



Kartering av lämnade hänsynsområden vid slutavverkning med hjälp av fjärranalys

*Mapping forest retention at final harvest using remote
sensing*

August Nilsson

Examensarbete/Självständigt arbete • 30hp

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Institutionen för skoglig resurshushållning

Jägmästarprogrammet

Arbetsrapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, 516

ISSN 1401-1204

Umeå 2020



Kartering av lämnade hänsynsområden vid slutavverkning med hjälp av fjärranalys

Mapping forest retention at final harvest using remote sensing

August Nilsson

Handledare: Jonas Bohlin, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning

Examinator: Mats Nilsson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning

Omfattning: 30hp

Nivå och fördjupning: A2E

Kurstitel: Examensarbete i skogsvetenskap vid institutionen för Skoglig resurshushållning

Kurskod: EX0966

Program/utbildning: Jägmästarprogrammet SY001

Kursansvarig inst.: Institutionen för Skoglig resurshushållning

Utgivningsort: Umeå

Utgivningsår: 2020

Omslagsbild: August Nilsson

Serietitel: Arbetsrapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning

Delnummer i serien: 516

ISSN: 1401-1204

Nyckelord: Hänsyn, slutavverkning, fjärranalys, laserskanning, drönare, skog

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för skogsvetenskap

Institutionen för skoglig resurshushållning

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Mer information om publicering och arkivering går att hitta här: <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

Sammanfattning

Vid slutavverkning av skog är det viktigt att hänsynsområden lämnas kvar för att gynna den biologiska mångfalden. Den här studien har undersökt om lämnade hänsynsområden vid en slutavverkning kan kartläggas med hjälp av fjärranalys. Studien delades upp i två delmål: , 1) lokalisera och beräkna arealen för lämnade hänsynsområden utifrån laserskanningsdata och 2) klassificera typen av lämnade hänsynsområden i fyra olika klasser: fuktig mark, bergig mark, kantzonen mot vatten och trädgrupper.

Studien utfördes strax utanför Vindeln i Västerbottens län. Där samlades högupplösta bilder in över sju slutavverkade bestånd med hjälp av en drönare. Bilderna bildtolkades manuellt och totalt karterades 72 verkliga hänsynsområden. Dessa jämfördes sedan mot en automatiserad segmentering av hänsynsområden utifrån en krontaksmodell, skapad från laserskanningsdata. Segmenteringen underskattade arealen lämnad hänsyn och var 96 % av den totala verkliga arealen. De segmenterade hänsynsområdenas areal var korrekt placerad innanför de verkliga hänsynsområdena i snitt med 85,4 %. De segmenterade hänsynsområdena tenderade att vara felplacerad i en större utsträckning där vegetation var gles och korrekt placerad där vegetationen var sluten.

För delmål två klassificerades 123 inventerade hänsynsområden med hjälp av klassificeringsmetoden random forest. Totalt användes nio olika variabler i klassificeringen, exempelvis trädets höjd och markens fuktighet. Klassificeringen av de lämnade hänsynsområdena hade en total klassningsnoggrannhet på 75,6 %. Lämnade hänsynsområden på fuktig mark (85,7 %) hade högst producentnoggrannhet medan bergig mark (44,4 %) hade lägst producentnoggrannhet. De viktigaste variablerna för den totala klassningsnoggrannheten var information om vattnets läge i terrängen, hänsynsområdets geometriska utformning och areal.

Denna studie indikerar att lämnade hänsynsområden vid en slutavverkning kan kartläggas med hjälp av högupplösta bilder. Metoden är framför allt lämplig för att uppskatta arealen lämnad hänsyn vid slutavverkningar inom ett större geografiskt område, eftersom precisionen var lägre för enskilda hänsynsområden. Det är möjligt att skapa sig en uppfattning om vilka typer av hänsynsområden som tenderar att lämnas kvar efter en slutavverkning med metoden, men osäkerheten var alltför stor för att klassificera enskilda hänsynsområden. Ett litet urval av hänsynsområden tillsammans med andra felkällor i den här studien gör att resultatet kan variera för försök med andra förhållanden.

Nyckelord: Hänsyn, Slutavverkning, Fjärranalys, Laserskanning, Drönare, Skog

Abstract

At final harvesting of forest, it is important to leave areas for forest retention in order to promote biodiversity. This study has investigated whether the remaining retention areas after final harvest can be mapped by remote sensing. The study was divided into two sub-goals: , 1) locating and calculating the size of the retention areas based on laser scanning data and 2) classifying the retention areas into four different classes: wet areas, areas with rough terrain, riparian zones and tree groups.

The study was performed outside Vindeln in Västerbotten County. High-resolution images were collected with a drone over seven harvested forest areas. The images were manually interpreted and a total of 72 forest retention areas were identified and mapped. These were then compared against an automated segmentation of retention areas based on a canopy height model created from laser scanning data over the same area. The segmented retention areas underestimated the total area and was 96% of the total interpreted retention areas. The area of the segmented retention areas was correctly placed within the interpreted areas on average by 85.4%. The segmented retention areas tended to be misplaced to a greater extent where the vegetation was sparse, and properly located where the vegetation was dense.

For sub-objective two, 123 retention areas were collected in field and then classified using the random forest classification method. A total of nine different variables were used in the classification, for example the height of the trees and the soil moisture. The classification of the retention areas had an overall accuracy of 75.6%. The producers' accuracy was highest for wet areas 85.7%, while areas with rough terrain (44.4%) had the lowest producers' accuracy. The most important variables for the overall accuracy were information about the location of water in the terrain, the retention areas geometric design and size.

This study indicates that remaining retention areas after final harvest can be mapped using high-resolution images. The accuracy was lower for individual segmented retention areas than the total segmented area. The method would therefore be suitable for estimating the total area forest retention remaining after final felling, rather than locating individual retention areas. It was possible to estimate the types of forest retention left after a final felling using the method, but the uncertainty was high for classifying individual retention areas. A small selection of forest retention areas together with other sources of error in this study leads to the outcome may vary for studies with other conditions.

Keywords: Forest retention, Final harvest, Remote sensing, ALS, Drone, Forest

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	4
Figurförteckning	5
1 Inledning	6
1.1 Hänsyn vid slutavverkning av skog	6
1.2 Fjärranalys för skogliga sammanhang	7
1.3 Tidigare studier	9
1.4 Studiens mål	10
2 Material och metoder	11
2.1 Studieområde och insamling av data	11
2.2 Bearbetning av laserskanningsdata	12
2.3 Lokalisering av hänsynsområden	12
2.3.1 Manuell bildtolkning av hänsynsområden	12
2.3.2 Automatiserad segmentering av hänsynsområden	13
2.3.3 Utvärdering av hänsynsområdenas lokalisering och areal	14
2.4 Klassificering av hänsynsområden	15
2.4.1 Hänsynsområden	15
2.4.2 Variabler för klassificeringen	16
2.4.3 Utvärdering av klassificeringen	18
3 Resultat	19
3.1 Lokalisering av hänsynsområden	19
3.2 Klassificering av hänsynsområden	20
4 Diskussion	22
4.1 Resultat och felkällor	22
4.1.1 Lokalisering av hänsynsområden	22
4.1.2 Klassificering av hänsynsområden	23
4.2 Framtida studier	25
5 Slutsats	26
Referenser	27

Tabellförteckning

Tabell 1. Sammanställning över de olika klasserna av hänsynsområden, dess egenskaper och antal	15
Tabell 2. Sammanställning av variablerna som användes i random forest för att klassificera de lämnade hänsynsområdena. Variabelnamn, datakällan, format, upplösning och vilket statistiskt värde som beräknats med <i>Zonal statistics</i>	16
Tabell 3. Ett exempel på en förväxlingsmatris för utvärdering av klassningsnoggrannheten av klasserna: A, B, C och D. Där X_{ij} är antalet klassificerade hänsynsområden för rad i och kolumn j	18
Tabell 4. De segmenterade hänsynsområdenas lokalisering av areal i förhållande till de verkliga hänsynsområdena	20
Tabell 5. Den totala klassningsnoggrannheten, producent- och användarnoggrannheten för respektive klass av hänsynsområden redovisade i en förväxlingsmatris	20

Figurförteckning

- Figur 1. A: Illustration över hur laserpunkternas höjd normaliseras mot markens höjd. B: Ett raster som beskriver krontaksmodellen där cellerna indikerar vegetationens höjd (vitt indikerar vegetation med hög höjd). 8
- Figur 2. Förenklad beskrivning för hur en klassificering sker med random forest. 9
- Figur 3. Studielokalens geografiska placering i Sverige markerat med ett rött kryss respektive rektangel. 11
- Figur 4. Processen för att ta fram hänsynsområden för ett slutavverkat bestånd. A: Krontaksmodellen där svart indikerar vegetation, B: enbart vegetation över 5 m, C: segmentering av hänsynsområden, D: färdiga polygoner med hänsynsområden. 13
- Figur 5. Illustration för ett segmenterat hänsynsområdes (blå linje) överlappning av ett verkligt hänsynsområde (svart linje). Den gröna delen är innanför det verkliga hänsynsområdet (korrekt) och det röda är utanför (felaktigt). 14
- Figur 6. Schematisk illustration över hur verktyget Zonal Statistics beräknar statistiska värden för raster i enskilda polygoner. 16
- Figur 7. A: Ett raster skapad av verktyget Slope som indikerar vart marken har en stark lutning (rött) respektive svag lutning (grönt). B: NDVI-raster som indikerar mängden levande vegetation (grönt) och områden med ingen levande vegetation (brunt). C: Illustration över kantzoner (grönt område) runt vattendrag, sjöar och myrar. 17
- Figur 8. A: Verkliga hänsynsområden (svart linje) och de segmenterade hänsynsområdena markerat med rosa. B: Verkliga hänsynsområden (svart linje) på bergig mark med gles vegetationen och de segmenterade hänsynsområdena (gul linje). C: Ett verkligt hänsynsområde (svart linje) med väl sluten vegetation och ett segmenterat hänsynsområde (gul linje). 19
- Figur 9. Medelminskingen av den totala klassningsnoggrannheten om variablerna inte ingick i klassificeringen. 21
- Figur 10. Medelminskingen av klassningsnoggrannheten för respektive klass om variablerna inte ingick i klassificeringen. 21

1 Inledning

1.1 Hänsyn vid slutavverkning av skog

Av Sveriges totala landareal består ca 58 procent av produktiv skogsmark vilket motsvarar ca 23.6 miljoner hektar. Av den produktiva skogsmarken slutavverkades ca 202 000 hektar skog under säsongen 2017/2018 (Sveriges lantbruksuniversitet, 2019). I Sverige är målen för virkesproduktion och miljön i skogen likställda i skogsvårdslagen sedan 1994 (Skogsstyrelsen, 2019). Sverige är också delaktiga i de globala målen som FN har beslutat för agenda 2030. Det innebär att ekosystemen och dess biologisk mångfald ska bevaras. Ett delmål för att uppnå detta är ett hållbart brukande av skogar och ett skydd av naturliga livsmiljöer (United Nations, 2015). Slutavverkningen av Sveriges skogar har en direkt inverkan på den biologiska mångfalden och har visats sig vara den största orsaken till ökningen av rödlistade arter i Sverige (Larsson et al, 2011).

