

LÄNSSTYRELSEN KALMAR LÄN
INFORMERAR

Vegetationsövervakning – En metodstudie



Vegetationsövervakning - en metodstudie

Meddelande 2003:09

ISSN 0348-8748

ISRN LSTY-H-M--03/09 --SE

Utgiven av: Länsstyrelsen Kalmar län,

Ansvarig enhet: Miljöenheten

Författare: Thomas Johansson,
Länsstyrelsen Kalmar län

Jon Moen, Institutionen för ekologi och
geovetenskap, Umeå universitet

**Omslagsbild och
foton:** Thomas Johansson

Tryckt hos: Länsstyrelsens tryckeri

Upplaga: 225 ex

Vegetationsövervakning – en metodstudie

Av

Thomas Johansson & Jon Moen

Förord

Denna studie är ett samarbetsprojekt mellan Thomas Johansson på Länsstyrelsen i Kalmar län och Jon Moen institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet. Syftet med projektet har varit att utvärdera och jämföra olika metoder för övervakning av vegetation.

Följande metoder studerades; nålsticksmetoden, täckningsgradsanalys samt en frekvensmetod. Art-area metoden togs inte med eftersom den redan är testad och den bedöms inte som lämplig för miljöövervakningen (Larsson 1998). I projektet ingick både fält- och litteraturstudier. Vi studerade vilken metod som är bäst lämpad, med hänsyn till respektive metods syfte, för miljöövervakningen av vegetation. Vi studerade tidsåtgång, repeterbarhet och precision för de olika metoderna.

Mora Aronsson, Artdatabanken, hade en stödfunktion till projektet när det gäller kontaktpersoner och miljöövervakningsarbeten i våra grannländer.

Innan fältstudierna startades skickades försöksdesignen till Hans Berglund, Sven Bråkenhielm, Urban Ekstam, Ove Eriksson, Anders Glimskär, Anders Haglund, Conny Jacobsson, Monica Larsson, Tommy Lennartsson, Martin Sjö Dahl och Susanne Vävare för synpunkter.

Sex olika inventerare ingick i fältstudien; Jenny Ahlin, Ola Bengtsson (Pro Natura), Tomas Burén, Thomas Johansson, Helena Lager samt Tommy Knutsson.

Medel till projektet har beviljats av Naturvårdsverket och är ett specialprojekt för metodutveckling inom miljöövervakningen.

Författarna är ensamma ansvariga för innehållet i rapporten.

Thomas Johansson
Länsstyrelsen i Kalmar

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Förord	4
Innehållsförteckning	5
Sammanfattning	6
Inledning	7
Metodik	7
Objekt	7
Utläggning av provytor	7
Arter – kalibrering	8
Ramar	9
Tidsåtgång	9
Turordning av metoderna	9
Täckningsgradsanalys	10
Förekomstanalys	10
Nålsticksanalys	10
Statistiska metoder	10
Resultat	13
Antal registreringar	13
Tid	13
Personberoende	14
Styrkeberäkningar	19
Diskussion	21
Uppläggning av en övervakning	21
Frågeställning/Variabel	22
Skalor och utlägg av rutor	22
Personberoende	24
Precision och säkerhet	24
Beräkning av arbetsinsats	26
Kvalitetssäkring	27
Kostnader	27
Tillgång till inventerare	28
Utvärdering	28
Olika metoders för- och nackdelar	28
Fortsatta studier	29
Slutsatser	29
Tack	30
Referenser	31
Appendix 1	
Litteraturstudie, vetenskaplig del	33
Appendix 2	
Litteraturstudie, vegetationsövervakning i Norden	39

Sammanfattning

Syfte med studien var att använda olika metoder och olika personer för att beskriva vegetation för att se var det finns variation som inte beror på förändringar i objektet utan t ex på att olika personer gör olika bedömningar i en analysituation. Vi vill exemplifiera hur stora förändringar man kan uttala sig om med någon statistisk säkerhet givet en viss metod och en viss variation mellan personer och objekt. I studien ingick en litteraturstudie där tidigare erfarenheter sammanställdes och en fältstudie där sex olika personer gjorde inventeringar med tre olika metoder: täckningsgrad, nålsticksmetoder samt förekomst/icke-förekomst i smårutor.

Tidsåtgången mellan de olika metoderna skiljde sig signifikant åt. Förekomstanalysen tog längst tid både i ängen och i skogen och var den metod i vilken flest registreringar gjordes. Täckningsgradsanalysen och nålsticksanalysen tog ungefär lika lång tid i ängen men i skogen tog nålsticksanalysen något längre tid. Personberoendet för olika arter skiljer sig mellan olika metoder. Det största personberoendet visar täckningsgradsanalysen följt av nålstick medan förekomstanalysen visar minst personberoende.

Nedan summeras olika metoders för- och nackdelar. Förekomstanalysen kan användas på olika sätt (se sidan 22–23 för beskrivning av vad vi här har kallat "liten och stor skala"):

Förekomstanalys – i liten skala

- + Lågt personberoende.
- + Skattar vanliga arter bättre än förekomstanalys i "större skala" men det beror i första hand på vilken storlek som väljs på rutorna.
- Tar lång tid på det sätt den utförts i denna test. Utförd i en annan skala går den betydligt snabbare och kan då jämföras med täckningsgradsanalys.
- Skattar mindre vanliga arter dåligt.
- Skattar sällsynta arter mycket dåligt.

Förekomstanalys – i större skala

- + Lågt personberoende.
- + Skattar mindre vanliga arter bättre än förekomstanalys i "liten skala" men det beror i första hand på vilken storlek som väljs på rutorna.
- + Snabb i den större skalan.
- Skattar dominerande arter dåligt.
- Skattar sällsynta arter dåligt.
- Kräver särskild design för att kunna beräkna spridningen av variationen.

Nålsticksanalys

- + Den metod som bäst mäter de dominerande arterna i ett vegetationssamhälle.
- + Relativt snabb enligt den variant som använts i denna studie. Här har "nålen" stuckits ner i marken varefter arter som nuddar nålen registrerats. Traditionellt följs nålspetsen ner genom vegetationen och de växter som träffas av spetsen registreras. Det sistnämnda är betydligt mer tidskrävande.
- Kräver mycket stora arbetsinsatser för att dokumentera förändringar med lågfrekventa arter.
- De allra sällsyntaste arterna träffas nästan aldrig.

Täckningsgradsanalys

- + I denna test var det den snabbaste metoden.
- Den metod som visar störst personberoende.

Att skatta vegetationssamhällen är svårt – mycket svårare än man tror. Det är relativt kostsamt och kräver stor kompetens hos inventerarna! Det finns ingen metod som på ett tillfredsställande sätt fångar in hela vegetationens innehåll, från dominerande till sällsynta arter. Ibland är det de dominerande arterna vi vill följa och ibland de sällsynta. Detta är något som "beställaren" måste specificera i en frågeställning innan studien utförs. I en långsiktig miljöövervakning kommer arbetet med stor sannolikhet göras av olika inventerare. Därför är det bra om metoden har så lågt personberoende som möjligt. Detta utesluter täckningsgradsanalys, även om den är snabb så medför bedömningar ett större mått av personberoende. Kvar återstår då förekomstanalys och nålsticksanalys. Om det är de dominanta arterna som avses följas bör nålsticksanalys användas, är det de mindre allmänna arterna bör förekomstanalys användas. Metoder för att följa sällsynta arter har inte studerats i detta projekt men skulle kunna ske m.h.a. linje- eller bältesinventering. Arter som är mycket sällsynta kan följas m.h.a. floraväkteri där alla individer i hela området räknas.

Inledning

Det finns ett behov och en stor efterfrågan av att kunna följa vegetation både vid uppföljning av skötselinsatser (Ekstam & Forshed 1996) och i samband med miljöövervakning. Metodik för vegetationsövervakning har alltid varit ett hett diskussionsämne. Många rapporter har skrivits och många olika tester har gjorts genom åren. Mycket har diskuterats kring nålsticks- och art-area metoder, täckningsgradsskalor etc. och det finns troligen fler metoder än övervakningsprogram.

Generellt sett kan man dela upp metoderna i tre huvudtyper: visuell skattning av täckningsgrad, nålsticksmetoder samt förekomst/icke-förekomst i smårutor. Alla tre metoder är flitigt använda i olika former och alla tre har sina fördelar och nackdelar. Vi använde oss av en variant av respektive metod för att kunna jämföra metoderna någorlunda rättvist. Art-area metoden (Ekstam & Forshed 1996) är utvärderad och tas inte upp här eftersom den inte är lämplig för miljöövervakningen och uppföljning (Larsson 1998).

Projektet har tre utgångspunkter:

1. Det finns inte en bästa metod för vegetationsövervakningsprogram utan den metod man ska välja beror bl a på frågeställningar och begränsningar såsom budget, tid, antal objekt etc.
2. Vegetationsövervakningsprogram bygger generellt på att man vill mäta förändringar i vegetation, ofta för att kunna "slå larm" om oförväntade förändringar sker.
3. Det handlar om att mäta fältskiktsvegetation i ganska små rutor.

Projektet syftar till att använda olika metoder och olika personer för att beskriva vegetation med grundtanken att bestämma var det finns "oönskad" variation, dvs. var det finns variation som inte beror på förändringar i objektet utan t ex på att olika personer gör olika bedömningar i en analysituation. Vi vill exemplifiera hur stora förändringar kan man uttala sig om med någon statistisk säkerhet givet en viss metod och en viss variation mellan personer och objekt. I studien ingick en litteraturstudie där tidigare erfarenheter sammanställdes. Med resultatet från fält- och litteraturstudien summerar vi de kända och nödvändiga faktorerna som behövs för att hitta en lämplig metod för miljöövervakning av vegetation. Därför har vi lyft in avsnitt om statistik och diskussionen har blivit mer omfattande än den annars skulle vara.

Metodik

Objekt

Två olika naturtyper i Ottenby naturreservat, på Öland i Kalmar län, valdes för studien. Det var dels en artrik slätteräng och dels en i förhållande till ängen artfattig skog. Istället för att använda flera ängar delades de två objekten upp i olika block som fick simulera flera objekt.

Utläggning av provytor

Inom de båda naturtyperna valdes ett så stort och enhetligt område som möjligt som skulle rymma de olika blocken. För ängen lades fem olika block ut efter två baslinjer. Den ena baslinjen innehöll två block och den andra tre block. I skogen lades alla block intill varandra på rad utefter en baslinje. Baslinjerna upprättades längs en rät linje med hjälp av ett femtiometersmåttband och syftkompass. Med jämna intervall på 2 meter lades sedan 7 parallella linjer ut inom varje block. En linje för varje inventerare samt en linje för de ytor som inventerades gemensamt av alla. Varje linje markerades med stakkäppar och de

markerades med nummer för respektive linje och block. Längs varje linje lades tre olika provrutor ut, en för respektive metod, figur 1.

Block 1							Block 2	
Inventerare nr:	1	2	3	1 - 6	4	5	6	1 osv.
Metod:	N	F	T	N	T	N	T	F
N = Nålstick	F	N	N	F	F	F	F	N
F = Förekomst	T	T	F	T	N	T	N	T
T = Täckningsgrad								

Figur 1. Block 1 exemplifierar de olika provrutornas läge. Både inventerarnas och metods läge slumpades ut.

Platsen för respektive inventerare och metods provruta slumpades ut. Om någon provyta hamnade på avvikande substrat t ex ett träd ändrades, ”speglades”, provrutan så att den lades på samma avstånd men spegelvänt sin tänkta plats.

Tanken var att stickproven i varje block på ängen skulle bestå av 21 provrutor – 3 metoder x 6 inventerare samt ytterligare 3 analysramar för respektive metoder där alla inventerade samma yta. Men det visade sig att förekomstanalysen på ängen blev så tidskrävande att vi tvingades minska antalet inventeringar i de gemensamma rutorna. Dessa rutor inventerades av 4 inventerare i stället för 6. I skogen utgjorde stickprovet för varje block 18 provrutor – 3 metoder x 5 inventerare samt ytterligare 3 provrutor för de gemensamma provytorna. I skogen inventerades rutorna med förekomstanalysen av samtliga inventerare.

Idealet var att alla personer gör alla metoder på exakt samma ruta och att dessa replikeras, men resultaten av ett sådant förfarande kan bli svårt att utvärdera eftersom det är ett visst mått av destruktivitet i alla metoder (växter viks undan etc.) som gör det svårt att upprepa analyser i exakt samma rutor efter varandra. Blockindelningen gör att skillnaden mellan provrutor inom varje block blir så liten som möjligt och dessutom kan dessa block simulera fler objekt.

Arter – kalibrering

Inventerarna kalibrerades inte med avseende på metoderna innan studien, men tillvägagångssättet för alla analysmetoder gick noggrant igenom. Alla inventerare gick dessutom gemensamt igenom de arter som förekommer i den vegetationstyp som skulle inventeras. I första hand valdes områden utanför de block som valts. Syftet var att minska den del av metodens personberoende som beror på artkunskap. I efterhand slogs en del arter ihop där vi ansåg att skillnaderna mer skulle bero på artkunskap och olika registreringar än metodens personberoende. De arter som slagits ihop redovisas nedan:

Ängen

- Hirsstarr (även fertil) och slankstarr
- Hundstarr och plattstarr
- Krypven, brunven, rödven, storven och steril *Agrostis sp.*
- Sterila frylen (även fertil ängsfryle). Ängsfryle var den enda bestämbara frylen som sågs.
- I ängsgröe ingår flera underarter och det mesta av det som fanns på ängen var smågröe *Poa pratensis ssp. irrigata*.

- Av rutorna *Thalictrum* spp. påträffades två typer av blad en som var lite smalare och en som var lite bredare därför har dessa slagits ihop till ruta-art *Thalictrum* sp. Förmodligen rör det sig bara om smarluta *Thalictrum simplex* ssp. *tenuifolium*.

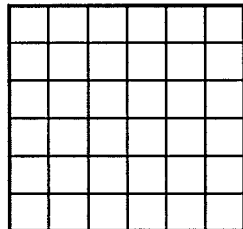
Skogen

- Alla gröe (*Poa* sp.). Här har arter som *Poa pratensis*, *P. angustifolia* och kanske ytterligare någon art slagits samman.
- De flesta *Carex* var sterila och omöjliga att bestämma. Vi såg blommande exemplar av *Carex pallescens*, *Carex pilulifera*. Förmodligen var där ytterligare någon art. Eftersom inventerarna noterade lite olika t ex så skiljdes *Carex pallescens* ut bara på bladen av någon inventerare. Därför behandlas alla *Carex*, även sådan i frukt, som *Carex* sp.
- Alla björnbär (*Rubus* sp). Troligtvis dominerades björnbären av *Rubus nessensis*. Förmodligen fanns även *Rubus corylidifolius*-gruppen som sågs utanför provrutorna. Ytterligare längre bort från provytorna fanns hallon.
- I rutorna noterades knippfryle *Luzula campestris* med säkerhet vid något tillfälle. Ängsfryle kan inte uteslutas och därför slogs alla sterila fryle ihop. Eftersom alla observerade individer hade smalare blad än vårfryle utesluts denna art.

