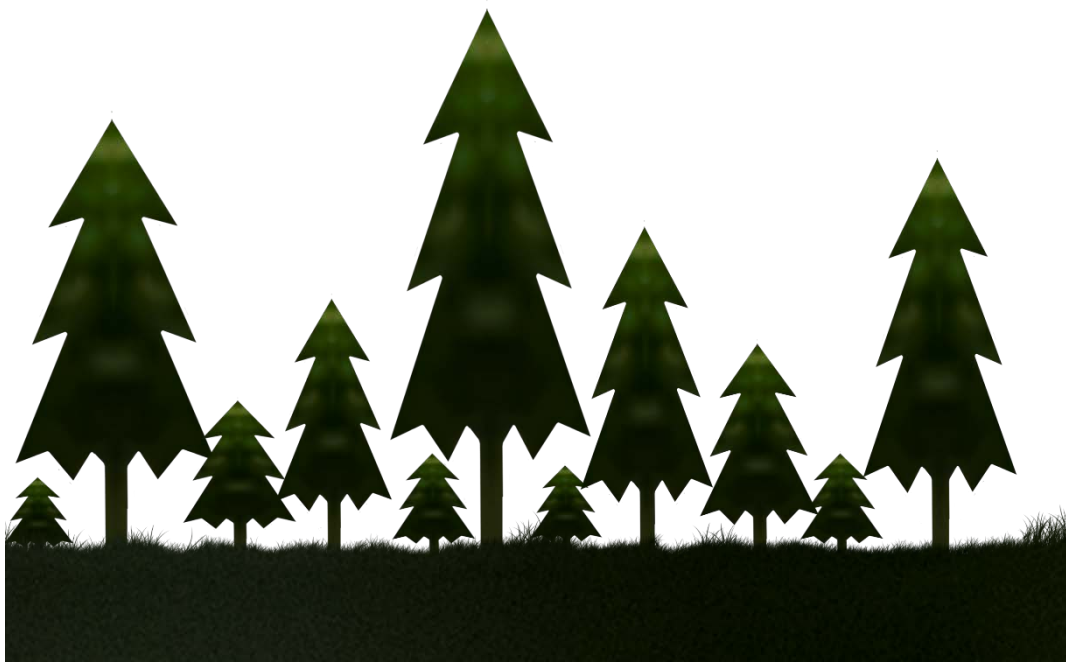


Identifiering av fullskiktade bestånd med stereomatchade flygbilder och laserskanning

Identification of uneven-aged stands using photogrammetry and airborne laser scanning



Carl Jansson

Arbetsrapport 488 2018
Examensarbete 30hp A2E
Jägmästarprogrammet

Handledare:
Eva Lindberg

Identifiering av fullskiktade bestånd med stereomatchade flygbilder och laserskanning

Identification of uneven-aged stands using photogrammetry and airborne laser scanning

Carl Jansson

Nyckelord: fjärranalys, fullskiktad skog, biologisk mångfald

Examensarbete i Skogshushållning vid Institutionen för skoglig resurshushållning, 30 hp

EX0835 A2E

Jägmästarprogrammet

Handledare: Eva Lindberg, SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning, fjärranalys

Examinator: Mats Nilsson, Institutionen för skoglig resurshushållning, fjärranalys

Sammanfattning

Fullskiktade bestånd är ett sällsynt inslag i de svenska skogarna. Skogsbruket skapar idag enskiktade bestånd och fullskiktade bestånd blir därför mer och mer ovanliga. Det finns ofta höga naturvärden knutna till fullskiktade bestånd, dels för att strukturen på trädskiktet tillhandahåller många ekologiska nischer men också för att dessa bestånd ofta har varit trädbevuxna under en obruten lång tid vilket gynnar arter som är beroende av en lång skoglig kontinuitet. Det finns därför anledning att studera möjligheterna till att med fjärranalys urskilja dessa bestånd i landskapet och det skulle också finnas ett värde i att kunna göra detta med jämna intervall för att övervaka hur många av dessa bestånd som till exempel försvinner över tid till följd av slutavverkningar.

Som ett första steg mot att göra detta använder denna studie data från två fjärranalysmetoder, stereomatchade flygbilder och flygburen laserskanning (ALS), för att undersöka huruvida det är möjligt att med en automatiserad metod skilja tydligt fullskiktade och tydligt enskiktade bestånd från varandra och vilka metriker som är mest användbara. Lantmäteriet tillhandahåller rikstäckande data från både stereomatchade flygbilder (produkten Ytmodell från flygbilder) och ALS. För stereomatchade flygbilder finns fördelen att flygbilder tas över hela Sverige med jämna intervall, medan rikstäckande laserskanning har genomförts endast en gång.

Studien är genomförd på 30 bestånd i Västernorrlands och Jämtlands län, i mitten av Sverige. Resultaten visar att båda fjärranalysmetoderna har potential att användas till klassificeringen, men att ALS särskiljer beståndstyperna bäst. Klassningsnoggrannheten är för ytmodellen 77 % och ALS 90 %. För båda fjärranalysmetoderna gav en kombination av mått på maxhöjd och relativ medelstandardavvikelse i höjddled de bästa resultaten i klassificeringen. Även om studien är gjord på ett litet stickprov vilket begränsar slutsatserna som kan dras från resultaten, kan resultaten ses som ett tecken på att det finns anledning att vidareutveckla denna metod. Riksskogstaxeringen har inventeringsdata från provytor spridda över hela landets skogsmark, med bland annat koordinater för provytecentrum och diameterfördelningar, vilket potentiellt gör det möjligt att vidareutveckla metoden för att klassificera större områden.

Nyckelord: fjärranalys, fullskiktad skog, biologisk mångfald

Abstract

Uneven-aged stands are uncommon in Swedish forests. Modern forestry measures often seek to create even-aged stands thus making uneven-aged stands more uncommon over time. Uneven-aged stands often contain high conservation values, partly because of their heterogeneous tree layer that provide multiple ecological niches but also because these stands often have a long continuity. Because of their ecological importance, it is of interest to explore the possibilities to use remote sensing in order to distinguish these stands in the landscape and it could also be valuable to track if these stands are decreasing over time as a consequence of tree harvesting.

As a first step towards identifying uneven-aged stands using remote sensing data, this study explores how photogrammetry data and airborne laser scanning (ALS) can be used to create an automated model that distinguishes uneven-aged stands from even-aged stands and what kind of metrics that provides most useful information. Lantmäteriet, the Swedish mapping agency, provides nationwide data from photogrammetry (as a product called Ytmodell från flygbilder, surface model from aerial images) and ALS. In Sweden photogrammetry data has the advantage that it is renewed in even intervals compared to nationwide ALS that has only been performed once.

The study is conducted on 30 stands in the middle of Sweden. The results show that both remote sensing methods have the potential to be used for this classification, but ALS provides the best accuracy. Classification accuracy is 77 % for photogrammetry and 90 % for ALS. Both methods perform best using metrics describing the maximal height of the stands and the relative standard deviation of height. Even though the sample size is small and thus limits the conclusions that can be drawn from the results, the results indicate that this method is useful and that it might be possible to further develop it. The Swedish National Forest Inventory has nationwide forest plot data with, among other variables, GPS-coordinates of plot center and diameter distribution which might be useful in further developing a method of surveying uneven-aged stands in Sweden.

Keywords: remote sensing, uneven-aged forest, biodiversity

Innehållsförteckning

1	Inledning	8
1.1	Problemformulering	11
2	Material	12
2.1	Studieområde	12
2.2	Fältinventering	12
2.2.1	Insamling av data	12
2.2.2	Gruppering	15
2.3	Fjärranalysdata	16
2.3.1	Lantmäteriets ytmodell	16
2.3.2	Lantmäteriets ALS-data	17
2.3.3	Extraktion av variabler för vidare analys	17
3	Metod	19
3.1	Klassificering	19
3.2	Linjär diskriminantanalys	19
3.3	Utvärdering	19
4	Resultat	20
4.1	Variabler utvalda för att användas i klassificeringen	20
4.2	Klassificering med Lantmäteriets ytmodell	21
4.3	Klassificering med Lantmäteriets ALS-data	23
5	Diskussion	25
5.1	Val av variabler	25
5.2	Klassificering	25
5.3	Resultatets relevans	26
5.3.1	Beståndstypernas relevans	26
5.4	Studiens brister	27
5.4.1	Stickprovets storlek och beskaffenhet	27
5.4.2	Vad klassificeringen beskriver	27
5.4.3	Ytmodellen	28
5.5	Möjligheter till vidareutveckling	28
5.6	Slutsatser	29
	Referenslista	30
	Bilaga 1	33
	Bilaga 2	36

Förkortningar

ALS Airborne laser scanning, flygburen laserskanning.

dbh Brösthöjdsdiameter, ett träds diameter mätt i brösthöjd (1,3 meter)

DEM Digital elevation model, digital höjdmodell, terrängmodell

DSM Digital surface model, digital ytmodell

1 Inledning

Skogslandskapet i Sverige har sedan 1950-talet förändrats kraftigt (Ecke et al. 2013; Ostlund et al. 1997) och stor möda har lagts på att omdana gamla och glesa skogar med långsam tillväxt till mer snabbväxande skogar med fler stammar per hektar. Medelstorleken hos skogsbestånden har reducerats och skogslandskapet har fragmenterats. Många skogslevande arter missgynnas av skogslandskapets fragmentering och drygt 10 % av Sveriges skogslevande arter är i dagsläget rödlistade (Larsson et al. 2011). Det är klarlagt att det moderna skogsbruket har påverkat och påverkar den biologiska mångfalden negativt (Berg et al. 1994; Dahlberg 2011; Eggers och Low 2014; Larsson et al. 2011) och att detta till stor del beror på att moderna produktionsskogar sällan innehåller de viktiga element som är karaktäristiska för gamla skogar och de specialiserade arter som är knutna till dessa.

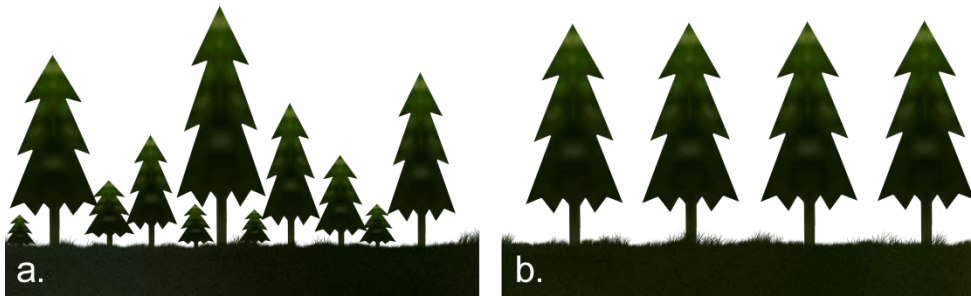
Trakthyggesbrukssystemet är i dagsläget det vanligaste skogsskötselsystemet i Sverige (Albrektson et al. 2008) och majoriteten av alla bestånd som brukas för produktion sköts enligt det. I ett sådant bestånd är de flesta träden ungefär lika stora och ungefär lika höga (Albrektson et al. 2008) även om det är vanligt att det finns ett eller flera klart avgränsade trädskikt under det dominerande huvudskiktet (Kuuluvainen et al. 1996). Tanken är att alla, eller åtminstone den absoluta majoriteten av träden ska avverkas samtidigt när beståndet nått en given ålder.