Idag kräver skogsvårdslagen att naturvårdshänsyn ska tas vid slutavverkningar. Sådan hänsyn kan exempelvis vara kantzoner till sjöar och vattendrag, eller trädgrupper som lämnas kvar på hyggen (Skogsstyrelsen, 2019). Dessa hänsynsområden är viktiga för att bidra till biologisk mångfald eftersom lämnade trädgrupper och kantzoner minskar störningen som uppkommer vid en slutavverkning. De skapar också ett habitat för arter som kräver en kontinuitet av äldre skog (Gustafsson et al., 2016). En studie av Rudolphi et al (2015) visade att en stor del av känsliga mossar och lavar kunde leva kvar i lämnade hänsynsområden efter en slutavverkning. Att bevara hänsynsområden vid slutavverkningar har också en stor inverkan på mängden död ved, grova träd och gammal skog som kommer existera i framtidens skogar. Arealen lämnad hänsyn har också en inverkan på hur landskapsbilden förändras (Lämås et al., 2015). Skogsstyrelsen genomför idag hänsynsuppföljningar vid slutavverkningar för att fastställa hur mycket hänsyn som lämnas kvar och dess förekomst av substrat som gynnar biodiversiteten (Fridh et al., 2013).

1.2 Fjärranalys för skogliga sammanhang

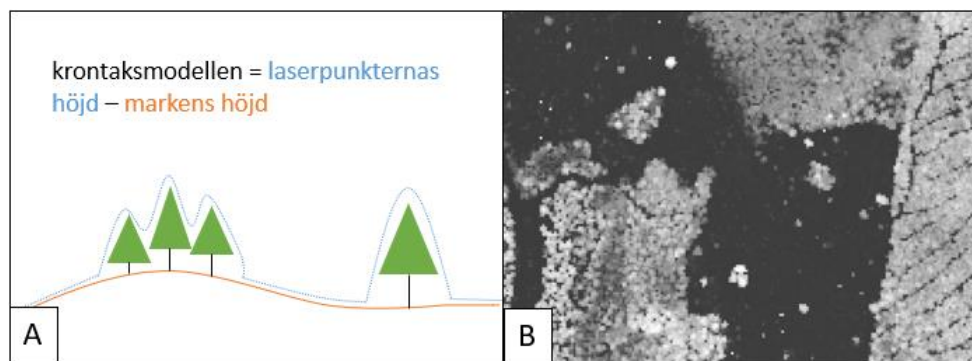
Flera studier har visat att fjärranalys är lämpligt i skogliga sammanhang för att uppskatta variabler som exempelvis trädhöjd och skogens volym (Bohlin et al., 2012; Naesset et al., 2004; Naesset et al., 2007; White et al., 2013). En förekommande metod inom fjärranalys är att använda sig av ALS (airborne laser scanning). Metoden innebär att en flygburen farkost utrustad med en laser flyger och skannar över ett område. Farkosten är utrustad med ett noggrant navigationssystem vilket gör att de reflekterade laserpunkternas positioner på marken kan bestämmas. Detta resulterar i en 3D-modell i form av ett punktmoln som är georefererad (Wehr & Lohr., 1999). Den uppnådda punkttätheten och tidsåtgången för en laserskanning beror av flera faktorer såsom flyghöjd, hastighet och antalet pulser som lasern kan generera per tidsenhet (Nordkvist et al., 2013).

I Sverige har Lantmäteriet genomfört en rikstäckande laserskanning. Den startade 2009 med syftet att skapa en rikstäckande höjdm modell över marken (Lantmäteriet, 2019a). Med hjälp av den framtagna höjdm modellen har också markens fuktighet uppskattas genom att beräkna vattnets rörelse och färdväg i området utifrån topografin (Ågren et al., 2014), vilket resulterade i en markfuktighetskarta. Data från laserskanningen visade sig också vara användbart för att skatta skogliga variabler som exempelvis volym och trädhöjd över hela Sverige (Nilsson et al, 2017). Skogsnäringen har haft en stor nytta av såväl laserdata som produkten skogliga grunddata och därför beslutades det att en ny rikstäckande skanning skulle starta år 2018. Den nya skanningen kommer både gå snabbare att genomföra och få en högre punkttäthet än den första skanningen (Skogsstyrelsen, 2018).

Drönare används allt mer inom fjärranalys och är ett lättillgängligt verktyg som har flera användbara egenskaper. De kan till exempel användas lokalt för kartläggning och planering av skog (Banu et al., 2016; Tang & Shao., 2015). Bilder som är fotograferade med drönare kan användas för att skapa högupplösta ortofoton med hjälp av stereofotogrammetri. Det kan göras med programmet Agisoft Metashape Professional vilket är specialiserat på fotogrammetri och att skapa 3D-modeller utifrån bilder (Agisoft, 2019). En fördel med dessa ortofoton skapade av drönarbilder är att de har en högre upplösning än andra källor som exempelvis satellitbilder och flygbilder (Nagadiman et al., 2016). Bilderna kan också användas för att producera punktmoln med tekniker som SFM (structure from motion), resultatet liknar punktmoln skapade från laserskanning men de har en betydligt högre punkttäthet (Westoby et al., 2012).

Ett punktmoln över ett skogsområde kan alltså skapas med både laserskanning och digitala bilder från drönare. För att beräkna vegetationens höjd och visualisera kron-takets struktur kan en krontaksmodell skapas utifrån punktmolnet. Detta görs genom att normalisera laserpunkternas höjd mot marken med hjälp av en markmodell som beskriver markens höjd (figur 1). Det har visats sig vara användbart att genomföra analyser av en krontaksmodell för att urskilja och beräkna antalet träd i en skog (Kwak et al., 2007; Eysn et al., 2012). Manuell bildtolkning är en vanlig metod inom fjärranalys för att hitta och urskilja olika objekt från varandra. Metoden är subjektiv

eftersom bildtolkaren gör bedömningar utifrån dennes egna erfarenhet och kunskaper om faktorer som rör objekten (Wulder & Franklin, 2003). Genom att tolka högupplösta ortofoton över utförda slutavverkningar kan lämnade hänsynsområden lokaliseras manuellt. Samma hänsynsområden bör också kunna lokaliseras med hjälp av en krontaksmodell skapad från till exempel laserskanningsdata. Att lokalisera lämnade hänsynsområden vid slutavverkningar med hjälp av fjärranalys skulle kunna vara ett stöd till dagens manuella inventering av lämnade hänsynsområden och möjligtvis en metod som skulle kunna effektivisera processen.



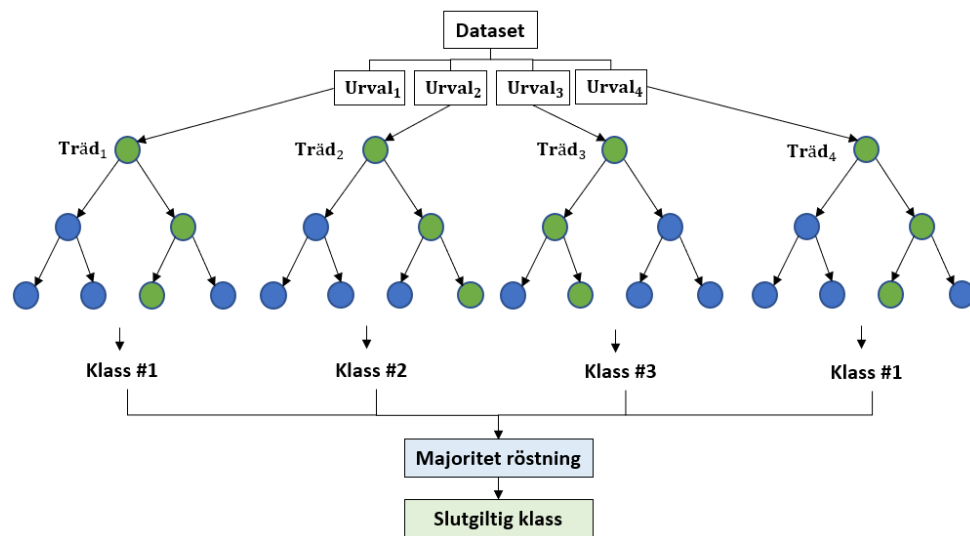
Figur 1. A: Illustration över hur laserpunkternas höjd normaliseras mot markens höjd. B: Ett raster som beskriver krontaksmodellen där cellerna indikerar vegetationens höjd (vitt indikerar vegetation med hög höjd).