Mossa och förna noterades vid nålstick och täckningsgrad. I vissa fall kan det röra sig om jord eller pinne som vid inmatning klumpats till "förna".

Ramar

Två typer av ramar användes, båda med ett innermått på 50 x 50 cm. Den enklaste typen utgjordes bara av ramen och användes vid täckningsgradsbedömningen. På den andra typen borrades 5 hål med jämna intervall utefter sidorna. Snören bands på ett sådant sätt att ett rutnät bildades på ramens under och ovansida. Denna ram användes för att analysera de 36 smårutorna vid förekomstanalys samt vid nålsticksanalysen. Vid nålsticksanalysen användes de 25 skärningspunkterna som finns vid snörenas skärningspunkt, figur 2 och bilder på sidorna 11 och 12.



Figur 2. Översikt över den ram som användes vid nålsticksanalysen och förekomstanalysen.

Tidsåtgång

Tidsåtgången bestämdes från det att analysramen har lagts på marken till den sista arten/nålsticket/rutan är noterad i protokollet.

Turordning av metoderna

Tanken var att alla block skulle inventeras med en metod i taget. Först inventeras rutor där täckningsgraden bedömts, följt av förekomstanalys och slutligen av nålsticksanalys. Undantaget är ängen där förekomstanalysen tog så lång tid att ett välkommet avbrott för förekomstanalysen gjordes med någon av de andra metoderna.

Täckningsgradsanalys

Inom rutor av storleken 50 x 50 cm bedömdes täckningen i faktiska procent från 1-100 %. Alla skikt togs med vid flerskiktat vegetation. Ramarna placerades på marken. Om en inventerare någon gång skulle råkat notera en art mer än en gång i protokollet har den högsta procenten tagits med i resultatet. Arter som vid täckningsgrad bedömts vara mindre än 1 % angavs vid inventeringen som +. Vid analysen ersattes + med 0,5 %.

Förekomstanalys

Alla rotade arter inom delrutorna noterades. Förekomstanalysen görs så att de 36 rutor som snörena bildar används. De små rutornas yta är 8,3 x 8,3 cm. En arts förekomst kan därmed få ett värde mellan 1-36. För att kunna jämföra metoderna angavs artens täckning som procent av antalet smårutor, t ex 50 % om arten förkom i 18 av 36 smårutor. I skogen var växterna mer bredbladiga och storväxta. För att avgränsa smårutorna användes därför en ruta utan snören och metallpinnar fördes in från sidorna när rutan lagts på marken. Storleken på dessa smårutor var den samma som för ramar med snören. Detta gjordes för att inte störa växterna för mycket. För att representera skalstorleken 25 x 25 cm slogs resultatet från 9 stycken 8,3 x 8,3 cm rutor samman. Förekomsten av växter i samtliga rutor av storleken 50 x 50 cm (inklusive rutor från täckningsgradsanalysen och förekomst-analysen) togs också med för att studera skalberoende. Bilder på ramar som användes vid förekomstanalysen finns på sidan 11.

Nålsticksanalys

Samma typ av ramar användes som vid förekomstanalysen på ängen, dvs. 50 x 50 cm rutor där fem hål borrades på jämna intervall längs sidorna på ramen. Snören drogs genom hålen så att två lager av rutor bildas. Detta gör att det bildas två lager av snören och där skärningen av snörena används till att föra ner en metallpinne med en diameter på 3 mm. Ramarna placerades på stativ. Nålen fördes ned en bit i marken varefter alla arter som nuddade vid nålen antecknades. En arts förekomst får därmed ett värde mellan 1-25. För att kunna jämföra metoderna angavs artens täckning som procent av antalet träffar, t ex 20 % om arten träffades 5 ggr av 25 möjliga. Om fler än en växt träffas vid någon position registreras även den träffen. För att resultatet från nålsticksrutan även ska kunna användas inom förekomstanalysen registreras alla arter i rutan som inte tidigare träffats. Bilder på ramar som användes vid nålsticksanalysen finns på sidan 12.

Statistiska metoder

Datat analyserades med variansanalyser för varje variabel enligt modellen $Y = \text{Medel} + \text{Block} + \text{Person} + \text{Block} * \text{Person} + \text{error}$. Varianskomponenten för personberoendet räknades fram som procent av total variation. Detta ger inte en helt korrekt beräkning eftersom faktorn Person även ingår i Block*Person interaktionen. Då den interaktionen ofta svarade för endast en mycket liten del av den totala variationen så bedömdes detta förfarande ändå som tillräckligt. Personberoendet har angetts som procent av den totala variationen som utgörs av varianskomponenten för faktorn Person. I de fall där varianskomponenten för personberoendet har blivit negativ har personberoendet satts till noll.

Poweranalyser för de olika variablerna har beräknats på basis av dels den totala varianserna och dels från den totala variansen minus personberoendet. Dessa data har tagits från variansanalyserna. Poweranalyserna gjordes med det antagandet att variansen är lika mellan år och att man vill detektera en viss skillnad med t-test mellan två samplingstillfällen. Poweranalyserna har utförts i programmet SamplePower.

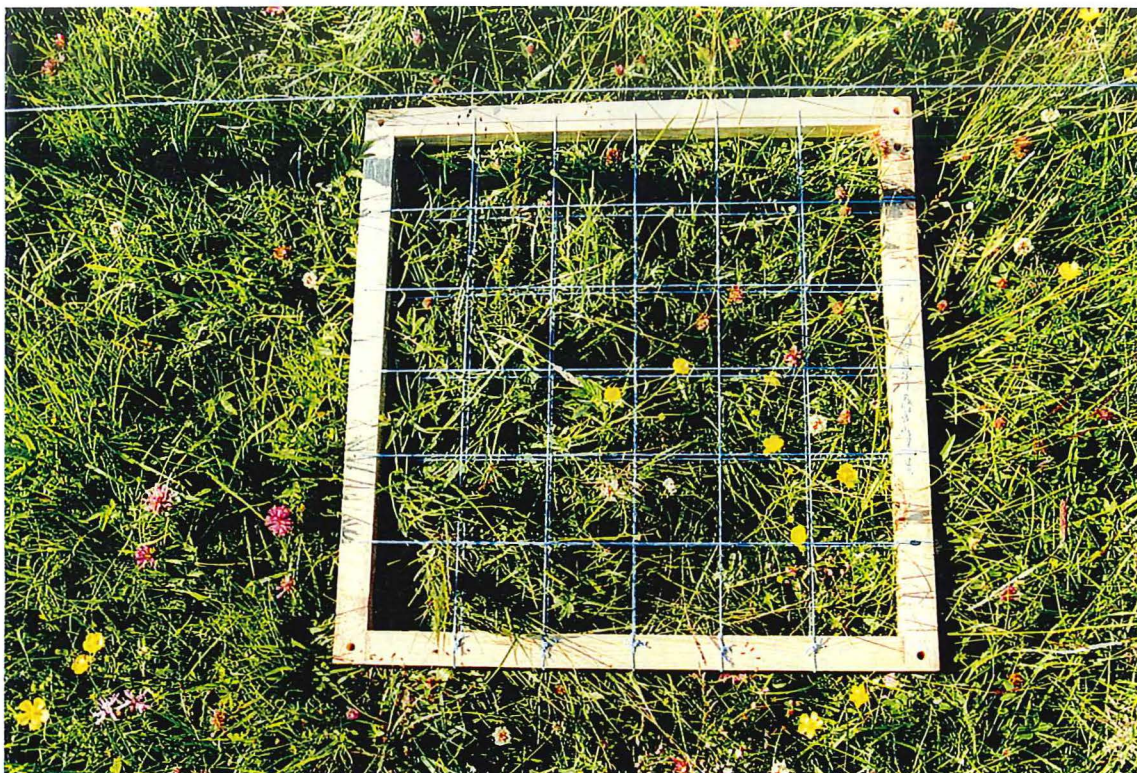


Bild 1. Ram som användes vid förekomstanalysen på ängen.



Bild 2. Ram som användes vid förekomstanalysen i skogen.



Bild 3. Ram som användes vid nålsticksanalysen.



Bild 4. Nålsticksanalys pågår.

Resultat

Antal registreringar

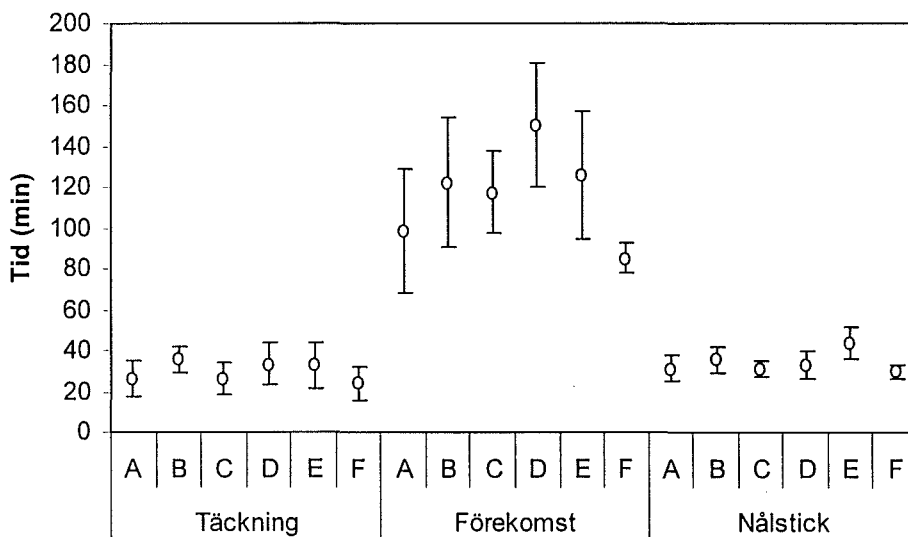
I studien gjordes 34 066 registreringar av taxa (inklusive förna och mossor). Flest registreringar gjordes vid förekomstanalysen, följt av nålstick och täckningsgrad. Flest registreringar gjordes i den artrikare ängen, tabell 1.

Tabell 1. Antal registrerade taxa, inklusive förna och jord för de olika metoderna i de olika biotoperna.

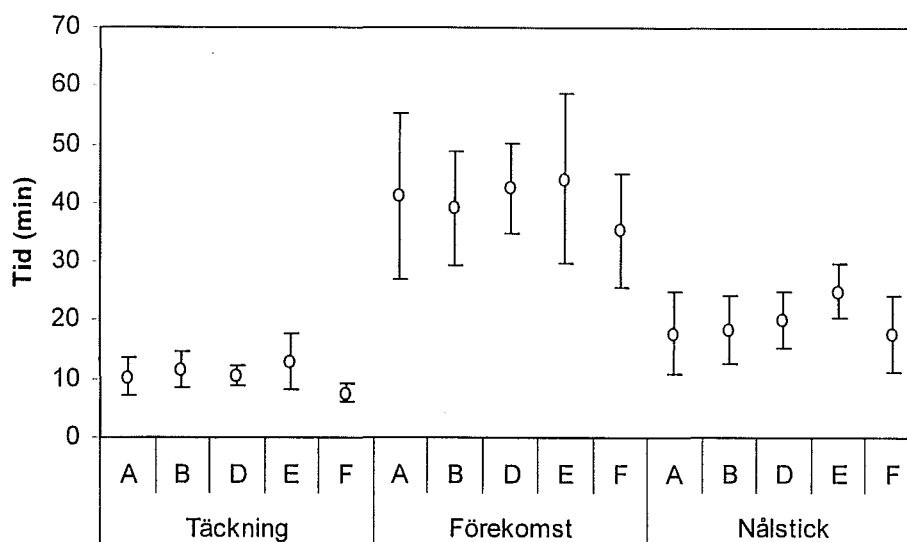
	Förekomst	Nålstick	Täckningsgrad	Summa
Äng	17250	4865	1482	23597
Skog	7041	2791	637	10469
Totalt	24291	7656	2119	34066

Tid

Tidsåtgången mellan de olika metoderna skiljde sig signifikant åt. Förekomstanalysen tog längst tid både i ängen och i skogen, figur 3 och 4. Täckningsgradsanalysen och nålsticksanalysen tog ungefär lika lång tid i ängen men i skogen tog nålsticksanalysen något längre tid, figur 4. Observera att den variant av nålsticksanalys som vi använt här tar mycket kortare tid än andra varianter. Här har "nålen" stucks ner i marken varefter arter som nuddar nålen registrerats. Traditionellt följs nålspetsen ner genom vegetationen och de växter som träffas av spetsen registreras. Jämförelsen baseras på 50 x 50 cm rutor. Det mest korrekta är att jämföra tider från så många 50 x 50 cm rutor som behövs för respektive metod vid en övervakning.



Figur 3. Tidsåtgången i minuter för respektive inventerare och metod på ängen. Spridningen visas med en standardavvikelse.



Figur 4. Tidsåtgången i minuter för respektive inventerare och metod på skogen. Spridningen visas med en standardavvikelse.

En jämförelse av tiden mellan olika faktorer visar att det inte var någon skillnad mellan personerna på ången utan orsaken berodde framför allt på metod men även block, tabell 2.

Tabell 2. Faktorer som påverkat tidsåtgången i studien. En stjärna "*" indikerar en signifikant skillnad för faktorn med $p < 0,05$, ns indikerar ingen skillnad, dvs. $p > 0,05$.

Faktor	Äng	Skog
Block	*	*
Metod	*	*
Person	ns	*
Block & metod	*	*
Block & person	ns	ns
Metod & person	*	ns
Block & metod & person	ns	ns

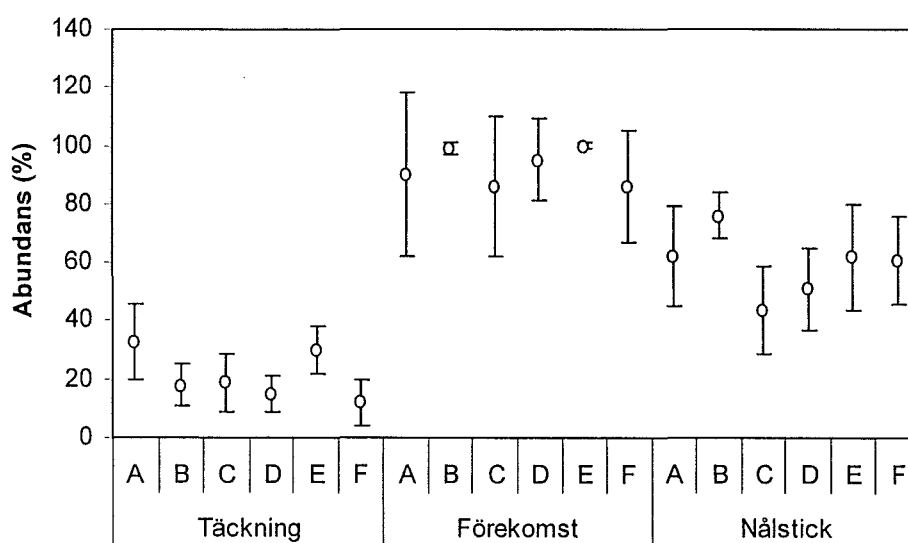
Personberoende

Personberoendet för olika arter skiljer sig mellan olika metoder. Det största personberoendet visar täckningsgradsanalysen följt av nålstick. Förekomstanalysen visar minst personberoende, tabell 3. En högre siffra i tabellen visar en högre grad av personberoende och fetstilta värden visar att personberoendet är signifikant. För de värden som är satta till 0 visar faktorn "person" inget personberoende.

