns idag.

3.5.2 Sveriges metod utgår från genomförbarheten

Eftersom myndigheterna i enlighet med regeringens tidigare uppdrag lade stor vikt vid genomförbarhet och kostnader, redovisade myndigheterna ett spann, där den övre nivån bedömdes ha större möjlighet att uppfylla ekologiska och juridiska krav, medan den nedre nivån i högre grad fokuserade på genomförbarhet och ekonomi. Modell 2 var alltså ett sätt att i högre grad beakta genomförbarhet, i enlighet med regeringens uppdrag. Modell 2 har tydliga inslag av expertbedömning och är baserad på kunskap dels om det ekologiska behovet, dels om hur dagens jordbruk bedrivs utifrån befintliga styrmedel. De flesta EU-länder har tagit fram referensarealer för gräsmarker genom expertbedömningar och tydligt angett det i artikel 17-rapporteringen.

I arbetet med förslag till naturrestaureringsplanen har Naturvårdsverket och Jordbruksverket kommit överens om att planförslaget ska ange att 1 000 km² hävdade gräsmarker bör återetableras. Den nivån baserades på den lägsta ambitionsnivån i det tidigare föreslagna spannet. Det som framkommit i

föreliggande kvalitetssäkring av tidigare modell och metod ändrar inte slutsatsen att den övre nivån bedöms ha större möjlighet att uppfylla ekologiska och juridiska krav, medan den nedre nivån i högre grad fokuserar på genomförbarhet och ekonomi. Kvalitetssäkringen har visat att nya underlag i form av nya förekomstrutor har lett till att den totala referensarealen som ges av modellerna ökat. Detta är inte ett förvånande utan ett förväntat resultat. Att det tillkom så många nya rutor med över två procent gräsmark, samt hur detta påverkade resultatet av modell 2c, var mer oväntat. Det bör dock noteras att gränsen två procent inte utgår ifrån ekologiska förutsättningar att nå gynnsam bevarandestatus. Två procent sattes som gräns utifrån att den nivån bedömdes resultera i ett genomförbart återetableringsbeting.

Det bör också noteras att myndigheterna i framtagandet av förslag till naturrestaureringsplan valt att utgå från resultatet av modellens *tidigare* tillämpning, inklusive expertbedömningar. Referensarealen har inte justerats efter att det i föreliggande uppdrag gjorts nya modellberäkningar utifrån uppdaterade ingångsdata. Därmed är referensarealen i förslaget till Sveriges restaureringsplan ännu tydligare ett resultat av expertbedömningar, och inte ett direkt utfall av en tillämpning av modell 2c. Den grundläggande ekologiska modellen är därmed mindre relevant för nivån på referensarealen i förslaget till restaureringsplan.

3.5.3 Goda möjligheter att nå nivån i förslaget till restaureringsplan

NILS stickprovsbaserade gräsmarksövervakning uppskattar att det finns drygt 1 000 km² utvecklingsmark som hyser minst fem positiva indikatorarter, och där de negativa indikatorarterna är få. Dessa arealer bedöms överlag ha goda förutsättningar för att restaureras till livsmiljötyp. Därutöver finns ytterligare arealer gräsmark, där det också kan finnas förutsättningar för restaurering. Dessutom finns det marker som inte ingår i gräsmarksinventeringen eftersom de klassas som skog idag, men som tidigare varit mer öppna och skulle kunna restaureras, bland annat till trädklädd betesmark, som är en av de livsmiljötyper som har störst återskapandebehov. Mot denna bakgrund bedöms det finnas goda möjligheter att nå nivån i förslaget till nationella restaureringsplan, förutsatt att lantbrukarna ges tillräckliga incitament för naturbetesbaserad produktion.

3.5.4 Olika vägar finns för fortsatt metodutveckling

Olika metoder för att sätta referensarealer innebär olika utmaningar. Den kvalitetssäkring som gjorts i detta uppdrag har visat på utmaningar som finns med att använda en ekologisk modell. Den internationella jämförelsen har visat att det är ovanligt att använda ekologiska modeller för att uppskatta referensarealer för gräsmarker. Ekologiska modeller kräver mycket kunskap och data, och det är svårt att väga in genomförbarhetsaspekter i en modell. Samma utmaningar finns även med referensbaserade metoder. Om genomförbarhet ska vägas in är expertbedömningar väsentligt mer lämpade, eftersom det finns stora utmaningar med att modellera genomförbarhet. Om referensarealer ska sättas utifrån

expertbedömningar behöver man beakta att man inte får sänka referensarealerna så lågt att de inte längre ger förutsättningar att nå gynnsam bevarandestatus.

