



Indikator för gräsmarkernas gröna infrastruktur

Anders Glimskär, Alistair Auffret, Karl-Olof Bergman, Helena Rygne, Nicklas Jansson

Innehåll

Syfte och bakgrund	2
Gräsmarker och småbiotoper inom Remiil	2
Workshop med forskare och andra experter	3
Deltagare	3
Presentationer och diskussionspunkter	3
Slutsatser från workshopen	4
Mått på grön infrastruktur	5
Habitatareal	6
Landskapheterogenitet	6
Landskapskonnektivitet	6
Utvärdering av måtten	7
Exempel på resultat från Remiils flygbildstolkning	7
Jämförelse med GI beräknat från TUVA och Terrängkartan	14
Andra möjliga datakällor	16
Jämförelse med artdata från provtytor	16
Slutsatser: förslag till miljömålsindikatorer	22
1. Mängd och konnektivitet av gräsmarker	23
2. Mångfald av gräsmarkstyper	23
Referenser	25

Syfte och bakgrund

Syftet med denna rapport är att beskriva möjligheter till uppföljning av grön infrastruktur för gräsmarker, med data från den regionala miljöövervakningen som grund (Remiil; Lundin m.fl. 2016), samt att belysa användbarheten av andra underlag som heltäckande kartdata, artdata, data från nationell miljöövervakning m.m. som komplement. De rumsliga aspekterna innefattar aspekter som är viktiga för arters förekomst, överlevnad och spridning i landskapet, såsom habitatareal, habitatkvalitet, aggregering, korridorer för spridning samt kvalitet hos det omgivande landskapet. Resultaten från projektet ska ligga till underlag för en miljömålsindikator för ”gräsmarkers gröna infrastruktur” samt beskriva hur arbetet med att ta fram underlaget till indikatorn kan gå till.

Arbetet kopplas till länsstyrelsernas uppdrag om grön infrastruktur och det arbete som pågår där med att ta fram kunskapsunderlag om gräsmarkernas gröna infrastruktur. Grön infrastruktur innefattar både funktion för biologisk mångfald och värde för mänsklig hälsa och rekreation. Grön infrastruktur är nätverk av natur som bidrar till fungerande livsmiljöer för växter och djur och till människors välbefinnande. Handlingsplaner för grön infrastruktur ska vara underlag för naturvårdsinsatser, landskapsplanering, samråd/samverkan och fysisk planering/prövning.

Gräsmarker och småbiotoper inom Remiil

Denna inventering är ett uppdrag från Länsstyrelsen i Örebro län m.fl. länsstyrelser till SLU under åren 2015-2020 och innebär att utföra miljöövervakning med riktad metodik för myrar, gräsmarker och småbiotoper i ett stickprov av landskapsrutor. Miljöövervakningen av gräsmarker utförs inom ramen för ett så kallat gemensamt delprogram inom regional miljöövervakning, med namnet *Gräsmarkernas gröna infrastruktur*, och småbiotoperna följs inom delprogrammet *Småbiotoper i åkerlandskapet*. Samlingsnamnet för den regionala miljöövervakningens gemensamma delprogram för myrar, gräsmarker och småbiotoper är Remiil (Regional miljöövervakning i landskapsrutor).

Datainsamlingen utgår ifrån en stickprovsdesign med ett representativt urval av landskapsrutor med storleken 3 x 3 km. Stickprovet är anpassat för att det ska bli möjligt att göra regionala utvärderingar baserat på data från en grupp av län. Metodiken är en kombination av flygbildstolkning och fältinventering, där avgränsningen av polygoner i flygbildstolkningen utgör urvalsramen för var fältinventeringen av provytor utförs. Totalt deltar 18 län i övervakningen av gräsmarker och 11 län i övervakningen av småbiotoper under programperioden 2015-2010.

En indikator som baseras på flygbildstolkning av gräsmarker skulle bli nationell eftersom samtliga länsstyrelser i Sverige (utom tre), deltar i den delen av den regionala gräsmarksövervakningen, och det finns möjligheter till komplettering från nationell miljöövervakning. Där finns också fältdata från provytor som kan bidra bl.a. med mer information om kvalitet och variation hos gräsmarkstyperna (Lundin m.fl. 2016).

Workshop med forskare och andra experter

Just nu pågår många projekt om att ta fram underlag för grön infrastruktur på olika myndigheter, samtidigt som landskapets effekter på växter och djur i jordbrukslandskapet blir en allt större fråga inom forskningen. Flera av Sveriges universitet har forskargrupper som just nu jobbar mycket med betydelsen för biodiversitet och arters överlevnad av gräsmarkernas kvalitet, skötsel, historiska kontinuitet och rumsliga fördelning i landskapet. För att tillvarata denna kunskap, skapa en bredare dialog och förhoppningsvis få en samsyn på kunskapsbehovet, så organiserade vi inom detta projekt en tvådagars workshop på Tovetorps forskningsstation i Södermanland, 27-28 november 2017.

På denna workshop ville vi belysa ett antal frågeställningar där man behöver kunskap från både forskare och användare. Vilka erfarenheter kan vi få med oss från arbetet med heltäckande gräsmarksdata till handlingsplaner för grön infrastruktur, och finns det indikatorer från andra områden/projekt som vi kan inspireras av? Hur kan vi använda kunskap från forskning om organismer och ekologiska samband som grund för ett mått på grön infrastruktur och koppla det till arternas behov? Hur kan vi nyttja miljöövervakningsdata till uppföljning av grön infrastruktur och hur kan resultat om tillstånd och utveckling för grön infrastruktur presenteras för att få genomslag och bli användbart?

Deltagare

Följande personer deltog på workshopen, med presentationer och med deltagande i diskussioner:

- Karl-Olof Bergman, Lars Westerberg och Per Milberg (Linköpings universitet)
- Alistair Auffret och Sara Cousins (Stockholms universitet)
- Lars Pettersson (Lunds universitet)
- Erik Öckinger, Matthew Hiron, Anders Jacobson och Anders Glimskär (SLU)
- Helena Rygne, Urban Gunnarsson, Anton Sunnergren och Nicklas Jansson (Länsstyrelserna)
- Susanne Lindh (Jordbruksverket)
- Erik Sjödin och Anna Lena Carlsson (Naturvårdsverket)

Presentationer och diskussionspunkter

Programmet för workshopen innehöll ett stort antal presentationer med exempel från utvecklings- och forskningsprojekt vid olika myndigheter och universitet, och stor tonvikt lades vid informationsbehov och tillgången på data för landskapsanalyser. Programmet hade följande huvudrubriker:

1. GI-analyser med heltäckande gräsmarksdata m.m. – exempel från Örebro län
2. Dataunderlag i miljöövervakningen av gräsmarker och småbiotoper
3. Artövervakning med relevans för grön infrastruktur
4. Exempel på forskning med koppling till gräsmarker och grön infrastruktur
5. Diskussion om mått och lämpliga analyser för utvecklingen av grön infrastruktur och fokuserter/artgrupper knutna till gräsmarker
6. Myndigheternas förväntningar på uppföljning av gräsmarker och grön infrastruktur
7. Diskussion om konkreta förslag och alternativ för presentation av en indikator

Slutsatser från workshopen

Presentationerna gav totalt sett en bred och allsidig bild av pågående verksamhet, hur man kan hantera frågor om grön infrastruktur på olika sätt och vilken funktion den kan ha för arter och biodiversitet. Här är exempel på några slutsatser som kom fram från presentationer och diskussioner:

- Gräsmarkernas fuktighet och produktivitet är mycket viktig, eftersom värdena, skötselbehoven och artinnehållet skiljer sig mycket. De faktorerna har också ett samband med markanvändningshistorien och förutsättningarna för framtida fortsatt hävd.
- Det är möjligt att kvantifiera vilken ”aktionsradie” olika arter och artgrupper har, vilket flera forskningsstudier har kommit långt med. Generellt kan sägas att växter påverkas av landskap inom en mindre radie (i storleksordningen några hundra meter), medan fjärilar och andra djur i högre grad påverkas av landskap inom några kilometers radie. För många organismer kan flera skalor vara relevanta samtidigt, i olika tidsskala och för olika stadier i livscykeln.
- Om man tar hänsyn till markanvändningshistorien, så har man ett viktigt redskap för att identifiera värdefulla områden inom ett mycket bredare spektrum av gräsmarkstyper i mark som annars är svåra att bedöma, exempelvis kraftledningsgator, hyggen, strandmiljöer, vägkanter, åkerkanter och skogsbryn.
- Datainsamlingen bör ha en tydlig koppling till åtgärder och styrmedel (t.ex. miljöersättning) och sträva efter god representation av olika regioner och gräsmarkstyper. Analys av förändringar kan börja med effekter på markanvändning och skötselåtgärder, och först därefter med själva värdena. Det behövs mer utvecklade förklaringsmodeller, där vi kan studera både direkta och indirekta samband utifrån antaganden om orsak och verkan.