Det vore även intressant att klassificera typen av lämnade hänsynsområden med hjälp av fjärranalys. När skogsstyrelsen idag gör hänsynsuppföljningar bestäms typen av hänsynsområde genom manuella fältinventeringar (Fridh et al., 2013).

Random forest är en metod utvecklad av Breiman (2001) som kan användas för klassificeringar. Metoden kan användas om klasserna kan förutsägas utifrån definierade variabler. Random forest skapar ett stort antal besluts-träd utifrån slumpmässiga urval av observationer från det datasetet som ska klassificeras (figur 2). Träden är uppbyggda av noder och vid varje nod delas trädet utifrån en variabel. Ett slumpmässigt urval av alla variabler görs vid varje nod och den bästa variabeln i urvalet väljs därefter. Varje träd kommer fram till en klass och därefter görs en omröstning, där den klass som är vanligast (är i majoritet) väljs som den slutgiltiga klassen för hela klassificeringen.

Random forest finns i programmet R. Där kan flertalet parametrar justeras för metoden, som exempelvis antalet träd som ska skapas och antalet variabler som testas vid varje delning av ett träd (Liaw och Wiener, 2001). Enligt en litteraturstudie av Belgiu och Drăguț (2016) används random forest ofta för klassificeringar utifrån fjärranalysdata och den ger vanligen en relativt hög klassningsnoggrannhet. En ytterligare fördel är att metoden skattar hur viktiga variablerna är för klassningsnoggrannheten, vilket ofta är användbart när många olika variabler är inblandade. En avgränsning kan göras för vilka variabler som behöver vara med i metoden och vilka som kan uteslutas. För att klassificera hänsynsområden kan variabler som trädens höjd och markens fuktighet vara intressanta. Med hjälp av random forest bör det

vara möjligt att klassificera typen av lämnade hänsynsområden samt att bestämma vilka variabler som har betydelse för klassificeringen.



Figur 2. Förenklad beskrivning för hur en klassificering sker med random forest.

1.3 Tidigare studier

Det har gjorts få studier som handlar specifikt om kartering av lämnade hänsynsområden vid slutavverkningar med hjälp av fjärranalys. Länsstyrelsen Östergötland (2011) har gjort en studie där de karterade lämnade trädgrupper och kantzoner mot vatten efter slutavverkningar med hjälp av satellitbilder. De genomförde förändringsanalyser och segmentering av satellitbilderna för att urskilja lämnade hänsynsområden som sedan validerades mot inventerade punkter i fält. Studien var rikstäckande och resultatet varierande för olika områden i Sverige, och i ca 75 procent av fallen identifierades hänsynsområden med lämnade trädgrupper och vegetation korrekt. Bredden på de lämnade kantzonerna överskattades generellt och den verkliga bredden på kantzonerna var ca 30–40 procent av den segmenterade.

Straub et al., (2008) och Eysn et al., (2012) har gjort studier om automatiserad avgränsning av skogsmark från övrig mark utifrån laserskanningsdata. De delade in skogsmark och övrig mark genom manuell tolkning av flygbilder. Därefter jämförde de deras automatiserade avgränsning mot den manuella avgränsningen och den totala precisionen för de två klasserna var 97,7 respektive 96,0 procent. Studierna visar att automatiserad avgränsning av skogsmark från övrig mark är möjligt med laserskanningsdata. Resultatet från dessa tidigare studier tyder på att det bör vara möjligt att lokalisera lämnade hänsynsområden på ett liknade sätt utifrån laserskanningsdata.

1.4 Studiens mål

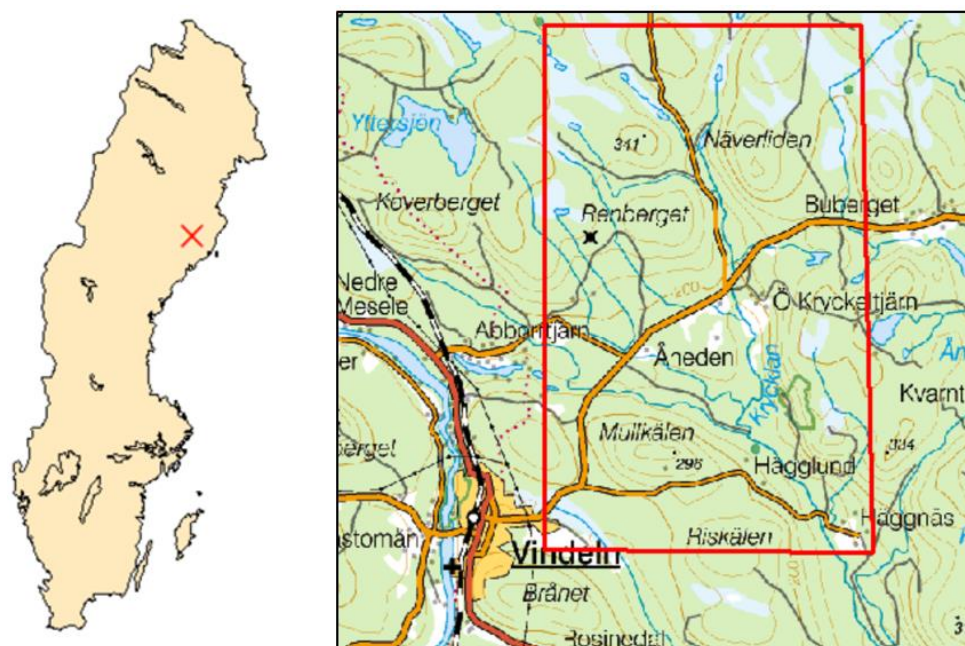
Studiens mål är att undersöka om kvarlämnade hänsynsområden vid slutavverkningar kan lokaliseras och klassificeras med hjälp av fjärranalys. Studiens mål kan därför delas upp i två separata delmål:

1. Lokalisera lämnade hänsynsområden utifrån laserskanningsdata och beräkna dess areal, samt utvärdera resultatet utifrån manuellt bildtolkade hänsynsområden.
2. Klassificera lämnade hänsynsområden vid en slutavverkning med hjälp av klassificeringsmetoden random forest, samt fastställa vilka variabler som har betydelse för klassningsnoggrannheten.

2 Material och metoder

2.1 Studieområde och insamling av data

Försökslokalen för den här studien var på Sveaskogs marker strax utanför Vindeln i Västerbottens län (figur 3). Där har Sveaskog kartlagt hänsynsområden som ska sparas eller tas extra hänsyn till vid kommande slutavverkning. Några exempel på sådana hänsynsområden är trädgrupper, fuktiga partier och kantzoner mot vatten.



Figur 3. Studielokalens geografiska placering i Sverige markerat med ett rött kryss respektive rektangel.

Över sju slutavverkade avdelningarna inom samma område som Sveaskogs inventerade hänsynsområden flögs en drönare för att samla in högupplösta bilder.

Drönaren som användes var en Phantom 4 Pro. Den använder sig av flera olika satellitnavigeringssystem som exempelvis GPS och GLONASS för att få en bra positioneringsnoggrannhet. Den är också utrustad med en RTK (Real-Time Kinematic) som med hjälp av korrigeringsdata från en referensstation ger en geografisk noggrannhet på centimeternivå (DJI, 2020). Drönaren flögs på 120 m över marken med en övertäckning på 80 procent både inom och mellan stråken. Vädret var varierande under flygningarna, både mulet och soligt. Vinden varierade även i styrka.

Laserskanningsdata hämtades direkt från Lantmäteriets öppna geodatatjänst. Datat var skannat under 2019 och bestod av ett klassificerat punktmoln med klasser för exempelvis mark, vegetation och vatten. Punkttätheten var ca 1.5–2 punkter/m² (Lantmäteriet, 2019a). En höjdmodell som beskriver markens höjd över havet införhämtades också från Lantmäteriet, i form av ett raster med en upplösning på 2 m (Lantmäteriet, 2019c).

Infraröda flygbilder tagna under 2018 hämtades från Lantmäteriet. De hade en spatial upplösning på 0,48 m (Lantmäteriet, 2019d). Information om sjöar, myrar och vattendrag hämtades ur Vägkartan producerad av Lantmäteriet. Data över markens fuktighet införskaffades direkt från en markfuktighetskarta som tagits fram av Sveriges lantbruksuniversitet. Den var indelad i klasserna frisk, fuktig och blöt mark (Lidberg, 2019).

2.2 Bearbetning av laserskanningsdata

Bearbetningen av laserskanningsdata genomfördes i programmet FUSION, vilket är ett program speciellt utvecklat för att visualisera och analysera laserskanningsdata (McGaughey, R.J., 2018). Punktmolnet från laserskanningen normaliserades mot marken med hjälp av Lantmäteriets höjdmodell. Därefter användes funktionen *Gridmetrics* i FUSION för att ta fram en krontaksmodell med uppgifter om den maximala höjden på punkterna i punktmolnet för rasterceller med en storlek på 2 m x 2 m.

För att undersöka trädskiktets täckningsgrad av marken beräknades andelen av alla laserpunkterna som var registrerade 2 m över marken. Om trädens kronskikt är väl slutet är således täckningsgraden av marken hög, då en stor andel av laserpunkterna inte når ner till marken. Trädskiktets täckningsgrad beräknades för celler på 10 m x 10 m, vilket resulterade i ett raster med en upplösning på 10 m.