Fullskiktade skogbestånd är sällsynta i det svenska landskapet. Denna sorts bestånd präglas av ett mycket heterogent trädskikt, med träd i alla storlekar men flest små träd och färst stora träd (Albrektson et al. 2008). Dessa bestånd har potential att hysa större artrikedom än enskiktade skogar (Dahlberg 2011; Joelsson et al. 2017) och för fåglar finns ett tydligt samband mellan antalet fågelarter och trädskiktets heterogenitet (Macarthur och Macarthur 1961). Fullskiktade bestånd är inte nödvändigtvis undantagna från skogsbruk. Genom återkommande gallringar där bara de största träden avverkas, så kallade blädningar, kan avverkning ske i fullskiktade bestånd så att beståndet även efter avverkingen är fullskiktat (Lundqvist et al. 2009). Det är inte klarlagt hur blädade bestånd förhåller sig till fullskiktad naturskog vad gäller biodiversitet och artsammansättning. Återkommande blädningar borde minska till exempel produktionen av död ved (då träden avverkas och tillvaratas istället för att växa tills de dör och sedan brytas ner) och därför påverka mångfalden av organismer kopplade till död ved, men blädade bestånd har generellt sett en mer naturskogsliknande artsammansättning än tidigare kalhuggna bestånd (Kuuluvainen et al. 2012).

Arealen skog som uppfyller kraven för att vara fullskiktad bedöms vara begränsad. Det finns inte några färskare uppgifter om hur stor areal fullskiktad skog som finns i Sverige, men år 1992 uppskattades arealen vara ungefär 1,0 miljoner

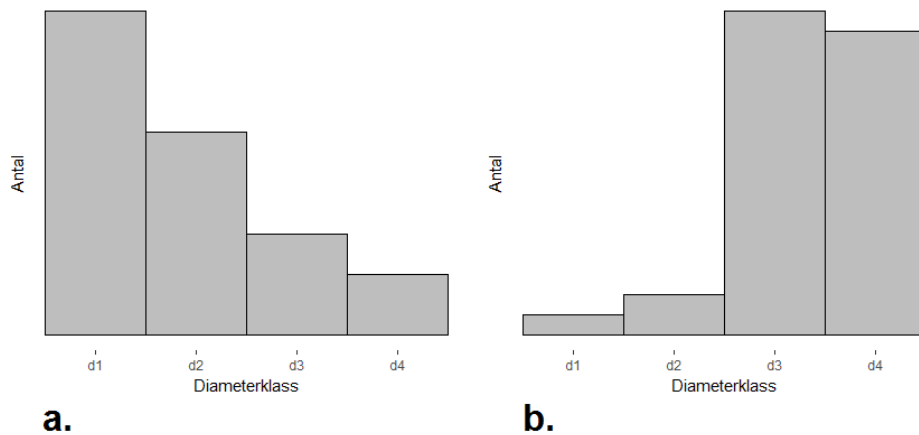
hektar (Anon 1992). Sveriges totala skogsmark är i dagsläget ungefär 23,6 miljon hektar (Skogsdata 2017). Om arealen fullskiktad skog ligger kvar på samma nivå som 1992 är ungefär 4,2 % av den totala arealen skogsmark fullskiktad, men det är troligt att arealen har minskat på grund av slutavverkningar (Lundqvist et al. 2009). Då fullskiktade bestånd är sällsynta och minskande men samtidigt hyser goda möjligheter för stor artrikedom kan det vara av stor vikt att effektivt identifiera dessa bestånd samt bevaka dem.

Det kan vid första anblicken te sig enkelt att skilja mellan fullskiktade bestånd och enskiktade bestånd, men i praktiken kan det vara svårt att urskilja vilka skogar som egentligen är fullskiktade. I figur 1 förtydligas skillnaden mellan de två beståndsformerna. I figur 1a ses ett bestånd med få stora träd och många små träd, som ska representera ett fullskiktat bestånd och i figur 1b ses ett bestånd där alla träd är lika stora och det ska visa hur det är tänkt att beståndsstrukturen ser ut i ett enskiktat bestånd.



Figur 1. a. Beståndsstruktur i ett fullskiktat bestånd. b. Beståndsstruktur i ett enskiktat bestånd.

En vanlig definition utgår ifrån att dela in träden i diameterklasser. Ett bestånd är fullskiktat om massaslutenheten (som den är definierad i Riksskogstaxeringens fältinstruktion, Riksskogstaxeringen 2018) är 0,5 eller mer och om det grövsta trädet är över 25 cm i brösthöjdsdiameter. Dessutom ska träden kunna delas in i fyra lika stora diameterklasser där flest träd finns i den klenaste klassen, näst flest i näst klenaste klassen samt att det finns träd i de två grövsta klasserna (Lundqvist et al. 2009), se figur 2 a. Diameterklasserna representerar varsin diameterkvartil, från noll till maxdiameter där d_1 är den minsta och d_4 är den grövsta. För ett konventionellt produktionsbestånd ställs sällan några krav på diameterfördelning, men själva systemet syftar till att skapa så många stora träd som möjligt. En typisk diameterfördelning i ett enskiktat trakthyggesbrukat bestånd kan ses i figur 2 b.



Figur 2. a. Tänkt typisk diameterfördelning för ett fullskiktat bestånd. b. tänkt typisk diameterfördelning för ett enskiktat bestånd.

Fjärranalys har snabbt utvecklats till en användbar metod för att effektivt skatta skogliga variabler, till exempel höjd och volym, som är användbara för skogsbruket (Dubayah och Drake 2000; Hudak et al. 2009; Naeset 2007; Naeset et al. 2004; Nilsson et al. 2017; White et al. 2013) men är också ett användbart verktyg för ekologiska studier (Davies och Asner 2014; Eldegard et al. 2014; Lefsky et al. 2002; Lindberg et al. 2015; Sverdrup-Thygeson et al. 2016; Vogeler och Cohen 2016).

Flygburen laserskanning (ALS) genererar punktmoln som motsvarar mätningar av 3D-koordinater på marken och andra ytor. I Sverige har ALS bland annat använts till rikstäckande skattningar av, för skogsbruket användbara, variabler såsom volym, medelhöjd, grundyta och medelhöjd (Nilsson et al. 2017). ALS dras dock med höga kostnader och har därför hittills inte utförts rikstäckande mer än en gång. Från ALS fås information om växtligheten men också detaljerad information om markytan (en så kallad DEM). Informationen om växtligheten är visserligen också detaljerad, men bara användbar under en begränsad tidsperiod, på grund av tillväxt, avverkningar och andra förändringar. En DEM har en betydligt längre tidsmässig relevans, då markytan oftast inte förändras lika snabbt som växtligheten.

Flygbilder tas över Sverige med jämna intervall och har därmed en god temporal upplösning (Lantmäteriet 2014). Flygbilder kan stereomatchas för att generera en digital ytmodell (DSM) och tillsammans med en DEM från ALS kan trädskiktet skiljas från marken. Lantmäteriet producerar en rikstäckande ytmodell som finns tillgänglig i punktmolnsformat. Stereomatchade flygbilder kan användas för att göra skattningar av variabler som beskriver trädskiktet (Bohlin et al. 2012; Melin et al. 2017; White et al. 2013). Koncensus är dock att ALS generellt sett ger bättre skattningar och ALS ger även information om det som finns under det översta skiktet på trädskronorna.

1.1 Problemformulering

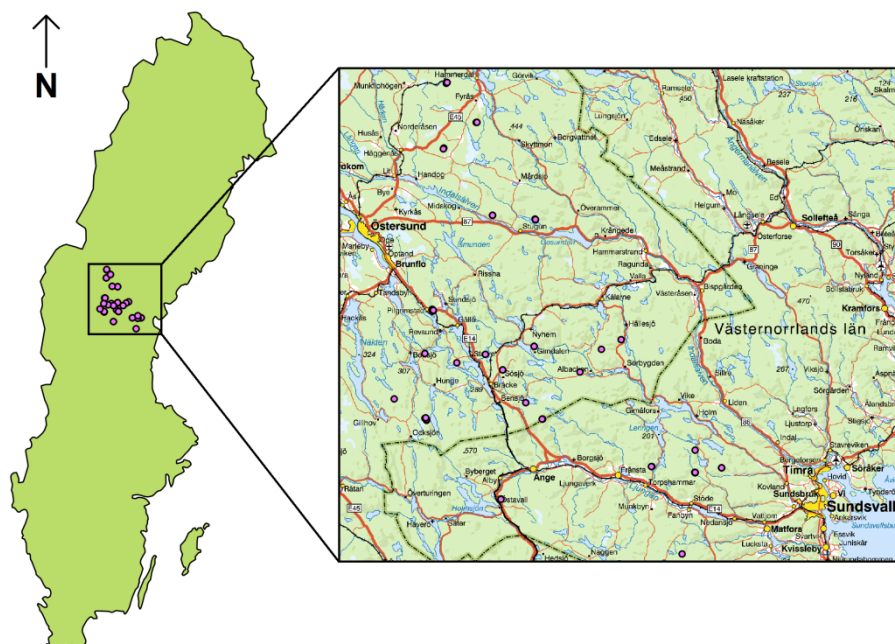
Syftet med denna studie är att utreda möjligheterna att med fjärranalys skilja ut fullskiktade bestånd i landskapet. Som ett första steg söker denna studie utröna huruvida det är möjligt att skilja fullskiktade bestånd från tydligt enskiktade bestånd med 3D-data från stereomatchade flygbilder och jämföra det med motsvarande resultat för ALS. Med ledning av resonemangen kring beståndsstrukturen och att fullskiktade bestånd generellt sett har större variation i höjdled i trädskiktet borde det vara möjligt att särskilja dessa beståndstyper med hjälp av mått på trädskiktets variation i höjdled. För att uppfylla syftet ska även följande frågor besvaras:

1. Vilka variabler är mest användbara för detta syfte?
2. Hur skiljer sig klassningsnoggrannheten de två datakällorna emellan?

2 Material

2.1 Studieområde

Studien genomfördes i skogsbestånd som befinner sig inom ett större område i mitten av Sverige (se figur 3). Inom området finns både blädade och konventionellt skötta bestånd, där den absoluta majoriteten av bestånden i området sköts enligt konventionellt trakthyggesbruk.