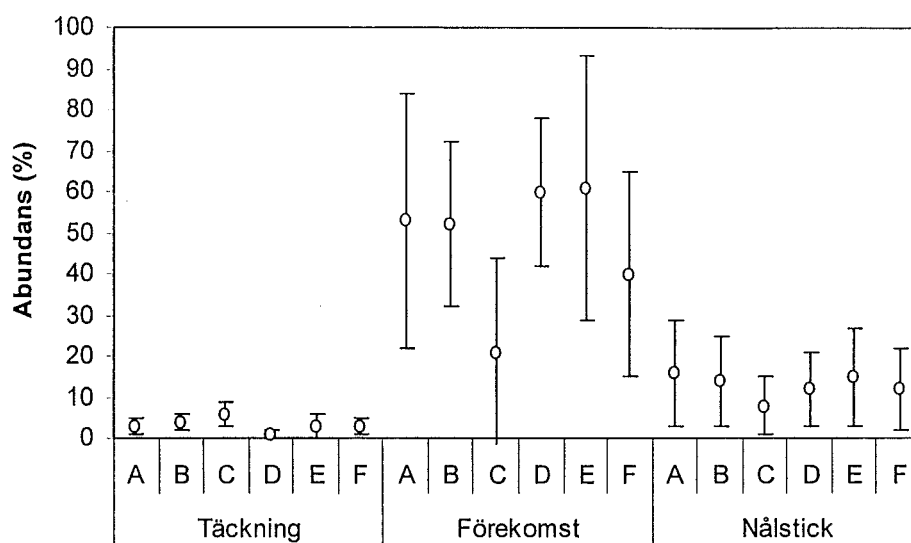
Tabell 3. Personberoende uttryckt enligt varianskomponenten för faktorn person som % av total variation. Fet stil anger att faktorn är signifikant (ANOVA, modell: $Y=m+\text{Block}+\text{Person}+(\text{Block} \times \text{Person})+\text{error}$). Den relativa frekvensen anger andelen rutor där arten förekommer (%).

Variabel	Relativ frekvens	Täckningsgradsanalys	Förekomstanalys	Nålsticksanalys
Äng				
<i>Festuca rubra</i>	100	48	0	22
<i>Leontodon autumnalis</i>	89	23	24	0,7
<i>Geum rivale</i>	76	0	6	0
<i>Phleum pratense</i>	46	12	0	17
<i>Ranunculus auricomus</i>	41	20	0	0
Artantal		0	0,1	9
Shannon		3	2	1
Skog				
<i>Agrostis capillaris</i>	100	28	4	9
<i>Trientalis europaeus</i>	90	6	0	0
<i>Rumex acetosa</i>	85	22	0	0,4
<i>Maianthemum bifolium</i>	50	24	0	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	38	6	17	0
Artantal		0	0	0
Shannon		26	5	0

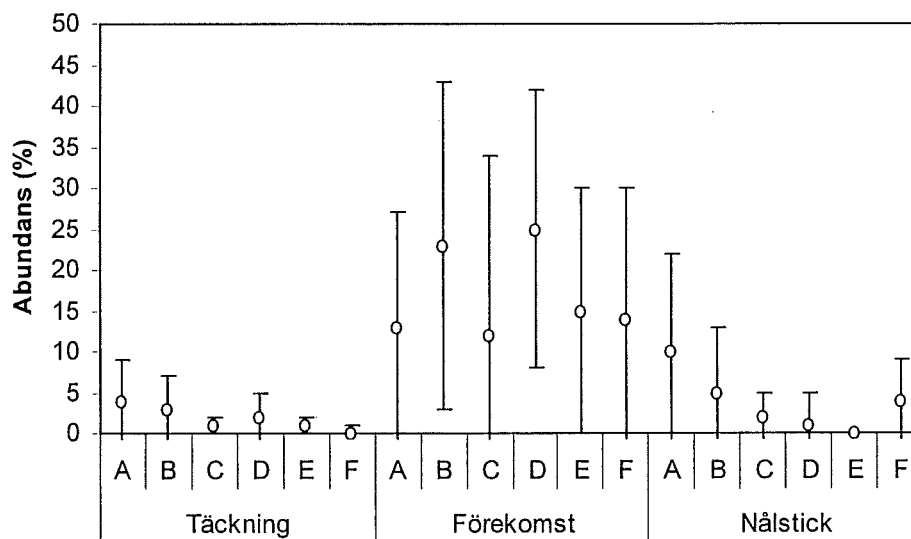
Resultatet som sammanställts i tabell 3 redovisas i detalj i figur 5–9 för *Festuca rubra*, *Leontodon autumnalis* och *Phleum pratense* i ängen samt för *Agrostis capillaris* och Shannon index i skogen.



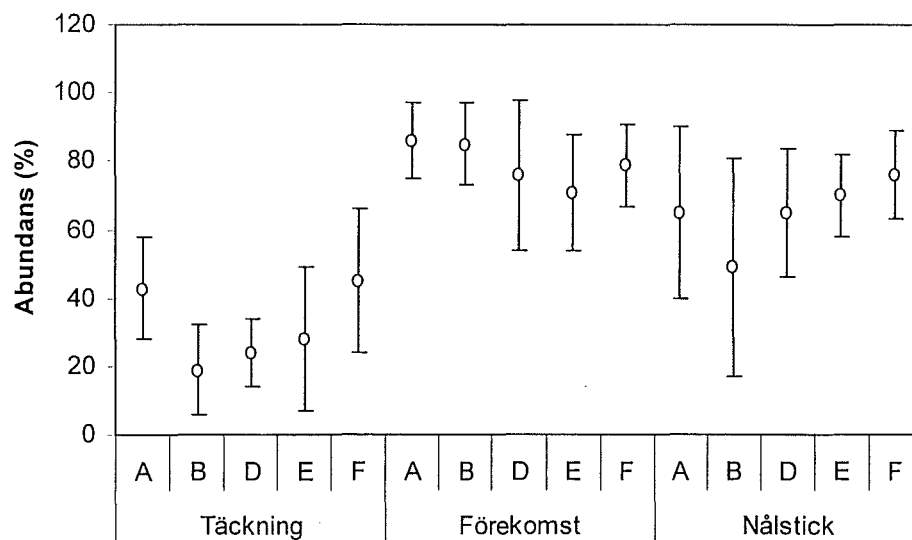
Figur 5. Abundansen av *Festuca rubra* på ängen mätt med täckningsgrads-, förekomst- samt nålsticksanalys som registrerats av sex olika inventerare, A–F. Spridningen visas med en standardavvikelse.



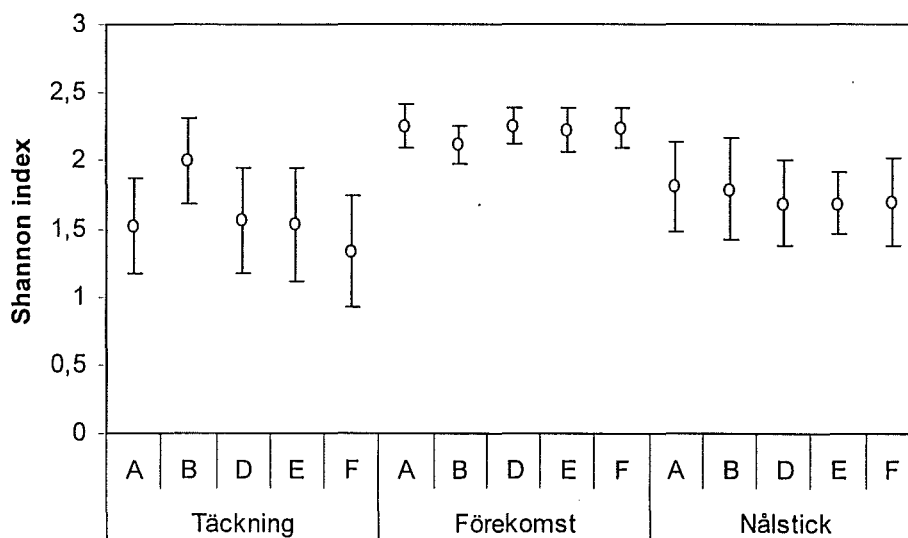
Figur 6. Abundansen av *Leontodon autumnalis* på ängen mätt med täckningsgrads-, förekomst- samt nålsticksanalys som registrerats av sex olika inventerare, A–F. Spridningen visas med en standardavvikelse.



Figur 7. Abundansen av *Phleum pratense* på ängen mätt med täckningsgrads-, förekomst- samt nålsticksanalys som registrerats av sex olika inventerare, A–F. Spridningen visas med en standardavvikelse.

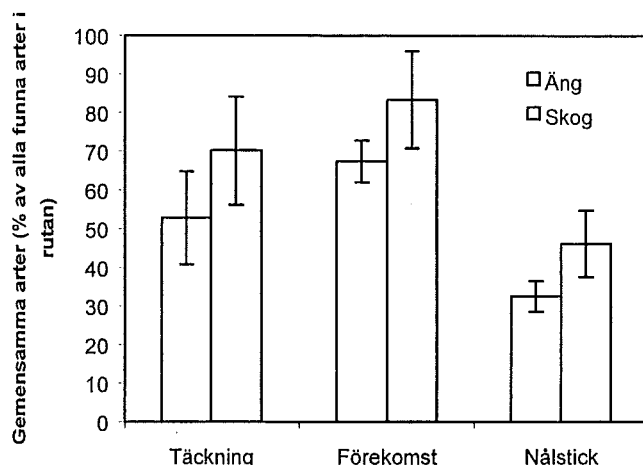


Figur 8. Abundansen av *Agrostis capillaris* i skogen mätt med täckningsgrads-, förekomst- samt nålsticksanalys som registrerats av fem olika inventerare, A–B och D–F. Spridningen visas med en standardavvikelse.



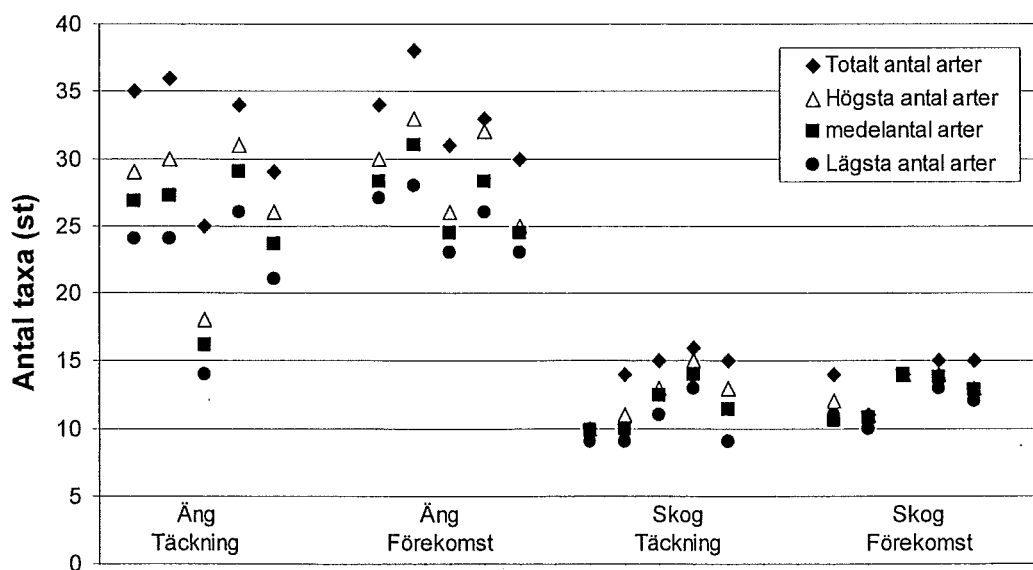
Figur 9. Abundansen av shannon i skogen mätt med täckningsgrads-, förekomst- samt Nålsticksanalys som registrerats av fem olika inventerare, A–B och D–F. Spridningen visas med en standardavvikelse.

För att jämföra noteringen av arter mellan olika inventerare jämfördes andel registrerade arter med den totala mängden funna arter för respektive metod och naturtyp, figur 10. Generellt för alla tre metoderna är att överensstämmelsen är sämre i den mer komplexa vegetationstypen på ängen. På ängen påträffades i genomsnitt tio arter i 8,3 x 8,3 cm rutan och som mest 18 arter! Här fanns gott om sterila gräs och små groddplantor i en flerskiktad vegetation. I skogen fanns igenomsnitt 4 arter i varje småruta och som mest 9 arter. Flest arter hittades i samband med förekomstanalysen och minst vid nålsticksanalysen.



Figur 10. Arter funna av alla inventerare i % av samtliga funna arter i den rutan. Spridningen visar en standardavvikelse (dvs. den genomsnittliga avvikelsen från medelvärdet baserat på alla rutor som är gjorda med en viss metod i en viss miljö).

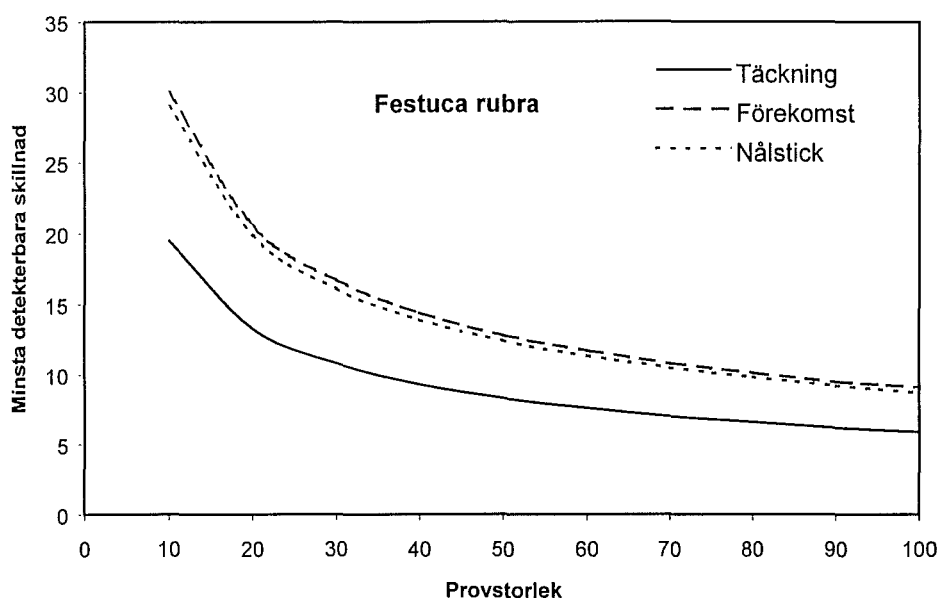
Ett annat sätt att jämföra registreringar mellan olika inventerare är att jämföra resultaten från de gemensamma 50 x 50 cm ytorna. Detta gjordes för täckningsgradsanalys och förekomstanalys, figur 11. Här illustreras att en mer komplex och svårinventerad vegetation ger upphov till ett större personberoende. I förekomstanalysen där ytan genomsöks mer systematiskt minskar spridningen en aning på ängen och tydligt i skogen.