2.3 Lokalisering av hänsynsområden

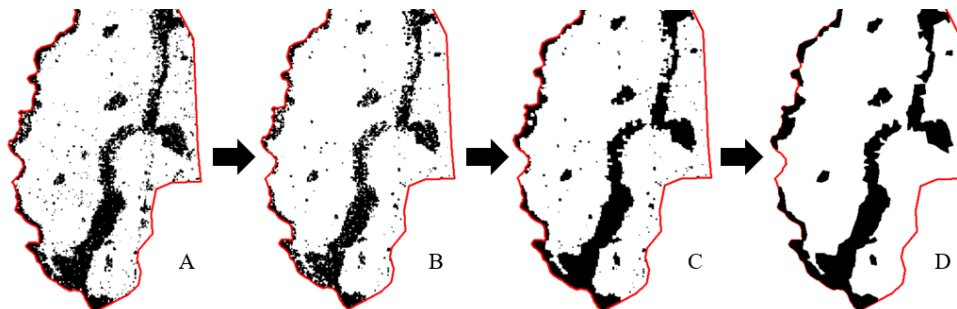
2.3.1 Manuell bildtolkning av hänsynsområden

Programmet Agisoft Metashape Professional användes för att skapa ortofoton över respektive slutavverkning utifrån de flygbilder som fotograferats från drönaren. De

färdigställda ortomosaikerna hade en spatial upplösning på ca 4 cm. Den höga detaljrikedom i ortomosaikerna underlättade den manuella bildtolkningen där lämnade hänsynsområden avgränsades manuellt. Hänsynsområden definierades i den här studien som områden där träden har lämnats kvar orörda vid en slutavverkning. Området ska också vara sammanhängande, det vill säga att det inte får finnas påtagligt avverkade områden mellan träden inom ett hänsynsområde. Den minsta tillåtna storleken på hänsynsområdena sattes till 100 m² för att avskilja dem mot enstaka kvarlämnade träd. Storleken på de bildtolkade hänsynsområdena varierande från 100 m² till ca 18 000 m² och det totala antalet var 72. De bildtolkade hänsynsområdena användes som ett facit för att utvärdera den automatiska segmenteringen av hänsynsområden. I fortsättningen av rapporten kommer därför de bildtolkade hänsynsområdena att benämnas som verkliga hänsynsområden.

2.3.2 Automatiserad segmentering av hänsynsområden

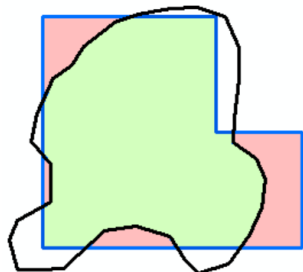
För att lokalisera och bestämma arealen av lämnade hänsynsområden vid en slutavverkning genomfördes en automatisk segmentering i programmet ArcMap (ESRI, 2016) utifrån krontaksmodellen, vilken beskriver vegetationens höjd i rasterformat (figur 4). Vegetation under 5 m sållades bort för att bli av med brus från buskar och gräsvegetation. Därefter användes verktyget *Boundary Clean* i programmet för att segmentera områden med lämnad vegetation och jämna ut deras kanter. Datat konverterades från raster till polygoner för att kunna avgränsa enskilda hänsynsområden och beräkna dess areal. Hänsynsområdena bearbetades för att fylla igen hålrum som uppkommit på grund av att enstaka celler saknade data från krontaksmodellen eller att de hade ett värde lägre än tröskelnivån på 5 m. Slutligen sållades hänsynsområden med en areal mindre än 100 m² bort, vilket var den minsta storleken på de verkliga hänsynsområdena.



Figur 4. Processen för att ta fram hänsynsområden för ett slutavverkat bestånd. A: Krontaksmodellen där svart indikerar vegetation, B: enbart vegetation över 5 m, C: segmentering av hänsynsområden, D: färdiga polygoner med hänsynsområden.

2.3.3 Utvärdering av hänsynsområdenas lokalisering och areal

För att utvärdera hur de segmenterade hänsynsområdenas lokalisering och areal stämde överens med de verkliga hänsynsområdena, undersöktes hur väl de överlappande varandra (figur 5). Alltså hur stor del av de segmenterade hänsynsområdet som låg innanför respektive utanför det verkliga hänsynsområdet.



Figur 5. Illustration för ett segmenterat hänsynsområdes (blå linje) överlappning av ett verkligt hänsynsområde (svart linje). Den gröna delen är innanför det verkliga hänsynsområdet (korrekt) och det röda är utanför (felaktigt).

För att undersöka överlappningen beräknades kvoten för den totala segmenterade arealen och den totala verkliga arealen för hänsynsområdena (ekvation 1). Medelvärde beräknades för andelen av de enskilda segmenterade hänsynsområdenas areal som var korrekt placerad och således låg innanför ett verkligt hänsynsområde (ekvation 2).

$$KA = \frac{\sum_{i=1}^n SA_i}{\sum_{j=1}^m VA_j}, \text{ för } i = 1, \dots, n \text{ och } j = 1, \dots, m \quad (1)$$

där KA är kvoten av den totala segmenterade arealen och den totala verkliga arealen, SA_i är arealen för det segmenterade hänsynsområdet i , VA_j är arealen för det verkliga hänsynsområdet j , n är antalet segmenterade hänsynsområden och m är antalet verkliga hänsynsområden.

$$\overline{SAK} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{SAI_i}{SA_i}}{n}, \text{ för } i = 1, \dots, n \quad (2)$$

där \overline{SAK} är medelvärdet av andelen av de enskilda segmenterade hänsynsområdenas areal som ligger innanför ett verkligt hänsynsområde, SAI_i är arealen av det segmenterade hänsynsområdet i som ligger innanför ett verkligt hänsynsområde, SA_i är arealen av det segmenterade hänsynsområdet och n är antalet segmenterade hänsynsområden. För de segmenterade hänsynsområdena som inte ligger innanför ett verkligt hänsynsområde blir således $SAI_i = 0$.

Där flera segmenterade hänsynsområden överlappade ett och samma verkliga hänsynsområde, summerades den totala arealen för dessa segmenterade

hänsynsområden och lades ihop till ett sammanlagt hänsynsområde. Av dessa sammanlagda hänsynsområden beräknades medelvärdet för den procentuella andelen av arealen som låg innanför de verkliga hänsynsområdena (ekvation 3). Detta för att bestämma de verkliga hänsynsområdenas täckningsgrad av segmenterade hänsynsområden.

$$\overline{VAT} = \frac{\sum_{j=1}^m \frac{SAIsum_j}{VA_j}}{m}, \text{ för } j = 1, \dots, m \quad (3)$$

där \overline{VAT} är medelvärdet för andelen av de verkliga hänsynsområdenas areal som täcks av segmenterade hänsynsområden, VA_j är arealen för det verkliga hänsynsområdet j , $SAIsum_j$ är summan av arealen för de segmenterade hänsynsområdena som ligger innanför det verkliga hänsynsområdet j och m är antalet verkliga hänsynsområden.

2.4 Klassificering av hänsynsområden

2.4.1 Hänsynsområden

Sveaskogs fältinventerade hänsynsområden var indelade i olika klasser utifrån dess egenskaper, som exempelvis en kantzön mot vatten eller en trädgrupp. En generalisering av klasserna gjordes i den här studien eftersom det fanns ett begränsat antal av varje specifik hänsynstyp inom försöksområdet. Fyra olika klasser specificerades, där varje klass innehöll hänsynsområden med liknande egenskaper (tabell 1). Antalet hänsynsområden för respektive klass varierade.

Tabell 1. Sammanställning över de olika klasserna av hänsynsområden, dess egenskaper och antal

Klass	Egenskaper	Antal
Fuktig mark	Sumpskog, surdråg och myrimpediment	49
Bergig mark	Raviner, branter, blockig mark eller berg impediment	18
Kantzoner	Angränsar till sjöar, vattendrag eller myr	21
Trädgrupper	Trädslagsrena grupper, blandade trädslag eller äldre träd	35

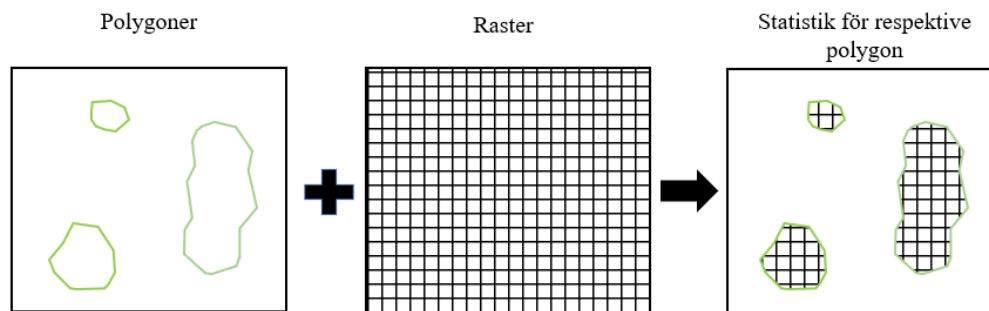
För klassen trädgrupper fanns inga indikationer på att de var kvarlämnade för att marken var fuktig eller bergig, de passade således inte in under de övriga klasserna. Trädgrupperna kunde både vara dominerande av barrträd respektive lövträd eller en blandning av de båda trädslagen. En del av trädgrupperna innehöll äldre biologiskt värdefulla och skyddsvärda träd.

2.4.2 Variabler för klassificeringen

För att klassificera Sveaskogs fältinventerade hänsynsområden till någon av de fyra klasserna (tabell 1) användes klassificeringsmetoden random forest i programmet R. Random forest skapade 1000 träd och tre variabler testades vid varje delning av träden. De nio variabler som användes i klassificeringen redovisas i tabell 2. För de variabler som var i rasterformat användes verktyget *Zonal statistics as table* i ArcMap för att beräkna deras värden för respektive hänsynsområde. Verktyget beräknade statistiska värden för rastret inom respektive polygon (figur 6). De värden som beräknades var medelvärdet och standardavvikelsen.