Figur 3. Till vänster: Studiens placering i landet. Till höger: Beståndens placering i landskapet. © Lantmäteriet

2.2 Fältinventering

2.2.1 Insamling av data

Det första steget i planeringen av fältinventeringen var att göra ett urval av bestånd som kunde delas i två tydliga beståndstyper: fullskiktade och enskiktade. Med ett enskiktat bestånd avsågs ett konventionellt brukat bestånd med ett tydligt huvudskikt och så lite underväxt som möjligt.

SLU har sedan tidigare ett samarbete med SCA för att undersöka hur olika fågelarters förekomster påverkas av skogens skiktning. Inom detta samarbete hade ett antal fullskiktade bestånd valts ut, men enskiktade bestånd saknades.

För att isolera effekten av skiktningen och minska de övriga variationerna mellan de fullskiktade och enskiktade bestånden valdes de enskiktade bestånden så att stående volym, beståndsstorlek, fältskikt (som var tänkt att motsvara bonitet) och trädslagsfördelning skulle kunna uteslutas som påverkande faktorer.

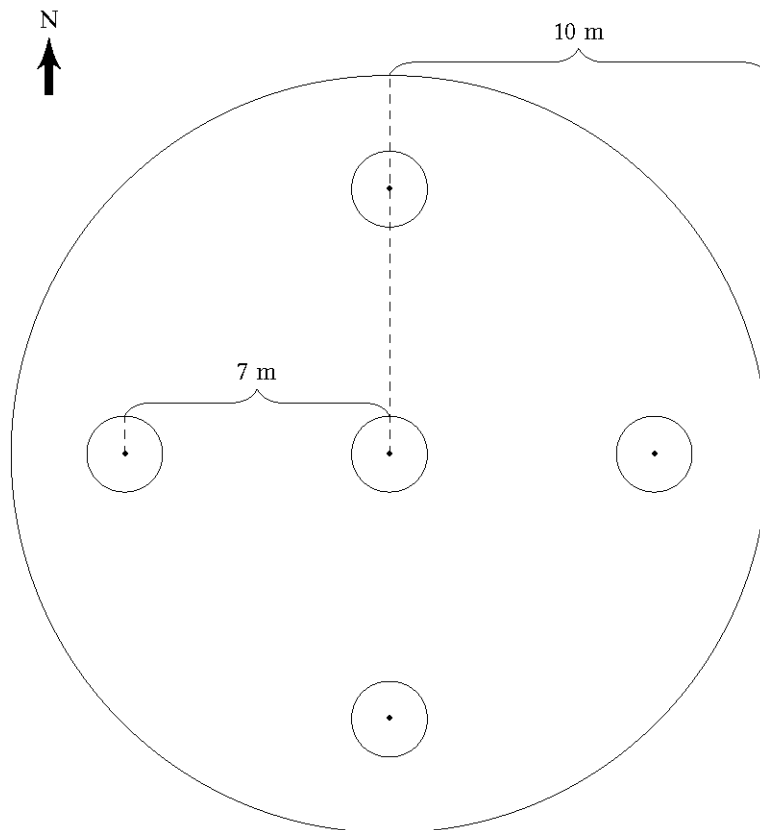
Med matchning menas att de olika variablerna försökts hållas ungefär likvärdiga för båda beståndstyperna. Information om bestånden erhöles ifrån SCA:s beståndsregister.

Totalt utsågs 15 fullskiktade och 16 enskiktade bestånd att vara lämpliga för inkludering i projektet och att de därför skulle inventeras. För ett av de enskiktade bestånden, bestånd 26, visade det sig i efterhand att det inte fanns data från Lantmäteriets ytmodell och beståndet uteslöts därför helt från studien.

Provytornas läge i de utvalda bestånden slumpades ut. Om beståndet var större än 4 hektar slumpades två provytor ut i samma bestånd. Provytorna placerades minst 200 meter ifrån varandra och minst 20 meter från beståndets kant. Vidare bestämdes att om provytan hamnade inom en för beståndet avvikande del, till exempel en större lucka i trädsiktet, skulle provytan flyttas 20 meter in i närmaste representativa del av beståndet.

Fastställandet av provytornas position var av största vikt och eftersom provytornas position sedan skulle kopplas mot fjärranalysdata från samma område var det nödvändigt att använda GNSS-utrustning med hög noggrannhet. GNSS:erna som användes var för de första 23 ytorna Trimble Geo7X med Trimble Zephyr 2-antenn och för de sista 7 ytorna Topcon GRS-1 med Topcon PG-A1-antenn. Medelnoggrannheten i horisontalldel var för Trimble-enheten 4 centimeter (Trimble 2013) och för Topcon-enheten drygt 1,5 centimeter (Belinska et al. 2014).

För att få relevant information om beståndsstrukturen mättes trädens brösthöjdsdiametrar (dbh) inom provytan. Speciellt viktigt i fältinventeringen var att få med tillräckligt många små träd för att kunna dra tillförlitliga slutsatser om skogens skiktning, med avseende på antalet träd i olika dimensionsklasser. Då blädade bestånd befarades ha stora mängder mindre träd var en kompromiss nödvändig. Lösningen blev ett provytesystem med fem små provytor inom en större provyta (figur 4), med viss ledning av riksskogstaxeringens provytedesign (Fridman et al. 2014). I den större provytan registrerades alla träd över fyra centimeter dbh och i de fem små provytorna registrerades samtliga träd.



Figur 4. Provytans design, med de fem mindre provytorna inuti den större provytan.

I figur 4 visas en schematisk bild av en provyta. Den stora cirkelytans radie är 10 meter och de små cirkelytornas radier är 1 meter. En småyta placerades i centrum av 10-metersytan och de andra placerades i varsitt väderstreck så att deras centrum var 7 meter från centrum av 10-metersytan. Inventeringen av de mindre träden förenklades genom att antalet träd med en dbh mellan 0 och 2 centimeter räknades ihop i en grupp och träd med dbh mellan 2 och 4 centimeter lades till en annan grupp. Träd kortare än 130 centimeter beaktades inte i inventeringen. Vid efterbehandlingen skalades det sammanlagda trädantalet från småytorna upp till stammar per 314 kvadratmeter, vilket motsvarar arean av den stora provytan. Den stora cirkelytans area är 20 gånger större än de fem små ytornas sammanlagda area och därför multiplicerades trädantalet från de små ytorna med 20 för att motsvara trädantal per 314 kvadratmeter. Ett slumpmässigt urval av provträd gjordes och för dessa mättes höjden för att kunna användas till beräkning av provytans medelhöjd.

Fältinventeringen genomfördes under vecka 38 och 40 hösten 2017. Utförlig information om varje bestånd finns i bilaga 1. Träddiametrar mättes med dataklave Haglöfs DP II och trädhöjder mättes med höjdmätare av modell Haglöfs L5. Även vissa subjektiva kännetecken och kommentarer nedtecknades, såsom huruvida skogen subjektivt bedömdes uppfylla kraven för fullskiktning eller om det fanns några andra iögonfallande fenomen kring eller på provytan. Bilder togs av de flesta provytorna, så att det i efterhand skulle vara möjligt att se hur det såg ut på platsen.

Beståndstyperna var tämligen likvärdiga med avseende på egenskaper som medelgrundyta, medeldiameter och medelhöjd för vardera beståndstypen (tabell 1). Vad gäller max- och mediandiameter skiljer sig beståndstyperna åt, vilket också stämmer med antagandena om diameterfördelningarna.

Tabell 1. Medelvärden av fältmätt grundyta, maxdiameter, medeldiametrarna, mediandiametrarna och medelhöjderna för de två beståndstyperna.

	Blådade bestånd	Enskiktade bestånd	Procentuell skillnad
Grundyta (m ² /ha)	23	26	14 %
Maxdiameter (cm)	42	32	31 %
Medeldiameter (cm) ^a	16	18	12 %
Mediandiameter (cm) ^a	13	17	27 %
Medelhöjd (dm) ^b	184	192	4 %

a. Medel- och medianvärden är beräknade enbart på diametrarna för träd ≥ 4 cm dbh.

b. Med medelhöjd avses i detta fall den medelhöjd som fåtts från höjdmätning av vid inventeringen utlottade provträd.

2.2.2 Gruppering

För att utvärdera diameterfördelningarna visualiserades inventeringsresultaten i histogram där de mätta träden placerades i diameterklasser . Vidare utformades kriterier för vad som ansågs vara typisk eller otypisk diameterfördelning för de olika beståndstyperna. För de blådade beståndens togs kriterierna i mångt och mycket från definitionen av en fullskiktad skog (Lundqvist et al., 2009). För att ett fullskiktat bestånd skulle bedömas ha typisk diameterfördelning skulle följande två kriterier gälla. Se ekvation 1.

$$\begin{cases} n(d1) > n(d2) > n(d3) > 0 \\ n(d4) > 0 \end{cases} \quad (1.)$$

Där d1, d2, d3 och d4 är diameterklasser, motsvarande varsin fjärdedel av diameterintervallet (från 0 till provytans maxdiameter), där d1 motsvarar den klenaste och d4 den grövsta klassen.

För de enskiktade bestånden formulerades kriteriet så att beståndet ansågs vara typiskt enskiktat om förhållandet i ekvation 2 gällde.

$$n(d1) + n(d2) < n(d3) + n(d4) \quad (2.)$$

Med ledning av kriterierna kunde de inmätta bestånden placeras i fyra grupper:

1. Typisk fullskiktad (bläddad och uppfyller kraven i ekvation 1)
2. Otypisk fullskiktad (bläddad men uppfyller ej kraven i ekvation 1)
3. Typisk enskiktad (enskiktad och uppfyller kraven i ekvation 2)
4. Otypisk enskiktad (enskiktad men uppfyller ej kraven i ekvation 2)

Ungefär hälften av bestånden uppfyllde de för beståndstyperna stipulerade kriterierna. För de bläddade bestånden uppfyllde 8 av 15 bestånd kraven och för de enskiktade bestånden uppfyllde 8 av 15 bestånd kraven (tabell 2).

Tabell 2. *Fördelningen mellan bestånd vars diameterfördelningar uppfyllde eller inte uppfyllde kraven fördelat på de två huvudtyperna av bestånd.*

	Fullskiktade bestånd	Enskiktade bestånd
Typiska	8	8
Otypiska	7	7
Summa	15	15

2.3 Fjärranalysdata

De två olika fjärranalysmetoderna behandlades som två separata processer, om än med i stort sett identiska processteg. Detta för att i följande steg kunna jämföra de två metoderna.

2.3.1 Lantmäteriets ytmodell

Lantmäteriets produkt ytmodell från flygbilder (Lantmäteriet 2016c) är en DSM konstruerad genom stereomatchning av flygbilder. Där matchningen inte har lyckats förekommer hål i modellen. I konstruktionen av modellen har en viss utslätning gjorts, i den meningen att ytmodellen är omsamplad till en jämn punktupplösning och där fler än en punkt fanns inom samma område togs medianvärdet för punkterna. I studieområdet är ytmodellen baserad på flygbilder med 0,48 meter upplösning och där har ytmodellen genererats med 1 meters punktavstånd (Lantmäteriet, 2016c). Medelfelet i lägesnoggrannheten beräknas vara i snitt 0,8 meter.