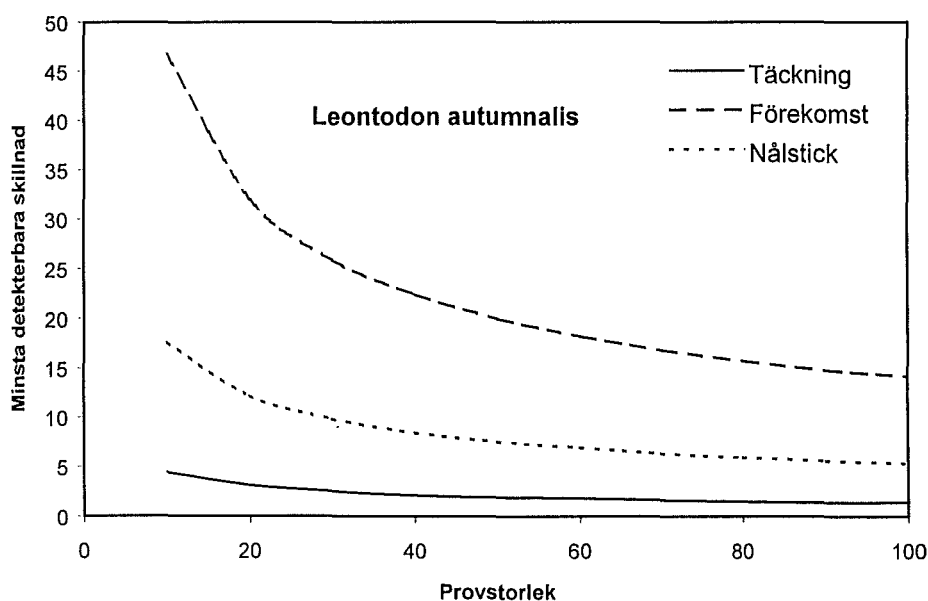
Figur 11. Antalet taxa som har registrerats i de gemensamma rutorna vid täckningsanalys respektive i förekomstanalys i ängen och i skogen. Varje vertikal "punktrad" visar lägsta och högsta samt medelantalet taxa som olika inventerare registrerat. Totalt antal taxa är det värde som fås då samtliga inventerarens värden summerats. Antalet inventerare var 6 stycken för täckningsgrad på ängen, 4 stycken för förekomstanalysen på ängen samt 5 stycken för täcknings- och förekomstanalysen i skogen.

Styrkeberäkningar

För att beräkna arbetsinsatsen, dvs. hur många 50 x 50 cm rutor som behövs för att detektera en viss förändring, gjordes styrkeberäkningar för respektive metod. Styrkeberäkningar gjordes för två vanligt förekommande arter i ängen med olika struktur: rödsvingel, *Festuca rubra* och höstfibbla *Leontodon autumnalis*. För båda arterna är den totala variationen minst för täckningsgrad vilket resulterar att det krävs ett färre antal provrutor jämfört med nålstick och förekomstanalys, figur 12 och 13.

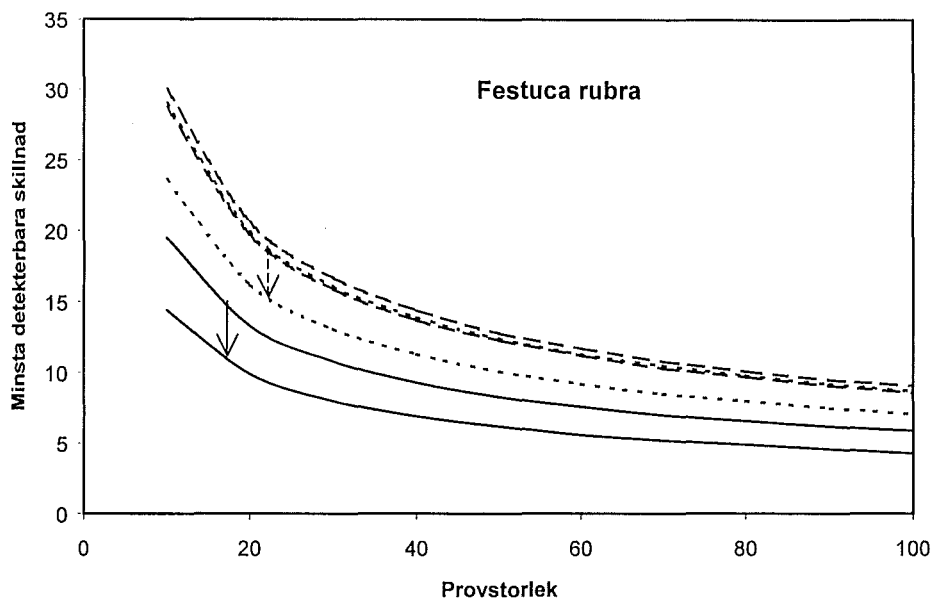


Figur 12. Styrkeberäkningar för respektive metod för rödsvingel, *Festuca rubra* med en signifikansnivå på 5 % och styrka på 95 %. Y-axeln visar den minsta detekterbara skillnaden mellan två medelvärden testade med t-test.

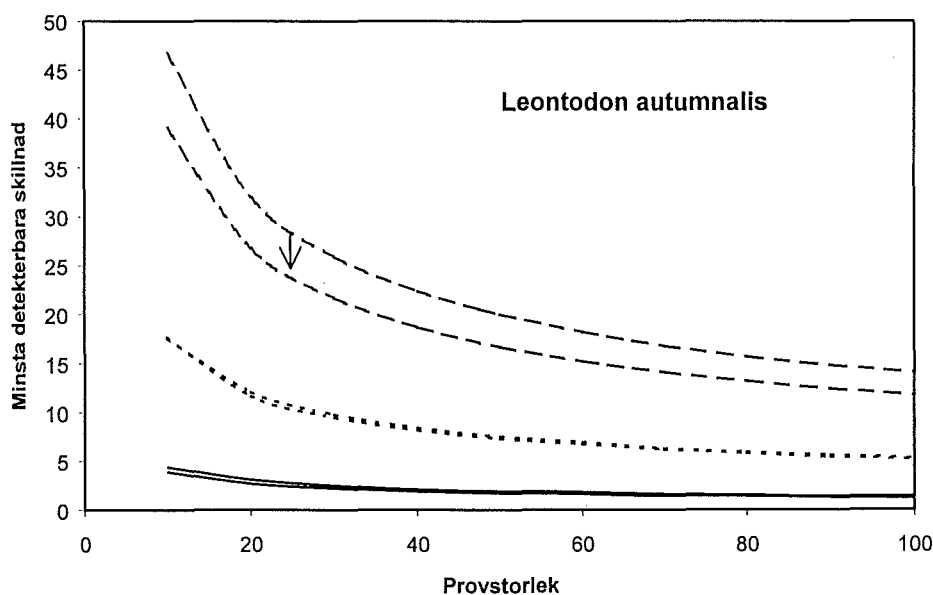


Figur 13. Styrkeberäkningar för respektive metod för höstfibbla, *Leontodon autumnalis* med en signifikansnivå på 5 % och styrka på 95 %. Y-axeln visar den minsta detekterbara skillnaden mellan två medelvärden testade med t-test.

Ju större den totala variation en art uppvisar i stickproven desto större arbetsinsats krävs. Detta exemplifieras i figur 14 och 15. Här har den variation som utgörs av personberoende uteslutits men beräkningarna är i övrigt desamma som i figur 12 och 13. Eftersom förekomstanalysen visade minst variation mellan olika personer sker ingen större förändring i arbetsinsats.

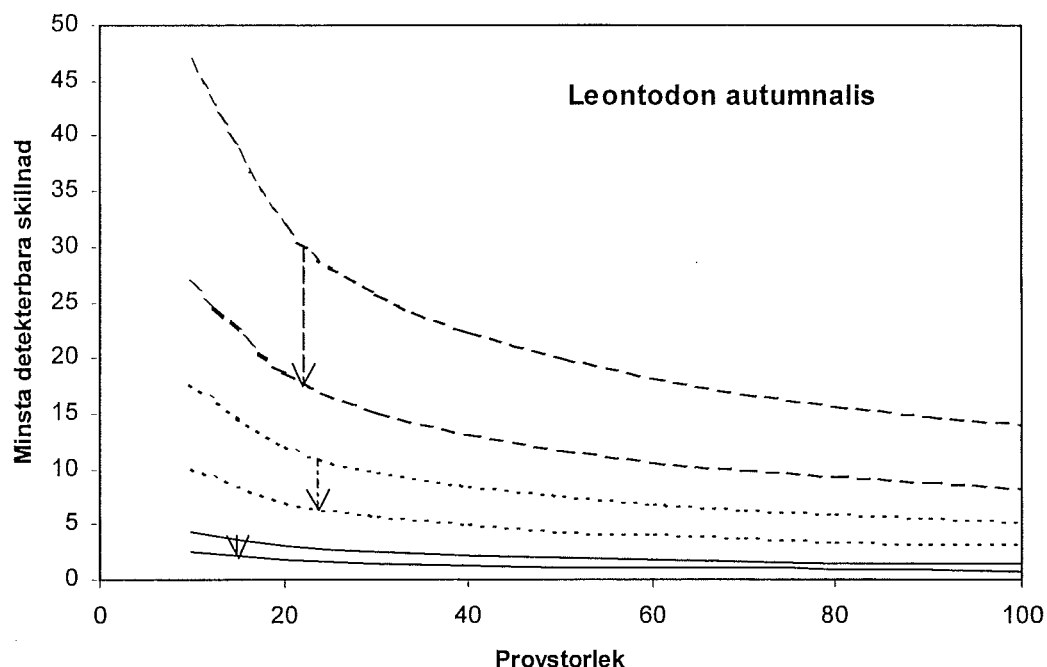


Figur 14. Styrkeberäkningar för respektive metod för rödsvingel, *Festuca rubra* med en signifikansnivå på 5 % och en styrka på 95 %, exklusive den variation som utgörs av personberoende. Y-axeln visar den minsta detekterbara skillnaden mellan två medelvärden testade med t-test.



Figur 15. Styrkeberäkningar för respektive metod för höstfibbla, *Leontodon autumnalis* med en signifikansnivå på 5 % och en styrka på 95 %, exklusive den variation som utgörs av personberoende. Y-axeln visar den minsta detekterbara skillnad mellan två medelvärden testade med t-test.

Styrkeberäkningarna ovan är gjorda under stränga villkor med en signifikansnivå på 5 % och en styrka på 95 %. Genom att sänka gränsen för styrkan till 80 % och signifikansnivån till 20 % ges villkor som är mer rimliga inom miljöövervakningen, se diskussion på sidan 26. Resultatet blir att arbetsansträngningen för att detektera en viss förändring minskar men samtidigt förlorar vi i precision, figur 16.



Figur 16. Styrkeberäkningar för höstfibbla, *Leontodon autumnalis*. Pilarna visar det resultat man får om man minskar signifikans och styrka från $p=0.05$, $\text{power}=0.95$ till $p=0.20$, $\text{power}=0.80$. Y-axeln visar den minsta detekterbara skillnad mellan två medelvärden testade med t-test.

Diskussion

Uppläggning av en övervakning

Innan en övervakning/uppföljning startar behövs ett antal frågor besvaras och val göras. Dessa redovisas i tabell 4 och diskuteras nedan under respektive rubrik.

Tabell 4. En lista över de olika "val/frågor" som måste väljas/besvaras innan en miljöövervakning eller uppföljning startar.

Val som måste göras inför en miljöövervakning

Frågeställning/variabler
Skalor och utlägg av rutor
Personberoende
Kostnader
Tillgång till inventerare

Frågeställning/Variabel

Innan en övervakning, uppföljning kan börja krävs en specifik frågeställning. Vad är det för variabler som avses att mätas och varför? Det är frågeställningen som anger vilken metod som ska användas. I vissa fall är det bättre att mäta förekomsten av ett mindre antal arter. Är det de dominanta eller de mindre vanliga/sällsynta arternas förekomst som ska skattas? I andra fall är kanske reproduktionsframgången och demografi hos ett urval arter mer fördelaktigt.

Frågeställningen i vårt arbete har varit inriktat på vegetationssamhället och H_0 -hypotesen har formulerats som: H_0 – Vegetationen har inte förändrats. En erfarenhet från arbetet är dock att det är svårt att mäta hela vegetationssamhället med en metod, se vidare under slutsatser.

Ett av miljöövervakningens viktigaste syften är att följa upp miljömålen. Än så länge är inte miljömålen konkretiserade i uppföljningsbara mål. Miljöövervakningen har därför fått försöka förutse lämpliga variabler. Är det inte dags att vända på förhållandet så att vi preciserar målen först? De övergripande målen finns men dessa har inte brutits ner i uppföljningsbara mål ännu.

Skalor och utlägg av rutor

Utläggningen av rutor måste ske objektivt. Om rutornas placering väljs subjektivt kan inga andra slutsatser dras än för de ytor som omfattats av rutorna. Rutorna måste slumpas ut både mellan och inom olika objekt. Ett problem idag är att vi har ofta saknar den information som behövs för att göra en slumpning, t ex i form av vegetationskartor. I vissa fall saknas t.o.m. information om hela naturtyper, t ex för ädellövskog. Vilken typ av information som finns är mycket olika mellan olika län. Om miljöövervakningen ska ta fram metoder för uppföljning av skötsel av naturreservat blir det speciella förutsättningar på designen. Är det uppföljning av t ex en röjning som görs inom en naturtyp så får slumpningen avgöra vilka av objekten som ska ingå men även mellan oröjda och röjda partier inom respektive objekt. På det här sättet fås stickprov från en population av objekt och vi kan beräkna variansen som behövs inför utvärderingen av stickprovsstorlek. När stickprovet är tillräckligt stort kan vi testa nollhypotesen med en viss grad av säkerhet och precision.