- Antalet arter som är gemensamma för två olika områden eller gräsmarkstyper kan vara underlag för viktning och rumslig analys. Därför behövs mer dataunderlag där man gör totalinventering av arters förekomst, så att man kan matcha gräsmarkstyper mot arters förekomst. Vilken roll spelar småskalig mosaik inom en gräsmark?
- För att belysa orsakssamband kan det behövas en annan typ av undersökningar, med referensområden där man gör detaljstudier av flera olika faktorer. Det blir ett slags mellanting mellan forskning och miljöövervakning, som kan stärka länken mellan dem.
- Man måste ta hänsyn till hur snabbt olika arter reagerar på förändringar, och varför. Exempelvis kan växter stå kvar under en trädgeneration i produktionsskog, men sedan försvinner de gradvis mer och mer. Detsamma gäller arters respons på restaurering.
- Hur kan man få bättre uppfattning om olika arters indikatorvärde? Det behövs mer artinriktad miljöövervakning, och vi behöver veta mer om korrelation mellan artgrupper och samband med olika påverkanstyper. Det är också viktigt att ta ställning till om artrikedom eller individantal är viktigast. Specialister kan räknas som mer värdefulla i sig själva, men de är svårare att använda för kvantifiering och förändringsanalys än generalistiska arter.
- För pollinerande insekter kan en tydligare koppling till värdväxten behövas, som kan behöva vägas in i modellerna. Hur kan forskarna ta fram sådana förklaringsmodeller som sedan kan ligga till grund för utformning, analys och tolkning av miljöövervakning?

En genomgripande analys av grön infrastruktur och dess betydelse för biologisk mångfald ställer alltså stora krav på information om naturtypernas variation och kvalitet, och de modeller som kan förklara arters förekomst och förändring ställer stora krav på att man förstår processer och mönster. Det är i alla fall tydligt att de rumsliga mönstren spelar väldigt stor roll för många arter och att man behöver detaljerade data av hög kvalitet för att få meningsfulla mått. Man behöver känna till mycket om gräsmarkernas vegetation, hävdpåverkan och omgivning.

Remiils fokus på alla gräsmarkstyper och gräsklädda småbiotoper verkar alltså vara en lämplig typ av underlag för sådana analyser. En indelning som även tar med markfuktighet, historisk markanvändning och hävdstatus (t.ex. blomrikedom) kan bidra till att utveckla beskrivningen ytterligare. I denna rapport illustrerar vi hur fältdata från inventeringen av provytor kan användas för att beskriva variationen inom och mellan gräsmarkstyper.

Mått på grön infrastruktur samt metod för beräkningar

Det är ganska enkelt att ta fram olika mått på det som kan kallas för grön infrastruktur. Men en viktig fråga är vilket eller vilka mått som kan relateras till de faktiska ekologiska funktioner som grön infrastruktur kan bidra till. Inventeringsdata från Remiils landskapsrutor skulle kunna användas för att koppla

den biologiska mångfalden till de olika måtten. Förmodligen är det **gräsmarksareal** och **landskapsheterogenitet** som har de starkaste sambanden med den gröna infrastrukturens betydelse för den biologiska mångfalden.

Effekten av **konnektivitet** kan vara svårare att utvärdera. Eftersom det handlar om spridning och populationsdynamik i större tids- och rumsskalor kan konnektivitet istället manifesteras i förändringar i artsammansättning och biologisk mångfald över tid (Aggemyr & Cousins 2012; Auffret m.fl. 2017b), de genetiska relationerna mellan populationer i landskapet (Manel & Holderegger 2013) och förändringar i arters utbredning (Lawson m.fl. 2012).

Habitatareal

Naturtypens areal har ett tydligt samband med artrikedom (Arrhenius 1921, Drakare m.fl. 2006). Arealen av naturtypen inom ett landskapsavsnitt är en viktig aspekt av den gröna infrastrukturen, av vissa forskare till och med betraktad som viktigare än andra aspekter av konnektivitet eller fragmentering (t.ex. Fahrig 2013, men se också Lindgren 2017). Därför beräknades det totala ytan av både kärnhabitat och kärn- och stödhabitat i varje landskapsruta.

Landskapsheterogenitet

En stor heterogenitet betyder att det finns en jämn blandning av olika habitattyper i ett landskap. Det i sin tur betyder att det finns möjligheter för olika typer av arter att leva i landskapet och därmed en högre artrikedom på landskapsnivån samt en högre resiliens mot miljöförändringar (Tscharntke m.fl. 2012, Cousins m.fl. 2015). Heterogenitet beräknades som Shannon index över ytorna av de olika kärn- och stödhabitat inom ett landskap.

Landskapskonnektivitet

Konnektivitet är ett sätt att koppla landskapsstruktur till hur arter rör sig i landskapet. Konnektivitet underlättar spridning, vilket på den lokala nivån är viktig för genetiskt utbyte samt (om)-etablering av populationer i lämpliga habitat (Auffret m.fl. 2017c). På större skalor anses konnektivitet vara en nyckel för att underlätta för arter att förflytta sig till högre breddgrader som en följd av klimatförändringar (Hodgson m.fl. 2011). Här används Aggemyr & Cousins (2012) konnektivitetsmått, vilket tar hänsyn både till gräsmarkens storlek och avståndet mellan olika gräsmarker. En gräsmarks konnektivitet beräknas som den summerade arealen av alla andra gräsmarker i landskapet som är viktade med den andel av habitatyten som den utgör och den relativa närheten till fokusgräsmarken. Därför har en gräsmark hög konnektivitet om det finns få stora närliggande gräsmarker i omgivningen och lägre konnektivitet om det finns flera, mindre gräsmarker som är längre bort. Konnektivitet beräknades för alla gräsmarker i en landskapsruta och landskapets konnektivitet är medelvärde av dessa. Konnektivitet beräknades för [1] Endast kärnhabitat, [2] Kärnhabitat där både kärn- och stödhabitat bidrog till konnektiviteten, [3] Alla gräsmarker (både kärn- och stödhabitat).

Utvärdering av måtten

Den gröna infrastrukturens ekologiska funktion för gräsmarker kan knytas till både ytan av potentiellt lämplig gräsmark och den ekologiska konnektivitet som gräsmarksytorna kan bidra med genom att binda ihop olika delar av landskapet. Därför har vi tagit fram några olika mått som är relaterade till grön infrastruktur för gräsmarksnaturtyper. En annan sida av grön infrastruktur är att det inte enbart behöver handla om *kärnhabitat* (värdekärnor, till exempel ängs- och betesmarksobjekt eller naturreservat), utan att även andra lämpliga *stödhabitat*, som ohävdad betesmark, betad/obrukad åkermark samt tidigare åkermark och extensivt skött gräsmark, kan vara en viktig del av grön infrastruktur inom ett landskapsavsnitt.

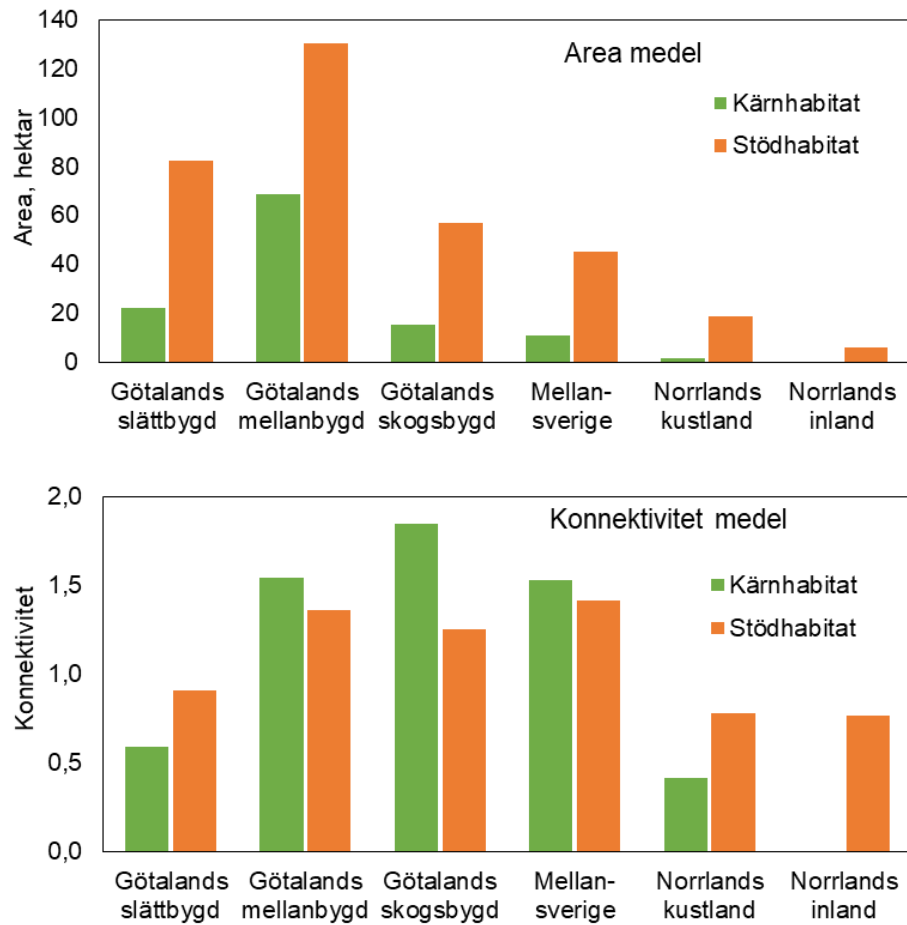
Exempel på resultat från Remiils flygbildstolkning

För att illustrera vilken typ av resultat som skulle kunna presenteras för en indikator, har vi sammanställt data från landskapsrutorna från Remiils stickprov som flygbildstolkades och fältinventerades år 2017, det vill säga för en sjättedel av det totala stickprovet inom ett inventeringsvarv (Lundin m.fl. 2016).