Tabell 2. Sammanställning av variablerna som användes i random forest för att klassificera de lämnade hänsynsområdena. Variabelnamn, datakällan, format, upplösning och vilket statistiskt värde som beräknats med *Zonal statistics*

Variabelnamn	Datakälla	Format-upplösning	Zonal Statistics
Areal	Hänsynsområdena	Polygon	-
Cirkelfaktorn	Hänsynsområdena	Polygon	-
Trädhöjd	Laserdata	Raster - 2 m	Medelvärde
Trädhöjdsvariation	Laserdata	Raster - 2 m	Standardavvikelse
Trädsiktets täckningsgrad	Laserdata	Raster - 10 m	Medelvärde
Markfuktighet	Markfuktighetskartan	Raster - 2 m	Medelvärde
Kantzon mot vatten	Väggkartan	Raster - 2 m	Medelvärde
Markens höjdvariation	Markmodell	Raster - 2 m	Medelvärde
NDVI	Flygbilder IR	Raster - 0,48 m	Medelvärde



Figur 6. Schematisk illustration över hur verktyget Zonal Statistics beräknar statistiska värden för raster i enskilda polygoner.

Variablerna trädhöjd, trädhöjdsvariation och trädsiktets täckningsgrad framställdes som tidigare beskrivet ur laserskanningsdatat. För variabeln markfuktighet användes markfuktighetskartans klasser utan någon ytterligare bearbetning. De övriga variablerna som användes i klassificeringen framställdes genom en del bearbetning. För att undersöka markens höjdskillnader inom hänsynsområdena användes

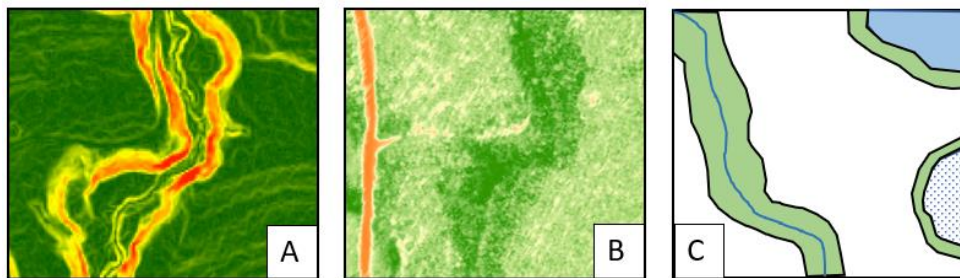
markmodellen och verktyget *Slope* i ArcMap. Verktyget beräknade lutningen i grader mellan cellerna i rastret, vilket ger en bra indikation på markens nivåskillnader (figur 7a).

De infraröda flygbilderna från Lantmäteriet användes för att skapa ett Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) (ekvation 4). Indexet indikerar mängden levande vegetation och beräknas genom att kombinera det synliga röda ljuset och det infraröda ljuset (Wulder & Franklin, 2003). Det skapade NDVI-rastret ger en bra uppfattning om vart det finns levande vegetation (figur 7b).

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{VIS}) / (\text{NIR} + \text{VIS}), \quad (4)$$

där *NIR* är det infraröda ljuset och *VIS* är det synliga röda ljuset.

För att avgöra om ett hänsynsområde låg i närheten av vatten skapades en kantzong längs vattendrag, sjöar och myrar (figur 7c). Enligt en litteraturstudie av Gustafsson et al, (2016) är en bredd på 10 m för lite för att bibehålla mossar och landsnäckor, och en kantzong på 30 m anses behövas för att gynna fågelarter. Kantzonens bredd sattes till 20 m i den här studien. Resultatet var ett raster där värdet i rastercellen indikerade om cellen befanns sig inom eller utanför kantzonen.



Figur 7. A: Ett raster skapad av verktyget *Slope* som indikerar vart marken har en stark lutning (rött) respektive svag lutning (grönt). B: NDVI-raster som indikerar mängden levande vegetation (grönt) och områden med ingen levande vegetation (brunt). C: Illustration över kantzoner (grönt område) runt vattendrag, sjöar och myrar.

För att undersöka hänsynsområdenas geometriska utformning beräknades cirkelfaktorn och dess areal (ekvation 5). Cirkelfaktorn är en kvot som beskriver om hänsynsområdet är cirkelformat eller mer format som en rektangel. Intuitivt tenderar kantzoner att vara mera utdragna och rektangelformade än trädgrupper som istället tenderar att vara mer cirkelformade.

$$\text{CF} = \frac{A \cdot 4\pi}{O^2} \quad (5)$$

där *CF* är cirkelfaktorn, *A* är hänsynsområdets areal och *O* är omkretsen.

2.4.3 Utvärdering av klassificeringen

Funktionen random forest utvärderade automatiskt klassningsnoggrannheten genom att beräkna ”out-of-box error rate” (OOB-error). Detta beräknas genom att en klassificering görs på den delen av datasetet som inte blev slumpmässigt utvald för att ingå i de skapade träden. Värdena för OOB-error redovisas i form av en förväxlingsmatris, där klassningsnoggrannheten redovisas för respektive klass (tabell 3).

Funktionen *variable importance* i random forest användes för att beräkna hur enskilt viktiga variablerna var för klassningsnoggrannheten. För varje variabel redovisades hur många procent klassningsnoggrannheten minskades när variabeln togs bort, både totalt och för respektive klass.

Tabell 3. Ett exempel på en förväxlingsmatris för utvärdering av klassningsnoggrannheten av klasserna: A, B, C och D. Där X_{ij} är antalet klassificerade hänsynsområden för rad i och kolumn j

		Estimerad klass			
		A	B	C	D
Verklig klass	A	X_{11}	X_{12}	X_{13}	X_{14}
	B	X_{21}	X_{22}	X_{23}	X_{24}
	C	X_{31}	X_{32}	X_{33}	X_{34}
	D	X_{41}	X_{42}	X_{43}	X_{44}

Från förväxlingsmatrisen beräknades producentnoggrannheten (ekvation 6) och användarnoggrannheten (ekvation 7). Den totala klassningsnoggrannheten av hänsynsområdena beräknades med ekvation 8.

$$A = \frac{X_{11}}{\sum_{j=1}^4 X_{1j}}, B = \frac{X_{22}}{\sum_{j=1}^4 X_{2j}}, C = \frac{X_{33}}{\sum_{j=1}^4 X_{3j}}, D = \frac{X_{44}}{\sum_{j=1}^4 X_{4j}} \quad (6)$$

där A, B, C, D är producentnoggrannheten för respektive klass A, B, C och D. Där X_{ij} är antalet klassificerade hänsynsområden för rad i och kolumn j .

$$A = \frac{X_{11}}{\sum_{i=1}^4 X_{i1}}, B = \frac{X_{22}}{\sum_{i=1}^4 X_{i2}}, C = \frac{X_{33}}{\sum_{i=1}^4 X_{i3}}, D = \frac{X_{44}}{\sum_{i=1}^4 X_{i4}} \quad (7)$$

där A, B, C, D är användarnoggrannheten för respektive klass A, B, C och D. Där X_{ij} är antalet klassificerade hänsynsområden för rad i och kolumn j .

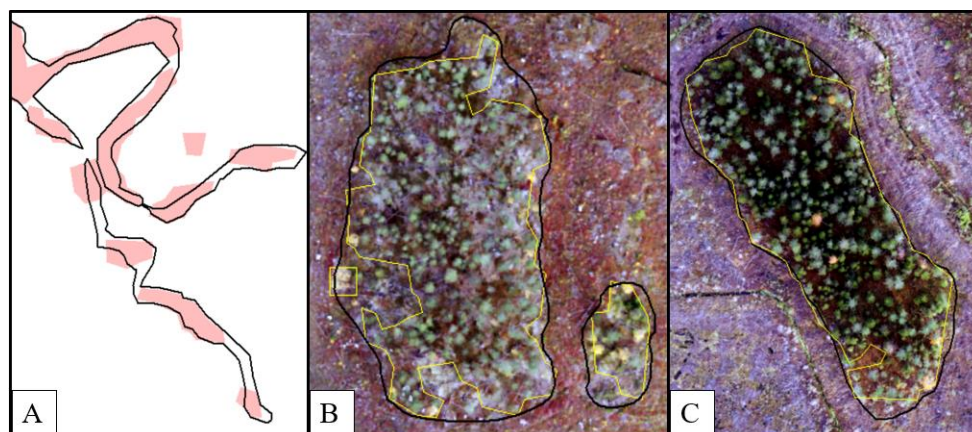
$$T = \frac{X_{11}+X_{22}+X_{33}+X_{44}}{n} \quad (8)$$

där T är den totala klassningsnoggrannheten och n är det totala antalet klassificerade hänsynsområden.

3 Resultat

3.1 Lokalisering av hänsynsområden

Totalt segmenterades 94 olika hänsynsområden, vilket var fler än de verkliga hänsynsområdena som var 72. Skillnaden i antal berodde på att en del av de segmenterade hänsynsområdena överlappade samma enskilda verkliga område, speciellt för utdragna områden som exempelvis kantzoner (figur 8a). De segmenterade hänsynsområdena avvek från de verkliga områdena där det förekom gles vegetation med enstaka träd (figur 8b), och de stämde väl överens med de verkliga hänsynsområdena där vegetationen var väl sluten (figur 8c). Av de segmenterade hänsynsområdena var sex placerade där det inte fanns något verkligt hänsynsområde, dessa var relativt små med en areal under 200 m². Av de segmenterade hänsynsområdena hade 53 en areal mindre än 500 m².



Figur 8. A: Verkliga hänsynsområden (svart linje) och de segmenterade hänsynsområdena markerat med rosa. B: Verkliga hänsynsområden (svart linje) på bergig mark med gles vegetationen och de segmenterade hänsynsområdena (gul linje). C: Ett verkligt hänsynsområde (svart linje) med väl sluten vegetation och ett segmenterat hänsynsområde (gul linje).