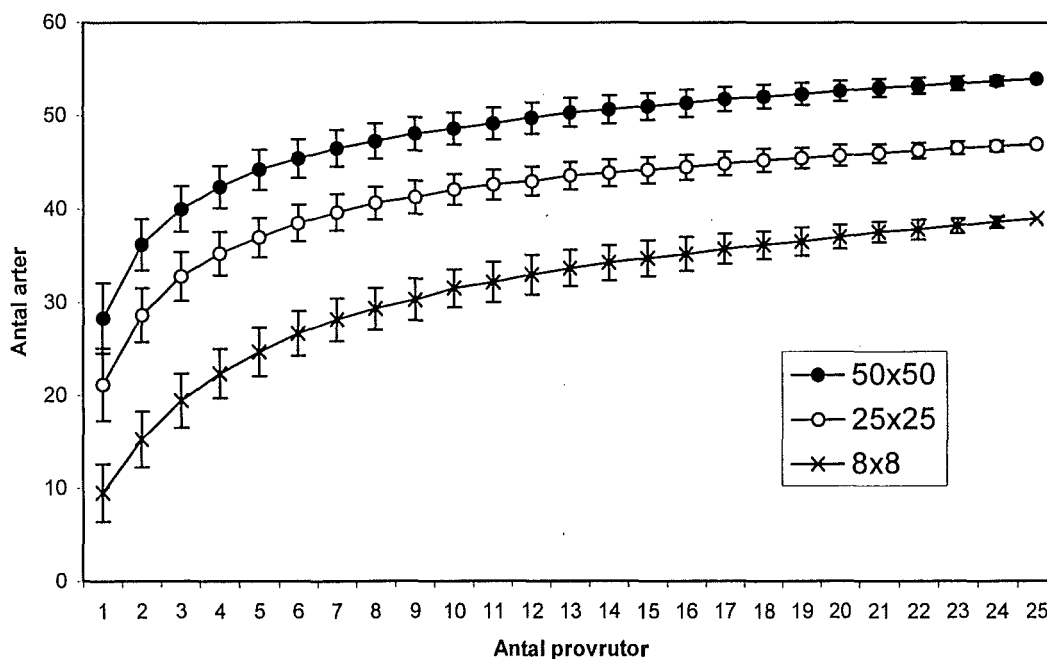
Genom att permanentmarkera provrutorna minskar vanligen antalet provrutor som krävs för att studera en förändring. Ett problem med fasta provrutor är att generella uttalanden bara kan göras under antagandet att populationen i stickproven följer samma trend som den totala populationen. Om det finns skäl att anta att märkningen i sig gör att de kommer att observeras och kanske skötas annorlunda eller att själva inventeringen innebär slitage på provytorna så är det inte lämpligt att använda permanenta provytor. Detta eftersom de förmodligen kommer att utvecklas annorlunda än populationen som helhet. Vinsten ofta är stor genom att tillämpa parad jämförelse vid den statistiska analysen. Vad som är viktigt är att göra beräkningar inför varje "studie" hur många stickprov som går åt och hur de eventuellt kan minskas med parad analys (fasta provrutor). Är inte vinsten så stor kan det ibland vara bättre att göra nya slumpningar vid varje mättillfälle eftersom det ofta går åt mycket tid till att återfinna de gamla provrutornas exakta läge. Men det beror förstås på vad som ska mätas och vilken tid mätningen tar och hur stor skillnaden i antalet stickprov verkligen blir.

Inom miljöövervakningen är de enskilda objekten ofta mindre intressanta och det är istället uttalanden av den totala förekomsten inom länet/regionen som ska övervakas. Då blir arbetsinsatsen per objekt mindre men i gengäld kan endast uttalanden om populationen "objekt" som helhet göras. Ibland kan det vara ett enskilt objekt som är så värdefullt eller

intressant att vi vill följa skötseln eller utvecklingen just där. I de statistiska beräkningarna krävs att variationen i stickproven kan beräknas. Detta ställer särskilda krav som kanske inte alltid kan uppfyllas hos ett enskilt objekt. Ska en uppföljning ske av ett objekt kan detta lösas med en liknande design som använts här, dvs. att objektet delas in i olika block.

Stickproven kan utföras på olika skalor, här exemplifierat med förekomstanalys. För att kunna jämföra de tre olika metoderna i detta projekt valdes 50 x 50 cm rutor som stickprovsenhet. För förekomstanalysen innebär det att smårutorna skulle förekomma inom just 50 x 50 cm. Förekomstanalysen i denna studie har använts i "liten skala" där små och många rutor användes för att skatta frekvensen hos olika arter. På ången inventerade varje inventerare >432 rutor av ytan 8,3 x 8,3 cm. På andra ställen där förekomstanalys har använts har den utförts med större och färre rutor, Oftast i en storlek av 25 x 25 eller 50 x 50 cm. Av tidsmässiga skäl är den senare varianten att föredra men den ger då information i en annan skala. Det hade kanske rört sig om 50 stycken 25 x 25 cm rutor. Tiden hade då blivit avsevärt mycket mindre och en 25 x 25 cm ruta tog cirka fem minuter att inventera på ången i Ottenby.

Det är väl känt att olika rutstorlekar fångar olika antal arter. Genom att slå samman 9 stycken 8,3 x 8,3 cm rutor fick vi en ruta på 25 x 25. En jämförelse för rutstorlekarna 8,3 x 8,3, 25 x 25 och 50 x 50 cm visas i figur 17. De större rutorna får som väntat in ett större antal arter. De mindre ytorna har förutsättningar att registrera förändringar på mer frekventa arter. Dessa arter förekommer kanske i varje 50 x 50 cm ruta och för att det ska vara möjligt att registrera en förändring bland de vanligaste arterna krävs därför mycket stora förändringar. Det omvända förhållandet är att de stora rutorna får fler "träffar" av ovanligare arter och på så sätt en stickprovsstorlek som de små rutorna inte får vid samma antal rutor. Det finns inga "regler" för den optimala rutstorleken men om det är den relativa frekvensen som mäts bör rutstorleken idealt vara så stor att de eftersökta arterna träffas med en frekvens mellan 20 %-70 % (Goldsmith 1991).



Figur 17. Artareaförhållandet mellan olika rutstorlekar i ången vid förekomstanalysen.

Personberoende

Att registrera arter och antalet arter är en variabel som i regel är mindre känslig för personberoende jämfört med metoder som grundas på bedömningar. Det är detta som gör att förekomstanalysen är minst personberoende. Artdiversitetsindexet Shannon är känsligare eftersom det tar hänsyn både till arter och abundans. Då vissa arter är mycket svårbestämda så blir det ändå problematiskt, särskilt då inventeraren ska känna igen alla livsstadier hos växten. Till exempel är det normalt inte några problem att skilja revsmörblomma, smörblomma och majsmörblomma men mycket små groddplantor är problematiska. I denna studie har de kallats för smörblommeart, *Ranunculus sp.* men några inventerare kan ha skiljt ut olika arter medan andra kallat den för *Ranunculus sp.* Detta är sannolikt en orsak till skillnaden.

Flerskiktad tät vegetation är en orsak till att arter lätt förbises. Växter som är olika långt utvecklade, allt från hjärtblad till fullt utbildade växter, kräver att inventeraren har en sökbild för både stort och smått. Dessa förhållanden kräver extra uppmärksamhet. Vid flera tillfällen höll fullt utvecklade växter på att missas p.g.a. att vi letade efter små plantor. Då krävs det att inventeraren är systematisk och söker av rutan efter växter i olika storlekar. Den täta vegetationen i ängen med ett stort antal gräs medför att arter lätt kunde förbises. Sterila gräs är därtill mycket svårbestämda. Detta är ytterligare en orsak till att en skillnad fåtts, se till exempel figur 10 och 11 på sidan 18. Studerar vi figur 11 tenderar personberoendet att vara större på ängen jämfört med skogen. Det är den mer komplexa vegetationen som är flerskiktad, mycket arttät med många sterila gräs och många små groddplantor som är orsaken till personskillnaderna. På det sätt som förekomstanalysen utfördes här innebar att den stora 50 x 50 cm rutan genomsöktes mer systematiskt eftersom den delades in i 36 smårutor jämfört med täckningsgradsanalysen som inte delades in i mindre rutor. Särskilt tydligt syns det i den mindre komplexa vegetationen i skogen, figur 11.

Ett sätt att minska personberoendet är dels att inventerarna är tillräckligt erfarna och dels att slå ihop arter, eller artgrupper som är mycket svårbestämda. Tidigare artlistor kan vara en fördel på så sätt att man söker noggrannare efter det som man har sett tidigare. En risk är att man blir "nöjd" när artlistan är genomgången och på så sätt missar nya arter. Erfarenheter från tidigare studier visar att det går fortare om man har med sig gamla artlistor.

Kalibreringar kan minska personberoendet. Ibland finns det en övertro till kalibreringar eftersom det är ett problem med vad som kan anses vara facit. En grupp inventerare kan säkert minska spridningen på sin bedömning av t ex täckningsgraden. Men det är inte lika säkert att en ny grupp inventerare som utför jobbet något/några år senare skulle göra samma typ av kalibreringar.

Provytornas form har ofta diskuterats, om de ska vara runda eller fyrkantiga och många gånger spelar rutans form ingen roll i andra fall beror det på vad som ska registreras. Cirkelar är lätthanterade i fält särskilt om de är stora! Vid täckningsgradsbedömningar i runda ytor är det rimligt att tänka sig att bedömningen kompliceras eftersom den relativa arean ökar mot ytterkanterna och att växterna inte kan "packas" mot något hörn.

Precision och säkerhet

Detta avsnitt är till största delen hämtat från (Eagle & Droege 1999). För att uppskatta den stickprovsstorlek som krävs förutsätts flera olika val. Att skatta en förändring med hög precision kräver en större arbetsinsats och är dyrare. Frågan är hur stor precision behövs? Svaret är inte givet och får bedömas från fall till fall, se nedanstående diskussion.

Vilken populationsförändring ska miljöövervakningen ha möjlighet att detektera? När ska förändringen detekteras, är det vid nästa mättillfälle eller räcker det efter en tids mätningar? Ofta uttrycks populationsförändringar per år. Om studien ska detektera en förändring på 50 % under en 20 års tid blir den genomsnittliga förändringen per år 3,4 %. Ju mindre förändring som önskas detekteras desto större stickprov krävs. En liten förändring som fortskrider över fler år blir snart påtaglig, tabell 5.

Tabell 5. Illustration hur mycket en population ändrats efter 5, 10, 15 och 20 år vid en årlig förändring på -2, -3, och -5 %. Efter (Eagle & Droege 1999).

Trend per år	-5%	-3%	-2%
Trend på 5 år	-22.62%	-14.13%	-9.61%
Trend på 10 år	-40.13%	-26.26%	-18.29%
Trend på 15 år	-53.67%	-36.67%	-26.14%
Trend på 20 år	-64.15%	-45.62%	-33.24%

Ofta hörs ett resonemang med återkommande mätningar vid t ex vart 5:e år men det kommer då att krävas en lång tid. Efter 20 år kommer vi ha 4 olika "punkter" som underlag att skatta om eventuell trend har inträffat eller inte och det ofta på variabler vars naturliga dynamik vi inte känner. För att undvika tolkningsproblem kan det i sådana här fall vara bra om man vid ett mindre antal stationer har kunnat utföra årliga/tätare mätningar för att åtminstone lära känna de naturliga variationerna.

Det går också att vända på ovanstående resonemang och beräkna hur lång tids mätning som behövs för att detektera en förändring av en viss storlek vid en given arbetsinsats, tabell 6 (Isendahl m.fl. 1995). Tabellen har "stuckits" in i diskussionen utan att den relateras till vilken täckningsgrad arten hade. En art med en låg täckningsgrad kräver ett större stickprov jämfört med en art som har hög täckningsgrad. Förmodligen avses en art med 25 % täckning.

Tabell 6. Illustration över hur många stick som behövs för att mäta en förändring av en viss storlek vid ett givet antal år.

Antal stick per år	Förändring per år			
	5%	10%	15%	20%
200	9	5	4	3
400	7	4	3	3
600	6	4	3	3
900	5	3	3	2
1200	5	3	3	2
1400	5	3	2	2
1500	4	3	2	2

Ett exempel på där den förutspådda förändringen sannolikt tolkats för strängt är vid en utvärdering av nålsticksmetoden (Isendahl m.fl. 1995). Där förutsätts en förändring på 20 % i täckningsgrad detekteras mellan två mättillfällen. När täckningsgraden hos en art är 25 % (vilket sannolikt är relativt mycket i en välhävddad betesmark) innebär det att en signifikant förändring fås om täckningsgraden vid nästa mättillfälle är $\leq 20\%$ eller $\geq 30\%$. Förmodligen

är den naturliga variationen hos den dominanta arten större. Genom att istället sätta gränsen till 30 % förändring kan arbetsinsatsen minskas. För art med en 25 % täckningsgrad innebär det en minskning till $\leq 17,5$ % täckning eller en ökning till $\geq 32,5$ %. Den naturliga variationen ger en fingervisning om vilken storlek som kan anses rimlig att detektera. Exemplet ovan visar att det är svårt, nästan omöjligt, att gissa sig till vilken dynamik en viss variabel har om den inte mätts tidigare. Detta är fallet med många av de variabler som man nu vill följa med övervakning av biologisk mångfald. Detta får inte hindra oss att börja mäta. I de fall vi inte känner till den naturliga dynamiken får vi helt enkelt göra en uppskattning och justera värdet efter några år då den naturliga variationen börjar visa sig.

Eftersom vår studie endast baseras på ett enda mättillfälle har vi inte kunnat ta hänsyn till det metod/personberoende som är relaterat till variationen i växtsamhället över tiden. I denna studie har styrkeanalys gjorts på några arter för respektive metod med förutsättningen att förändringen ska detekteras vid det andra mättillfället.

Med vilken precision, exakthet, ska trenden detekteras? Styrkan i en statistisk test definieras som $1-\beta$ (beta). Där β är sannolikheten att acceptera nollhypotesen fast den egentligen är falsk, ett s.k. Typ II fel. Styrkan påverkas av många faktorer som variansen på plats och över tid, antal mättillfällen, antal stationer, vald storlek på trend som ska detekteras och signifikansnivån (alfa). Ju säkrare vi vill kunna uttala oss om att detektera en förändring desto mindre ska värdet på β vara. Eagle & Droege (1999) förordar att ett miljöövervakningsprogram ska kunna detektera en verklig populationsförändring i 90 % av fallen dvs. $\beta=0,10$. Inom den traditionella miljöövervakningen har β ibland satts till 0,2, se exempelvis Bignert (2000). I samband med övervakning av växt- och djurpopulationer har vi inte sett någon diskussion om storleken på β .

När en undersökning genomförs finns det alltid en viss risk att en trend felaktigt registreras som signifikant dvs. en felaktig förkastning av nollhypotesen (Typ I fel). Signifikansnivån, alfa, anger sannolikheten att felaktigt förkasta nollhypotesen. Inom forskningen används ofta signifikansnivå på ≤ 5 % (alfa, $\alpha=0,05$). Detta innebär att i 5 fall av 100 kommer nollhypotesen att felaktigt att förkastas. För forskningens syften är denna nivå rimlig och accepterad. Inom miljöövervakningen är det inte alls säkert att detta är en bra nivå. Genom att öka alfa kommer nollhypotesen oftare att felaktigt att förkastas men det ska då ställas mot syftet med övervakningen. Det finns givetvis en önskan att med hög säkerhet, dvs. lågt alfa, kunna uttala oss om att förändringen verkligen ägt rum. Den ökade precision kräver en längre mätserie med risken att vi "alarmerar" för sent och populationen försvinner. Är syftet att förhindra en population att dö ut är det bättre att ha fel oftare men att ha möjlighet att göra något åt det. Inom det förhållandevis nya området terrester biologisk mångfald känner vi endast till något fall där detta har diskuterats (Bengtsson m.fl. 2001). Det viktiga är att inte låsa alfa till ett fast värde utan att sätta den i relation till de ekologiska och ekonomiska förutsättningarna. Det står klart att ha forskningens signifikanskrav inom miljöövervakningen torde i de flesta fall vara alldeles för hårda krav.

