



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för energi och teknik

Modellbaserat beslutsstöd för stubbskörd

Model based decision support for stump harvest

*Anders Larsolle¹, Björn Hannrup², Mari Jönsson¹, Ulla Mörtberg³,
Maria Nordström², Bengt Olsson¹, Jörgen Rudolphi¹, Monika
Strömgren¹*



¹ SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

² Skogforsk

³ KTH

Modellbaserat beslutsstöd för stubbkörd

Model based decision support for stump harvest

Anders Larsolle

Anders.Larsolle@slu.se

Björn Hannrup

Björn.Hannrup@skogforsk.se

Mari Jönsson

Mari.Jonsson@slu.se

Ulla Mörtberg

mortberg@kth.se

Maria Nordström

Maria.Nordstrom@skogforsk.se

Bengt Olsson

Bengt.Olsson@slu.se

Jörgen Rudolphi

Jorgen.Rudolphi@slu.se

Monika Strömgren

Monika.Stromgren@slu.se

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår 2017

Omslagsbild: Fotograf: Pär Aronsson, SLU (med tillstånd)

Serietitel: Rapport / Institutionen för energi och teknik, SLU

Delnummer i serien: 094

ISSN: 1654-9406

Elektronisk publicering: <http://pub.epsilon.slu.se/>

Bibliografisk referens:

Larsolle, A., Hannrup, B., Jönsson, M., Mörtberg, U., Nordström, M., Olsson, B., Rudolphi, J., Strömgren, M. (2017). *Modellbaserat beslutsstöd för stubbkörd*. Rapport 94. Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala

Nyckelord: bioenergi, modell, stubbskörd, ekonomi, biodiversitet, mark, vatten, energi, klimat

Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

SLU

Errata för

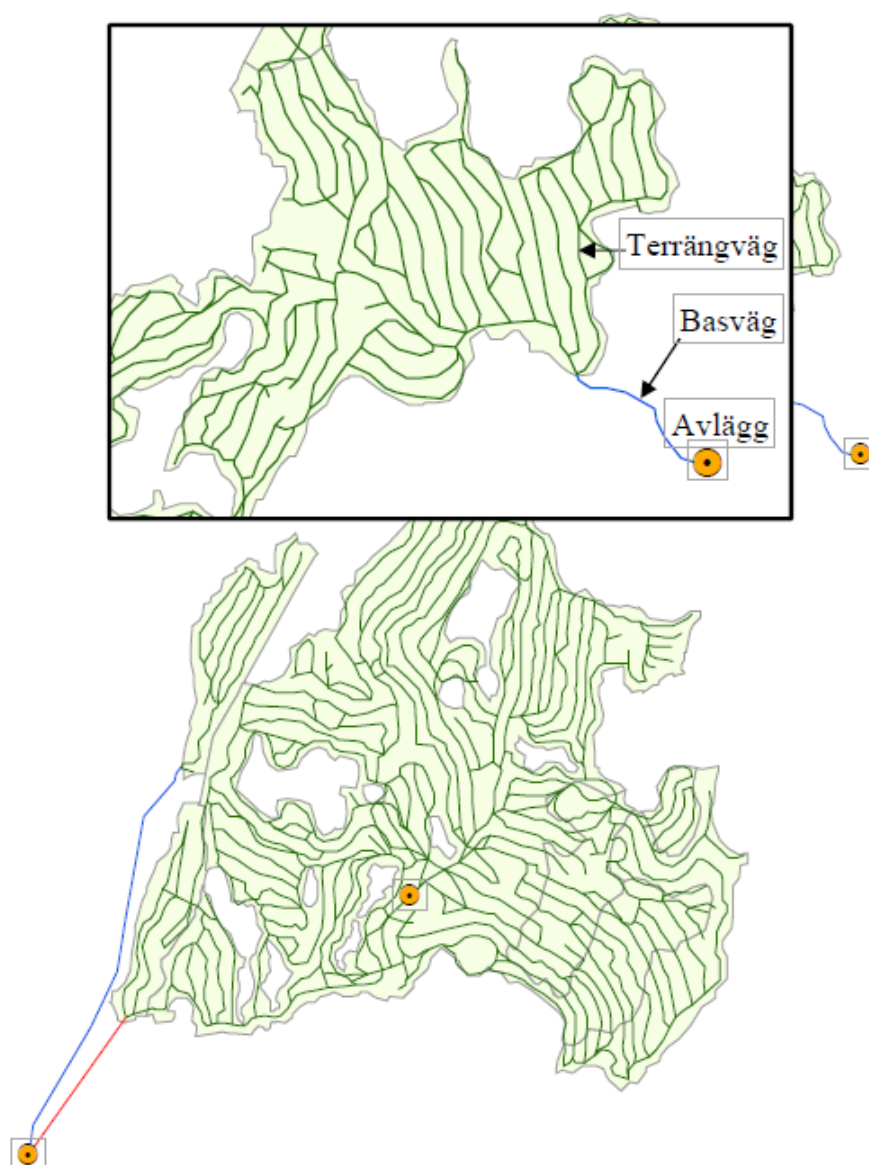
Modellbaserat beslutsstöd för stubbskörd

Av: Larsolle, Anders, Hannrup, Björn, Jönsson, Maria, Mörtberg,
Ulla, Nordström, Maria, Olsson, Bengt, Rudolphi, Jörgen &
Strömgren, Monika
Uppsala, 2017

Korrigerig av fig. 11 och fig. 12, se följande två sidor i detta errata.