Indelning i kärnhabitat och stödhabitat

För att belysa variationen av gräsmarkstyper har de olika markslagen i Remiil-databasen grupperats i kärnhabitat (hävdad betes- och slåttermark, hävdpåverkad block- och hållmark) och stödhabitat (ohävdad betesmark, betad/obrukad åkermark och tidigare åkermark, extensivt skött gräsmark, strand- och våtängar). Brukad åkermark (med åker- eller vallgröda) uteslöts från analysen. Måtten är gjorda på de 3×3 km landskapsrutorna från Remiil-databasen. Analyserna av konnektivitet och diversitet gjordes med programmet *R 3.4.3* (R Development Core Team 2017) med funktionspaketerna *rgeos*, *rgdal* och *vegan* (Bivand and Rundel 2016, Oksanen m.fl. 2016, Bivand m.fl. 2017).

Nästan hälften av alla landskapsrutorna (32 av 77) saknade helt gräsmark i kärnhabitat. Därför spelar andra gräsmarker (stödhabitat) en viktig roll för många landskaps gröna infrastruktur. Vi har också delat in Sverige i sex regioner, som till stor del överensstämmer med jordbrukets produktionsområden. Den genomsnittliga arealen gräsmarker per landskapsruta skiljer sig rätt mycket mellan regioner, som förväntat med störst medelareal i södra Sverige. Konnektiviteten visar liknande mönster, men inte lika uttalad skillnad mellan regioner. Eftersom arealen gräsmarker som var stödhabitat var större än arealen gräsmarker som var kärnhabitat i alla regioner, så är det inte någon sådan konsekvent skillnad för konnektiviteten. Det kan kanske bero på att stödhabitaten är spridda över en större del av landskapet (Figur 1).

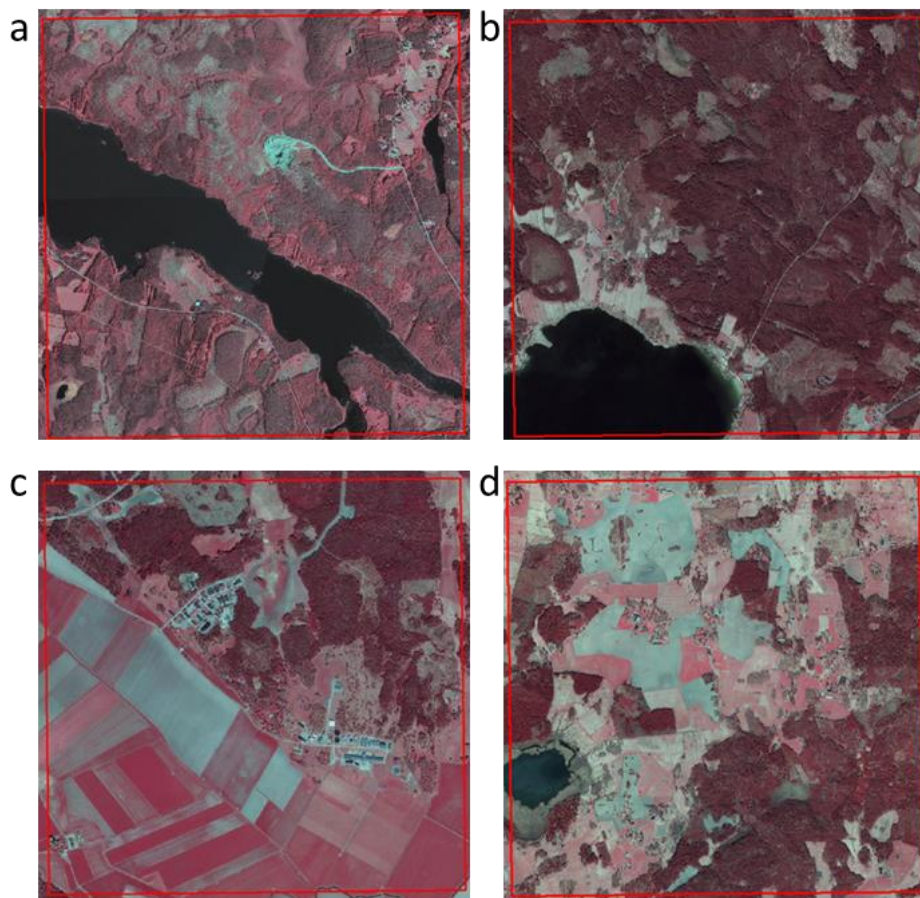


Figur 1. Area och konnektivitet av gräsmarker i landskapsrutor, angivet som medel per region och kärn- resp. stödhabitat.

Om man tittar på enskilda rutor kan det i flera fall (Figur 2a och 3a) finnas väldigt lite kärnhabitat men ändå en måttlig andel av stödhabitat som kan vara viktig för den biologiska mångfalden. I andra landskap där det finns lite kärnhabitat kan det ändå finnas hög landskapheterogenitet (Figur 2b och 3b) när det finns en blandning av olika sorters stödhabitat i landskapet. När det gäller konnektivitet så kan gräsmarker i ett landskap ha hög konnektivitet om gräsmarkerna är relativt stora och nära varandra (Figur 2c och 3c). Å andra sidan kan ett landskap ha låg konnektivitet även om den totala arealen gräsmark är relativt hög, om de gräsmarker som finns är små och utspridda i landskapet.

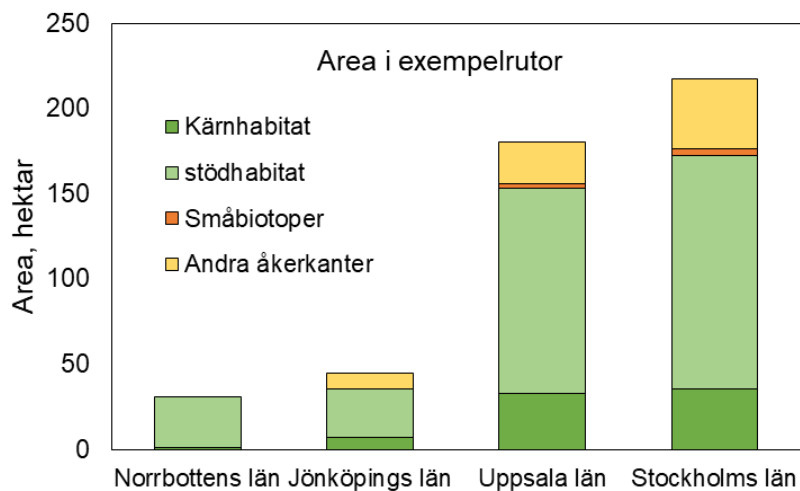


Figur 2. Exempel på fyra landskapsrutor med olika landskapsmått (se också Figur 3), med kärnhabitat (värdekärnor) stödhabitat (övriga gräsmarker) och brukad åker med gröda eller vall. [a] Norrbottens län, [b] Jönköpings län, [c] Uppsala län, [d] Stockholms län.



Figur 3. Exempel på de fyra landskapsrutorna i infraröda färgflygbilder (se också Figur 2). [a] Norrbottens län, [b] Jönköpings län, [c] Uppsala län, [d] Stockholms län.