Myndigheterna har inom ramen för föreliggande uppdrag funnit att det kan finnas skäl att se över metoden för hur referensarealer sätts. En sådan översyn bör invänta den nya vägledning som kommissionen har aviserat ska komma under 2026. Nästa gång som referensarealer ska rapporteras till EU är i rapporteringen enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet 2031. Den nationella restaureringsplanen ska revideras senast 2032.

4. Källförteckning

- Andersson, L., H. Paltto, T. Appelqvist, & C. Hellsten. 2015. Landskapsekologisk Brist- och Funktionalitetsanalys. Avseende sex olika biotoper med huvudsakligt fokus på biosfärområde Östra Vätterbranterna. Pro Natura, Rapport 2015-06-26. Toräng & Jacobson (2019)
- Angelstam, P., B.-G. Jonsson, & J. Svensson. 2025. Förindustriella landskap och tröskelvärden definierar mångfaldens behov. Svensk Botanisk Tidskrift 119: 108–119.
- Auffret, A., A. Kimberley, J. Plue & E. Waldén. 2018. Super-regional land-use change and effects on the grassland specialist flora. Nature communications, 9:3464.
- Bergman, K.-O., J. Dániel-Ferreira, P. Milberg, E. Öckinger, & L. Westerberg. 2018. Butterflies in Swedish grasslands benefit from forest and respond to landscape composition at different spatial scales. Landscape ecology, 33: 2189–2204.
- Bergman, K.-O., Johansson, V. och Westerberg, L. (Linköpings universitet). 2025. Funktionella gräsmarkslandskap – Uppskattning av gräsmarksarters tröskelvärden baserat på resultat från regional miljöövervakning. Länsstyrelsen i Örebro läns rapport 2025:9. Länsstyrelsen i Örebro län Dnr 502-10957-2022.
- Cousins, S.A.O., S. Lavorel, & I. Davies. 2003. Modelling the effects of landscape pattern and grazing regimes on the persistence of plant species with high conservation value in grasslands in south-eastern Sweden. Landscape ecology, 18: 315–332.
- Cousins, S.A.O., & D. Vanhoenacker. 2011. Detection of extinction debt depends on scale and specialisation. Biological conservation, 144: 782–787
- Cousins, S.A.O., A. Auffret, J. Lindgren & L. Tränk. 2015. Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. Ambio 44: S17–S27.
- Dahlström, A., S.A.O. Cousins, & O. Eriksson. 2006. The history (1620-2003) of land use, people and livestock, and the relationship to present plant species diversity in a rural landscape in Sweden. Environment and History 12: 191–212.
- Eriksson, O., & K. Kiviniemi. 1999. Site occupancy, recruitment and extinction thresholds in grassland plants: an experimental study. Biological Conservation, 87: 319–325.
- Eriksson, O., Cousins, S.A.O., & Bruun, H.H. 2002. Land use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. Journal of Vegetation Science, 13: 743–8.

European Environment Information and Observation Network. 2023. EU Reporting format referred to in Article 17 of Directive 92/43/EEC (Habitats Directive). Final version, June 2023. <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-be/activities/reporting/article-17>

European Environment Information and Observation Network. 2023. EU Explanatory Notes in support to the Reporting Format referred to in Article 17 of Directive 92/43/EEC (Habitats Directive). Final version, June 2023. <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-be/activities/reporting/article-17>

European Environment Information and Observation Network. 2023. EU Guidelines on concepts and definitions Article 17 of Directive 92/43/EEC Reporting period 2019–2024. Final version, June 2023. <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-be/activities/reporting/article-17>

Glimskär, A. Hiron, M. m.fl. 2023. Småbiotoper, gräsmarker och våtmarker 2015–2020 – Resultat från regional miljöövervakning. Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro. (opublicerad) (finns publicerad som kartberättelse: <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/arcgis/apps/storymaps/collections/602e871ff2f24c3f8ff68bf490a6efd5?item=3>)

Hanski, I. 2015. Habitat fragmentation and species richness. *Journal of Biogeography* 42: 989–994.

Hedenås, H., M. Sjödin, L. Wikander, S. Adler, M. Andersson, H. Gardfjell, Å. Hagner, A. Pettersson, V. Johannessen, A. Press, m.fl. 2024. Fältinstruktion för nationella inventeringar av gräsmark och lövskog, NILS, år 2024, version 2024-05-22 Rapport, Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning, Avdelningen för landskapsanalys, Umeå. <https://res.slu.se/id/publ/145099>.