Sidan 39

Figur nr. 11 ska se ut som följer:



Figur 11. Vägnätverket som användes för beräkning av skotningskostnaden. Terrängvägar (stickvägar) är vägar i terrängen efter skördaren (gröna linjer), anslutningsvägar är bilvägar (blå linjer) och gula punkter är avläggsplatser. (Streckad röd linje är en fiktiv väg som krävs för att koppla ihop hela nätverket)

Sidan 40

Figur nr. 12 ska se ut som följer:



Sammanfattning

I denna studie har en beslutsstödsmodell för stubbskörd inom ett bestånd utvecklats. Modellen tar hänsyn till fyra olika kriterier: ekonomi, energi och klimat, biodiversitet samt mark och vatten. Värdet för varje individuell stubbe beräknades separat för respektive kriterium. De fyra kriterievärdena vägdes sedan samman till ett slutgiltigt lämplighetsvärde för stubbskörd, som sedan avgjorde om beslutsstödsmodellen rekommenderar skörd av varje individuell stubbe. Data från skördaren insamlad vid förnygringsavverkning användes som indata till beslutsstödsmodellen. För varje stubbe användes stubbens massa, stubbdiameter, trädslag och position inom beståndet. Dessutom användes skördarens loggspår som underlag för att ta fram terrängvägarna inom beståndet. Övriga geografiska data som användes var höjddata, förekomst av objekt med högt värde för biodiversitet, mark och vatten, såsom nyckelbiotoper, öppet vatten och fuktig mark. En speciell studie utfördes för att skatta markens bärighet från ett topografiskt fuktighetsindex.

Beslutsstödsmodellen utvärderades på ett befintligt bestånd i Norduppland som slutavverkades 2010. Beståndet var 45 ha stort med ca 26 000 stubbar. Resultatet av beslutsstödsmodellen visade generellt att ekonomiska parametrar hade störst påverkan både i känslighetsanalys och i scenarioanalys. Den viktigaste variabeln var priset för stubbiomassa vid bilväg. Beslutsstödsmodellens resultat lämnade sammanhängande områden inom beståndet med alla stubbar oskördade. Anledningen till detta var ekonomikriteriets känslighet för uttaget. Lågt uttag gav hög skördekostnad. I och med att ekonomi var det enda kriterium som motiverade stubbskörd rekommenderades aldrig skörd av en stubbe om inte omkringliggande stubbar skördas enligt beslutsstödsmodellen.

Det finns potential att utveckla detta beslutsstöd vidare med uppdaterad kunskap och olika kriteriers samlade inverkan på resultatet. Beslutsstödsmodellen har goda möjligheter att fungera som ett allsidigt underlag vid planering av stubbskörd för att få bästa förutsättningar för en hållbar stubbskörd.

Nyckelord: stubbskörd, beslutsstöd, modell, ekonomi, biodiversitet, energi, klimat, mark, vatten

Abstract

In this study a decision support model for tree stump harvest was developed. The model takes into account four criteria: economy, energy and climate, biodiversity, and land and water. The value of each individual tree stump was calculated separately for each criterion. The four criteria values were then weighed together into a final suitability score for stump harvest. The final suitability score decided whether the decision support model recommended harvest of each individual tree stump or not. Data from the harvester collected at final felling was used as input to the decision support model. For each stump the values used in the model was dry mass, stump diameter, tree species and position. In addition, the harvesters log track was used as a basis for localising the terrain roads within the stand. Other geographical data used was elevation data, presence of objects with special value for biodiversity and land/water, such as key biotopes, open water and moist soil. A special study was conducted to estimate the soil stability from a topographical wetness index.

The decision support model was evaluated on an existing felling 2010 in Northern Uppland. The area was 45 hectares with about 26 000 stumps. The result of the decision support model showed that general economic parameters had the greatest impact in both sensitivity and scenario analysis. The most important variable was the price for stump biomass at road side. The decision support model results left continuous areas of the stand with all stumps unharvested. The reason for this was the economy criterion's sensitivity to the local amount of stump withdrawal per hectare. Low stump withdrawal gave high harvesting costs. In that economy was the only criterion which motivated stump harvest, the model never suggested harvesting a stump unless surrounding stumps were harvested too.

There is potential for developing this decision support model further using updated knowledge and examining the impact of different criteria on the final model result. The decision support model has good opportunities to serve as a comprehensive planning basis in order to ensure sustainable stump harvest.

Keywords: tree stump harvest, decision support model, multi criteria analysis, biodiversity, energy, climate, biodiversity, soil and water

Förord

Arbetet bakom denna rapport är ett resultat av ett samarbete inom ramen för det strategiska forskningsinitiativet "Standup for Energy" och har drivits av SLU tillsammans med SkogForsk och KTH. Det övergripande mål som detta projekt bidrar till är effektiv produktion av hållbar och förnybar el genom omvandling av skördad stubbmassa till el i kraftvärmeverk.

Vår ambition med denna studie har varit att ställa samman befintlig kunskap om konsekvenser av stubbskörd i en transparent modell med syfte att väga samman olika aspekter på ekonomi, klimat och miljö för att kunna göra välavvägda beslut om vilka stubbar som är mest optimalt att skörda. Modellen går att anpassa efter olika användares specifika behov.

Anders Larsolle

Björn Hannrup

Mari Jönsson

Ulla Mörtberg

Maria Nordström

Bengt Olsson

Jörgen Rudolphi

Monika Strömgren

Innehållsförteckning

1	Inledning	7
1.1	Stubbskörd i Sverige	7
1.2	Multikriterieanalys	10
1.3	Syfte	10
2	Material och metoder	12
2.1	Indata till modellen	13
2.2	Lämplighetsvärde för stubbskörd	17
2.3	Kriterium biodiversitet	19
2.3.1	Värde för kriterium biodiversitet	20
2.4	Kriterium energi och klimat	25
2.4.1	Beräkning av växthusgasemissioner	26
2.4.2	Primärenergianvändning	29
2.4.3	Totalt värde för kriterium energi och klimat	31
2.5	Kriterium ekonomi	32
2.5.1	Intäkt av stubbskörd	33
2.5.2	Kostnader för stubbskörd	33
2.5.3	Lyftning av stubbar	33
2.5.4	Skotning av stubbar till avlägg	35
2.5.5	Totalt värde för kriterium ekonomi	37
2.6	Kriterium mark och vatten	41
2.6.1	Markens uthålliga produktionsförmåga	42
2.6.2	Skydd av vatten	45
2.6.3	Värde för kriterium mark och vatten	46
2.7	Metod för beräkning av skördebeslut	56
2.8	Skördebeslutets värde	57
2.9	Känslighetsanalys	58
2.10	Scenarioanalys	59
2.11	Konflikter	61
3	Resultat	62
3.1	Metod för beräkning av skördebeslut	62
3.2	Stubblogistik	68
3.3	Känslighetsanalys	72
3.4	Scenarioanalys	78
3.4.1	Skördebeslutets värde	78