2.3.2 Lantmäteriets ALS-data

Lantmäteriet började år 2009 att skanna Sverige med ALS och 2015 var 97,5% av landet skannat (Nilsson et al. 2017). Den främsta anledningen till att skanningen genomfördes var för att få en rikstäckande DEM (Lantmäteriet 2016b). Information om till exempel trädskikt var snarare en positiv biprodukt från skanningen. Från denna rikstäckande datainsamling har skattningar och produkter värdefulla för skogsbruket, bland annat skogliga grunddata, genererats (Larsson et al. 2016). Punkttätheten varierade mellan 0,5 och 1 punkt per kvadratmeter och laserstrålens diameter varierade mellan 0,4 och 0,8 meter (Lantmäteriet 2016a). Medelfelet i lägesnoggrannheten beräknades vara 0,05 meter i höjddled och 0,25 meter i horisontalld.

2.3.3 Extraktion av variabler för vidare analys

Med programvaran OPALS (Pfeifer et al. 2014) klipptes en hektar stor kvadratisk yta ut ur punktmolnen för respektive datakälla. Kvadraten centrerades kring den från fältinventeringen uppmätta koordinaten för provytecentrum. En anledning till att göra ett så pass stort urklipp var att det inför nästa steg i studien inte var klarlagt hur stor yta själva analysen skulle göras på, även om fältinventeringen var gjord med provyteradie 10 meter.

Med verktyget OpalsCell i OPALS producerades raster från punktmolnen med samma geografiska utsträckning. Rastren baserades enbart på förstareturer. Detta gäller främst för ALS, då ytmodellen till sin natur endast har förstareturer. Tre variabler valdes ut: Max, varians och entropi. Där max, varians och entropi var höjdfördelningens maxvärde, varians respektive oförutsägbarhet (Shannon 1948).

Metrikerna alstrades som ett medelvärde för en bestämd yta. Pixelstorleken sattes till 6,25 kvadratmeter (vilket motsvarar en kvadrat med 2,5 meter lång sida) för att i genomsnitt inkludera 3-6 punkter från ALS-data och ungefär 6 punkter från ytmodellen. För ALS bör man komma ihåg att flertalet av returerna kan komma från marken och vegetation under det översta krontaket vilket ökar behovet av en större pixelstorlek för att säkerställa att träffar från det översta krontaket finns i det aktuella området.

Från rastren extraherades metriker från de tre variablerna (tabell 3). Medelvärdet beräknades från rastrets värden inom en cirkelyta med tio meters radie som var centrerad kring provytecentrum. Medelvärdena beräknades alltså på (åtminstone i teorin) samma yta som mätts i fält.

Tabell 3. De metriker som alstrades från ytmodell- och ALS-rastren och vilken OpalsCell-variabel som använts för att generera rastret.

OpalsCell-variabel	Metrik
Max	Medel, standardavvikelse, relativ standardavvikelse, min, 25:e percentil, 50:e percentil, 75:e percentil, max.
Varians	Max, medel, standardavvikelse ^a
Entropi	Max, medel, min ^a

- a. Variansens standardavvikelse och entropins min-värde genererades endast för ALS-rastren då de gav nollvärden för ytmodellen.

För att urskilja vilka variabler som kunde användas för att skilja de fullskiktade och enskiktade bestånden åt konstruerades histogram för de olika beståndstyperna och jämfördes med hänsyn till om fördelningen skiljde sig dem emellan, se bilaga 2.

3 Metod

3.1 Klassificering

Klassificeringen av beståndstyp genomfördes som två separata, men till metodiken identiska, processer. Den enda skillnaden var att den ena klassificeringen gjordes med ytmodellens data och den andra gjordes med ALS-data. Klassificeringen gjordes med linjär diskriminantanalys och baserades på metrikerna maxhöjd och relativ standardavvikelse. Andra kombinationer av variabler testades även, men valdes inte ut då klassificeringsresultatet var sämre än för de utvalda variablerna. Noggrannheten utvärderades med korsvalidering och presenterades i en förväxlingsmatris.

3.2 Linjär diskriminantanalys

Linjär diskriminantanalys (Friedman 1989) är en statistisk analysmetod som är lämplig för klassificeringar. I en given fördelning av värden som tillhör två grupper söker den en linjär ekvation som skär fördelningen på sådant sätt att uppdelningen av grupperna maximeras, i den meningen att den försöker placera den ena gruppen på ena sidan strecket och den andra på den andra sidan. Linjär diskriminantanalys är vidare en lämplig metod för klassificeringar där små stickprov har använts.

3.3 Utvärdering

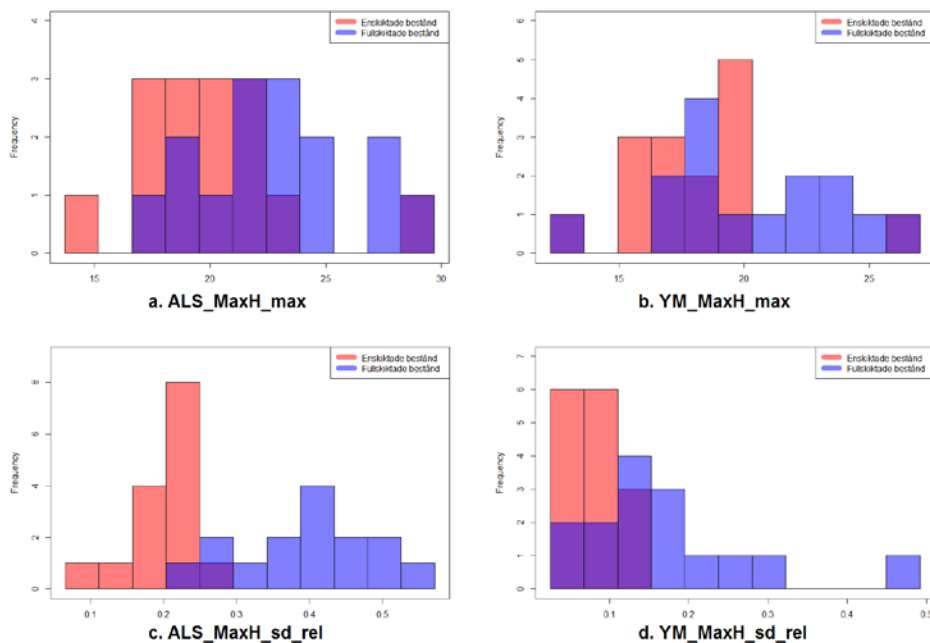
I denna studie användes så kallad ”utelämna en-korsvalidering” (Hastie et al. 2009). Utelämna en-metoden dras med en hög varians, men har fördelen att risken för bias är låg. Resultaten från korsvalideringen redovisas i form av en förväxlingsmatris (Kohavi och Provost 1998) som är en vanligt förekommande metod för att utvärdera klassificeringsresultat. Resultatet spaltas upp i en tabell där varje rad i tabellen motsvarar de skattade värdena och kolumnerna motsvarar de faktiska värdena, eller vice versa.

4 Resultat

4.1 Variabler utvalda för att användas i klassificeringen

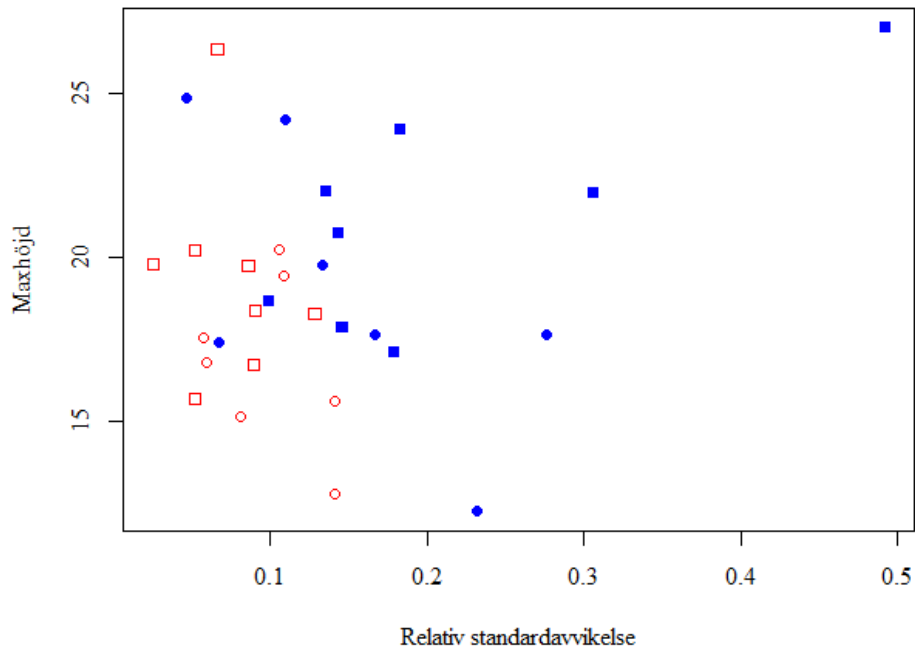
Klassificeringsresultatet blev bäst med metrikerna för maxhöjd och relativ standardavvikelse i höjddled eftersom dessa metriker bäst separerade de olika beståndstyperna ifrån varandra. Det gick visserligen att förbättra resultatet något genom att tillföra fler variabler, men effekten var så pass marginell att risken för en överanpassad modell ansågs större än vinsten med en till variabel i modellen.

I figur 5 kan skönjas att den tydligaste uppdelningen beståndstyperna emellan erhöles för relativ standardavvikelse i höjddled. Motsvarande histogram för samtliga variabler finns i bilaga 2.



Figur 5. Histogram som visar de utvalda metrikernas förmåga att separera beståndstyperna. a. ALS_MaxH_max, b. YM_MaxH_max, c. ALS_MaxH_sd_rel och d. YM_MaxH_sd_rel. Med YM menas ytmödel. Röda staplar är fullskiktade bestånd, blåa staplar är enskiktade bestånd och lila staplar är båda överlappande.

4.2 Klassificering med Lantmäteriets ytmodell



Figur 6. Maxhöjd plottad mot relativ standardavvikelse. Blå ifylld kvadrat: typiskt fullskiktat bestånd. Blå ifylld cirkel: otypiskt fullskiktat bestånd. Röd tom kvadrat: typiskt enskiktat bestånd. Röd tom cirkel: otypiskt enskiktat bestånd.

I figur 6 ses att det finns en tendens till uppdelning beståndstyperna emellan, men gränsen emellan dem är diffus och de fullskiktade beståndens relativa standardavvikelse varierar stort. Det är dock tydligt att de bestånden med störst relativ standardavvikelse uteslutande är fullskiktade bestånd. Resultatet av klassificeringen (tabell 4) bekräftar att det finns vissa problem i klassificeringen av framförallt de fullskiktade bestånden.