Den totala segmenterade arealen var 93,6 procent av den totala verkliga arealen, och medelvärdet för andelen av de enskilda segmenterade hänsynsområdenas areal som var placerad innanför ett verkligt hänsynsområde var 85,4 procent (tabell 4). Små segmenterade hänsynsområden hade en större procentuell del av arealen felplacerad än stora hänsynsområden. De verkliga hänsynsområdenas areal täcktes av de segmenterade hänsynsområdena i snitt med 87,5 procent (tabell 4).

Tabell 4. De segmenterade hänsynsområdenas lokalisering av areal i förhållande till de verkliga hänsynsområdena

Beräkning	Beskrivning	Andel %
KA	Kvot: Total segmenterad areal genom total verkliga areal	93,6
\overline{SAK}	Medelvärde: Andel av de segmenterade hänsynsområdenas areal som var korrekt placerad	85,4
\overline{VAT}	Medelvärde: Andel av de verkliga hänsynsområdenas areal som täcktes av segmenterade hänsynsområden	87,5

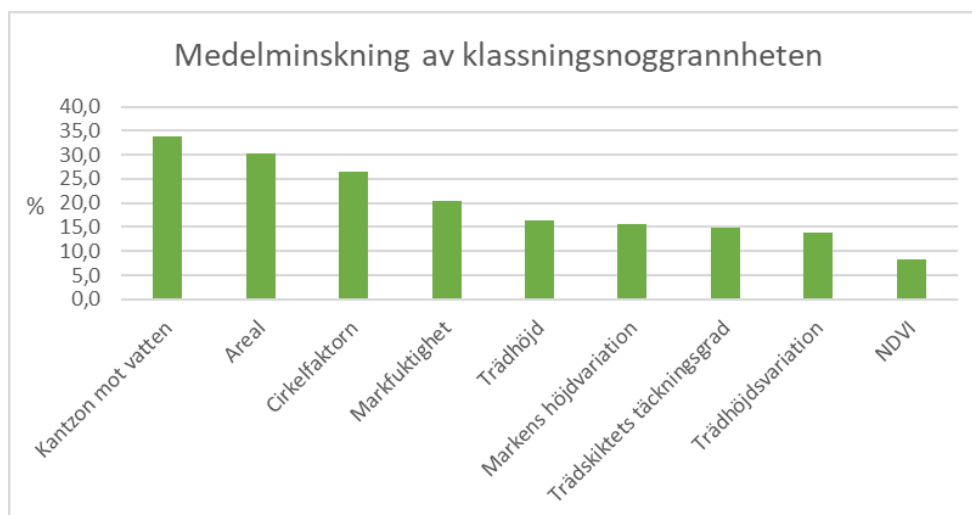
3.2 Klassificering av hänsynsområden

Den totala klassningsnoggrannheten av hänsynsområden var 75,6 procent (tabell 5). Hänsynsområden på fuktig mark hade den högsta producentnoggrannheten av klasserna medan bergig mark hade den lägsta producentnoggrannheten. Användarnoggrannheten var klart bättre än producentnoggrannheten för klassen bergig mark. Av klassen var också en stor del av hänsynsområdena felklassade som trädgrupper. Klassen kantzoner hade den högsta användarnoggrannheten.

Tabell 5. Den totala klassningsnoggrannheten, producent- och användarnoggrannheten för respektive klass av hänsynsområden redovisade i en förväxlingsmatris

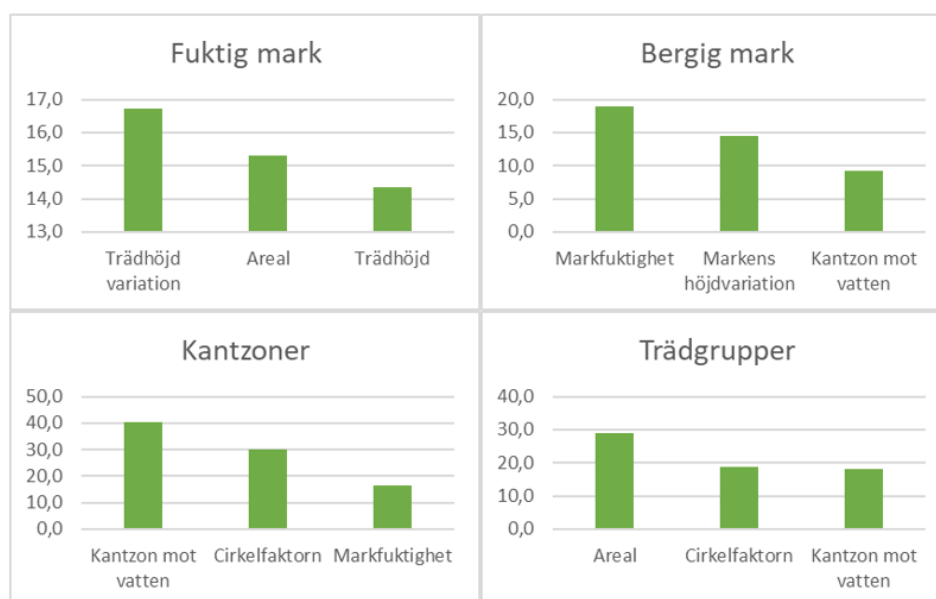
Verklig klass	Estimerad klass				Producentnoggrannhet %
	Fuktig mark	Bergig mark	Kantzon	Trädgrupper	
Fuktig mark	42	1	1	5	85,7
Bergig mark	2	8	1	7	44,4
Kantzon	4	0	17	0	81,0
Trädgrupper	7	2	0	26	74,3
Användarnoggrannhet %	76,4	72,7	89,5	68,4	75,6

De viktigaste variablerna för den totala klassningsnoggrannheten var kantzon mot vatten, areal och cirkelfaktorn (figur 9). De variabler som hade lägst betydelse för klassningsnoggrannheten var NDVI och trädhöjdsvariationen.



Figur 9. Medelminskningen av den totala klassningsnoggrannheten om variabelerna inte ingick i klassificeringen.

De tre viktigaste variabelerna varierade för respektive klass av hänsynsområde (figur 10). För fuktig mark var trädhöjdsvariationen viktigast medan för bergig mark var markens fuktighet viktigast. För att klassificera kantzoner var variabelerna kantzon mot vatten och cirkelfaktorn viktiga. För trädgrupper var arealen på hänsynsområdena viktigast. Av de nio variabelerna som användes i modellen var det enbart NDVI och trädskiktets täckningsgrad som inte var någon av de tre viktigaste variabelerna för en specifik klass.



Figur 10. Medelminskningen av klassningsnoggrannheten för respektive klass om variabelerna inte ingick i klassificeringen.

4 Diskussion

4.1 Resultat och felkällor

4.1.1 Lokalisering av hänsynsområden

Den automatiserade metoden för segmentering av kvarlämnade hänsynsområden underskattade den totala arealen och var ca 94 procent av den verkliga arealen (tabell 5). Resultatet var något sämre än studierna av Straub et al. (2008) och Eysn et al. (2012) där precision låg på över 96 procent. Storleken på hänsynsområdena kan ha en inverkan på precisionen då många hänsynsområden i den här studien var relativt små ($<500 \text{ m}^2$) och den felplacerade andelen av arealen var högre för mindre hänsynsområden. Hänsynsområden som innehöll skog med en areal mindre än 500 m^2 togs bort i Eysn et al. (2012) respektive 1000 m^2 i Straub et al. (2008) för att underlätta deras avgränsning av skogsmark, vilket kan vara en bidragande faktor till deras förbättrade precision. Den här studiens resultat tyder ändå på att laserskanningsdata är användbart för att lokalisera och beräkna arealen för hänsynsområden vid en slutavverkning.

Den segmenterade arealen var korrekt placerad för varje enskilt hänsynsområde i snitt med 85,4 procent och de verkliga hänsynsområdena täcktes i snitt med 87,5 procent av segmenterade hänsynsområden (tabell 5). Precisionen på den segmenterade arealens lokalisering är klart bättre än resultaten från Länsstyrelsen Östergötland (2011), där den totala precisionen låg på ca 75 procent och kantzonernas bredd överskattades med över 100 procent. En bidragande orsak till skillnaden mellan metoderna är att laserskanningsdata är mer högupplöst än satellitbilderna som användes för att kartera de lämnade hänsynsområdena, vilka hade en upplösning på 10 meter.

Flera faktorer kan ha påverkat resultatet för lokaliseringen av hänsynsområden. Den manuella bildtolkningen av hänsynsområden är troligtvis en bidragande faktor då bedömningen var subjektiv. Det var också varierande ljusförhållanden när slutavverkningarna fotograferades av drönaren. I soligt väder bildar träden skuggor vilket gör att gränser mellan olika typer av hänsynsområden blir svårare att definiera i

bildtolknigen. De segmenterade hänsynsområdena baserades enbart på vegetation över fem meter. För hänsynsområden som hade kanter med en avtagande höjd på vegetationen var det därför svårare att dra en tydlig gräns, eftersom det är svårt att veta höjden på vegetationen enbart utifrån bildtolkningen. Det kan leda till att gränserna skiljer sig åt mellan de verkliga bildtolkade hänsynsområdena och de segmenterade hänsynsområdena, vilket kan vara en orsak till att den segmenterade arealen blev lägre än den bildtolkade.

Klassningen av hänsynsområden i den här studien ger endast ett indirekt mått på vilken typ av hänsyn som lämnats vid slutavverkningen, eftersom anledningen till att hänsynsområdena lämnats kvar inte var känd. Hänsynsområdena kan till exempel lämnats kvar för att gallras eller slutavverkas i ett senare skede. Att enbart vegetation över 5 m räknas som ett hänsynsområde innebär att områden med lägre vegetation inte räknas med, men som ändå kan vara kvarlämnade hänsynsområden som exempelvis kolbottnar och fångstgropar. Ytterligare ett problem med att lokalisering av hänsynsområden enbart görs utifrån vegetationshöjden är att olika typer av hänsynsområden inte kan skiljas från varandra om det finns vegetation som binder ihop dem. Ett hänsynsområde på fuktig mark skulle exempelvis succesivt kunna övergå till bergig mark om topografin förändras, de kan då inte avskiljas från varandra enbart utifrån vegetationshöjden.