3.4.2	Konflikter	85
3.5	Beslutsstödsmodellens resultat över beståndet	88
4	Diskussion	111
5	Slutsatser	114
6	Referenslista	115
6.1	Personlig kommunikation	118

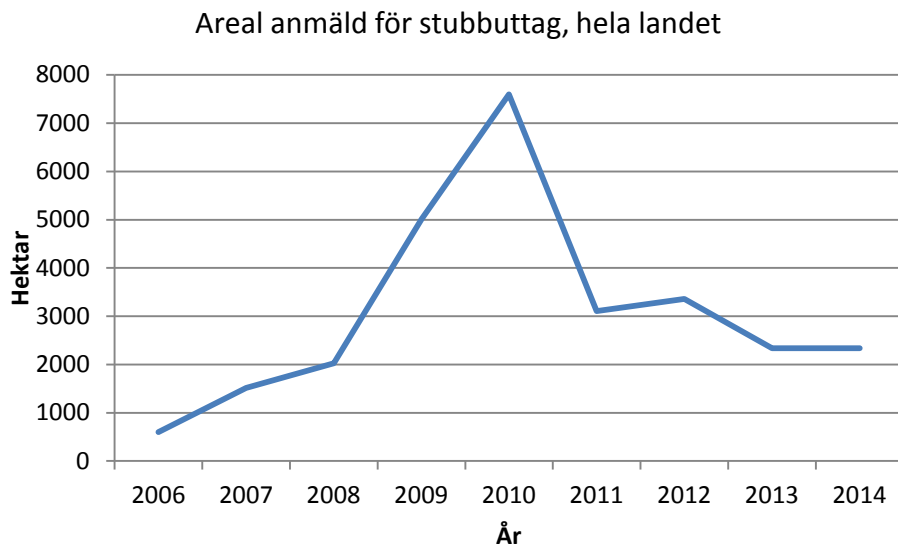
1 Inledning

1.1 Stubbskörd i Sverige

En ökad efterfrågan på biobränslen gjorde att intresset av uttag av stubbar och rötter vid avverkning ökade efter 2005. Drivkrafterna var omställning till bioenergi och höga bioenergi priser. Under en tidigare period med ökat intresse för stubbuttag under 1970 och 80-talet var motivet brist på massaved och höga virkespriser (Skogsstyrelsen, 2009). Den stubbskördeteknik som utvecklades under denna period används än idag (Karlsson, 2007; Jonsson, 1985). En del av problematiken var då sten och jord som följde med stubbmassan i massatillverkningen. Detta är inte lika problematiskt för användning av stubbmassa för bioenergiändamål. Potentialen för stubbuttag ligger i samma storleksordning som GROT (grenar och toppar), dvs. ca 20 % av trädets biomassa (Skogsstyrelsen, 2008). Även om det skulle vara energipolitiskt och ekonomiskt motiverat, kan stubbskörd ha negativa miljöeffekter på klimatpåverkan, biodiversitet och bevarandevärden på mark och vatten. Även andra effekter som markens produktionsförmåga och inverkan på landskaps- och kulturvärden har utretts (Egnell, 2009).

Uttag av stubbar för bränsleproduktion har under perioden 2006 till 2014 ökat i omfattning (Skogsstyrelsen, 2014), även om variationerna har varit stora (se Figur 1). Nedgången 2011 sammanföll med att Svenska FSC (Forest Stewardship Council) införde en begränsning på uttaget av stubbar på FSC-certifierad skogsmark i Sverige till maximalt 2500 ha per år. Anledningen till begränsningen var att man inom FSC inte var överens om hur stubbskörd skulle hanteras, som en begränsad försöksverksamhet eller som fullskalig produktion. Begränsningen om 2500 ha/år gäller tills vidare och under förutsättning att skogsbruket kommer in med en årlig försöksplan där pågående försöksverksamhet inom stubbskörd beskrivs (Svenska FSC, 2011). Även innan FSC:s begränsning genomfördes stubbskörd i mindre skala i svenskt skogsbruk. Som mest anmäldes stubbskörd på

2,8 % av den slutavverkade arealen under 2010 (Skogsstyrelsen, 2014). Uppgifter över hur stor del av den anmälda arealen som sedan verkligen stubbskördats saknas. Omfattningen av stubbskörd i Sverige är f.n. (2016) mycket begränsad och sker nästan uteslutande i försökssyfte (Drott & Stendahl, 2016).



Figur 1. Anmäld areal för uttag av stubbar för skogsbränsleproduktion 2006-2014 (efter statistik från Skogsstyrelsen, 2014)

Stubbskörd anses vara en del av ett rationellt skogsbruk, och omfattas av skogsvårdslagen och delar av miljöbalken. Skogsstyrelsen är den myndighet som har tillsynsansvaret. All stubbskörd skall anmälas till Skogsstyrelsen. Vid stubbskörd skall man enligt regelverket ta hänsyn till natur- och kulturvärden. Insatser har gjorts för att identifiera och kvantifiera de ekologiska, kulturella och sociala konsekvenserna som följer av stubbskörd. (Egnell, 2009). Det finns även en del aktuell forskning kring behandling av skördade stubbar för att få en bättre biobränslekvalité (Anerud, 2012). För att skogsägare ska kunna följa regelverket kring natur- och kulturhänsyn har Skogsstyrelsen utifrån kunskapsläget utarbetat rekommendationer för stubbskörd (Egnell, 2009).