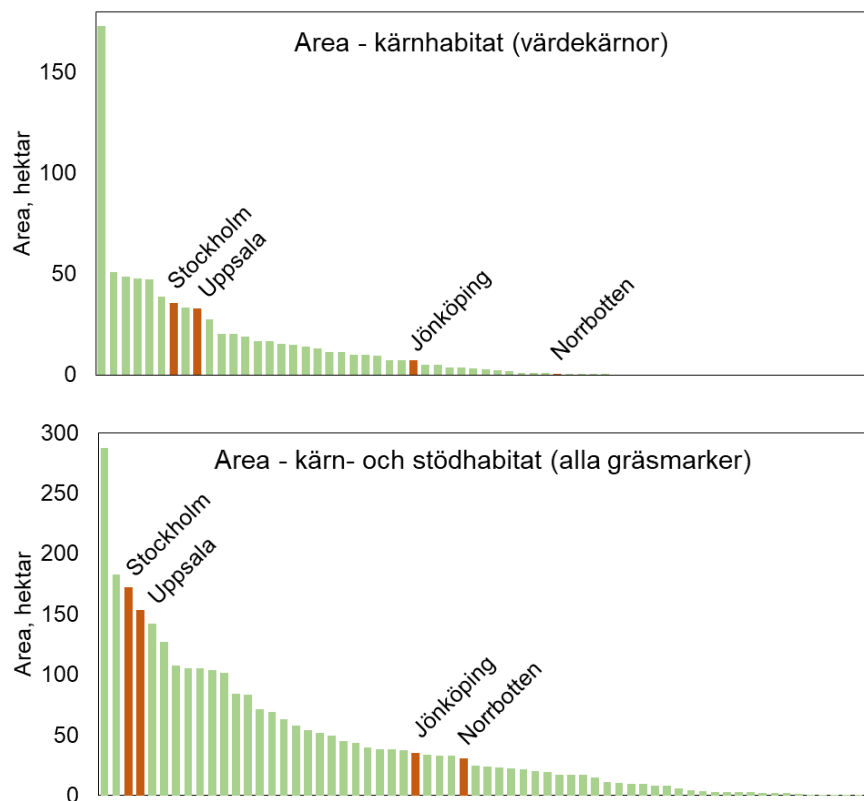
För att illustrera vad gräsklädda småmiljöer kan bidra med, så har vi också beräknat arealen av småbiotoper från Remiils miljöövervakning av småbiotoper vid åkermark (Lundin m.fl. 2016). Här har vi summerat arealen av åkerholmar, diken, vegetationsremsor mellan åkrar för de fyra exempelrutorna, i de fall de har mindre än 60 % träd- och busktäckning. Dessutom har vi beräknat arealen av andra gräsklädda åkerkanter, genom att multiplicera åkerkantslängden i rutan med en ”schablonbredd” om 5 meter. Resultaten visar att sådana småmiljöer i vissa fall kan bidra till arealen (Figur 4), men antagligen är variationen stor. Det beror också på vilken kvalitet dessa miljöer har som livsmiljö, om man alltid ska räkna dem som stödhabitat, eller om de i vissa fall kan vara lika värdefulla som andra kärnhabitat, exempelvis solexponerad och blomrik torrängsvegetation.



Figur 4. Area av gräsmarker och gräsklädda småbiotoper och andra åkerkanter (tilldelad bredd: 5 m) i de fyra exempelrutorna (se Figur 2 och 3) för kärnhabitat (värdekärnor) och stödhabitat (övriga gräsmarker). För rutan i Norrbottens län presenteras bara data från gräsmarkspolygoner, eftersom det i dagsläget inte finns några miljöövervakningsdata från fältinventering av småbiotoper.

Resultatexempl för gräsmarksarealer

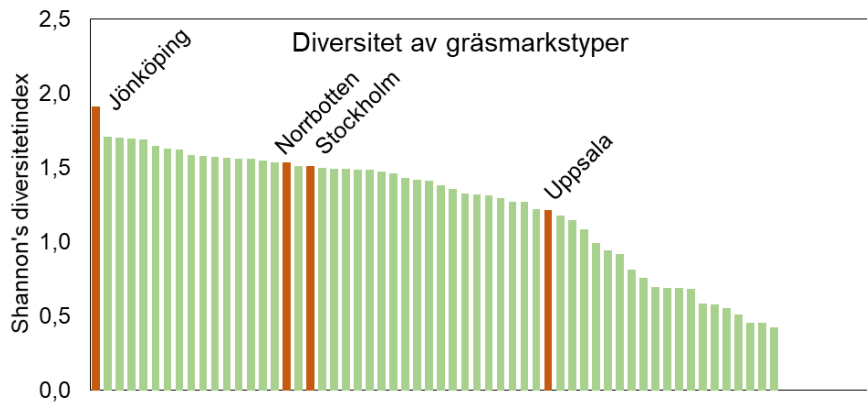
Spridningen i areal mellan rutor är ganska jämn, från ungefär 50 hektar av kärnhabitat och 150 hektar totalt, ner till noll (Figur 5). En ruta på Öland avviker dock genom att ha mycket stor areal av kärnhabitat (ungefär 170 ha), och den kommer förstås också att påverka medelvärdet mycket för den region där den ingår. Sådana avvikande rutor visar på den slumpvariation som kan finnas, och därför är det viktigt att ha tillräckligt stort stickprov (tillräckligt många rutor) för varje delmängd man presenterar (t.ex. region), så att medelvärdet blir rättvisande. Figur 5 visar också att de fyra exempelrutorna är ganska representativa för den spridning som normalt finns mellan landskapsrutor.



Figur 5. Area av värdekärnor (kärnhabitat) och total mängd gräsmarker (kärn- och stödhabitat) i rutorna från 2017 års flygbildstolkning i Remil. De fyra exempelrutorna (Figur 2 och 3) är markerade med mörkröda staplar, med angivelse av länsstillhörighet. Lägg märke till att en landskapsruta i Kalmar län (på Öland) avviker genom att ha betydligt större areal av kärnhabitat och därmed också stor total areal kärn- och stödhabitat.

Resultatexempel för landsskapsheterogenitet

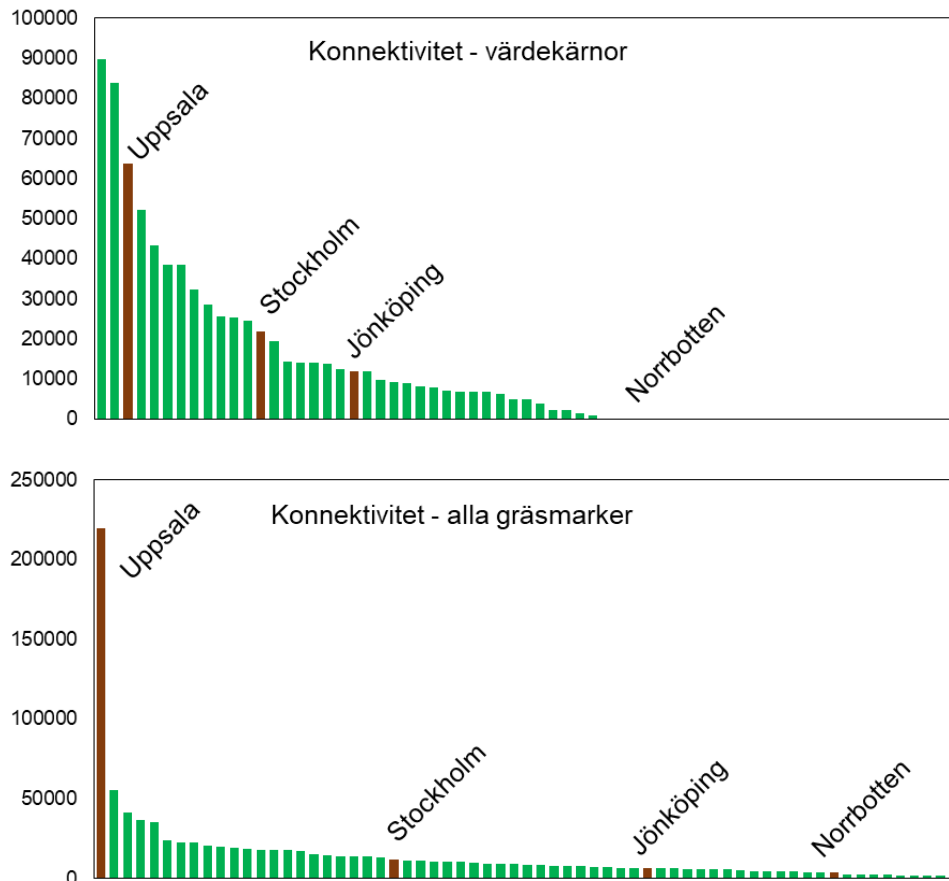
På samma sätt kan man sammanställa mångfalden (Shannons diversitetsindex) av gräsmarkstyper, som väger samman antalet gräsmarkstyper med hur jämn mängdfördelningen är. Ju fler gräsmarkstyper och ju jämnare mängdfördelning i rutan, desto högre värde på diversiteten. I de rutor vi har analyserat är spridningen ganska jämn, mellan ungefär 0,5 och 2, och ingen ruta avviker markant (Figur 6). Detta visar att måttet bör kunna fungera bra för att åskådliggöra skillnader mellan rutor. Lägg dock märke till att de fyra exempelrutorna fördelar sig på ett annat sätt längs med skalan än för gräsmarksmängden (jämför Figur 5 och 6). Det tyder på att diversitetsmättet fångar in en annan aspekt av gräsmarkernas gröna infrastruktur än vad mängden gör, så att de två måtten förhoppningsvis kan komplettera varandra på ett bra sätt.