4.1.2 Klassificering av hänsynsområden

Klassificeringen av hänsynsområdena hade en klassningsnoggrannhet på 75,7 procent vilket innebär en del osäkerhet för klassificering av enskilda hänsynsområden. Metoden är dock användbar över större geografiska områden då det kan ge en indikation om vilka typer av hänsynsområden som lämnats kvar vid en slutavverkning. Informationen bör också vara användbar för att översiktligt bedöma vilken typ av biologisk mångfald som gynnas av de lämnade hänsynsområdena, eftersom enligt Gustafsson et al. (2016) har trädgrupper, fuktiga områden och kantzoner olika inverkan på specifika arters överlevnad. Metoden bör också kunna användas som ett informationsunderlag inför ett besök i fält.

Antalet hänsynsområden i studien var få. För klasserna bergig mark och kantzoner mot vatten var antalet hänsynsområden ungefär hälften av antalet i klasserna fuktig mark och trädgrupper (tabell 1). Klassningsnoggrannheten varierade stort mellan klasserna och den totala klassningsnoggrannheten skulle troligtvis bli något högre om hänsynsområdena i klasserna var jämnt fördelade. Klassen fuktig mark hade både högst noggrannhet och flest hänsynsområden (tabell 5), vilket höjde den totala klassningsnoggrannheten för hela modellen. Det låga antalet kan också leda till att slumpmässiga variationer påverkar resultatet för just den här studien och försökslokalen.

Av resultatet framgår det att hänsynsområden på fuktig mark och kantzoner mot vatten var lättare att klassificera än de övriga klasserna. De hade också en högre producentnoggrannhet på 85,7 respektive 81 procent (tabell 4). En bidragande orsak

bör vara tillgången på god information om vattnets läge i terrängen utifrån vägkartan och markfuktighetskartan. Variabeln kantzon mot vatten hade störst betydelse för klassningsnoggrannheten både för den specifika klassen och den totala klassificeringen. Markfuktighetskartan var också en viktig variabel, speciellt för klassificeringen av bergig mark (figur 10). Att markens fuktigt var viktigt är rimligt eftersom områden med högre terräng än omgivningen tenderar att vara mindre fuktiga, eftersom grundvattnet alltid färdas neråt i terrängen (Magnusson, 2015).

Information om vattnets placering i terrängen var viktigt för klassningsnoggrannheten. Majoriteten av Sveriges vatten finns registrerade i vägkartan. Det förekommer dock troligtvis mindre vattendrag som inte är registrerade på grund av att de har missats vid fältinventering och flygbildstolkning av Lantmäteriet. Det är dessutom enbart vattendrag längre än 250 meter som finns registrerade i vägkartan (Lantmäteriet, 2019b). Det kan därför finnas hänsynsområden av typen kantzoner som är kvarlämnade mot mindre vattendrag och bäckar som klassas som fuktig mark eftersom data saknas om vattendragen. Anmärkningsvärt var att markfuktighetskartan inte hade en stor inverkan på klassningsnoggrannheten av fuktig mark. Där var de istället trädhöjdsvariationen som var viktigast (figur 10). Det kan bero på att trädets höjd på fuktig mark tenderar att ha en större variation än på frisk mark eftersom boniteten varierar lokalt utifrån tillgången på syre i marken. Enligt Magnusson (2015) har tillgången på rörlig markvatten betydelse för boniteten, då det tillför syre och näring till trädets rötter.

Det fanns ett samband mellan typen av hänsynsområde och dess geometriska utformning, eftersom variablerna cirkelfaktorn och areal var viktiga för den totala klassningsnoggrannheten. Utvärderingen av variablernas betydelse för klassningsnoggrannheten behöver dock inte helt och hållet överensstämja med verkligheten. Enligt Strobl et al. (2008) kan variablernas medelminskning av klassningsnoggrannheten för klassificering med random forest överskattas för variabler som korrelerar varandra väl. Utvärderingen av variablernas inverkan på klassningsnoggrannheten påverkades också negativt om för få träd skapades i random forest. Variablernas betydelse för klassningsnoggrannheten kan då bli stor på grund av slumpmässiga variationer i urvalet. I den här studien användes 1000 träd i random forest vilket bör vara tillräckligt för att undvika sådana slumpmässiga variationer. Det kan dock inte uteslutas att det förekom en relativt hög korrelation mellan vissa av variablerna som användes i klassificeringen, som i sin tur kan ha en betydelse för dess inverkan på klassningsnoggrannheten.

Random forests inbyggda utvärdering av klassningsnoggrannheten i form av OOB-error har visat sig vara ungefärlig likställd med den verkliga klassningsnoggrannheten (Liaw & Wiener, 2002; Lawrence et al., 2006). Alltså bör det anses tillförlitligt att utvärdera klassificeringens noggrannhet enbart genom OOB-error. Det kan dock inte uteslutas att det förekommer skillnader mellan OOB-error och den verkliga klassningsnoggrannheten.

I den här studien användes random forest för att klassificera hänsynsområden utifrån objekt och inte enskilda celler i ett raster. Vid en objektbaserad klassificering tas

hänsyn till spatiala egenskaper, som storlek och geometrin på objekt. Där tilldelas objekten en egen klass istället för enskilda pixlar i ett raster (Li et al., 2014). Metoden random forest har visat sig vara användbar för att klassificera både hela objekt och enskilda pixlar (Fu et al., 2017). Det skulle därför ha varit möjligt att genomföra en klassificering för enskilda pixlar i ett raster istället för en objektbaserad klassificering. Det finns dock fördelar med den objektbaserade klassificeringen mot den pixelvisa klassificeringen. Studier som Myint et al. (2011) har visat att den objektbaserade klassificeringen presterar bättre än den pixelvisa, speciellt när det rör sig om högupplösta bilder och data. Resultatet från den här studien visade också att variabler som beskriver hänsynsområdenas geometriska utformning var viktigt för klassificeringens noggrannhet, som arealen och cirkelfaktorn (figur 9). Det talar emot att en pixelvis klassificering skulle ha presterat bättre.

4.2 Framtida studier

Ytterligare studier bör göras i ämnet med ett större urval av hänsynsområden för att få statistiskt säkerställda resultat. Det skulle också vara intressant att försöka genomföra en mer detaljerad kartläggning av lämnade hänsynsområden vid en slutavverkning. Ytterligare typer av hänsyn som skulle vara intressant att kartlägga är exempelvis förekomsten av asp, lövträd och högstubbar. Lämnade högstubbarna är exempelvis ett certifieringskrav i Sverige och de är viktiga för den biologiska mångfalden eftersom de delvis ska kompensera bristen på död ved i landskapet (Gustafsson et al., 2016).

En skattning av hänsynsområdenas skogliga variabler som trädhöjd, volym och diameter skulle kunna införskaffas från skogliga grunddata. Ytterligare skattningar av trädslagsfördelning och förekomst av död ved skulle kunna användas i planeringsprogram som exempelvis Heureka-systemet för att liksom Lämås et al. (2015), göra beräkningar om hur de lämnade hänsynsområdena kommer påverka framtidens skogar. Det bör också ge myndigheter, forskning och företag bättre data om de hänsynsområdena som lämnas kvar vid slutavverkningar.

Liknande studier bör också göras där ytmodeller från stereomatchade flygbilder används istället för laserskanningsdata för att se om resultatet blir likställt. En fördel med att använda dessa ytmodeller från flygbilder är att datat samlas in oftare än laserskanningsdatat, då flygbilder tas vartannat år i södra Sverige och längs norrlandskusten, och vart fjärde år i Norrlands inland (Lantmäteriet, 2019d).

5 Slutsats

Den här studien har undersökt om lämnade hänsynsområden vid slutavverkningar kan lokaliseras och klassificeras med hjälp av fjärranalys. Resultatet tyder på att det är möjligt att lokalisera hänsynsområden utifrån laserskanningsdata. Precisionen var lägre för enskilda segmenterade hänsynsområden än den totala arealen segmenterade hänsynsområden. Den automatiserade metoden vore därför lämplig för att skatta den totala arealen lämnade hänsynsområden efter slutavverkningar över stora geografiska områden. Fördelar med metoden är att den är automatiserad, objektiv och kan användas över stora områden tack vare de laserdata som Lantmäteriet samlar in.

Klassningsnoggrannheten för hänsynsområdena varierade mellan klasserna och den totala klassningsnoggrannheten på 75,6 procent gör att metoden har en del osäkerhet, speciellt för att bestämma typen av enskilda hänsynsområden. Metoden vore däremot lämplig för att få en uppfattning om vilka typer av hänsynsområden som tenderar att lämnas kvar efter en slutavverkning över större områden. Det kan också användas som ett informationsunderlag inför ett fältbesök. De viktigaste variablerna för klassningsnoggrannheten var information om vattnets läge i terrängen, hänsynsområdenas geometriska utformning och areal.

Nämnda felkällor i den här studien samt det låga antalet hänsynsområden gör att resultatet troligtvis varierar för andra försök med annorlunda förhållanden. Att genomföra ytterligare studier på ämnet vore därför aktuellt.