Dels anges rekommendationer för hela bestånd. Man avråder från stubbskörd där man har väldigt höga natur- eller kulturvärden, eller känsliga miljöer såsom närhet till vattentäkt eller extremt erosionskänsliga jordar. Man tar även fram fall där stubbskörd anses vara lämplig i hela beståndet, t.ex. för granstubbar på åkermark eller vid förekomst av rotröta. Skogsstyrelsen tar även upp askåterföring och hänsyn till renbetesmarker. Denna rapport presenteras en beslutsmodell där man objektivt tar fram ett beslutsunderlag om skörd av enskilda stubbar. Därför är de rekommendationer som kan tillämpas inom ett bestånd av intresse här. Sociala,

kulturella eller rennäringsvärden ingår inte i denna studie. Det förutsätts att denna typ av värdering redan gjorts i beståndet och hänsynsytor har definierats vid behov.

Skogsstyrelsens tillämpning av lagstiftningen i sina rekommendationer inom ett bestånd utgår från olika typer av hänsyn och begränsningar, de flesta mer eller mindre kvantifierbara utifrån befintlig information. I vissa fall specificeras inte hur rekommendationerna skall uppfyllas. Den ansvarige utföraren av stubbskörd i beståndet kan då välja vilka stubbar som skall sköras alternativt lämnas.

Ett urval av rekommendationer som påverkar beslutet av stubbskörd inom ett bestånd:

- Ytor med natur- och kulturhänsyn bör inte skadas

Här antas att man vid planeringen inför slutavverkningen redan har avgränsat hänsynsytor med speciella natur- eller kulturvärden. Detta kan vara träd, buskar, död ved, kulturmiljöer, fornlämningar, etc. Det står i rekommendationerna att man inte bör skörda stubbar på eller i direkt anslutning till sådana hänsynsytor. I princip innebär detta att man lämnar en skyddszon. Hur stor denna skyddszon ska vara anges inte. I denna studie antar man att motsvarande skyddszon bör vara kring 5 m för att inte skada befintliga träd eller kulturlämningar. Notera att denna typ av skyddszon bör gälla intill all typ av lämnad uppvuxen skogsmark, i eller kring beståndet.

- Man bör lämna stubbar i tillräcklig omfattning med hänsyn till biodiversitet

Rekommendationerna säger att man endast bör skörda gran- och tallstubbar. Sedan anges att man bör lämna 15-25 % av volymen för både gran och tallstubbar. Lövträdsstubbar är minde vanliga och har även ett högre biodiversitetsvärde (Jonsell, 2007). Sedan bör man se till att spara lika stor andel gran- och tallstubbar eftersom trädslagen inte direkt ersätter varandra vad gäller biodiversitetsvärden. Det anges inte några specifika grunder för varför man ska lämna respektive skörda barrträdsstubbar för att uppfylla denna rekommendation.

Av ekonomiska skäl använder sig skogsnäringen av en "brytningsgräns" där stubbar från träd med mindre än 15 cm och större än 60 cm brösthöjdsdiameter lämnas kvar vid stubbskörd (von Hofsten *et al.*, 2014) En 15 cm brösthöjdsdiameter innebär ungefär 18 cm i stubbdiameter. Små stubbar tar lång tid att ta upp i relation till de volymer man producerar. Man får även praktiska problem med att ta upp extremt stora stubbar. Även denna produktionsekonomiska begränsning av stubbskörd inom beståndet kan räknas in i den totala kvoten lämnade gran- och tallstubbar.

- Risker för markskador och erosion bör hållas till ett minimum

Rekommendationerna anger att man skall lämna stubbar vid tyngre trafikerade basvägar i beståndet. Det anges ingen storlek på skyddszon. Det anges heller inte

var gränsen går mellan mindre trafikerad väg (stickväg) och basväg i terrängen. I denna studie antar man 5 m som lämplig skyddszon till basvägar.

- *Slamtransport och utlakning av näringsämnen, humus och tungmetaller till vattenmiljöer bör undvikas*

Skogsstyrelsens rekommendationer säger att man inte bör skörda stubbar i blöta partier, eller där markstrukturen eller lutningen innebär en erosionsrisk. Blöta partier specificeras som "bestånd med markfuktighetsklass fuktig och blöt", 15-25 % lutning och jordarter med finmo/mo och finare textur anges som gräns för erosionsrisk. Det rekommenderas även att stubbar inte skall skördas närmare än 10-15 m intill sjöar och vattendrag.

För närvarande är flis från skördade stubbar förhållandevis dyrt i relation till andra skogsbränslen. Lönsamheten beror på skördekostnader och bioenergi priset för skördad stubbe. Utan ett tillräckligt beslutsunderlag och en bra planering kan den ekonomiska risken bli stor i ett stubbskördeprojekt.

1.2 Multikriterieanalys

Det slutgiltiga beslutet om vilka stubbar över ett hygge, eller för den skull vilka hyggen, som ska bli föremål för stubbskörd baseras i praktiken på flera kriterier: ekonomi, biodiversitet, skydd av mark och vatten, bevarande av kulturvärden. Andra värden som i sammanhanget är intressanta är energibalans och klimatpåverkan (Lindholm *et al.*, 2010a; Lindholm *et al.*, 2010b).

Multikriterieanalys (MCA: Multi Criteria Analysis) är ett samlingsnamn för metodik kring analys och beslut utifrån olika kriterier som både är väsensskilda och kan stå i konflikt med varandra. Multikriterieanalys eller multikriteriebeslutsanalys har under de senaste decennierna använts i studier där underlag och analys av planeringssituationer där naturvärden nyttjas av olika aktörer (Mendoza & Martins, 2006). En del MCA-studier har även gjorts i skog som inkluderar naturvård och kommersiella värden (Silva *et al.*, 2010; Ananda & Herath, 2003a; Ananda & Herath, 2003b).