Beräkning av arbetsinsats

För att beräkna hur stort stickprov som krävs gäller att vi känner till hur stor variationen av variabeln är i stickproven, t ex variationskoefficienten CV. Innan miljöövervakningen kan påbörjas måste därför en pilotstudie göras för att få ett mått variationen i stickproven.

Utifrån förutsättningarna som är gjorda i rubrikerna ovan kan det beräknas hur många stickprov som behövs hur ofta/länge en mätning måste göras. Nedan exemplifieras detta med förekomstanalys i rutor om 50x50 cm.

- Börja med att slumpa ut ett antal rutor i ett pilotprojekt förslagsvis 40–50 stycken.
- Resultatet är binominalfördelat med avseende på förekomst/icke förekomst. Genom att anta att resultatet har en approximativ normalfördelning för den art som avses att studera kan standardavvikelsen för det enskilda värdet Sd beräknas med formeln:

$$Sd = \sqrt{p * (1 - p) / n}$$
Där p är den relativa förekomsten och n det totala antalet rutor som använts. Om det är en normalfördelning kan testas via tumregeln att: $p * n \geq 5$.
- Bestäm alfa (α) t ex 0,05 eller 0,1.
- Bestäm önskvärd styrka (β).
- Genom att ange α , β , "n" och "Sd" i ett lämpligt statistikprogram så kan stickprovsstorleken beräknas.

Principen är den samma vid nålsticksanalys där varje stick utgör mycket små rutor. Som exempel redovisas antalet provrutor som krävs för att detektera en 20 och 30 % förändring vid olika α och β , tabell 7. Tabellen grundar sig på data från en vegetationsstudie i samband med uppföljning i Life-projektet fuktängar och våtmarker på Öland. Inventeringen gjordes 2002 och 50 stycken olika 25 x 25 cm rutor. Tio rutor slumpades ut längs transekter vars läge i sin tur slumpades, totalt användes 5 olika transekter (10 x 5 rutor).

Tabell 7. Antalet provrutor som krävs vid olika α och β för att detektera en 20 % eller en 30 % förändring, p anger den relativa träff-frekvensen i rutorna och n anger antalet rutor som krävs för att detektera förändringen vid nästa provtillfälle då rutorna slumpas ut på nytt.

p	Förändring	n = $\alpha = 5\%$ $\beta = 5\%$	n = $\alpha = 5\%$ $\beta = 10\%$	n = $\alpha = 10\%$ $\beta = 10\%$	p	Förändring	n = $\alpha = 5\%$ $\beta = 5\%$	n = $\alpha = 5\%$ $\beta = 10\%$	n = $\alpha = 10\%$ $\beta = 10\%$
0,99	-20 %	16	14	12	0,99	-30 %	12	11	9
0,9	-20 %	22	18	16	0,9	-30 %	15	14	12
0,8	+20 %	20	18	16					
0,8	-20 %	27	24	18	0,8	-30 %	19	17	15
0,7	+20 %	29	26	22	0,7	+30 %	18	16	14
0,7	-20 %	34	30	26	0,7	-30 %	23	20	18
0,6	+20 %	38	34	30	0,6	-30 %	25	22	20
0,6	-20 %	40	36	31	0,6	+30 %	27	24	21
0,5	-20 %	48	42	37	0,5	-30 %	32	28	25

Kvalitetssäkring

Ett miljöövervakningsprogramms skattningar av en population kan ha en mycket stor statistisk styrka och låg varians men värdena i sig kan ha en mycket lite överensstämmelse med den verkliga populationen beroende på hur mätningen görs. För att komma till rätta med detta behövs jämförelser av metodens skattningar med kända värden. Det innebär inte att en metod som skattar en verklig population mindre bra skulle vara dålig men det är viktigt att veta onoggrannheten på skattningen.

Kostnader

Vilka resurser som finns tillgängliga sätter självklart ramarna för en studie allt ifrån val av metod, antal stationer och antal replikat inom varje station inklusive den kommande

dataläggningen och utvärderingen. Det är därför viktigt att kolla om det finns resurser för en långsiktig övervakning. Det krävs ofta långa mätserier för att få kännedom om variablernas naturliga variation över tiden.

Tillgång till inventerare

Att inventera vegetation i vid bemärkelse som gjorts här ställer stora krav på inventeraren. De ska klara att identifiera alla levnadsstadier från grodd till överblommade exemplar inklusive avbetade växter. De ska klara att känna igen sterila gräs och halvgräs. Det är inte många som har denna kompetens. Det är på många sätt en fördel och kvalitén blir högre när flera fältarbetare jobbar parallellt med olika rutor. Det är inte säkert att det blir dubbelt så dyrt med två inventerare – jobbet borde bli gjort på halva tiden. Är det två personer ges möjlighet till dubbelkontroller direkt på plats och det är alltid roligare att dela sorger och bedrävelser med andra. Den inventerare som ensam skulle ha utfört förekomstanalysen så som den designades i denna studie skulle ställas inför ett hårt prov som säkert skulle fälla många inventerare. Att ligga på knä timvis på samma fläck utan att kunna se slutet på jobbet är monotont och knäckande. Under sådana förhållanden krävs verklig disciplin för att kunna hålla fart och noggrannhet uppe och resultatet kommer i sig att påverkas negativt. Det är alltså en klar fördel om metoden upplevs rolig.

Utvärdering

Tid och resurser måste finnas för dataläggning och utvärdering av resultaten – något som ibland har saknats inom miljöövervakningen. Utvärdering av resultaten är självskriven men något som lätt förbises är utvärderingen av metodiken/stationsnät etc. Detta är särskilt viktigt innan metodiken blivit stabil/robust. Ger den givna stickprovsstorleken ett önskat svar med tanke på hur stationerna valts och i förhållande till stickprovets storlek?

Olika metoders för- och nackdelar

I detta stycke summeras olika metoders för- och nackdelar. Förekomstanalysen har i denna studie använts i "liten skala", se sidan 22–23 "Skalor och utlägg av rutor". Eftersom det finns ett intresse att göra jämförelse med förekomstanalys i en lite större skala summeras för- och nackdelar även för denna variant trots att den inte använts i fält. Dessa baseras på vad vi kan förutse på utifrån våra fält- och litteraturstudier.

Förekomstanalys – i liten skala

- + Lågt personberoende.
- + Skattar vanliga arter bättre än förekomstanalys i "större skala" men det beror i första hand på vilken storlek som väljs på rutorna.
- Tar lång tid på det sätt den utförts i denna test. Utförd i en annan skala går den betydligt snabbare och kan då jämföras med täckningsgradsanalys.
- Skattar mindre vanliga arter dåligt.
- Skattar sällsynta arter mycket dåligt.

Förekomstanalys – i större skala

- + Lågt personberoende.
- + Skattar mindre vanliga arter bättre än förekomstanalys i "liten skala" men det beror i första hand på vilken storlek som väljs på rutorna.
- + Snabb i den större skalan.
- Skattar dominerande arter dåligt.
- Skattar sällsynta arter dåligt.
- Kräver särskild design för att kunna beräkna spridningen av variationen.

Nålsticksanalys

- + Den metod som bäst mäter de dominerande arterna i ett vegetationssamhälle.
- + Relativt snabb enligt den variant som använts i denna studie. Här har ”nålen” stuckits ner i marken varefter arter som nuddar nålen registrerats. Traditionellt följs nålspetsen ner genom vegetationen och de växter som träffas av spetsen registreras. Det sistnämnda är betydligt mer tidskrävande.
- Kräver mycket stora arbetsinsatser för att dokumentera förändringar med lågfrekventa arter.
- De allra sällsyntaste arterna träffas nästan aldrig.

Täckningsgradsanalys

- + I denna test var det den snabbaste metoden.
- Den metod som visar störst personberoende.

Fortsatta studier

Det finns några viktiga faktorer som skulle behöva utredas innan metoder kan rekommenderas. Det är dels det geografiska beroendet och dels säsongsmässig variation.

Geografiskt beroende – Hur tätt kan provrutor ligga/nålstick tas utan att de för den skull blir beroende av varandra. Om stickproven inte är oberoende av varandra blir de statistiska beräkningarna inte rättvisa. Det geografiska beroendet är sannolikt olika för olika vegetationstyper. Det skulle kunna testas med t ex geostatistik eller rumslig autokorrelations metoder.

Säsongsmässig variation – Är en viktig faktor som tar tid att få ett mått på, förmodligen 10-tals år. Detta är något som vi inte kan vänta på. Istället får vi vara medvetna om den när vi tolkar våra resultat! Detta är ytterligare en faktor som gör att vi bör utvärdera stickprovsstorlekar med jämna intervall.

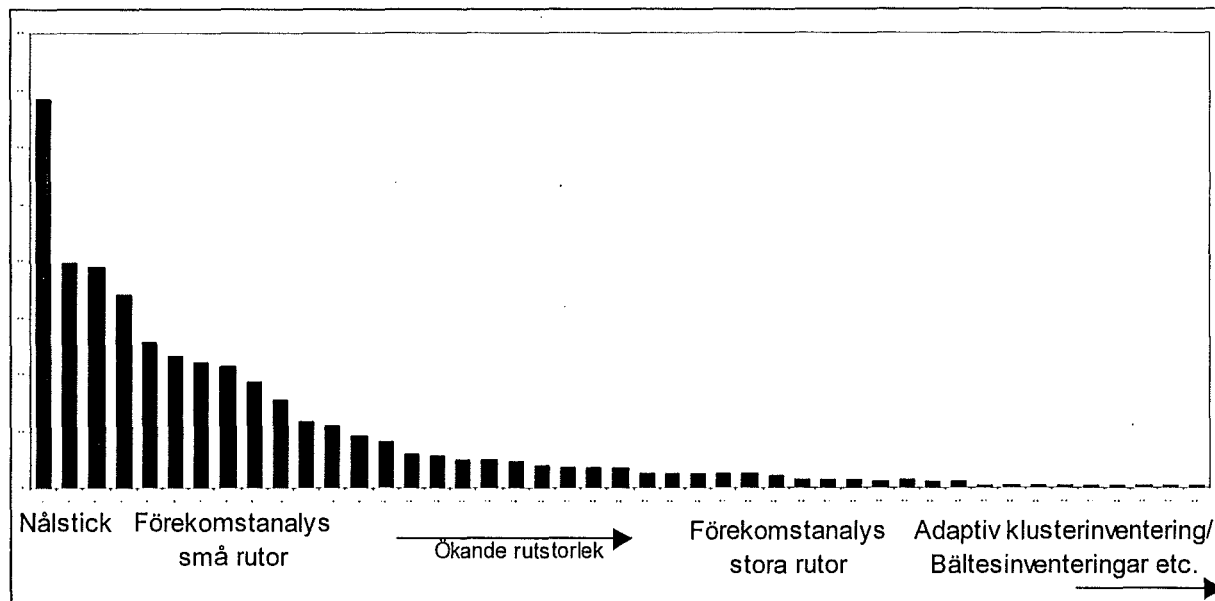
I detta projekt är det vegetation inom relativt små ytor som studerats. En nackdel med denna typ är att även om de ytorna slumpas ut så är det svårt att få en riktig yttäckning. Detta gäller framför allt stora objekt. Det finns därför ett behov av någon yttäckande metod som täcker stora arealer där ett mindre antal, krävande, indikatorarter kan inventeras utefter linjer eller bälten.

Slutsatser

Att skatta vegetationssamhällen är svårt – mycket svårare än man tror. Det är relativt kostsamt och kräver stor kompetens hos inventerarna!

Det finns ingen metod som på ett tillfredsställande sätt fångar in hela vegetationens innehåll, från dominerande till sällsynta arter. Ibland är det de dominerande arterna vi vill följa och ibland de sällsynta. Detta är något som ”beställaren” måste specificera i en frågeställning innan studien utförs. I en långsiktig miljöövervakning kommer arbetet med stor sannolikhet göras av olika inventerare. Därför är det bra om metoden har så lågt personberoende som möjligt. Detta utesluter täckningsgradsanalys, även om den är snabb så medför bedömningar ett större mått av personberoende. Kvar återstår då förekomstanalys och nålsticksanalys. En vägledning ges nedan med utgångspunkt på vilken typ av arter är det som man avser att följa, dels i punktform och dels i en schematisk översikt (figur 18).

- *Dominanta arter.* Välj nålsticksanalys.
- *Mindre vanliga arter.* Välj förekomstanalys, den variant som här kallats "större skala". Ju ovanligare arter desto större ruta (se övervakning av *Primula scotica* som exempel, Shewry m.fl. 2002).
- *Sällsynta arter.* Någon metod som rör sällsynta arter har inte studerats inom detta projekt. Här krävs det någon form av linje- eller bältesinventering. För riktigt lågfrekventa arter kan "floraväkteri" (Elf 2001) användas.



Figur 18. Schematiskt diagram över den relativa frekvensen hos olika arter i ett växtsamhälle och vilken typ av metod som är bäst lämpad för olika arter med olika frekvens. Ovanliga arter kan följas med bältesinventeringar, floraväkteri etc. men det har inte studerats inom detta projekt.

Tack

Riktas till Ivar Mykebust för rapporter om vegetationsövervakning från Norge och till Signe Nybø för kontrolläsning av beskrivningen av den Norska metoden i appendix 2 (bägge på Direktoratet for Naturforvaltning i Norge). Tack till med Seppo Tuominen (Finnish Environment Institute) för uppgifter om vegetationsövervakning i Finland. Till Maija Salemaa och Ilkka Vanha-Majamaa, Forest Research Institute, för publikationer om metoder för vegetationsstudier. Göran Ståhl Institutionen för skoglig resurshushållning och geomatik på SLU har gett värdefulla synpunkter på fasta och tillfälliga provrutor i samband med provtagning. Tommy Hammar, Länsstyrelsen i Kalmar län, har beräknat stickprovsstorlekar i samband med vegetationsuppföljning i Life-projektet som i denna rapport använts som exempel.