Tabell 4. Förväxlingsmatris över korsvaliderad klassning med linjär diskriminantanalys (LDA) gjord på data från Lantmäteriets ytmodell.

Skattad beståndstyp	Verklig beståndstyp		Användartillförlitlighet
	Enskiktad skog	Fullskiktad skog	
Enskiktad skog	14	6	70 %
Fullskiktad skog	1	9	90 %
Producentnoggrannhet	93 %	60 %	

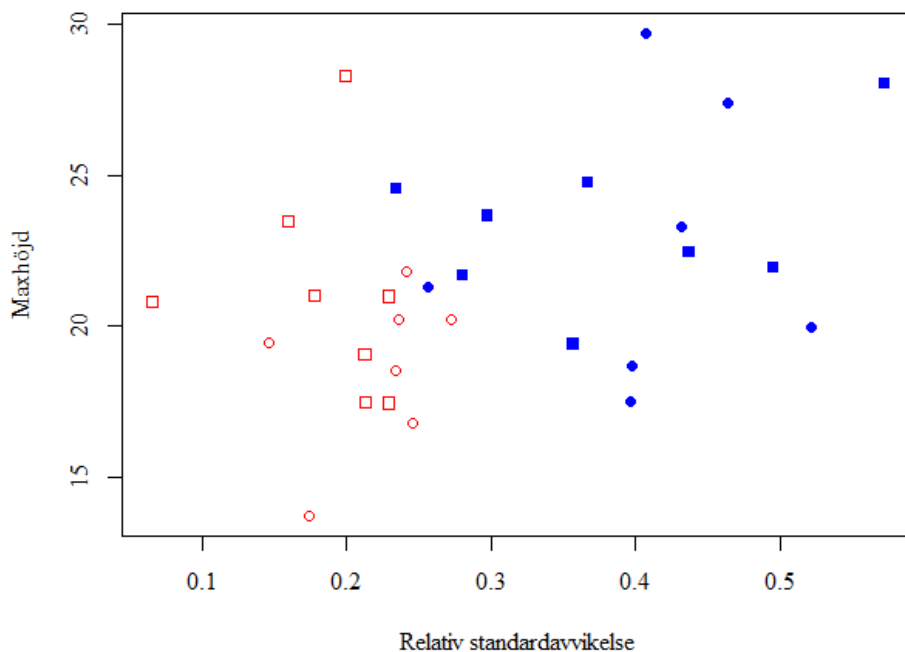
23 ytor av 30 klassificerades rätt och sju klassificerades fel. Av de sju felklassificerades sex fullskiktade ytor som enskiktade och en enskiktad yta som fullskiktad. Detta ger en användartillförlitlighet på i medeltal 80 % och en genomsnittlig producentnoggrannhet på 77 %.

Som kan ses i tabell 5 förhöll det sig så att av de ytor som klassificerades fel tillhörde 4 stycken gruppen otypisk fullskiktad skog, 2 stycken tillhörde gruppen typisk fullskiktad skog och slutligen 1 yta tillhörde gruppen typisk enskiktad skog. Den totala andelen rättklassade ytor, 77 %, är klassningsnoggrannheten.

Tabell 5. Resultatet från klassificering baserad på Lantmäteriets ytmödel presenterat med hänsyn till vilken diameterfördelningsklass som provytan blivit tilldelad.

Grupp	Rättklassad	Felklassad	Procent rättklassade
Typisk fullskiktad	6	2	75 %
Otypisk fullskiktad	3	4	43 %
Typisk enskiktad	7	1	88 %
Otypisk enskiktad	7	0	100 %
Totalt	23	7	77 %

4.3 Klassificering med Lantmäteriets ALS-data



Figur 7. Maxhöjd plottad mot relativ standardavvikelse. Blå ifylld kvadrat: typiskt fullskiktat bestånd. Blå ifylld cirkel: otypiskt fullskiktat bestånd. Röd tom kvadrat: typiskt enskiktat bestånd. Röd tom cirkel: otypiskt enskiktat bestånd.

I figur 7 ses en uppdelning beståndstyperna emellan, främst med avseende på relativ standardavvikelse. Värt att notera är att många av de fullskiktade bestånd som ansågs vara otypiska i sin diameterfördelning trots detta har en stor relativ standardavvikelse.

Resultatet av klassificeringen (tabell 6) med ALS-data tyder på att det går att göra mer tillförlitliga klassificeringar med ALS-data än med ytmodellen.

Tabell 6. Förväxlingsmatris över korsvaliderad LDA-klassificering gjord med Lantmäteriets ALS-data.

Skattad beståndstyp	Verklig beståndstyp		
	Enskiktad skog	Fullskiktad skog	Användartillförlitlighet
Enskiktad skog	15	3	83 %
Fullskiktad skog	0	12	100 %
Producentnoggrannhet	100 %	80 %	

Totalt klassificerades 28 ytor rätt och 3 fel. Detta ger en medeltillförlitlighet på 92 % och en medelnoggrannhet på 90 %. I tabell 7 ses resultatet fördelat över beståndstypernas diameterfördelningsklasser. Av de ytor som klassificerades fel tillhörde 2 stycken gruppen typisk fullskiktad skog och en yta tillhörde gruppen

otypisk fullskiktad skog. Det var alltså endast fullskiktade bestånd som klassificerades fel. Den totala andelen rättklassade ytor, 90 %, är klassningsnoggrannheten.

Tabell 7. Resultatet från klassificering baserad på Lantmäteriets ALS-data presenterat med hänsyn till vilken diameterfördelningsklass som provytan blivit tilldelad.

Grupp	Rättklassad	Felklassad	Procent rättklassade
Typisk fullskiktad	6	2	75 %
Otypisk fullskiktad	6	1	86 %
Typisk enskiktad	8	0	100 %
Otypisk enskiktad	7	0	100 %
Totalt	27	3	90 %

5 Diskussion

5.1 Val av variabler

För klassificering med ytmodellen valdes variablerna för relativ standardavvikelse i höjdded (YM_MaxH_sd_rel) och maxhöjd (YM_MaxH_max). För ALS-data valdes motsvarande variabler (ALS_MaxH_sd_rel och ALS_MaxH_max). Anledningen till att dessa variabler presterade bäst i klassificeringen ter sig intuitivt. Metrikerna för relativ standardavvikelse beskriver variationen i krontaket. Tidigare i studien har det argumenterats för att det borde vara en aspekt där beståndstyperna skiljer sig åt. Även om medelhöjderna för beståndstyperna är tämligen likvärdiga kan maxhöjderna (och därmed också metrikerna för maxhöjd) skilja beståndstyperna åt, speciellt som det från fältinventeringen framgår att de fullskiktade beståndens grövsta träd generellt sett är grövre än de enskiktade beståndens grövsta träd. Det finns ett samband mellan ett träds diameter och dess höjd och även om det inte går att dra en säker slutsats om det enskilda trädets höjd enbart från dess diameter gäller sambandet för det generella fallet. För ytmodellen syns i bilaga 2 att måttet för relativ standardavvikelse eventuellt skulle kunna bytas till medelvärdet för Entropi-metriken, men klassificeringsresultatet blir inte bättre med det måttet trots att det vid första anblicken verkar finnas en tydligare uppdelning mellan beståndstyperna.

Det finns ett värde i att använda samma variabler för båda fjärranalysmetoderna. Det blir lättare att ta till sig skillnaden mellan de två datakällorna, med hänsyn till deras förmåga att detektera variationer i krontaket på skogsbestånd. För ALS fanns likväl möjligheten att alstra täthetsmått från olika höjdnivåer under krontaket, men då detta inte är möjligt med stereomatchade punktmoln gjordes inte detta. Många variabler jämfördes men förkastades, till exempel olika höjdpercentiler, olika variansmått och mått på punktmolnets entropi. Det gick visserligen att förbättra klassificeringsresultaten genom att använda fler variabler, om än marginellt. Att göra en klassificering på ett litet stickprov med ett flertal variabler kan vara vanskligt. Risken för överanpassning är då överhängande. Samtidigt är det värt att beakta att syftet med studien inte är att optimera en klassificering utan snarare att se till vilka möjligheter som finns för att utveckla detta sätt att använda skoglig fjärranalys.

5.2 Klassificering

Resultatet är, för att vara en liten studie, tämligen klart. Det går att använda både Lantmäteriets ytmodell och ALS-data för att särskilja fullskiktade bestånd från enskiktade bestånd. I denna studie ger en klassificering med ALS ett bättre resultat än klassificering med ytmodellen. Anledningen till att klassificeringen fungerar med så pass gott resultat (90 % rätt klassificerade med ALS och 77 % rätt klassificerade med ytmodellen) borde helt enkelt vara att krontaket i ett fullskiktat bestånd är mycket heterogent. Klassificeringen är inte gjord med någon metrik som tar i beaktning någon annan retur än den första (detta är bara relevant

för ALS, då ytmodellen bara ger en ”retur”) och det betyder att det som är beaktat är, förutom maxhöjden, hur mycket krontaket lokalt högsta punkter varierar över provytan.

Det ter sig som att det är lättare att undvika att enskiktade bestånd klassificeras som fullskiktade bestånd än tvärt om. Det kan bero på att det bland de fullskiktade bestånden finns en större variation. En del fullskiktade bestånd var glesa och med ett klart begränsat antal stora träd medan en del hade ett större antal stora träd men då också rikligt med mindre träd under. Något som ter sig som ett genomgående tema i resultaten och som även bekräftar några av de antaganden som studien vilar på är att de fullskiktade bestånden generellt sett har en högre relativ standardavvikelse än de enskiktade skogarna.

5.3 Resultatets relevans

Det finns ett värde i att med fjärranalys kunna göra kartläggningar av fullskiktade bestånd. Fullskiktade bestånd möjliggör kalhyggesfritt skogsbruk och de har stor potential att ha höga naturvärden. Att de ofta hyser höga naturvärden beror troligtvis på att många av skogarna har varit oavbrutet trädbevuxna under en lång tid men också för att de kan erbjuda fler ekologiska nischer och därför en större diversitet av skogslevande arter, inte minst fågelarter (Joelsson et al. 2017; Macarthur och Macarthur 1961).

Skoglig fjärranalys har tidigare främst fokuserat på virkesförråd, trädhöjd, gallringsbehov och andra klassiska, för skogsbruket intressanta skogliga variabler, men framöver bör det bli mer angeläget att vidga den skogliga fjärranalysens fokus så att den även kan användas i den operativa naturvården.