Delar av denna studie, omfattande kriterium Ekonomi och kriterium Mark och vatten (se nedan) har nyligen presenterats i en separat publikation av författarna till denna studie (Olsson *et al.*, 2017).

1.3 Syfte

Syftet med denna studie är att göra en modell för beslutsstöd av stubbskörd som omfattar ekonomiskt värde, biodiversitetsvärden, värden för bevarande av mark och vatten, energianalys och klimatpåverkan. Modellen skall kunna användas både

för att analysera dagens situation och för att kunna beräkna effekterna av olika framtida scenarier. Modellens grundläggande operativa funktion är att fungera som ett objektiva och faktabaserat beslutsstöd som avses kunna användas av olika aktörer vid planering av stubbskörd inom ett bestånd.

2 Material och metoder

I beslutsstödsmodellen för stubbskörd som tagits fram i denna studie simuleras ett beslut att skörda eller lämna kvar varje individuell stubbe inom ett specifikt bestånd. Det avsedda användningsområdet är beslutsstöd vid planering av stubbskörd. Beslutsmodellen utgår från fyra kriterier:

- biodiversitet
- ekonomi
- mark och vatten
- energi och klimat

De grundläggande värdena inom de olika kriterierna är väsensskilda och kan i princip inte direkt jämföras eller värderas mot varandra. Dessutom kan de olika kriterierna stå i konflikt med varandra. I ekonomimodellen beräknas ekonomiska värden, biodiversitetsmodellen utgår från habitatsvärden för olika grupper av organismer, mark och vatten modellen fokuserar på bevarande av mark och påverkan på vatten i mark och energi och klimatmodellen tittar på åtgång av (fossil) energi och påverkan på global uppvärmning (mer om de olika kriterierna i separata kapitel).

För att hantera denna typ av beslutsanalys används här multikriteriebeslutsanalys (Multi Criteria Decision Analysis, MCDA). Orsaken till att MCDA med fördel tillämpas som beslutsstöd i skogsförvaltning är att angreppssättet kan hantera tre av de viktigaste problemen kring beslut om skogsförvaltning (Mendoza & Martins, 2006):

- metoden grundar sig på en strukturerad och objektiv analys och beslutsgång
- metoden tillåter olika användningsområden för skogsresurser
- metoden kan hantera olika intressenter med olika syn och krav på hur skogen bör förvaltas

Implementering och analys gjordes i Matlab ©. Matlab är en interaktiv utvecklingsmiljö som använder ett högnivåspråk för beräkning, analys och programmering. Den del av beslutsstödsmodellen som motsvarar kriterium Ekonomi implementerades även i C++ som en fristående modul (dll), för att kunna

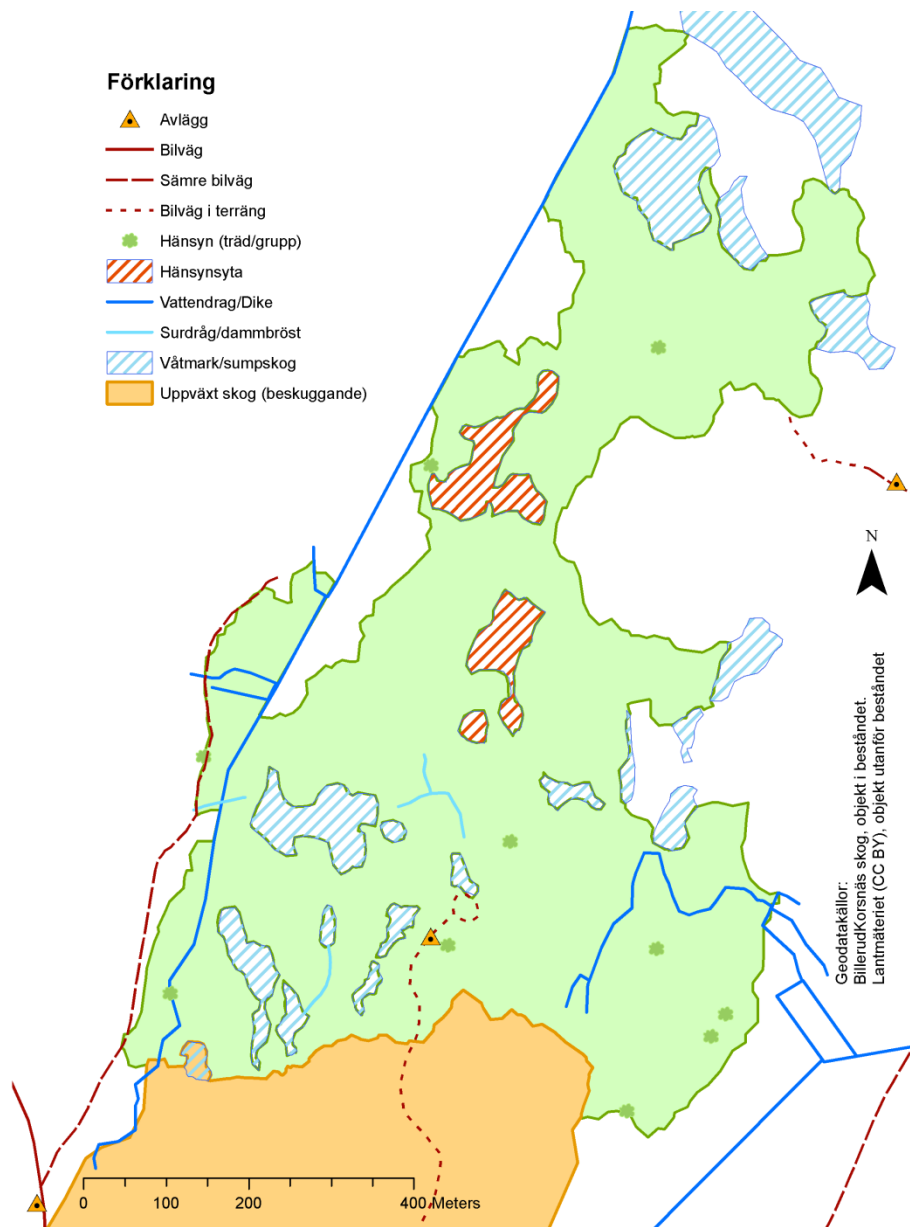
köras i ett användargränssnitt som utvecklats på Skogforsk avsett för att planera stubbskörd över enskilda hyggen. Tänkt användare av detta prototypprogram är aktörer som är direkt involverade i planering av stubbskördeområde, såsom rådgivare, skogsägare eller skogsbolag.