Referenser

- Agisoft LLC, (2019). *Agisoft Metashape User Manual: Professional Edition*. Version 1.5. Tillgänglig: https://www.agisoft.com/pdf/metashape-pro_1_5_en.pdf [2020-02-05]
- Banu, T.P., Borlea, G.F. & Banu, C. (2016). The Use of Drones in Forestry. *Journal of Environmental Science and Engineering B*, vol. 5, ss. 557-562. doi: 10.17265/2162-5263/2016.11.007
- Belgiu, M. & Drăguț, L. (2016). Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 114, ss. 24–31. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011
- 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*, vol. 27 (7), ss. 692-699. doi: 10.1080/02827581.2012.686625
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, vol. 45 (1), ss. 5–32. doi: 10.1023/A:1010933404324
- DJI. (2020). *PHANTOM 4 RTK*. Tillgänglig: <https://www.dji.com/se/phantom-4-rtk> [2020-04-19]
- ESRI. (2016). *What is ArcMap*. Tillgänglig: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/main/map/what-is-arcmap-htm> [2020-03-20]
- Eysn, L., Hollaus, M., Schadauer, K. & Pfeifer, N. (2012). Forest Delineation Based on Airborne LIDAR Data. *Remote Sensing*, vol. 4 (3), ss. 762–783. doi: 10.3390/rs4030762
- Fridh, M., et al. (2013). *Hänsynsuppföljning-underlag inför detaljerad kravspecifikation*. Skogsstyrelsen. (rapport 4:2013). Tillgänglig: <https://shop.textalk.se/shop/9098/art12/20103912-89d2e5-1855.pdf>
- Fu, B., Wang, Y., Campbell, A., Li, Y., Zhang, B., Yin, S., Xing, Z. & Jin, X. (2017). Comparison of object-based and pixel-based Random Forest algorithm for wetland vegetation mapping using high spatial resolution GF-1 and SAR data. *Ecological Indicators*, vol. 73, ss. 105–117. doi:10.1016/j.ecoind.2016.09.029
- Gustafsson, L., Weslien, J., Hannerz, M. & Aldentun, Y. (2016). *Naturhänsyn vid avverkning - en syntes av forskning från Norden och Baltikum*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. (Rapport från forskningsprogrammet Smart Hänsyn). Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/13525/1/gustafsson_et_al_160714.pdf [2019-10-25]

- Kwak, A., Lee, W., Lee, J., Biging, G.S. & Gong, P. (2007). Detection of individual trees and estimation of tree height using LiDAR data. *Journal of Forest Research*, vol. 12 (6), ss. 425–434. doi: 10.1007/s10310-007-0041-9
- Lantmäteriet. (2019a). *Laserdata skog*. version.1.2. Tillgänglig: https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/laserdata_skog.pdf [2019-10-25]
- Lantmäteriet. (2019b). *Produktbeskrivning: GSD-väggkartan, vektor*. version 4.6. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/kartor/vagshmi.pdf> [2019-10-28]
- Lantmäteriet. (2019c). *Produktbeskrivning: GSD-Höjddata, grid 2+*. version 2.6. Tillgänglig: https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/hojd2_plus.pdf [2020-02-03]
- Lantmäteriet. (2019d). *Produktbeskrivning: Digitala Flygbilder*. version 1.6. Tillgänglig: https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/flyg--och-satellitbilder/dig_flygb.pdf [2020-03-04]
- Larsson, A., Bjelke, U., Dahlberg, A., Sandström, J. & SLU, A. (2011). *Tillståndet i skogen - rödlis-tade arter i ett nordiskt perspektiv*. Uppsala: Artdatabanken SLU. (Artdatabanken rapporterar, 9). Tillgänglig: https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/2.-var-verksamhet/publikationer/6.tillstandet-i-skogen/rapport_tillstandet_skogen.pdf [2019-10-25]
- Lawrence, R.L., Wood, S.D. & Sheley, R.L. (2006). Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sensing of Environment*, vol. 100 (3), ss. 356–362. doi: 10.1016/j.rse.2005.10.014
- Li, M., Zang, S., Zhang, B., Li, S. & Wu, C. (2014). A Review of Remote Sensing Image Classification Techniques: the Role of Spatio-contextual Information. *European Journal of Remote Sensing*, vol. 47 (1), ss. 389–411. doi: 10.5721/EuJRS20144723
- Liaw, A. & Wiener, M. (2001). Classification and Regression by RandomForest. *Forest*, vol. 2/3. Tillgänglig: https://www.researchgate.net/publication/228451484_Classification_and_Regression_by_RandomForest [2020-01-21]
- Lidberg, W. (2019). *Digital wet areas mapping*. Diss. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå: Department of Forest Ecology and Management. Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/15989/17/lidberg_w_190312.pdf [2020-03-26]
- Lämås, T., Sandström, E., Jonzén, J., Olsson, H. & Gustafsson, L. (2015). Tree retention practices in boreal forests: what kind of future landscapes are we creating? *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 30 (6), ss. 526–537. doi: 10.1080/02827581.2015.1028435
- Länsstyrelsen Östergötland (red). (2011). *Övervakning av naturhänsyn i skogsbruket*. Linköping: Länsstyrelsen Östergötland. (2011:3). Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/ostergotland/tjans-ter/publikationer/overvakning-av-naturvardshansyn-i-skogsbruket.htm> [2019-10-25]
- Magnusson, T. (2015). *Skogsskötselserien- Skogsbruk- mark och vatten*. Skogsstyrelsen. (Skogsskötselserien nr.13). Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/mer-om-skog/skogsskotsel-serien/skogsskotsel-serien-13-skogsbruk-mark-och--vatten.pdf>
- McGaughey, R.J. (2018). *FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization*. Seattle: United States Department of Agriculture, Forest Service Pacific Northwest Research Station. Tillgänglig: http://forsys.cfr.washington.edu/Software/FUSION/FUSION_manual.pdf [2019-10-25]

- Myint, S.W., Gober, P., Brazel, A., Grossman-Clarke, S. & Weng, Q. (2011). Per-pixel vs. object-based classification of urban land cover extraction using high spatial resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, vol. 115 (5), ss. 1145–1161. doi: 10.1016/j.rse.2010.12.017
- 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*, vol. 19(6), ss. 482–499. doi: 10.1080/02827580410019553
- 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*, vol. 22(5), ss. 433–442. doi: 10.1080/02827580701672147
- Nagadiman, N., Kaamin, M., Sahat, S., Mokhtar, M., Ahmad, N.F.A., Kadir, A.A. & Razali, S.N.M. (2016). Production of orthophoto map using UAV photogrammetry: A case study in UTHM Pagoh campus. *AIP Conference Proceedings*. doi: 10.1063/1.5055514
- 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*, vol. 194, ss. 447–454. doi: 10.1016/j.rse.2016.10.022
- Nordkvist, K., Sandström, E., Reese, H. & Olsson, H. (2013). *Laserskanning och digital fotogrammetri i skogsbruket / 2*. uppl., Umeå: Institutionen för skoglig resurshushållning (Arbetsrapport 407:2013). Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/10956/7/_ad.slu.se_common_bibul_slub_epsilon_oppetarkiv_nordkvist_k_et_al_140120.pdf [2019-10-25]
- Rudolphi, J., Jönsson, M.T. & Gustafsson, L. (2014). Biological legacies buffer local species extinction after logging. *Journal of Applied Ecology*, vol. 51 (1), ss. 53–62. doi: 10.1111/1365-2664.12187
- Skogsstyrelsen. (2018). *Slutrapport Skogsdatastrategi laserskanning*. Tillgänglig: <https://www.geodata.se/globalassets/dokumentarkiv/styrning-och-uppfoljning/geodatastrategin/slutrapport-geodata-for-skogliga-andamal.pdf> [2019-10-25]
- Skogsstyrelsen. (2019). *Skogsvårdslagstiftningen*. Jönköping: Skogsstyrelsen. Tillgänglig: <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/lag-och-tillsyn/skogsvardslagen/skogsvardslagstiftning-2019-.pdf> [2019-10-21]
- Straub, C., Weinacker, H. & Koch, B. (2008). A Fully Automated Procedure for Delineation and Classification of Forest and Non-Forest Vegetation Based on Full Waveform Laser Scanner Data. *In International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. vol. 37, ss. 1013–1019. Tillgänglig: https://www.researchgate.net/publication/260037890_A_fully_automated_procedure_for_delineation_and_classification_of_forest_and_non-forest_vegetation_based_on_full-waveform_laser_scanner_data [2020-03-02]
- Strobl, C., Augustin T., Kneib T., Boulesteix A-L. & Zeileis, A. (2008). Conditional variable importance for random forests. *BMC Bioinformatics*, vol. 9 (1), ss. 307. doi: 10.1186/1471-2105-9-307
- Sveriges lantbruksuniversitet (2019). *Skogsdata 2019*. Umeå: SLU Institutionen för skoglig resurshushållning. Tillgänglig: https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata_2019_webb.pdf [2019-10-25]
- Tang, L. & Shao, G., (2015). Drone remote sensing for forestry research and practices. *Journal of Forestry Research*, vol. 26 (4), ss. 791–797. doi: 10.1007/s11676-015-0088-y

- United Nations. (2015). *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development*. Tillgänglig: https://www.un.org/en/development/desa/population/migration/generalassembly/docs/globalcompact/A_RES_70_1_E.pdf [2019-10-25]
- Wehr, A & Lohr, U. (1999). Airborne laser scanning—an introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 54 (2–3), ss. 68–82. doi: 10.1016/S0924-2716(99)00011-8
- Westoby, M.J, Brasington, J., Glasser, N.F, Hambrey, M.J. & Reynolds, J.M. (2012). ‘Structure-from-Motion’ photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, vol. 179, ss. 300–314. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>
- 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*, vol. 4 (3), ss. 518–536. doi: 10.3390/f4030518
- Wulder, M.A. & Franklin, S.E. (2003). *Remote sensing of forest environments : concepts and case studies*. Boston: Kluwer Academic. ss. 60, 210
- Ågren, A. M., Lidberg, W., Strömgren, M., Ogilvie, J. & Arp, P.A. (2014). Evaluating digital terrain indices for soil wetness mapping – a Swedish case study. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, vol. 11 (4), ss. 4103–4129. doi: <https://doi.org/10.5194/hess-18-3623-2014>