Figur 6. Diversitet av gräsmarkstyper (Shannons diversitetsindex baserat på markslag) i rutorna från 2017 års flygbildstolkning i Remiil. De fyra exempelrutorna (Figur 2 och 3) är markerade med mörkröda staplar, med angivelse av länsstillhörighet.

Resultatexempel för konnektivitet

Med motsvarande sammanställning för konnektivitet får man ytterligare ett annorlunda mönster, där ett litet antal rutor verkar avvika mer från medelvärdet. I detta fall har en av exempelrutorna (från Uppsala län; se Figur 2c) väldigt avvikande värde för konnektivitet jämfört med övriga rutor. Detta avvikande värde kommer alltså troligen att påverka medelvärden för en region väldigt mycket. Att större ytor av permanent gräsmark ("långliggande vall") på åkermark kan få stort genomslag i jordbruksdominerade områden kan vara en viktig faktor att vara medveten om, särskilt om de ligger samlade i en mindre del av landskapsrutan. Man kan hantera sådana effekter genom att till exempel vikta olika gräsmarkstyper utifrån något mått på "kvalitet", eller om man räknar medelvärden på ett annat sätt (t.ex. "geometriskt" istället för "aritmetiskt" medelvärde).



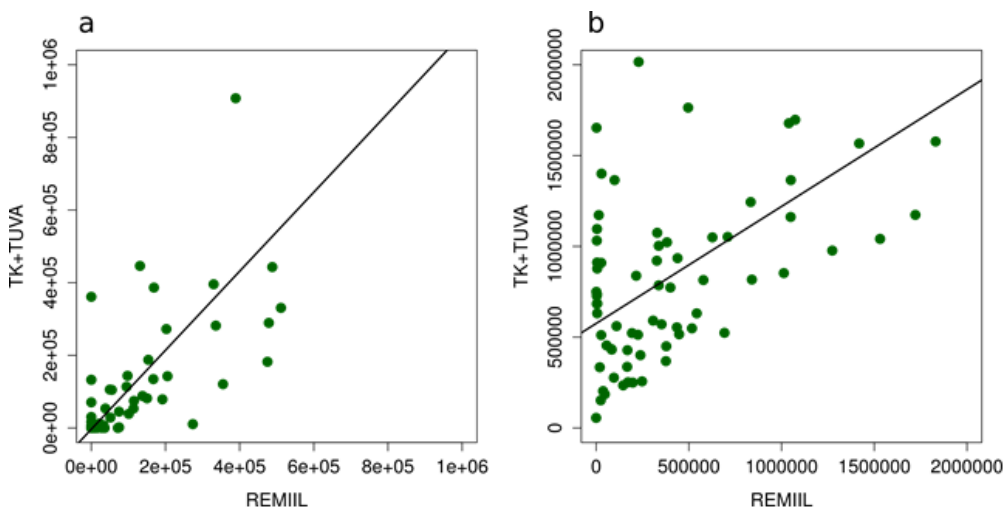
Figur 7. Konnektivitet av gräsmarker (Aggemyr & Cousins 2012) rutorna från 2017 års flygbildstolkning i Remiil. De fyra exempelrutorna (Figur 2 och 3) är markerade med mörkröda staplar, med angivelse av länstillhörighet. Lägg märke till att en landskapsruta i Uppsala län avviker genom att ha betydligt högre konnektivitet än övriga rutor när arealen stödhabitat räknas in. Konnektiviteten har beräknats med arean gräsmark mätt i kvadratmeter.

Jämförelse av grön infrastruktur beräknat från TUVAs och Terrängkartan

Metodikerna i Remiil är alltså anpassade för att ha så bra lägesnoggrannhet som möjligt och baseras på metodik och definitioner som lämpar sig för att upptäcka förändringar med tiden. Däremot kan inte Remiils data användas direkt för analyser över större sammanhängande områden, eftersom stickprovet består av landskapsrutor med 3 x 3 km storlek. För att belysa hur mycket Remiils underlag eventuellt skiljer sig från befintliga heltäckande kartskikt och för att se om tillgängliga data över nästan hela Sverige har möjlighet att användas för att uppskatta grön infrastruktur användes Lantmäteriets öppna Terrängkarta och Jordbruksverkets GIS-skikt över värdefulla ängs- och betesmarker (TUVAs-databasen). Som kärnhabitat räknades alla hävdade TUVAs-objekt (markslag Bete och Äng); De objekt som hade klassats som Ej aktuella eller Restaurerbara togs bort före analys. Som stödhabitat räknades klasserna Annan öppen mark och

Annan öppen mark utan skogskontur från Terrängkartan. Först togs områden där TUVA-skiktet och Terrängkartan överlappade bort. Därefter lades de två skikten ihop. Gräsmarksareal och konnektivitet beräknades på samma sätt som med Remiil-data, medan landskapsheterogenitet inte beräknades, eftersom det inte fanns flera olika kategorier av stödhabitat i Terrängkartan. Måtten beräknades för 72 av de 77 landskapsrutorna från Remiil-övervakningen. Fem rutor utelämnades eftersom de låg i nordliga områden som inte täcks av terrängkartan.

Sambandet mellan habitatareal från Remiil och Terrängkartan och TUVA (TK+TUVA) var starkast för kärnhabitat. Det betyder att TUVA-databasen kan ge en ganska bra uppfattning av andelen kärnhabitat i ett landskap. Även om skillnader i det som klassades som kärnhabitat gjorde att det linjära sambandet emellan den beräknade arealen inte var så stark ($R^2=0,47$, $p<0,001$), och Spearman's korrelation var starkare ($Rho=0,72$; $p<0,001$). Detta betyder att den relativa arealen av kärnhabitat i olika landskap var jämförbar mellan de två datasetten. För kärn- och stödhabitat tillsammans var bilden annorlunda, där TK+TUVA:s förenklade sätt att räkna stödhabitat gjorde att det gav nästan alltid en mycket större areal än Remiil-data. Detta gjorde att sambanden var signifikanta men svaga, både med den linjära modellen ($R^2=0,2$; $p<0,001$) och Spearman's korrelation ($Rho=0,34$, $p=0,003$). När det gäller konnektivetsmått var det beräkningen [1], som endast tar hänsyn till kärnhabitat, som hade starkaste sambandet mellan värdena från Remiil och de från TK+TUVA (linjära modellen $R^2=0,28$, $p<0,001$; Spearman's $Rho=0,61$; $p<0,001$). För beräkningar [2] och [3] som räknar in stödhabitat var den linjära modellen icke-signifikant och Spearman's korrelation var $Rho=0,54$; $p<0,001$ för [2] och icke-signifikant för [3]. Denna analys visar att det finns viss potential att uppskatta grön infrastruktur för gräsmarker med hjälp av öppna data. Dock är det väldigt viktigt att fastställa om dessa mått har ekologisk betydelse (se nedan).



Figur 8. Samband mellan habitatareal för [a] kärnhabitat och [b] totalt för kärn- och stödhabitat, baserat på Remiil och Terrängkartan+TUVA. Enheter är kvadratmeter inom en landskapsruta. Linjen representerar "best fit" från en linjär korrelationsmodell.

Andra möjliga datakällor

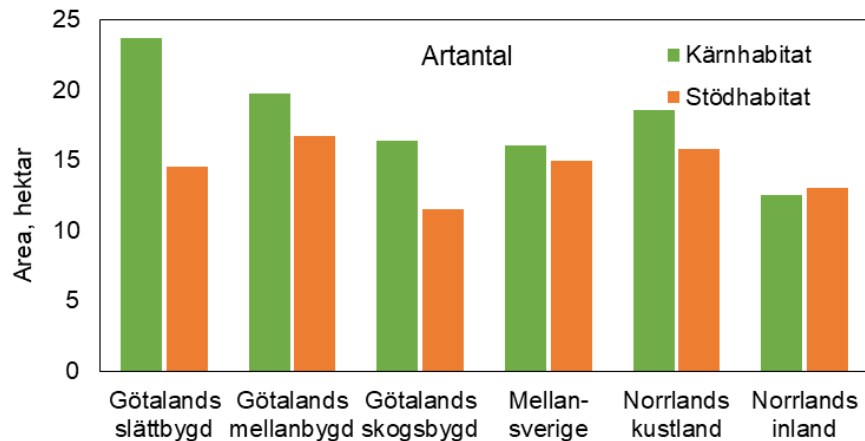
Det finns andra datakällor som vore av intresse för att få mått för grön infrastruktur i olika landskap. Småhabitat som till exempel åkerholmar, åkerkanter, diken och vägkanter kan vara viktiga för den biologiska mångfalden (Lindborg m.fl. 2014) men är oftast mindre än den minsta flygbildstolkade enheten i Remiils databas. Däremot skulle information om åkerholmar och diken kunna tas in från Remiils småbiotopsinventering (se Figur 4, ovan). Dessa skulle förmodligen minska måttet för konnektivitet men öka habitatarealen och heterogenitet något. Det historiska landskapet har också en välkänd roll för att förklara artrikedomen idag (Halley m.fl. 2016), och mått på historisk grön infrastruktur vore intressant att testa mot inventeringsdata. Historiska landskapsdata är väldigt tidskrävande att digitalisera, men det finns grova klassificeringar baserade på Ekonomiska kartan (1940-/1960-talet) över södra Sverige (Auffret m.fl. 2017a) som skulle kunna användas.