2.1 Indata till modellen

Beslutsstödsmodellen utvärderades med data från ett bestånd (Abrahamsdammen) ca 4 km NNO om Österbybruk (60.22°N, 17.97°E) som föryngringsavverkades 2010 (se figur 2). Den totala arealen var 45 hektar varav en mindre andel var naturvårdsytor. Beståndet hade relativt små topografiska variationer och grundvattennivån var relativt hög. Den dominerande jordarten var sandig morän. Totalt skördades 300 m³f/ha vid föryngringsavverkningen och de dominerande träslagen var tall (55 %), Gran (45 %) och Björk (1 %). Genomsnittlig brösthöjdsdiameter var 29, 22 och 16 cm för dessa arter.

Data för varje individuell stubbe togs från datainsamlingsystemet i skördaren vid föryngringsavverkningen. Nyare skördare registrerar allt mer detaljerad information om de avverkade träden, till exempel stockdimensioner, trädslags- och kvalitetsuppgifter samt positionsinformation (Arlinger *et al.*, 2003). Lagringen av data följer en internationell standard (Anonym, 2007) och dessa data har huvudsakligen använts för produktionsrapportering och styrning av virkesflödet från skog till industri. Den allt högre detaljeringsgraden i data möjliggör att skördardata också kan användas i andra sammanhang, till exempel som underlag för planering och genomförande av olika skogliga åtgärder (Möller *et al.*, 2011; Möller *et al.*, 2009). Skördardata som används i denna modell är dels primära mätdata från skördaren, och dels information om individuella stubbar som beräknats utifrån primärdata med hjälp av kända samband.

Direkta data från skördaren samlas i en s.k. pri-fil (produktionsrapportering per stock) (se tabell 1). Trädslag, position och brösthöjdsdiameter är viktiga stubbvisa variabler för beslutsstödsmodellen. Stubb diameter beräknas från brösthöjdsdiameter används finska beräkningsmodeller enligt Laasasenaho (1982) för stammens avsmalning från stubbskåret upp till brösthöjd. De finska modellerna används i skördare för att förbättra volymbestämningen av rotstockar genom att extrapolera diametermåten från första diametermätning, som normalt sker i brösthöjd, till rotskåret.



Figur 2. Beståndet där beslutstödsmodellen utvärderades

För att få stubbens individuella position, slumpas en fiktiv stubbes position ut inom en radie på 10 m från skördarens position för varje avverkat träd. Tio meter är kranens räckvidd på skördaren. Utslumpningen av stubbarnas individuella position sker så att stubbarna inte står närmare än 2 m från varandra.

Tabell 1: Variabler från skördardata (pri-filen) och dess användning i beslutsstödsmodellen

Variabel från pri-fil	Användning i beslutsmodellen
Stamnummer	Ett unikt idnummer för varje avverkad stam. Identifierar varje stubbe.
Trädslag	Ingångsvariabel vid beräkning av produktionskostnader, stubbdiameter och kvantiteter tillgängligt skogsbränsle. Alternativ filtrering av data med avseende på trädslag för att skilja ut stubbar av gran och tall.
Brösthöjdsdiameter	Räknas om till stubbdiameter med befintliga funktioner för trädets avsmalning i rotänden (Lassasenaho, 1982). Stubbdiameter används för att beräkna kostnaden för lyftning av stubben. Ingångsvariabel för att beräkna kvantitet biomassa i stubbe och rötter hos trädet. Görs med beräkningsmodulen för skogsbränsle Möller <i>et al.</i> (2009).
Position (RT90)	Ingångsvariabel för att bestämma körsträckan mellan stubbe och avlägg, vilket i sin tur utgör underlag för beräkning av skotningskostnaden Positionen för varje stubbe används även för att beräkna den tillgängliga mängden stubbar per hektar på olika delar av objektet (uttag).