5.3.1 Beståndstypernas relevans

För att det skulle varit relevant att dela in bestånden i typiska respektive otypiska grupper borde det ha syntts en skillnad mellan grupperna i resultatet. För klassificeringen gjord med ytmodellen tenderar felklassningarna att vara överrepresenterade hos de otypiska fullskiktade bestånden. Hos tre av de fyra otypiska fullskiktade bestånd som klassificerats fel var anledningen till att de kategoriserats som otypiska att det fanns för många stora träd i diameterklass d3. En anledning till att de klassats fel skulle kunna vara att förekomsten av fler stora träd än hos andra fullskiktade bestånd gjort krontaket mer jämnt och därför också variationen i höjddled mindre än hos de typiska bestånden.

För de enskiktade bestånden kan ingen större effekt av grupperingen konstateras med avseende på klassificeringsresultatet. Detta tyder på att gruppindelningen antingen var onödig eller att både de typiska och otypiska enskiktade bestånden var så pass homogena i krontaket att det inte spelade någon roll om ett bestånds diameterfördelning inte var enligt kriteriet. Det är inte ovanligt att

det finns ett klart avgränsat skikt av mindre träd under det homogena huvudskiktet i ett ”enskiktat” bestånd (Kuuluvainen et al. 1996) och detta gör att kriteriet för att dela in bestånden i typiska eller atypiska var dåligt formulerat.

5.4 Studiens brister

5.4.1 Stickprovets storlek och beskaffenhet

Stickprovet är i minsta laget. Med ett liknande men större stickprov hade resultaten kunnat analyseras på ett mer ingående sätt och procentsatserna i klassningsnoggrannheten hade haft större trovärdighet. Trots ett tämligen lyckat klassificeringsresultat begränsas studiens tillämpbarhet men också trovärdighet av att allt annat än de mest lämpliga bestånden är uteslutna ur stickprovet.

Det var aldrig ett mål att hålla stickprovet litet, men det blev en följd av en begränsad tid för fältinventering och svårigheten att hitta bestånd som passade för studien. En av de klart mest försvårande faktorerna var att de enskiktade bestånden valdes ut mycket strängt med hänsyn till mängden underväxt. För att de inventerade bestånden vid ett senare tillfälle skulle kunna användas för att studera skillnaderna i fågeldiversitet mellan enskiktade bestånd och blädade bestånd tilläts endast underväxt i mycket begränsad omfattning. Ett litet stickprov ger större risk för överanpassning och gör det vanskligt att dra slutsatser om hur en modell baserad på ett större stickprov skulle prestera.

5.4.2 Vad klassificeringen beskriver

Klassificeringarna med båda datakällorna är baserade på maxhöjd och relativ standardavvikelse. Den relativa standardavvikelsen är den variabel som bäst skiljer beståndstyperna åt. Det finns anledning att fråga sig hur det skulle bli om man försökte göra klassificeringen på ett väldigt glest men enskiktat bestånd, till exempel en timmerställning eller föryngringsskärm. Den relativa standardavvikelsen i höjdd led torde ge ett stort utslag då många träffar borde komma både från högt i kronorna och lågt ner mot marken.

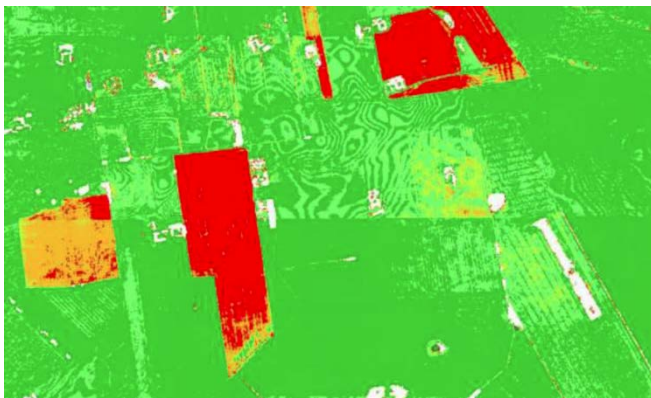
En lösning skulle kunna vara att lägga till vegetationskvoten som en variabel i klassificeringen, då vegetationskvoten för ett mycket glest bestånd borde vara lägre än för ett fullskiktat bestånd. Att kräva en viss nivå av vegetationskvot för att ett bestånd skulle kunna klassas som fullskiktat skulle kunna lösa detta eventuella problem. Dessutom tenderar ytmodellen att misslyckas med att korrekt stereomatcha enstaka fristående träd och till exempel fröträdställningar kan i ytmodellen se ut som öppen mark utan träd.

Metriken för maxhöjd är en intuitiv motsvarighet till maxdiametern och den relativa standardavvikelsen i höjdd led är ett intuitivt mått på krontäckets spridning. Maxdiametern och i förlängningen maxhöjd är relevant då det finns skillnader mellan beståndstyperna i just maxdiametern (tabell 1), vilket alltså borde avspeglas i maxhöjden.

För ALS finns möjligheten att tillföra täthetsmått från under det översta kron-taket. Det är dock inte självklart att det tillför någon värdefull information. Även en enskiktad granskog kan vara mycket tät under det översta krontaket, antingen som en följd av grenar långt ner på stammen hos de stående granarna eller på grund av att det har vuxit upp ett skikt av mindre träd under huvudskiktet.

5.4.3 Ytmodellen

Det finns en känd artefakt i ytmodellen. Modellen uppvisar ibland på plana ytor en missvisande vågighet. I den övre halvan av figur 8 ses ett speciellt vågigt mönster. Det fanns farhågor att detta skulle påverka möjligheterna till att använda ytmodellen negativt, men det verkar inte ha påverkat dem i någon större utsträckning. Det har inte heller syns eller märkts någon vågighet i de punkt-molnsfiler som använts i denna studie, men då det sällan finns plana ytor i skogs-landskapet kan det inte helt uteslutas att vågigheten har funnits med under den generella variationen i landskapet.



Figur 8. Bild som exemplifierar problemet med vågighet i ytmodellen. © Lantmäteriet

5.5 *Möjligheter till vidareutveckling*

Studien är som nämnts tidigare baserad på ett litet urval av de mest lämpliga bestånden. Det gör att materialet inte ger möjlighet att använda modellen över ett helt skogslandskap med tillförlitligt resultat. För att göra något sådant behö- ver en mer omfattande fältinventering genomföras samt att skogslandskapet tro- ligtvis skulle behövt delas in i mer än två olika klasser för att det skulle ges en rimlig chans att göra bra avgränsningar mellan klasserna.

Riksskogstaxeringen tillhandahåller landstäckande och mycket detaljerat data som skulle kunna användas för att applicera denna metod över ett landskap. Riksskogstaxeringen samlar på varje provyta i skogsmark in data om diameter- fördelningarna genom att klava alla träd över 10 cm dbh och vissa av de mindre träden på mindre provytor. Centrumkoordinaten för varje provyta loggas med en handhållen GPS-enhet (för ett antal permanenta provytor har centumpunk- ten mätts med högprecisions-GPS, men de flesta är mätta med en konventionell

handhållen GPS-enhet), vilket inte ger lika bra noggrannhet som de GPS-enheter som användes i denna studie och huruvida det gör positionen för osäker för att kunna användas till en vidareutveckling är oklart. Skogsbestånden från deras inventering delas in i olika huggningsklasser och med ledning av dessa klasser skulle det eventuellt gå att formulera ett antal klasser för att dela in skogslandskapet i. Riksskogstaxeringen anger i sin skiktbeskrivning av bestånden om beståndet är en-, två-, tre- eller fullskiktat, men det skulle också finnas ett värde i att undersöka diameterfördelningen från klavningen för äldre gran-skog för att se om det kan finnas bestånd som har missats i skiktbeskrivningen.

5.6 Slutsatser

- Det går att använda både stereomatchade flygbilder och ALS-data för att göra klassificeringar mellan fullskiktade skogar och enskiktade skogar, men bäst resultat fås med ALS-data.
- De variabler som ger bäst klassificeringsresultat är mått på standardavvikelse i höjdled samt mått på maxhöjd.
- Studien är i minsta laget och resultatet skulle gynnats av ett större stickprov.
- Det finns eventuellt möjlighet att skala upp metoden med hjälp av Riksskogstaxeringens data.

Referenslista

- Albrektson, A., Elfving, B., Lundqvist, L., & Valinger, E. (2008). Skogsskötselserien del 1: Skogsskötselns grunder och samband. Retrieved from <https://www.skogsstyrelsen.se/skogsskotselserien>:
- Anon. (1992) Skogspolitiken inför 2000-talet. In. Bilagor II. Allmäna förlaget, Stockholm.
- Belinska, V., Kluga, A., Kluga, J., & Bricis, A. (2014). Accuracy Estimation of TOPCON GRS-1 GNSS Receiver Parameters in Static and Dynamic Mode. *Elektronika Ir Elektrotehnika*, 20(2), 89-92. doi:10.5755/j01.eee.20.2.6385
- Berg, A., Ehnstrom, B., Gustafsson, L., Hallingback, T., Jonsell, M., & Weslien, J. (1994). THREATENED PLANT, ANIMAL, AND FUNGUS SPECIES IN SWEDISH FORESTS - DISTRIBUTION AND HABITAT ASSOCIATIONS. *Conservation Biology*, 8(3), 718-731. doi:10.1046/j.1523-1739.1994.08030718.x
- Bohlin, J., Wallerman, J., & Fransson, J. E. S. (2012). Forest variable estimation using photogrammetric matching of digital aerial images in combination with a high-resolution DEM. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27(7), 692-699. doi:10.1080/02827581.2012.686625
- Dahlberg, A. (2011). Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Retrieved from <http://shop.skogsstyrelsen.se/shop/9098/art51/10768251-68e6a3-1837.pdf>:
- Davies, A. B., & Asner, G. P. (2014). Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(12), 681-691. doi:10.1016/j.tree.2014.10.005
- Dubayah, R. O., & Drake, J. B. (2000). Lidar remote sensing for forestry. *Journal of Forestry*, 98(6), 44-46.
- Ecke, F., Magnusson, M., & Hornfeldt, B. (2013). Spatiotemporal changes in the landscape structure of forests in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28(7), 651-667. doi:10.1080/02827581.2013.822090
- Eggers, S., & Low, M. (2014). Differential demographic responses of sympatric Parids to vegetation management in boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 319, 169-175. doi:10.1016/j.foreco.2014.02.019
- Eldegard, K., Dirksen, J. W., Orka, H. O., Halvorsen, R., Naesset, E., Gobakken, T., & Ohlson, M. (2014). Modelling bird richness and bird species presence in a boreal forest reserve using airborne laser-scanning and aerial images. *Bird Study*, 61(2), 204-219. doi:10.1080/00063657.2014.885492
- Fridman, J., Holm, S., Nilsson, M., Nilsson, P., Ringvall, A. H., & Stahl, G. (2014). Adapting National Forest Inventories to changing requirements - the case of the Swedish National Forest Inventory at the turn of the 20th century. *Silva Fennica*, 48(3). doi:10.14214/sf.1095
- Friedman, J. (1989). Regularized Discriminant Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 84(405), 165-175.
- Hastie, T., Tibshirani, R., & Friedman, J. (2009). *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference and Prediction* (2 ed.).