Jämförelse med artdata från provytor

Det finns många olika sätt att beskriva variationen i gräsmarkstyper, men ofta fångar artsammansättningen av kärlväxter i fältskiktet in både miljöfaktorer, naturvärde och hävdpåverkan i hög grad. Lindgren (2017) ger bland annat exempel på hur mycket artsammansättningen av fältskiktsväxter överlappar mellan naturbetesmarker, åkerholmar och gräsytor i skogskanter i studieområden i Uppland och Södermanland.

Den fältinventering som görs i provytor i de olika gräsmarkstyperna har en lång artlista av både kärlväxter, mossor och lavar i fält- och bottenskiktet. Det totala artantalet i provytan med 3 meters radie är ett mått på gräsmarkens värde för biologisk mångfald, men det lägger lika stor vikt vid alla växtarter, oavsett om de brukar betraktas som särskilt värdefulla eller hävdgynnade, eller inte. Om man gör ett urval av arter skulle man få ett delvis annat resultat, men vi tror ändå att det totala artantalet är ett relevant mått. Detta är i alla fall exempel på hur man kan använda fältdata från provytor för att åskådliggöra variationen inom och mellan gräsmarkstyper, inom och mellan geografiska områden.

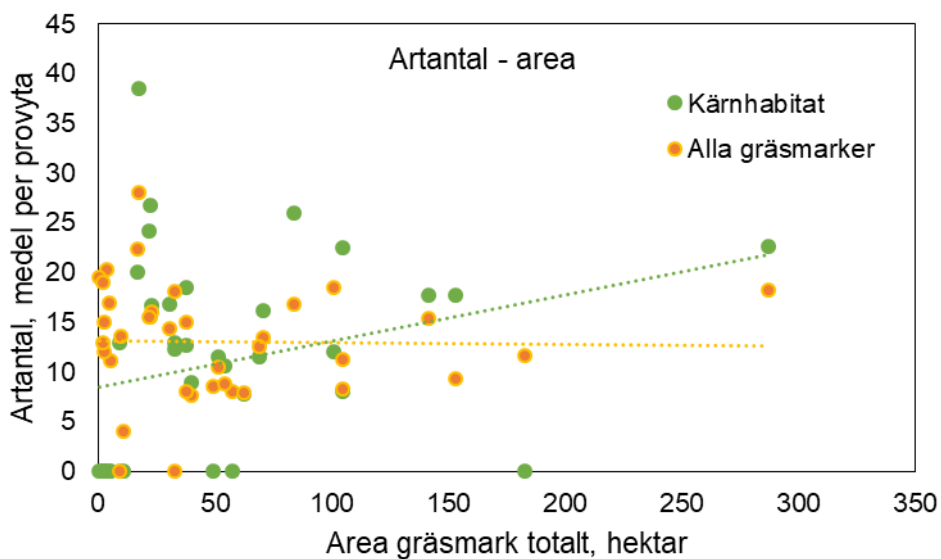
Vid en jämförelse av det genomsnittliga totala artantalet av växter i provytorna, så syns ganska små skillnader mellan regioner och mellan kärn- och stödhabitat (Figur 9). Som förväntat är stödhabitat normalt mindre artrika än kärnhabitat, men inte jättemycket. Skillnaderna mellan regioner är också ganska små. Det kan man tolka som att alla gräsmarkstyper bidrar till biodiversiteten, men en mer fördjupad analys behövs för att urskilja mer detaljerade mönster.



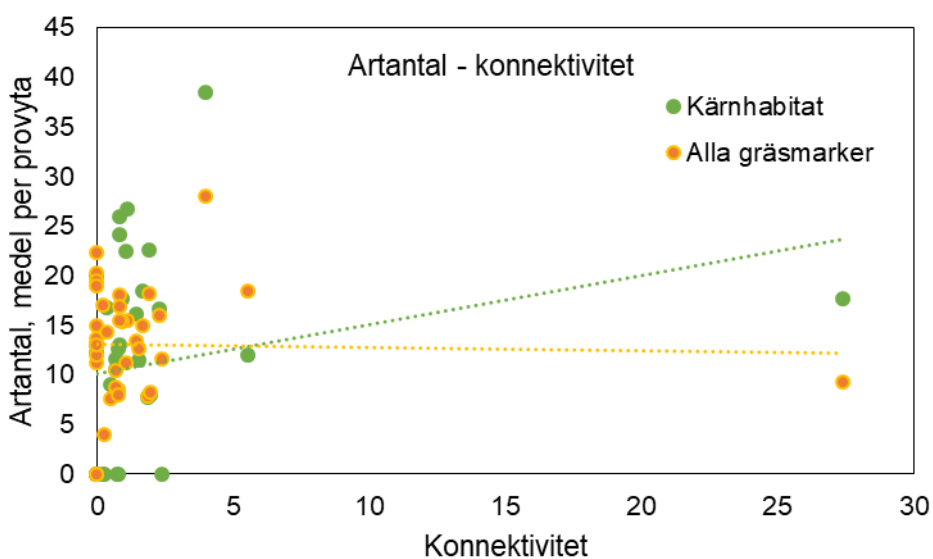
Figur 9. Genomsnittligt artantal (samtliga kärlväxter, mossor och lavar enligt den långa artlistan; Lundin m.fl. 2016), fördelat på region och kärn- resp. stödhabitat.

I många vetenskapliga studier har artantalet visat sig ha ett starkt samband med arean av naturtypen, både det totala artantalet över hela det undersökta området och det lokala artantalet ("arttätheten") på en mindre yta inom området (se t.ex. Lindgren 2017). Eftersom artantalet här mäts inom likstora provytor, så behöver man inte ta hänsyn till att "inventeringsintensiteten" kan påverka måttet. Om man ser samband mellan artantal i likstora provytor och mängden gräsmarker i landskapet, så kan man alltså dra slutsatsen att det finns ett samband som är relevant för den gröna infrastrukturen.

I våra tester med data från Remiil 2017 kan man se en tendens att artrikedomen i kärnhabitat ökar med både mängden gräsmarker (Figur 10) och med konnektiviteten (Figur 11) i landskapet, medan artantalet sett över alla gräsmarkstyper (kärn- och stödhabitat sammantaget) inte gör det. Man skulle kunna tolka det som att de växtarter som förekommer i kärnhabitaten är mer beroende av en fungerande grön infrastruktur än övriga växtarter i gräsmarker, vilket är uppmuntrande. Detta är dock än så länge bara preliminära resultat, och mer data och fördjupade analyser behövs för att se om det mönstret håller i sig.



Figur 10. Samband mellan genomsnittligt artantal i provytor och den totala arealen av gräsmarker (kärn- och stödhabitat) i varje landskapsruta.



Figur 11. Samband mellan genomsnittligt artantal i provytor och konnektivitet av gräsmarker (kärn- och stödhabitat) i varje landskapsruta.

För att åskådliggöra hur man kan beskriva variationen i artsammansättning och miljöförhållanden i olika gräsmarkstyper har vi använt etablerad kunskap om växtarternas miljökrav för att beräkna indikatorvärden som är användbara för att belysa skillnader och likheter i närings-, fuktighets- och ljusförhållanden. Dessa indikatorvärden baseras på en lista som ursprungligen togs fram i Tyskland (Ellenberg m.fl. 1992), men som i praktiken har visat sig mycket användbara i många olika vetenskapliga sammanhang (Diekmann 2003). Dessa indikatorvärden

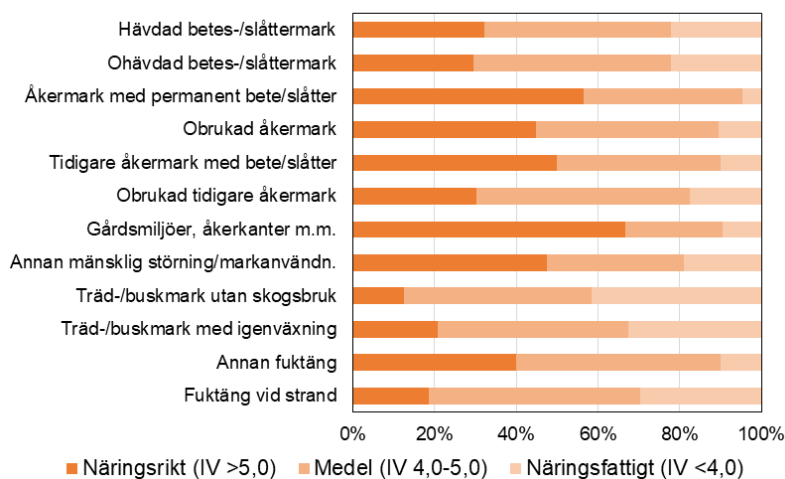
kan också jämföras med andra analysmetoder som utgår ifrån bland annat hur många arter som olika områden och gräsmarkstyper har gemensamt (Grandin m.fl. 2013).