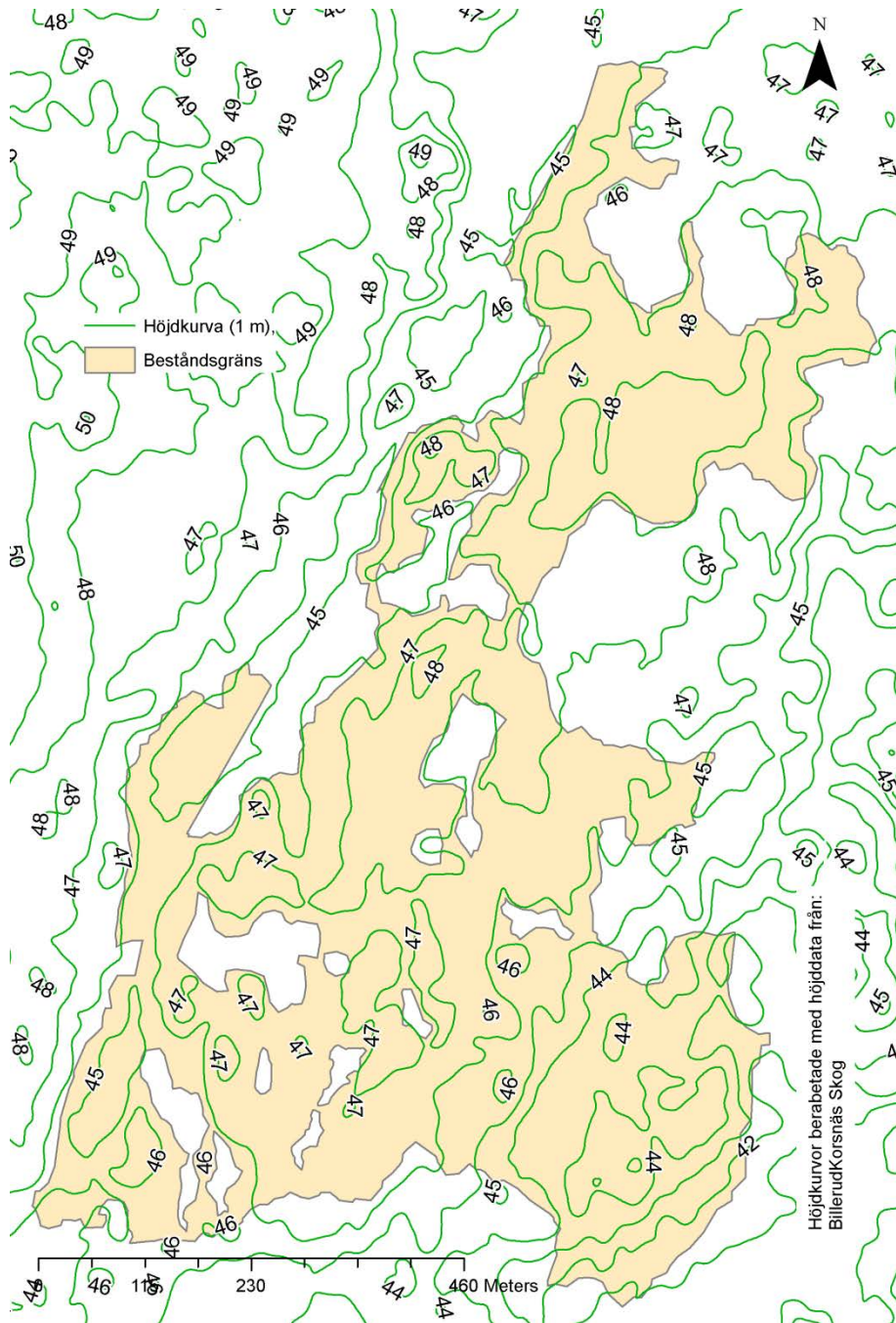
Pri-filen innehåller även data om varje avverkad stams avsmalning. Detta används för att beräkna stubbens torrsvikt, energiinnehåll och volym (mätt i fastkubikmeter). Funktioner för dessa beräkningar (Repola, 2009; Marklund, 1988) finns implementerade i den beräkningsmodul för skogsbränsle, hprCM (Möller *et al.*, 2009), som tagits fram vid Skogforsk.

Innan slutavverkning registrerades ytor och objekt där särskild hänsyn måste tas inom beståndet. Bl.a. fuktiga områden och områden med biodiversitetsskyddsvärden. Dessa geodata används i kriterium biodiversitet och i kriterium Mark och vatten (BillerudKorsnäs, med tillstånd) (se figur 2).

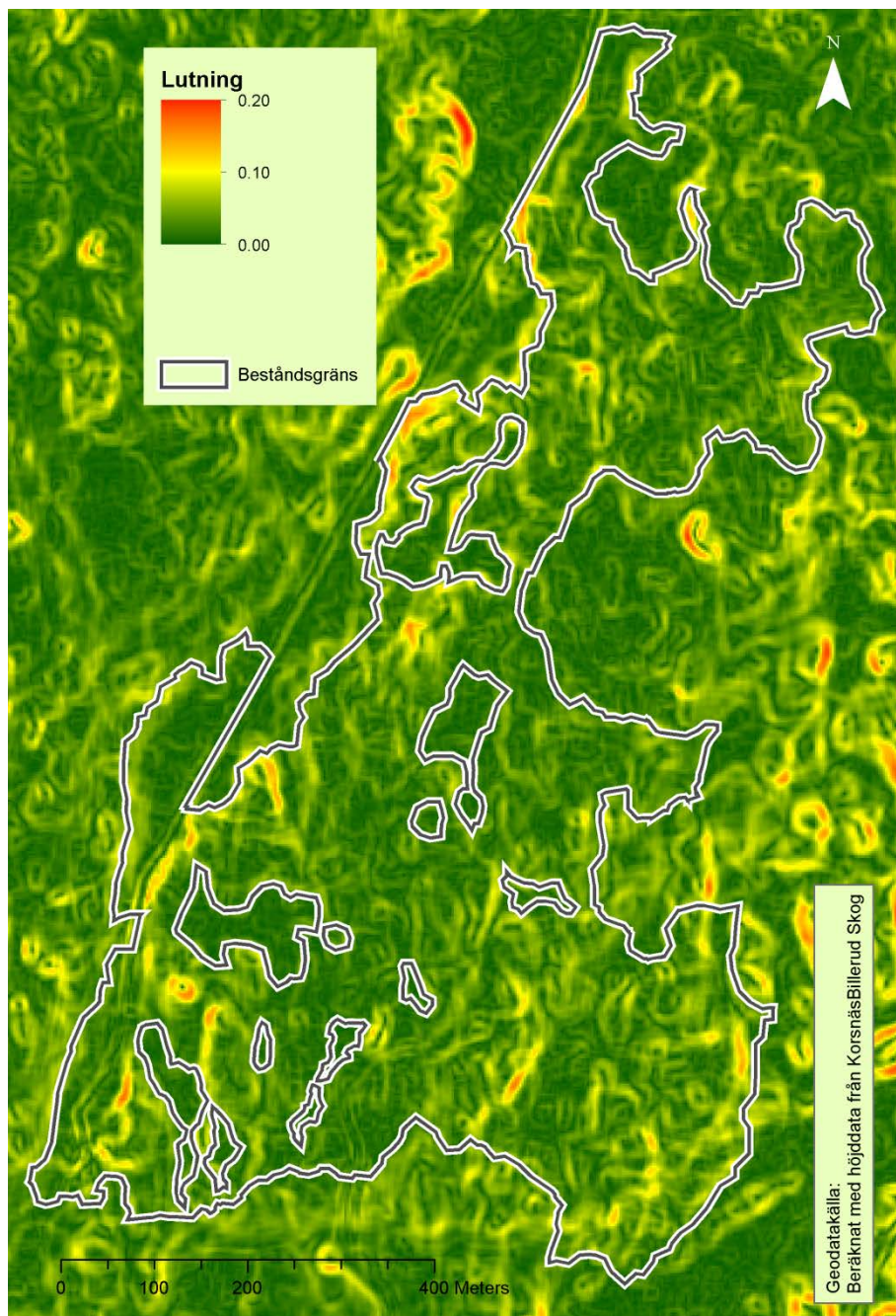
Höjddata som användes över beståndet hade 2.5 meter upplösning (se figur 3). Höjddata användes i kriterium Mark och vatten för att skatta fuktighetsförhållandena över trakten och för att beräkna lutning (se figur 4). Höjddata över detta bestånd var avläst i skogsbolagets regi (BillerudKorsnäs, med tillstånd).