- Hudak, A. T., Evans, J. S., & Smith, A. M. S. (2009). LiDAR Utility for Natural Resource Managers. *Remote Sensing*, 1(4), 934-951. doi:10.3390/rs1040934
- Joelsson, K., Hjalten, J., Work, T., Gibb, H., Roberge, J. M., & Lofroth, T. (2017). Uneven-aged silviculture can reduce negative effects of forest management on beetles. *Forest Ecology and Management*, 391, 436-445. doi:10.1016/j.foreco.2017.02.006
- Kohavi, R., & Provost, F. (1998). Glossary of Terms. *Machine Learning*, 30, 271-274.
- Kuuluvainen, T., Penttinen, A., Leinonen, K., & Nygren, M. (1996). Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: An example from boreal spruce forest in southern Finland (Vol. 30).
- Kuuluvainen, T., Tahvonen, O., & Aakala, T. (2012). Even-Aged and Uneven-Aged Forest Management in Boreal Fennoscandia: A Review. *Ambio*, 41(7), 720-737. doi:10.1007/s13280-012-0289-y
- Lantmäteriet. (2014). Långsiktig flygfotoplan. Retrieved from https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/flyg--och-satellitbilder/planer_utfall/flygfotoplan_intervall_130305.pdf
- Lantmäteriet. (2016a, 2016-12-01). Kvalitetsbeskrivning nationell höjddmodell. Retrieved from https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/produktbeskrivningar/kvalitetsbeskrivning_nh.pdf
- Lantmäteriet. (2016b, 2016-12-01). Produktbeskrivning: Laserdata. Retrieved from <https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/produktbeskrivningar/laserdat.pdf>
- Lantmäteriet. (2016c, 2016-10-25). Produktbeskrivning: Ytmodell från flygbilder och Ytmodell från flygbilder IRF. Retrieved from https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/produktbeskrivningar/ytmodell_fran_flygbild2.pdf
- Larsson, A., Bjelke, U., Dahlberg, A., Sandström, J., & SLU, A. (2011). Tillståndet i skogen - rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv. Retrieved from https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/6.tillstandet-i-skogen/rapport_tillstandet_skogen.pdf:
- Larsson, S., Nilsson, L., Persson, A., André, P., Eriksson, J., Kristiansson, K., . . . Olsson, H. (2016). Skogliga skattningar från laserdata. Retrieved from
- Lefsky, M. A., Cohen, W. B., Parker, G. G., & Harding, D. J. (2002). Lidar remote sensing for ecosystem studies. *Bioscience*, 52(1), 19-30. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0019:lrs-fes]2.0.co;2
- Lindberg, E., Roberge, J. M., Johansson, T., & Hjalten, J. (2015). Can Airborne Laser Scanning (ALS) and Forest Estimates Derived from Satellite Images Be Used to Predict Abundance and Species Richness of Birds and Beetles in Boreal Forest? *Remote Sensing*, 7(4), 4233-4252. doi:10.3390/rs70404233
- Lundqvist, L., Cedergren, J., & Eliasson, L. (2009). Skogsskötselserien del 11: Blädningsbruk. Retrieved from <https://www.skogsstyrelsen.se/skogsskotselserien>:
- Macarthur, R., & Macarthur, J. W. (1961). ON BIRD SPECIES-DIVERSITY. *Ecology*, 42(3), 594-&. doi:10.2307/1932254

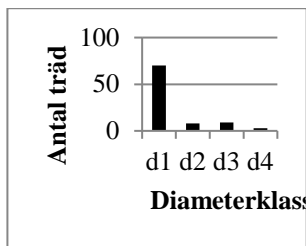
- Melin, M., Korhonen, L., Kukkonen, M., & Packalen, P. (2017). Assessing the performance of aerial image point cloud and spectral metrics in predicting boreal forest canopy cover. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 129, 77-85. doi:10.1016/j.isprs.2017.04.018
- Naesset, E. (2007). Airborne laser scanning as a method in operational forest inventory: Status of accuracy assessments accomplished in Scandinavia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22(5), 433-442. doi:10.1080/02827580701672147
- Naesset, E., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyypä, H., Hyypä, J., Maltamo, M., . . . Soderman, U. (2004). Laser scanning of forest resources: The Nordic experience. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(6), 482-499. doi:10.1080/02827580410019553
- Nilsson, M., Nordkvist, K., Jonzen, J., Lindgren, N., Axensten, P., Wallerman, J., . . . Olsson, H. (2017). A nationwide forest attribute map of Sweden predicted using airborne laser scanning data and field data from the National Forest Inventory. *Remote Sensing of Environment*, 194, 447-454. doi:10.1016/j.rse.2016.10.022
- Ostlund, L., Zackrisson, O., & Axelsson, A. L. (1997). The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 27(8), 1198-1206. doi:10.1139/cjfr-27-8-1198
- Pfeifer, N., Mandlbürger, G., Otepka, J., & Karel, W. (2014). OPALS - A framework for Airborne Laser Scanning data analysis. *Computers Environment and Urban Systems*, 45, 125-136. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2013.11.002
- Riksskogstaxeringen. (2018). Fältinstruktion. In. Institutionen för skoglig resurshushållning.
- Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379-423.
- Skogsdata. (2017). Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen. Inst. f. skoglig resurshushållning, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå. Retrieved from https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata_2017.pdf
- Sverdrup-Thygeson, A., Orka, H. O., Gobakken, T., & Naesset, E. (2016). Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests? *Forest Ecology and Management*, 369, 116-125. doi:10.1016/j.foreco.2016.03.035
- Trimble. (2013). Datasheet: Geo 7 series handheld. In.
- White, J. C., Wulder, M. A., Vastaranta, M., Coops, N. C., Pitt, D., & Woods, M. (2013). The Utility of Image-Based Point Clouds for Forest Inventory: A Comparison with Airborne Laser Scanning. *Forests*, 4(3), 518-536. doi:10.3390/f4030518
- Vogeler, J. C., & Cohen, W. B. (2016). A review of the role of active remote sensing and data fusion for characterizing forest in wildlife habitat models. *Revista De Teledeteccion*(45), 1-14. doi:10.4995/raet.2016.3981

Bilaga 1

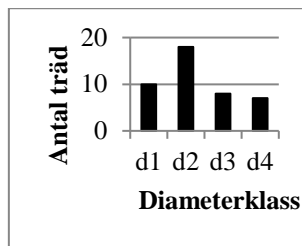
Diameterfördelningar för samtliga bestånd från fältinventeringen. Figuren visar antal träd per diameterklass enligt resonemangen tidigare i rapporten.