Referenser

- Bengtson, O., Ringvall, A. & Johansson, T. 2001. Utvärdering av metod för övervakning av ädellvöskogar. Länsstyrelsen i Kalmar län informerar. Meddelande 2001:23.
- Bignert, A. 2000. Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota. Naturhistoriska Riksmuseet Stockholm.
- Elf, A. 2001. Standardisering av metodik för övervakning av rödlistade kärlväxter. Rapport 2001:19. Länsstyrelsen i Östergötland.
- Ekstam, U & Forshed, N. 1996. Äldre fodermarker. Naturvårdsverkets förlag.
- Larsson, Y. 1998. Småskalig variation i arttätheten i hävdade växtsamhällen - en utvärdering av art/areanalys för naturvården. Examensarbete 10p. Biologisk Grundutbildning Umeå universitet.
- Goldsmith, B. 1991. Vegetation monitoring. *In: Monitoring for Conservation and Ecology. Ed. Goldsmith, B. Chapman & Hall.*
- Eagle, P. & Droege, S. 1999. Power analysis of monitoring programs. Designing effective surveys. <http://www.mpl-pwrc.usgs.gov/powcase/index.html>.
- Isendahl, P., Homquist, B. & Gustavsson P. 1995. Vegetationsmätningar I ängs- och hagmarker. – En statistisk utvärdering av nålsticksmetoden samt diskussion kring artarea-analysen. Länsstyrelsen i Kalmar län informerar. Meddelande 1995:9.
- Shewry, M. C., Buckland, S. T., & Shaw, P. 2002. Distance sampling and its application to monitoring selected species. Scottish Natural Heritage. Research, Survivey and Monitoring Report RSM No 177.

Litteraturgenomgång, vetenskaplig del

Allmänt om övervakningssystem

Ett övervakningssystem är ett komplicerat projekt att planera, genomföra och utvärdera. Det kan inbegripa både storskaliga och långsiktiga aspekter som kan vara svåra att få överblick över och som också kan inbegripa aspekter som är svåra att kombinera. Till exempel så vill man ofta få så stor precision som möjligt i de variabler som man mäter medan man samtidigt måste byta ut personal under övervakningsperioderna vilket medför problem med att få personer att mäta samma sak på samma sätt.

Hur ska man då göra, vilka metoder ska man välja och vilka problem kan man stöta på? Det man kan stödja sig på under den här processen är ett klart uttalat syfte och klara frågeställningar för övervakningssystemet. I en genomgång av övervakningssystem i USA fann man stora svagheter när det gällde detta (Yoccoz m fl 2001). Syftena med programmen var sällan uttalade utan ofta tycktes den allmänna inställningen vara att vilken information som helst om vilket system som helst var nyttig. Detta medför stora problem i metodval och utvärdering av övervakningssystemen eftersom det inte finns några generella rekommendationer man kan göra för hur man ska provta sina variabler utan detta är beroende av frågeställningarna (Kenkel m fl 1989, Yoccoz m fl 2001).

Man bör alltså fråga sig *varför* man ska övervaka något (alltså syftet), *vad* man ska övervaka (alltså vilka variabler man ska mäta), samt hur detta ska utvärderas (alltså precision och när målet är nått eller övervakningen resulterar i en varning om ett miljöhot) innan man bestämmer sig *hur* man ska gå till väga. Vi rekommenderar att när man har en klar idé om detta vänder man sig till en statistiker för att diskutera skattningar av fel och en poweranalys av sitt tänkta system. Se också t ex Økland (1990) för en beskrivning av olika samplingsdesigner, diskussioner om provytessorlekar etc.

Metodgenomgång

Vi fokuserar arbetet på tre grundläggande metoder (täckningsgrad, förekomst och nålstick) och de olika varianter som finns av dessa. I det följande diskuterar vi först olika studier som har utvärderat olika aspekter av dessa metoder, för att sedan jämföra dem med varandra.

Täckningsgrad

Täckningsgradsanalyser innebär att man uppskattar den vertikala projektionen av biomassan för en art som procent täckning av den ytan man studerar. Detta kan göras dels i faktiska procent (dvs 1-100) eller med hjälp av någon abundansskala (t ex Braun-Blanquet eller Hult-Sernander-Du Rietz skolor). Detta är kanske den mest använda metoden i övervakning av terrester vegetation. Fördelen med denna metod är att den är relativt snabb, nackdelar är att den är beroende av subjektiva bedömningar och att ökad insats inte nödvändigtvis leder till att skattningen kommer närmare det sanna värdet av en arts täckning.

Lundström (2000) studerade precisionen hos täckningsgradsskattningar genom att jämföra värden skattade i fält med skattningar från fotografier tagna i samma yta. Hon fann att överensstämmelsen i skattningarna var ganska hög ($r^2=0.68$), men också att överensstämmelsen var högre för arter med hög abundans än för arter med låg abundans. Generellt gäller att felet i skattningen blir större för arter med låg abundans (Kennedy & Addison 1987).

Precisionen i täckningsgradsskattningen sjunker generellt med ökad provytstorlek (Sykes m fl 1983, Jukola-Sulonen & Salemaa 1985, McCune & Lesica 1992, Fenner 1997). Å andra sidan så får man med färre arter med mindre provytor (t ex McCune & Lesica 1992). Vegetationsprovtagning blir därmed en kompromiss mellan antalet studerade arter, precision i skattningarna och antalet och storleken av provytorna. Jalonen m fl (1998) utvärderade antalet och storleken av provytor för fältskiktsvegetation i granskog med provytor som var 0.5, 1 och 2 m². De fann att olika arter har olika optimala provytstorlekar när det gäller precision i skattningen, vilket kan bero på arternas rumsliga fördelning. De fann också att det krävdes ett större antal provytor och en större storlek på dessa om man ville skatta antalet förekommande arter än om man var intresserad av en hög precision på skattningen av individuella arters abundans. Man kan alltså inte optimera provytorna både med avseende på hög precision i abundansskattning och på hög precision i diversitetsskattning. Frågeställningen måste vara vägledande.

Visuella skattningar av täckning har också jämförts med biomassemätningar (Hermý 1988, Chiarucci m fl 1999). Korrelationen mellan dessa mätningar varierar mellan olika arter med r^2 -värden mellan 0.3 och 0.9 vilket visar att metoderna inte kan ses som utbytbara mot varandra och att precisionen inte är lika för olika arter. Däremot är rangordningen mellan ytor i stort sett identiska mellan de två metoderna, vilket innebär att den mycket snabbare täckningsgradsskattningen kan användas som ett substitut för biomasseskattningar om man är intresserad av den relativa ordningen mellan ytor.

Förekomst (frekvens) i smårutor

Provytan delas in i mindre rutor och förekomst av arten noteras i varje småruta. Abundansen kan beskrivas som frekvens (antalet smårutor som arten förekommer i) eller som procent (andelen smårutor som arten förekommer i). Fördelen med denna metod är den är relativt objektiv medan en uppenbar nackdel är att den är tidskrävande (Økland 1990).

Morrison m fl (1995) har studerat hur utlägg av smårutor påverkar skattningarna av frekvens. De säger också att även om denna metod är väldigt tidskrävande så är den väldigt känslig och är därför väl lämpad att användas i artfattiga samhällen eller där man behöver detektera små förändringar i artsammansättning eller frekvens (se också Lévesque 1996).

Nålstick

En regelbunden eller slumpmässig fördelning av punkter markeras eller väljs på något sätt över provytan. Vid varje punkt sänks en smal pinne ner genom vegetationen och alla kontakter med arter noteras. Abundansen för de arter som kommer i kontakt med pinnen kan beskrivas som frekvens (antalet kontakter) eller som procent (andelen kontakter av alla möjliga). Fördelen med denna metod är att den är mer objektiv än

täckningsgradsskattning (även om det finns ett mått av subjektivitet över hur man läser av kontakter med pinnen). Om pinnen kan beskrivas som en punkt (dvs inte täcker någon yta) så blir punktfrekvensen en skattning av täckning där precisionen beror på antalet punkter. Ju större area på pinnen desto mer närmar sig denna metod förekomst i smårutor. Nackdelar med denna metod är att den är tidskrävande om många punkter behövs, vegetationen kan skadas vid analysen (vilket för övrigt gäller även för förekomstanalysen), samt att abundansen av smalbladiga arter underskattas (Økland 1990).

Stampfli (1991) fann ett nära nog linjärt samband mellan logaritmen på antalet nålstick och antalet funna arter i en äng i Schweiz.

Det finns ett starkt samband mellan antalet träffar i en nålsticksanalys och ovanjordisk biomassa (Jonasson 1988, Frank & McNaughton 1990, Glatzle m fl 1993). Däremot finns det också ett starkt beroende av växtform (smalbladiga växter, bredbladiga växter, rosettväxter etc) vilket visar att om man ska använda nålstick som en skattning av biomassa så måste olika kalibreringsfunktioner tas fram för olika växtgrupper. Studier har också visat att punktfrekvens är starkt korrelerad med LAI (leaf area index; Groeneveld 1997)

Jämförelser mellan metoder

Stampfli (1991) rekommenderar nålsticksmetoden över visuell täckningsgradsskattning när man ska mäta vegetationsförändringar över tiden eftersom nålstick har en högre precision.

Jukola-Sulonen & Salemaa (1985) jämför flera olika täckningsgradsskattningar, nålsticksmetoder och biomasseskördningar från 1 m² rutor i skogsvegetation. De visar att alla metoder ger jämförbara resultat om man analyserar växtsamhället med ordination, däremot får man olika skattningar av artantal och diversitetsindex med de olika metoderna. Biomassa gav högst artantal och nålsticksmetoderna lägst artantal.

Floyd & Anderson (1987) jämförde nålstick med täckningsgradsskattning (i procentklasser) i semiarid vegetation i USA. De fann att täckningsgradsskattningen endast gav bra värden för de dominanta buskarterna. Skattningar av gräs och små arter var mindre säkra. Den nålsticksmetod som de använde var också den snabbaste metoden och gav bäst resultat för majoriteten av arterna i samhället.

Dethier m fl (1993) visar att visuell skattning av täckningsgrad kan ha både mindre personberoende och större säkerhet (närmare det verkliga värdet) än nålsticksanalys om man delar upp analysrutan i mindre rutor samt tränar och kalibrerar personalen innan analysen.

Personberoende

Flera studier har utvärderat betydelsen av personberoende för olika metoder (se referenser i tabell 8). Det är svårt att jämföra dessa utvärderingar med varandra eftersom man har använt olika versioner av metoderna, mätt olika variabler samt utvärderat med olika typer av statistik. En generell slutsats man kan dra från dessa studier är att personberoendet kan vara väldigt starkt (kan förklara >50 % av den variation man har i sitt data), och att man därför bör utvärdera detta för de metoder man har valt att använda i sitt övervakningssystem.

Tabell 8. Översikt över studier som har utvärderat personberoende i olika metoder.

Antal personer	Förklarad variation (%) ¹	Skillnad i medel (%) ²	Noter	Referens
<i>Täckningsgrad</i>				
6	1-55		Olika arter och artgrupper	Van Hees & Mead 2000
2		0.1-6	Olika arter	Lundström 2000
		33	<1% täckning	
		35	1-5% täckning	
		27	5-20% täckning	
		15	>20% täckning	
11		15-40	Olika artgrupper	Tonteri 1990
10	13		4 m ² ytor	Sykes m fl 1983
	32		50 m ² ytor	
	44		200 m ² ytor	
2		0-4	Ovanliga arter	Dethier m fl 1993
		0-16	Abundanta arter	
4		0-100	Olika vegetationstyper	Walheim & Löfgren 2000
10		0.5-5	Olika arter	Tuominen ms
2		13	Antal funna arter	Lepš & Hadincova 1992
2		0-40	Olika arter	Bråkenhielm & Qinghong 1995
<i>Förekomstanalys</i>				
2		11	Antal arter	Nilsson & Nilsson 1985
2	6		Antal arter	Kirby m fl 1986
2		0-11	Olika arter	Bråkenhielm & Qinghong 1995
<i>Nålstick</i>				
2		0-12	Ovanliga arter	Dethier m fl 1993
		0-24	Abundanta arter	
4-11		0-65	Olika vegetationstyper	Walheim & Löfgren 2000
2		0-50	Olika arter	Bråkenhielm & Qinghong 1995

¹ Förklarad variation som beror på person (ANOVA)² Procentuell skillnad i skattningar av täckningsgrad eller artantal mellan personer (absolut skillnad delad med medeltäckningen)

Referenser

- Bråkenhielm, S. & Qinghong, L. 1995. Comparison of field methods in vegetation monitoring. *Water, Air and Soil Pollution* 79:75-87.
- Chiarucci, A., Wilson, J. B., Anderson, B. & De Dominicis, V. 1999. Cover versus biomass as an estimate of species abundance: does it make a difference to the conclusions? *Journal of Vegetation Science* 10:35-42.
- Dethier, M. N., Graham, E. S., Cohen, S. & Tear, L. M. 1993. Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Marine Ecology Progress Series* 96:93-100.
- Fenner, M. 1997. Evaluation of methods for estimating vegetation cover in a simulated grassland sward. *Journal of Biological Education* 31:49-54.
- Floyd, D. A. & Anderson, J. E. 1987. A comparison of three methods for estimating plant cover. *Journal of Ecology* 75:221-228.
- Frank, D. A. & McNaughton, S. J. 1990. Aboveground biomass estimation with the canopy intercept method: a plant growth form caveat. *Oikos* 57:57-60.
- Glatzle, A., Mechel, A. & Vaz Lourenco, M. E. 1993. Botanical components of annual Mediterranean grassland as determined by point-intercept and clipping methods. *Journal of Range Management* 46:271-274.
- Groeneveld, D. P. 1997. Vertical point quadrat sampling and an extinction factor to calculate leaf area index. *Journal of Arid Environments* 36:475-485.
- Hermý, M. 1988. Accuracy of visual cover assessments in predicting standing crop and environmental correlation in deciduous forests. *Vegetatio* 75:57-64.
- Jalonen, J., Vanha-Majamaa, I. & Tonteri, T. 1998. Optimal sample and plot size for inventory of field and ground layer vegetation in a mature *Myrtillus*-type boreal spruce forest. *Annales Botanici Fennici* 35:191-196.
- Jonasson, S. 1988. Evaluation of the point intercept method for the estimation of plant biomass. *Oikos* 52:101-106.
- Jukola-Sulonen, E. L. & Salemaa, M. 1985. A comparison of different sampling methods of quantitative vegetation analysis. *Silva Fennica* 19:325-327.
- Kenkel, N. C. Juhasz-Nagy, P. & Podani, J. 1989. On sampling procedures in population and community ecology. *Vegetatio* 83:195-207.
- Kennedy, K. A. & Addison, P. A. 1987. Some considerations for the use of visual estimates of plant cover in biomonitoring. *Journal of Ecology* 75:151-157.
- Kirby, K. J., Bines, T., Burn, A., Mackintosh, J., Pitkin, P. & Smith, I. 1986. Seasonal and observer differences in vascular plant records from British woodlands. *Journal of Ecology* 74:123-131.
- Lepš & Hadincová, V. 1992. How reliable are our vegetation analyses? *Journal of Vegetation Science* 3:119-124.
- Lévesque, E. 1996. Minimum area and cover-abundance scales as applied to polar desert vegetation. *Arctic and Alpine Research* 28:156-162.
- Lundström, S. 2000. Plant cover estimate in long-term monitoring – how to assess its precision. Rapport 2000:8, institutionen för miljöövervakning, SLU.
- McCune, B. & Lesica, P. 1992. The trade-off between species capture and quantitative accuracy in ecological inventory of lichens and bryophytes in forests in Montana. *Bryologist* 95:296-304.
- Morrison, D. A., Le Broque, A. F. & Clarke, P. J. 1995. An assessment of some improved techniques for estimating abundance (frequency) of sedentary organisms. *Vegetatio* 120:131-145.