Jacobson, A., & P. Toräng. 2025. Documentation and notes for the Swedish Article 17 reporting 2025 – Grasslands. SLU Artdatabanken, Dnr SLU.DHA.2025.5.1-72.

Jordbruksverket, 2025. Jordbrukspolitiken och skötsel av betesmarker. Modellberäkningar för hur jordbrukspolitiken kan användas för att utöka areal betesmarker. Jordbruksverkets rapport RA25:8.

Jordbruksverket och Wikberg Frilandsekolog AB (2024). Utvärdering av marker i Ängs-och betesmarksinventeringen samt inom Natura 2000-områden – andel med miljöersättningar och förändringar över tid. Jordbruksverket rapport RA24:7.

Manak, V., W. Eide, P. Toräng (red.). 2023. Underlag för regeringsuppdrag om översyn av referensarealer för naturtyper. PM, SLU Artdatabanken, Dnr SLU.dha.2023.5.2-92. Manton, M., & P. Angelstam. 2018. Defining benchmarks for restoration of green infrastructure: a case study combining the historical range of variability of habitat and species' requirements. *Sustainability*, 10:(2). DOI: [10.3390/su10020326](https://doi.org/10.3390/su10020326)

Naturvårdsverket, 2023. Leveranser från Metria. Dnr NV-03676-23.

Naturvårdsverket. 2024. Översyn av referensarealer för livsmiljötyper i art- och habitatdirektivet. Redovisning av regeringsuppdrag. Skrivelse, NV-11038-22.

- Naturvårdsverket. 2025. Rapportering enligt art- och habitatdirektivet artikel 17 2025. NV-03729-21.
- Naturvårdsverket. 2026. Förslag till nationell restaureringsplan. NV-07136-24.
- von Post, M., M. Stjernman, O. Olsson, P. Angelstam, K.-O. Bergman, J. Ekroos, H.G. Smith, A.S. Persson, & E. Andersson. 2022. Funktionella landskap för biologisk mångfald, sammanställning från ett kunskapsseminarium. Rapportnummer: 2022:07, Länsstyrelsen Skåne.
- Ranlund, Å., Stjernman, M., Hedenås H., Smith, H.G. Hävdberoende gräsmarker: stöd- och ägandefördelning. 2026-01-20. NV-25-031921
- SOU 1997:97. Skydd av skogsmark behov och kostnader. Huvudbetänkande från Miljövårdsberedningen (s. 126).
- SOU 1997:98. Skydd av skogsmark behov och kostnader. Bilagor till Miljövårdsberedningens betänkande Skydd av skogsmark behov och kostnader (SOU 1997:97).
- Smith, H.G., Borgström, P., Dänhardt, J., Brady, M., Kendall, L., Knapp, J., Olsson, P., Pettersson, L., Ranlund, Å., Rundlöf, M., Stjernman, M.. 2025. Analys av synergier mellan GJP och EU:s förordning av restaurering av natur. Opublicerad SJV rapport. SJV Dnr 3.1.11-02715/2025. Vi har i detta regeringsuppdrag särskilt nyttjat Bilaga 3: Förekomst av livsmiljötyper och utvecklingsmarker idag. Bilagans författare: Martin Stjernman, Åsa Ranlund, Henrik G. Smith.
- van Sway, C.A.M., m.fl. 2022. European Grassland Butterfly Indicator 1990-2020 Technical report. Butterfly Conservation Europe & SPRING/eBMS (www.butterfly-monitoring.net) & Vlinderstichting report VS2022.039.
- Toräng, P., & S. Wikberg. 2020. Maximum possible extent for some habitat types in Sweden. SLU Artdatabanken, diariennr. SLU.DHA.2020.5.2-157.
- Toräng, P. 2025. Gynnsamma referensarealer för gräsmarker – översy och kvalitetssäkring av metod och modell. 2025-12-15. SLU.DHA.2025.5.1-72
- Wallander, J., L. Karlsson, H. Berglund, F. Mebus, L. Nilsson, M. Bruun, & L. Johansson. 2019. Plan för odlingslandskapets biologiska mångfald. Jordbruksverket rapport 2019:1.
- Öckinger, E., & H.G. Smith. 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of applied ecology*, 44: 50–59.
- European Environmental Agency. 2025. Habitats Directive reporting (Art. 17) - 2019-2024. Report on progress and implementation of Article 17, Habitats Directive. <https://reportnet.europa.eu/public/dataflow/1525>