Fullskiktade bestånd

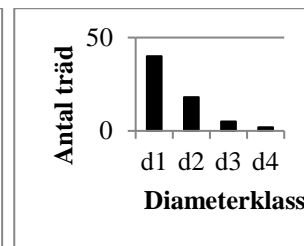
Bestånd 1



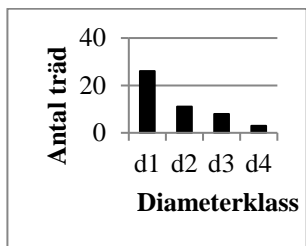
Bestånd 2



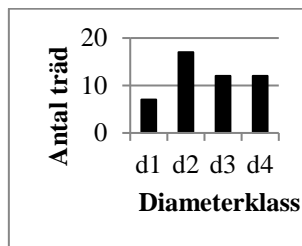
Bestånd 3



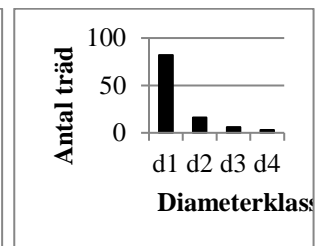
Bestånd 4



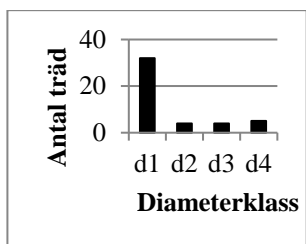
Bestånd 5



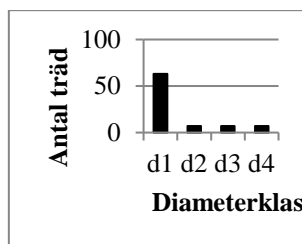
Bestånd 6



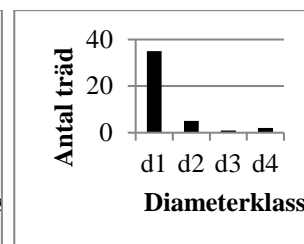
Bestånd 7



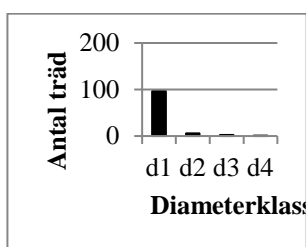
Bestånd 8



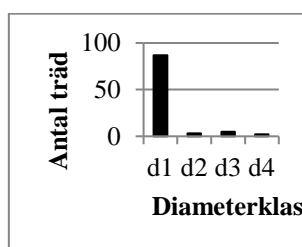
Bestånd 9



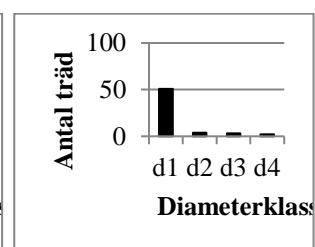
Bestånd 10



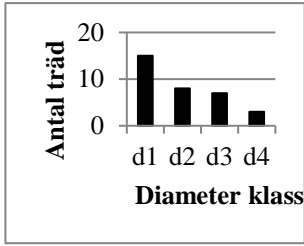
Bestånd 17



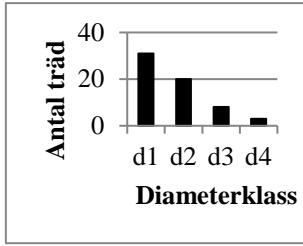
Bestånd 18



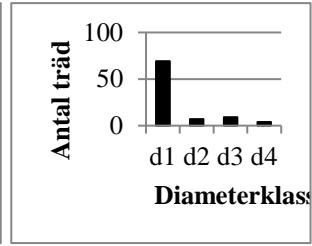
Bestånd 19



Bestånd 20

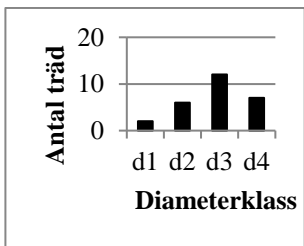


Bestånd 31

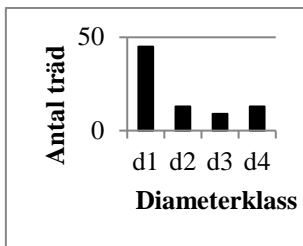


Enskiktade bestånd

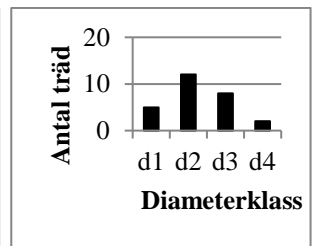
Bestånd 11



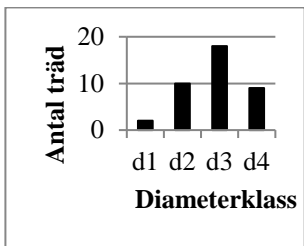
Bestånd 12



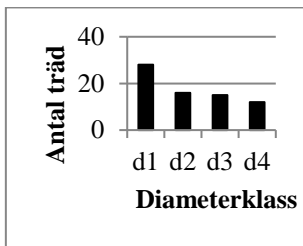
Bestånd 13



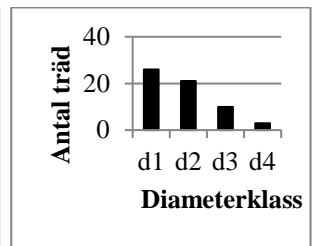
Bestånd 14



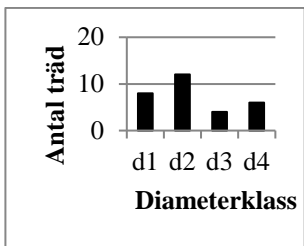
Bestånd 15



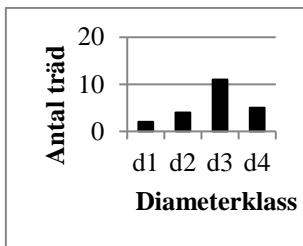
Bestånd 16



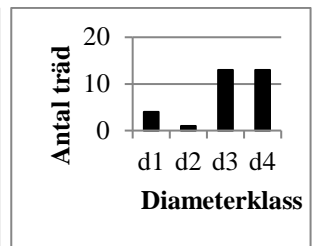
Bestånd 21



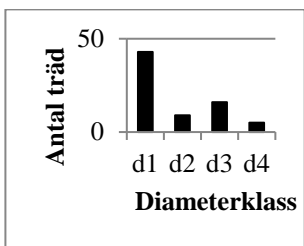
Bestånd 22



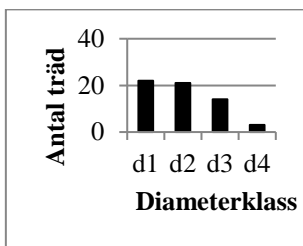
Bestånd 23



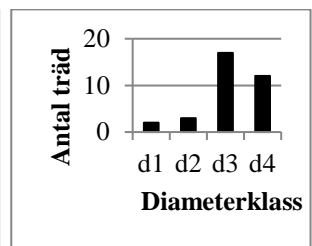
Bestånd 24



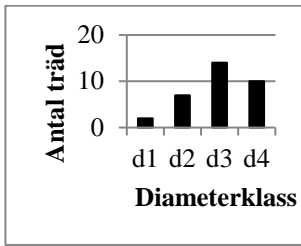
Bestånd 25



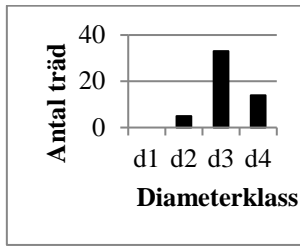
Bestånd 27



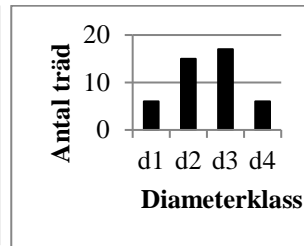
Bestånd 28



Bestånd 29



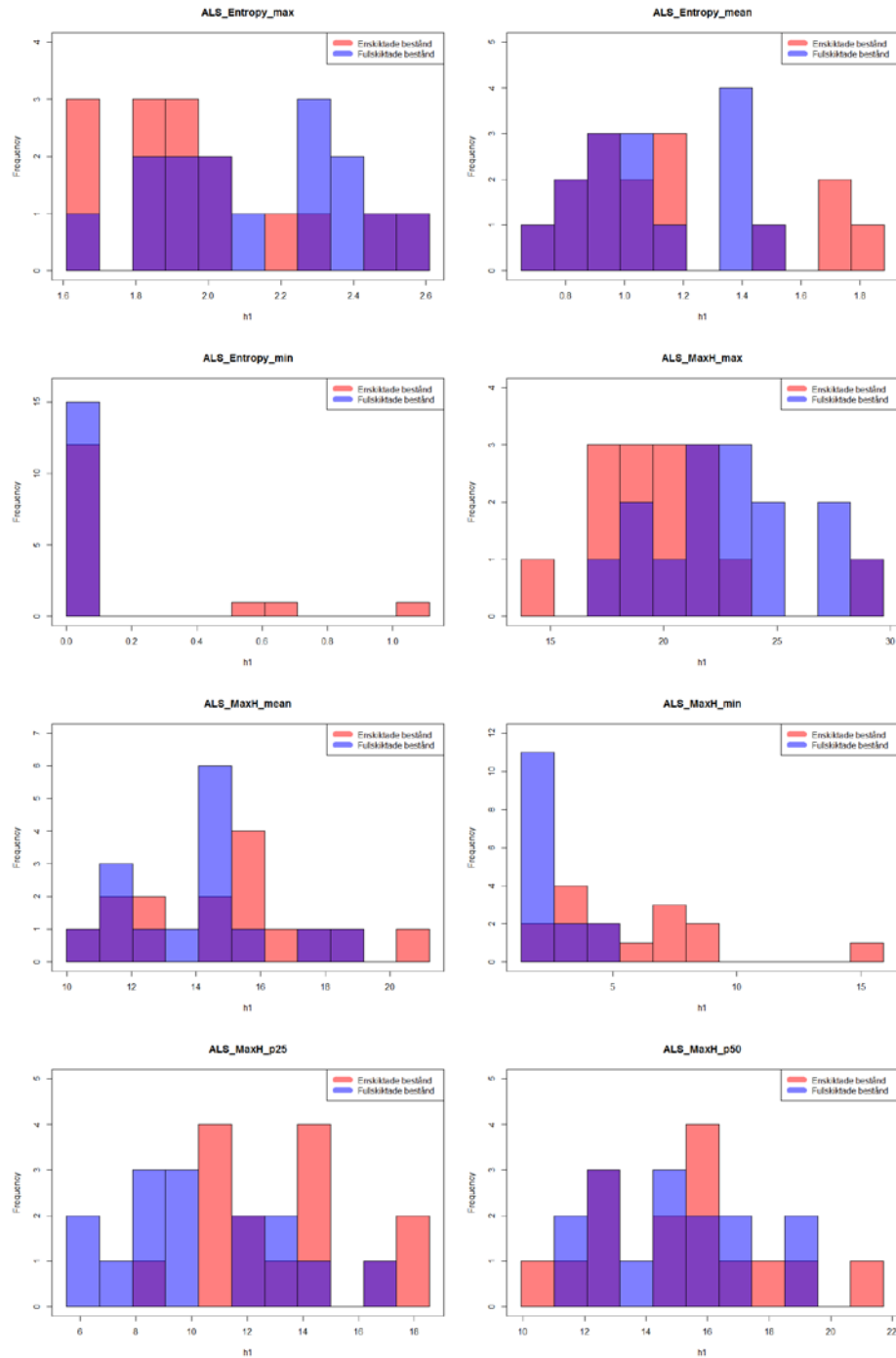
Bestånd 30

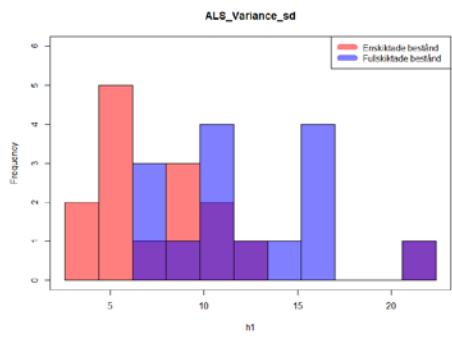
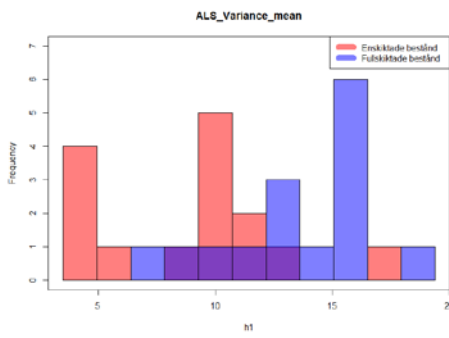
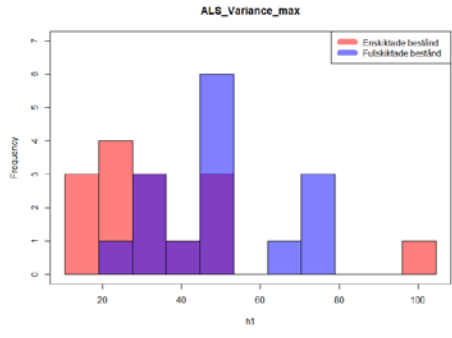
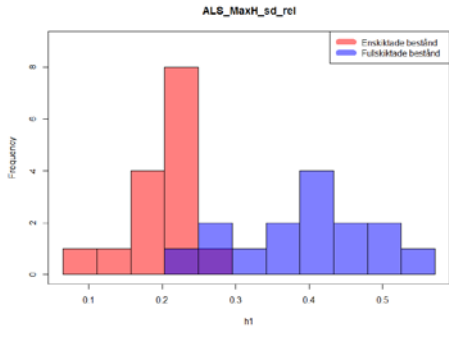
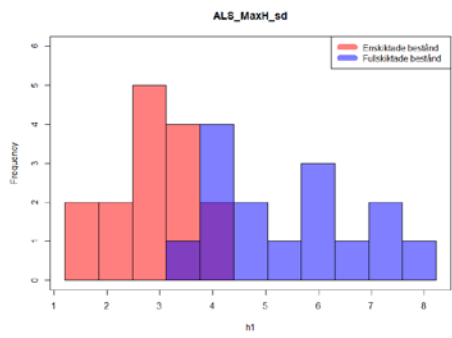
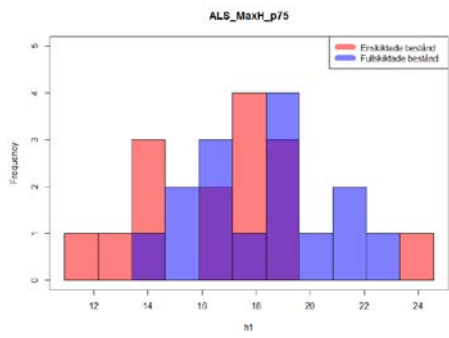


Bilaga 2

Histogram för att se vilka metriker som separerar beståndstyperna bäst.

Metriker från ALS





Metriker från ytmodellen