Indikatorvärdena beräknas genom att varje art tilldelas ett värde mellan 1 och 9 för bland annat näring, ljus och fuktighet (med tillägg av fuktklasserna 10–12 för utpräglade vattenväxter; Ellenberg m.fl. 1992). Genom att beräkna ett medelvärde för alla arter som förekommer inom en yta (där man eventuellt viktar arterna utifrån i hur stor mängd de förekommer), så kan man få ett värde som i hög grad återspeglar den miljö där arterna förekommer. I praktiken har detta värde ibland till och med visat sig ge bättre resultat än att faktiskt mäta närings-, vatten- och ljusmängder, eftersom det är både svårt och kostsamt att mäta det på ett sätt som återger vad växterna i realiteten påverkas av (Diekmann 2003).

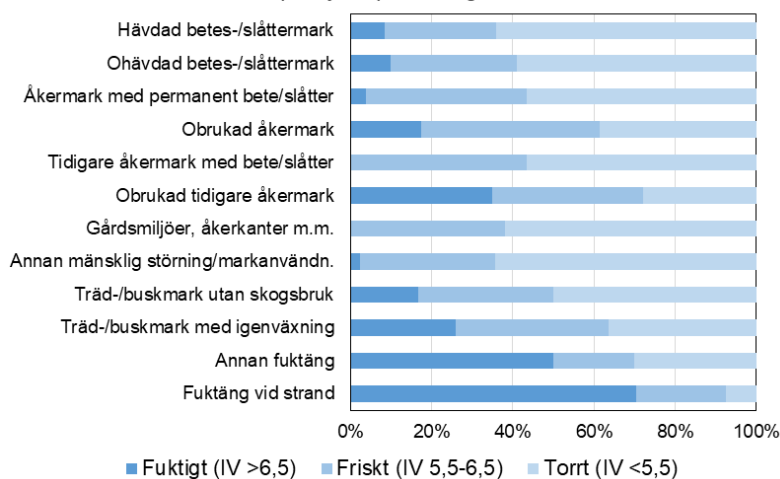
Här har vi delat in provytorna i klasser efter i vilket intervall de hamnar när man väger samman indikatorvärdet för de förekommande arterna. En provyta med ett sammanvägt indikatorvärde för näring som är under 4 klassar vi alltså som ”näringsfattig”. Andelen av provytor i varje klass presenteras nedan, fördelat på i vilket markslag provytan ligger. Här har vi valt den mer detaljerade indelning som registreras i fält (Lundin m.fl. 2016), för att få en mer nyanserad bild. Markslag med förekomst i mindre än 10 provytor presenteras dock inte, eftersom resultaten där blir mer osäkra.

Resultaten är till största del som förväntade. Gräsmark på åkermark eller i gårds- och åkernära miljöer tillhör ofta den mer näringsrika klassen, jämfört med andra gräsmarkstyper. Fuktängar har förstås ofta tydligt fuktgynnad vegetation, men också markslaget ”obrukad tidigare åkermark”. Detta markslag består kanske alltså av tidigare åkermark som har tagits ur bruk på grund av dålig dränering, och de är alltså alltför blöta för att det ska vara lönsamt att bruka dem. Klassningen efter arternas ljuskrav indikerar också att det markslaget har mindre andel ljuskrävande arter (d.v.s. tillhör klassen ”skuggigt”), vilket indikerar att de i vissa fall håller på att växa igen med träd och buskar.

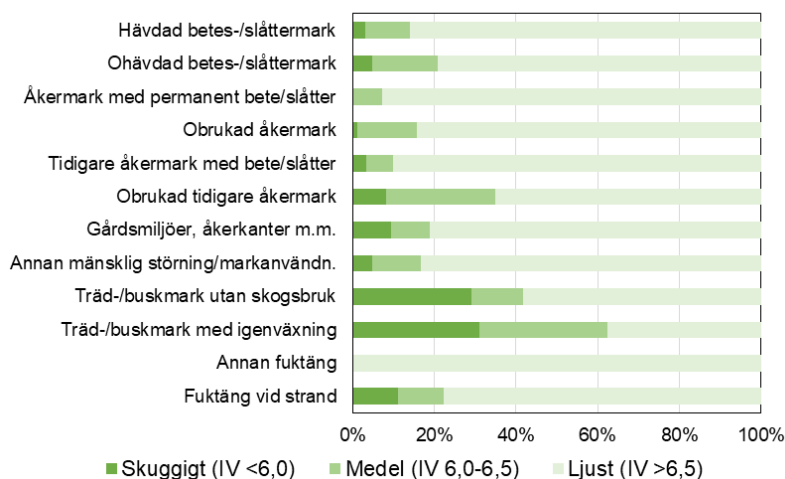
Andel provtytor per näringsklass



Andel provtytor per fuktighetsklass

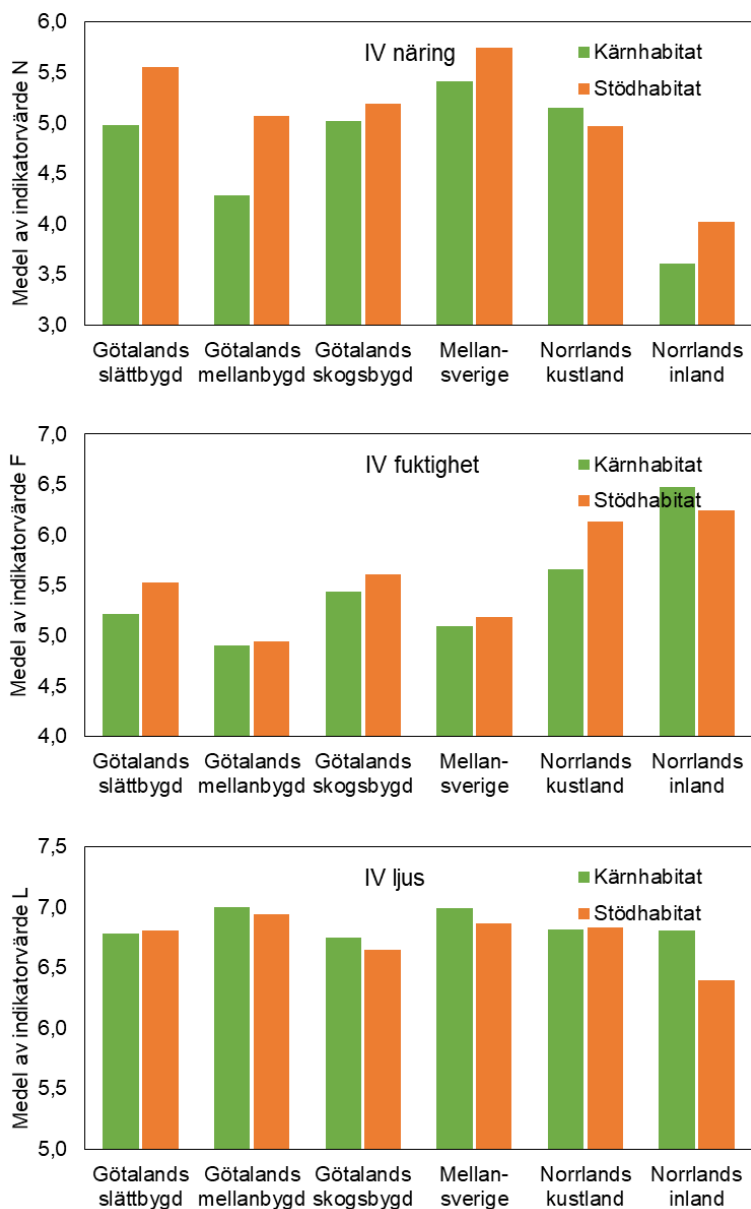


Andel provtytor per ljusklass



Figur 12. Andel av provytor med indikatorvärde inom ett visst intervall, för näring, fuktighet och ljus, baserat på de ingående arternas indikatorvärde (Ellenberg m.fl. 1992; Diekmann 2003), fördelat på den detaljerade indelningen av gräsmarker efter markslag.

En jämförelse av indikatorvärden i provytor mellan regioner och mellan kärn- och stödhabitat visar också vissa skillnader (Figur 13). Generellt verkar skillnaderna mellan kärnhabitat och stödhabitat vara ganska små, förutom att det finns väldigt svaga tendenser att stödhabitat är något mer näringsrika och något mer fuktiga. I en statistisk analys skulle dessa små skillnader dock knappast ge ett statistiskt signifikant resultat. Om man jämför mellan regioner är skillnaderna i vissa fall större, framför allt att gräsmarkerna i Norrland i genomsnitt verkar vara fuktigare och de i Norrlands inland verkar vara mer näringsfattiga (Figur 13).