- Nilsson, I. N. & Nilsson, S. G. 1985. Experimental estimates of census efficiency and pseudoturnover on islands: error trend and between-observer variation when recording vascular plants. *Journal of Ecology* 73:65-70.
- Stampfli, A. 1991. Accurate determination of vegetational change in meadows by successive point quadrat analysis. *Vegetatio* 96:185-194.
- Sykes, J. M., Horrill, A. D. & Mountford, M. D. 1983. Use of visual cover assessments as quantitative estimators of some British woodland taxa. *Journal of Ecology* 71:437-450.
- Tonteri, T. 1990. Inter-observer variation in forest vegetation cover assessments. *Silva Fennica* 24:189-196.
- Tuominen, S. ms. Vegetationsanalys – en granskning av metoder. Opublicerat manuskript, Finlands Miljöcentral, Helsingfors.
- van Hees, W. W. S. & Mead, B. R. 2000. Ocular estimates of understory vegetation structure in a closed *Picea glauca/Betula papyrifera* forest. *Journal of Vegetation Science* 11:195-200.
- Walheim, M. & Löfgren, P. 2000. Metodutveckling för vegetationsövervakning i fjällen. Arbetsrapport 70, 2000. Inst för skoglig resurshushållning och geomatik, SLU Umeå.
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16:446-453.
- Økland, R. H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. *Sommerfeltia* Suppl. 1.

Litteraturgenomgång, vegetationsövervakning i Norden

Rapporter och undersökningar om vegetation eftersöktes och sammanställdes från Länsstyrelser runt om i landet men även i våra nordiska grannländer. I Norge har kontakt tagits med Ivar Mykebust (Direktoratet for naturforvaltning) och i Finland med Seppo Tuominen (Finnish Environment Institute). Nordiska ministerrådet har gett ut en rapport där vegetationsstudier och vegetationsövervakning i Norden har sammanställts (Lawesson m. fl. 2000).

Norden

Tre typer av metoder för övervakning av vegetation har använts i Norden; täckningsgradsanalys, förekomstanalys och nålsticksanalys (From & Söderman 1997). Den metod som rekommenderats av Nordiska ministerrådet är förekomstanalys i rutor av en storlek mellan 0,25–1,0 m² (Lawesson m. fl. 2000). Den baseras på de studier som gjorts i Norge som tycks vara det land i Norden som kommit längst inom vegetationsövervakning. Förekomstanalysen delas upp i analysramar och smårutor. Antalet analysramar bör vara >50 i gradienter och >20 vid homogena vegetationstyper men det understryks att antalet analysramar måste testas innan start vid ny övervakning (From & Söderman 1997). Som ett komplement kan täckningsgraden anges men den har då nackdelarna att den dels är subjektiv och att den hos vissa arter varierar mycket beroende på fenologin (From & Söderman 1997).

Analysramarna (sample plots) delas i sin tur vanligtvis in i smårutor (subplots). Antalet smårutor (subplots) kan variera. I samband med vegetationsövervakning av skogsmark har 50 analysramar av en storlek på 1 m² använts som i sin tur delats in i 4*4 smårutor (16 subsamples), (Stabbetorp m.fl. 1999 samt Bakkestuen m.fl. 1999a & b). I Norge används framför allt fasta provrutor som placeras ut enligt "restricted random sampling". Det är en kombination mellan subjektivt och objektivt utlagda provrutor. Där storrutor placeras subjektivt för att täcka variationen i näringsförhållanden, fukt, lutning och andra omvärldsfaktorer. I varje storruta placeras därefter mindre rutor ut slumpvis. Detta anses vara en kompromiss mellan objektivitet, representativitet, statistisk signifikans, antalet analysramar och tidsåtgång (Lawesson m. fl. 2000). De insamlade materialet analyseras sedan genom DCA-ordination (CANOCO) (Stabbetorp m.fl. 1999 samt Bakkestuen m.fl. 1999a & b).

I *Finland* används huvudsakligen täckningsgradsbestämningar på permanenta provrutor och bara några experiment har gjorts med nålsticks- och förekomstanalys. Nålsticksanalys har använts i ett par studier men lagts ned p.g.a. att den är så tidskrävande. (Tuominen i brev 2001). Tuominen meddelar att för tillfället finns inte någon riktigt bra metod för samla data från vegetationssamhällen i Finland.

I *Danmark* togs inte kontakt med någon person utan ett specialnummer av URT (nr 2/2000 tema botanisk naturovervakning) samt Nordiska ministerrådets rapport TemaNord 2000:517 (Lawesson m. fl. 2000) studerades. I nuvarande stund finns ingen strategi för hur vegetation ska övervakas (Lawesson m. fl. 2000).

Runt om på Länsstyrelserna i *Sverige* har vegetationsmätningar gjorts och en rad rapporter publicerats. De metoder som använts är olika typer av täckningsgrads-, nålsticks-, förekomstanalys och skattning av indikatorer. Artarea-analys är flitigt använd. De flesta mätningarna har gjorts i anslutning till odlingslandskap. Många av rapporterna är intressanta men är i första hand redovisningar av utfört arbete och i mindre utsträckning

metodutveckling/utvärdering. Därför ges endast en lista över de referenser som gåtts igenom nedan.

Källförteckning

- Ahlén, J., Stenström, J., Hultengren, S. & Blom, E. 2001. Miljöövervakning av ängar i Västra Götalands län 2000. Länsstyrelsen i Västra götaland 2001:35.
- Andersson, L. 1995. Biodiveristet i lövskogar. Metodstudie av cirkelyteinventering, bältesinventering och fri sökning i lövbestånd i Skaraborgs län.
- Andersson, L., Appelqvist, T., Bengtson, O., Paltto, H. 1999. Övervakning av miljöförändringar i hagmarker i Västra Götalands län 1998. Länsstyrelsen Västra Götaland 1999:2
- Anonym. 1995. Metodstudie för miljöövervakning av Östergötalnds kalkkärr & kalkfuktängar. Länsstyrelsen i Östergötlands län 1995.
- Anonym. 1995. Metodstudie för miljöövervakning av Östergötalnds kalktorrängar. Länsstyrelsen i Östergötlands län 1995.
- Anonym. 1998. Uppföljning i Landsapsvårdsområden i Skaraborg. Länsstyrelsen Västra Götaland. 1998:26.
- Appelqvist, T. 2002. Vegetationsundersökningar i barrskogar - provrutor i skogsreservat resultat från 1975-2000. Länsstyrelsen i Västragötaland. Rapport 2002:15.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen O. 1999a. Terrestrisk naturovervakning. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. Program for terrestrisk naturovervåking. Rapport nr 93. NINA Norsk institutt for naturforskning.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen O. 1999b. Terrestrisk naturovervakning. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn – Austfjell, Telemark. Program for terrestrisk naturovervåking. Rapport nr 94. NINA Norsk institutt for naturforskning.
- Bertilsson, A. 1997. En ny metod för att övervaka miljöförändringar i ängs- och hagmarker. Länsstyrelsen i Skaraborgs.
- Collinder, P., Dinetz, F. & Haglund, A. 1994. Projekt i miljöövervakning i Stockholms län. Biotoper i jordbruksmark. Ekologigruppen AB 1994.
- Ekologigruppen AB. 1996. Metoder för dokumentation och uppföljning av landskapsvård och NOLA, Gotland 1995. Länsstyrelsen i Gotlands län. Livsmiljöenheten - Rapport nr 2.
- Ekologigruppen AB. 1996. Uppföljning av provyteundersökningar i ängen och betesmarker på Gotland 1996. Länsstyrelsen i Gotlands län. Livsmiljöenheten - Rapport nr 1.
- Ekologigruppen AB 1996. Metoder för dokumentation och uppföljning av landskapsvård och NOLA, Gotland 1995. Länsstyrelsen i Gotlands län. Livsmiljöenheten - rapport Nr 2 1996.
- Ekologigruppen AB 1998. Uppföljning av provyteundersökningar i ängen och betesmarker på Gotland 1996 Länsstyrelsen i Gotlands län - Livsmiljöenheten - Visby 1998.
- Flodin, L-Å. 1999. Övervakning av halländska dynhedar. I "Miljöövervakning i Hallands län 1999. Information från Länsstyrelsen i Halland".
- From, S & Söderman, G. 1997. Nature Monitoring Scheme. Guidelines to Monitor Terrestrial Biodiversity in the Nordic Countries. Nord 1997:16. The Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Grahn, J. 1998. Kvalitativ vegetationsuppföljning inom naturreservat i Kalmar län 1998. Länsstyrelsen i Kalmar län 1998.

- Gralén, H., Oomen, M & Stenström, J. 1999. Häckfåglar och vegetation i Nollhagaviken. Undersökningar och slutsatser 1999. Alingsås kommun och Naturcentrum AB 1999.
- Hedgren, S. & Gralén, H. 2001. Övervakning av vegetationsförändringar i gotländska ängsmarker. Länsstyrelsen i Gotlands län. Livsmiljöenheten - rapport nr 2 2001.
- Isendahl, P., Homquist, B. & Gustavsson P. 1995. Vegetationsmätningar I ängs- och hagmarker. - En statistisk utvärdering av nålsticksmetoden samt diskussion kring artarea-analysen. Länsstyrelsen i Kalmar län informerar. Meddelande 1995:9.
- Johansson, L. & Jons, M. 199X. Uppföljning av Ängs- och hagmarksinventeringen. Länsstyrelsen i Gävleborg.
- Kareld, E. L. & Ekstam, U. 2001. Hävdens betydelse för vegetationens utveckling. Råshult, Stenbrohults socken, Kronobergs län. Länsstyrelsen i Kronobergs län.
- Larsson, M. 1996. Miljöövervakning av våtmarker - ett metodtest. I "Miljöövervakning i Hallands län 1996. Information från Länsstyrelsen i Hallands län."
- Larsson, M. 1997. Dokumentation av vegetation i ängs- och hagmarker i Halland - en sammanställning. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 1997:14.
- Larsson, Y. 1998. Småskalig varitaion i arttätheten i hävdade växtsamhellen - en utvärdering av art/areaanalys för naturvården. Länsstyrelsen i Gävleborgs län rapport 1998:9.
- Lawesson, J. E., Eilertsen, O., Diekman, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttier, E., Fosaa, A. M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, R., Andersen, P. N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. TemaNord 2000:517. The Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Lindroth, S. 1996. Linjeinventering av fjällvegetation - resultat av fältstudier 1995. Länsstyrelsen i Norrbottens län. Rapportseri nr 11/1196.
- Lönnell, N. 1995. Utläggning för vöervakning av vegetation i snölegor i Z-län. Manuskript.
- Olsson, P. 1994. Metodutveckling för övervakning av sandstäpp. Länsstyrelsen i Kristianstads län 1994.
- Paltto, H. & Finsberg, M. 200X. Uppföljning av skötseln i lagskyddade områden i Örebro län 1993-1999. Sammanställning av vegetationsanalyser och utvärdering av metodiken. Pro Natura. Rapport under produktion.
- Reutersköld, D. 1996. Analys av vegetation på Romelåsens fåladsmarker 1996. Länsstyrelsen i Malmöhus län 1996:30.
- Schillander, P. & Stenström, J. 1997. Vegetationsanalyser vid Nollhagaviken, Alingsås kommun. Undersökningar och slutsatser 1996. Länsstyrelsen i Älvsborgs län. Meddelande 1997:3.
- Stabbetorp, O. E., Bakkestuen, V, Eilertsen O. & Bendiksen, E. 1999. Terrestrisk naturovervakning. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. Program for terrestrisk naturovervåking. Rapport nr 92. NINA Norsk institutt for naturforskning.
- Tuominen, S. 2001. Biodiversity Monitoring Nature and Land Use Division Finnish Environment Institute. Information per brev.



2002:01	Inventering av lek- och uppväxtområden för gädda och abborre i Kalmar län 2001. (SE)	2003:03	Renovering av tak. Byggnadsantikvarisk kontroll av Skinnskälla 1:4, Järeda socken, Hultsfreds kommun, Kalmar län (SE)
2002:02	Biotopkartering av Alsterån (ME)	2003:04	Renovering av korsvirkesgavel. Byggnadsantikvarisk kontroll av gamla stallet, Björnö herrgård, Kalmar län (SE)
2002:03	Biotopkartering av Virån (ME)	2003:05	Riksintressen i odlingslandskapet. En fallstudie av kulturvärden i Skäagenäs, Bökevara och Mossebo (SE)
2002:04	Biotopkartering av Bruatorpsån och Grisbäcken i Torsås kommun (ME)	2003:06	Avveckling av ozonnedbrytande köldmedier i Kalmar län (ME)
2002:05	Biotopkartering av Hagbyån, Ljungbyån och Snärjebäcken i Nybro kommun (ME)	2003:07	Årsrapport 2002 Socialtjänsten i Kalmar län (RE)
2002:06	Öländska stenmurar och något om rösen. Olika perspektiv på öländska stenmurar. (ME)	2003:08	Det sociala innehållet i hemtjänsten. Vem bryr sig om själen? (RE)
2002:07	Nätprovfiske i Kalmar län 2001 (ME)	2003:09	Vegetationsövervakning - en metodstudie (ME)
2002:08	Elfiskeundersökningar i Kalmar län 2001 (ME)		
2002:09	Årsrapport 2001 Socialtjänsten i Kalmar län (RE)		
2002:10	Utbredning av blås- och sågtång i Kalmar län och Blekinge län: utvärdering och kvalitetssäkring av regionala data (ME)		
2002:11	Metallnedfall i tätorter och vid industrier i Kalmar län år 1989 och 2000 (ME)		
2002:12	Underlag för bedömning av stora opåverkade områden i Kalmar län (SE)		
2002:13	När får jag mitt bistånd ? (II) - Ej verkställda domar och beslut enligt SoL och LSS i Kalmar län den 31 dec 2001. (RE)		
2002:14	Analys av servicelösningar i Kalmar läns lands- och glesbygd - analysrapport 2001 (SE)		
2002:15	Lex Sarah i Kalmar i län 2001. Anmälningar om missförhållanden och övergrepp i äldreomsorg och omsorger om funktionshindrade (RE)		
2002:16	Samordnad råvattenkontroll i Kalmar län 1990-2001 (ME)		
2002:17	Närsalter i Klevabäcken och Ljungbylundsbäcken, mätdata 1995-2000 (ME)		
2002:18	Bottenfauna i Kalmar län 2001 (ME)		
2002:19	Lokala investeringsprogram i Kalmar län 1998-2002 (SE)		
2002:20	Bete, störning och biologisk mångfald -- Hotade skalbaggar i öländska torrmarker. (ME)		
2002:21	Statsbidrag till alkohol- och drogförebyggande insatser 2002 (RE)		
2002:22	En utredning av föroreningsituationen i Söderåkra biodamm - MIFO fas 2 (ME)		
2002:23	Kvalitet inom socialtjänstens IFO-verksamhet i Kalmar län (RE)		
2003:01	Biotopkartering av ölandsbäckar (ME)		
2003:02	Daglig verksamhet, LSS (RE)		