Figur 13. Medelvärde av indikatorvärde för näring, fuktighet och ljus i provytor, baserat på de ingående arternas indikatorvärde i varje provyta (Ellenberg m.fl. 1992; Diekmann 2003), fördelat på region samt kärn- eller stödhabitat.

Slutsatser: förslag till miljömålsindikatorer

Vi föreslår två huvudsakliga indikatorer för grön infrastruktur, som lämpar sig för att analysera utifrån de miljöövervakningsdata som Remiil tar fram. Att Remiil presenterar data i landskapsavsnitt med storleken 3 x 3 km tror vi kan fungera bra som en kompromiss som är relevant för många organismgrupper, både rörliga och mer stationära. Detta blir en avvägning mellan detaljkvalitet och skala. Möjligtvis kan analyser av landskapets sammansättning över ännu större områden fungera bra

även med något mer översiktlig information från heltäckande kartskikt, som t.ex. Lantmäteriets kartor.

1. Mängd och konnektivitet av gräsmarker

Vårt grundförslag är att arealen gräsmark inom 3 x 3 km används som grund för indikatorn. Det är ett lättbegripligt och lättanalyserat mått, som fortfarande är relevant och viktigt för många arter. Genom att använda Remiils underlag har man också möjlighet att se detaljerade förändringar över tiden, med en ganska detaljerad indelning i gräsmarkstyper. Fältdata från provytor kan användas som tilläggsinformation för att följa förändringar i kvalitet och hävdstatus.

1. Area av kärnhabitat
2. Area av både kärn- och stödhabitat
3. Konnektivitet av kärn- och stödhabitat omkring värdekärnor av kärnhabitat

Beroende på vilka organismer man är intresserad av (specialister eller generalister), bör man kunna välja om man vill presentera måttet bara för värdekärnor med särskilt hög kvalitet (kärnhabitat), eller om man även räknar in andra gräsmarkstyper. En sammanställning som översiktligt visar vilka arter och artgrupper som kan räknas som specialister eller generalister för olika urval av gräsmarker bör kunna tas fram för att underlätta tolkningen av resultaten.

Den vetenskapliga debatten fortsätter om hur viktig konnektiviteten är i förhållande till mängden naturtyp som sådan. Resultaten från våra preliminära tester i denna rapport visar att konnektiviteten uppvisar stor variation mellan områden och därför kan vara användbar för att belysa vissa typer av förändringar. Ett exempelområde visar dock att man lokalt kan få väldigt höga värden som delvis är svåra att förklara eller utvärdera, med det beräknings sätt som vi har använt (jämför Aggemyr & Cousins 2012). Sådana effekter behöver utvärderas mer. Det kvantitativa sambandet mellan konnektivitet och totalmängden gräsmarker behöver också belysas mer, liksom betydelsen av att inkludera småbiotoper i beräkningen.

Vår slutsats är att man gärna kan ge möjlighet för den som är intresserad att presentera indikatorn i två varianter, antingen areal eller konnektivitet. Dessa två mått är i viss mån korrelerade med varandra, så man kan se det som att de visar två aspekter av samma sak. För mängdmåttet (och i viss mån också för konnektiviteten) kan man också välja om fokus är på det mer ”värdefulla” kärnhabitatet, eller om även andra gräsmarker av stödhabitat ska räknas med.

2. Mångfald av gräsmarkstyper

Mångfalden kan mätas i samma skala som mångfaldsmåttet för småbiotoper, d.v.s. hela landskapsrutan (3 x 3 km). Det diversitetsmått som vi har använt för Remiilrutorna (Figur 6) visar att det finns tillräckligt stor variation mellan landskapsrutor för att man ska ha möjlighet att utläsa skillnader och förändringar. Det är också en fördel att denna mångfaldsindikator beskriver samma landskapsutsnitt som motsvarande mångfaldsindikator för småbiotoper vid åkermark med data från Remiil (Arlt m.fl. 2017), så att de kan användas som kompletterande information eller för jämförelser.

Man kan tänka sig att använda olika indelningar av gräsmarker och eventuellt inkludera gräsklädda småbiotoper i måttet. I exemplen i Figur 4 bidrar småbiotoper och kanter ganska lite till arealen av gräsmarker, men de kan bidra betydligt mer till mångfalden, eftersom det föreslagna diversitetsmåttet tar hänsyn både till antal förekommande typer i landskapet och hur jämnt fördelat mängden är mellan typer.

En slutsats från den workshop som hölls i projektet i november 2017 är att även andra strukturer än själva gräsmarkerna påverkar olika gräsmarksanknutna arters förekomst i landskapet, t.ex. trädgångar och skogsbryn som påverkar mikroklimatet som kan ha blommor och frukter som födokällor och bidrar med andra typer av värdefulla strukturer.

- polygoner av gräsmarkstyper
- gräsmarkstyper och gräsklädda småbiotoper
- gräsmarkstyper, åkerkanter och variation i träd- och buskskikt

Ett viktigt resultat av vår sammanställning är också att diversitetsmåttet visar andra mönster än mängden gräsmarker, alltså att de två måtten inte behöver vara starkt korrelerade. Det tyder på att måtten bidrar på olika sätt till att beskriva tillståndet för grön infrastruktur och därför är bra komplement till varandra.

Referenser

- Aggemyr, E. and Cousins, S. A. O. 2012. Landscape structure and land use history influence changes in island plant composition after 100 years. - *J. Biogeogr.* 39: 1645–1656.
- Andersson, L., Paltto, H., Appelqvist, T. & Hellsten, C. 2015: Landskapsekologisk brist- och funktionalitetsanalys. Avseende sex olika biotoper med huvudsakligt fokus på biosfärområde Östra Vätterbranterna. *Pro Natura*.
- Arrhenius, O. 1921. Species and area. - *J. Ecol.* 9: 95–99.
- Arlt, D., Josefsson, J., Kindström, M. & Glimskär, A. 2017. Indikatorer för småbiotoper i odlingslandskapet. SLU, Inst. för ekologi, Uppsala.
- Auffret, A. G. m.fl. 2017a. Data from: HistMapR: Rapid digitization of historical land-use maps in R. - Figshare Data Repos.: url: [dx.doi.org/10.17045/sthlmuni.4649854](https://doi.org/10.17045/sthlmuni.4649854).
- Auffret, A. G. m.fl. 2017b. Spatial scale and specialization affect how biogeography and functional traits predict long-term patterns of community turnover. - *Funct. Ecol.* 31: 436–443.
- Auffret, A. G. m.fl. 2017c. Plant functional connectivity – integrating landscape structure and effective dispersal. - *J. Ecol.* 105: 1648–1656.
- Bivand, R. and Rundel, C. 2016. rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source (GEOS). - R Package Version 03-19: url: <http://CRAN.R-project.org/package=rgeos>.
- Bivand, R. m.fl. 2017. rgdal: Bindings for the “Geospatial” Data Abstraction Library. - R Package Version 12-16: url: <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>.
- Cousins, S. A. O. m.fl. 2015. Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. - *AMBIO* 44: 17–27.
- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic Appl. Ecol.* 4:493–506.
- Drakare, S. m.fl. 2006. The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species-area relationships. - *Ecol. Lett.* 9: 215–227.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2nd ed. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J. Biogeography* 40:1649-1663.
- Grandin, U., Lenoir, L. & Glimskär, A. 2013. Are restricted species checklists or ant communities useful for assessing plant community composition and biodiversity in grazed pastures? *Biodiversity and Conservation* 22:1415-1434.

- Halley, J. M. m.fl. 2016. Dynamics of extinction debt across five taxonomic groups. - *Nat. Commun.* 7: 12283.
- Hodgson, J. A. m.fl. 2011. Habitat re-creation strategies for promoting adaptation of species to climate change. - *Conserv. Lett.* 4: 289–297.
- Lawson, C. R. m.fl. 2012. Local and landscape management of an expanding range margin under climate change. - *J. Appl. Ecol.* 49: 552–561.
- Lindgren, J. 2017. Small remnant habitats. Important structures in fragmented landscapes. Dissertations from the Department of Physical Geography 70. Stockholms universitet, Stockholm.
- Lindborg, R. m.fl. 2014. Function of small habitat elements for enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. - *Biol. Conserv.* 169: 206–213.
- Lundin, A., Kindström, M., Glimskär, A., Gunnarsson, U., Hedenbo, P. & Rygne, H. 2016. Metodik för regional miljöövervakning av gräsmarker och våtmarker 2015-2020. Länsstyrelsen i Örebro län, Publ. nr 2016:21. Örebro.
- Manel, S. and Holderegger, R. 2013. Ten years of landscape genetics. - *Trends Ecol. Evol.* 28: 614–621.
- Oksanen, J. m.fl. 2016. *vegan: Community Ecology Package*. - R Package Version 2.3-5: url: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- R Development Core Team 2017. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. - R Foundation for Statistical Computing.
- Tscharntke, T. m.fl. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. - *Biol. Rev.* 87: 661–685.