Även Lantmäteriets terrängkarta över området användes som geodatakälla för vägar och vattendrag. Vägar användes i kriterium Ekonomi för att simulera transport av stubbar till avläggsplatser och information om vattendrag i trakten användas i kriterierna Biodiversitet och Mark och vatten. Lantmäteriets geodata publiceras här under Creative Commons-licens (CC BY).

Förutom positionen för varje avverkat träd, producerade skördaren även en s.k. "loggfild" där global position (med globalt satellitnavigeringssystem) för skördaren registrerades löpande. Denna information användes för att skapa nätverket av terrängvägar över beståndet. Terrängvägarna användes för att modellera transport av skördade stubbar inom trakten i kriterium Ekonomi.



Figur 3. Höjd över beståndet



Figur 4. Lutning i beståndet

2.2 Lämplighetsvärde för stubbskörd

För att sammanväga de fyra kriterierna i denna studie användes en additiv funktion (Ananda & Herath, 2003b; Keeney & Raiffa, 1976) för att beräkna ett

objektivt sammanvägt lämplighetsvärde för stubbskörd S^* för varje individuell stubbe i :

$$S_i^* = (1 - S_{B_i})w_B + (1 - S_{C_i})w_C + S_{E_i}w_E + (1 - S_{S_i})w_S \quad [1]$$

Där S_B är det totala värdet för biodiversitet för en stubbe i beståndet, S_C anger graden av primärenergiförbrukning och klimateffekt vid stubbskörd, S_E är det ekonomiska värdet av att skörda stubben och S_S anger ett bevarandevärde för mark och vatten som stubben har i beståndet. $\{S^*, S_B, S_C, S_E, S_S\}$ är enhetslösa och antar värden från 0 till 1.

Index i i ekvation 1 för notation av individuella stubbar är fortsättningsvis underförstådd och används bara om det krävs för att förtydliga.

$\{w_B, w_C, w_E, w_S\}$ är viktningsfaktorer som anger inverkan av varje kriterium i det sammanvägda lämplighetsvärdet för stubbskörd S^* . Värdet på viktningsfaktorerna är 0 till 1 och summan av vikterna är alltid lika med 1 ($\sum w = 1$). Den additiva funktionen enligt ovan är detsamma som ett viktat medelvärde av $(1 - S_{B_i})$, $(1 - S_{C_i})$, S_{E_i} och $(1 - S_{S_i})$.

Värdena för S_B , S_C och S_S inverteras i ekvation 1 genom att beräkna $(1 - S_X)$ eftersom högre värden för dessa kriterier innebär minskad lämplighet för stubbskörd. För det ekonomiska värdet för stubbskörd S_E i ekvation 1 innebär däremot ett högre värde en ökad lämplighet att skörda en stubbe. Termen som anger inverkan av det produktionsekonomiska kriteriet är därför direkt proportionellt mot S_E .

Värden nära 1.0 för S^* och S_E och värden nära 0.0 för S_B , S_C och S_S innebär att den aktuella stubben lämpar sig väl för att skördas, medan värden nära 0.0 för S^* och S_E och värden nära 1.0 för S_B , S_C och S_S indikerar att stubben bör lämnas kvar. Gemensamt för alla värden $\{S^*, S_B, S_C, S_E, S_S\}$ är att värdet 0.5 anger ett tröskelvärde där stubben aningen skördas eller lämnas kvar i beståndet.

När det gäller att ta fram ett beslut att skörda eller lämna kvar en stubbe, är det endast värdet för kriterium ekonomi S_E som motiverar stubbskörd i beslutsmodellen. Kriterievärdena S_B , S_C och S_S kan tillsammans göra att det sammanvägda lämplighetsvärdet för stubbskörd S^* i ekvation 1 blir större än 0.5, men detta är ingen giltig grund för att besluta att skörda en stubbe. Som grund för modellens beslut om stubbskörd definieras därför modellens totala lämplighetsvärde S som det minsta värdet av S^* och S_E :

$$S = \min(S^*, S_E) \quad [2]$$

Det formella uttrycket för ett beslut om stubbskörd H blir då:

$$H = \begin{cases} 1 & S \geq 0.5 \\ 0 & S < 0.5 \end{cases} \quad [3]$$

Beslutet Y antar antingen det diskreta värdet 0 om stubben lämnas kvar orörd i marken i beståndet, eller värdet 1 om stubben skall skördas. Stubben skördas ($H=1$) om det totala lämplighetsvärdet för stubbskörd S i ekvation 2 är större än 0.5, dvs. både det sammanvägda lämplighetsvärdet S^* och det ekonomiska kriterievärdet S_E i ekvation 1 är större än 0.5. I det andra fallet, om S är mindre än 0.5 som följd av att något av S^* eller S_E är mindre än 0.5, skördas inte stubben ($H=0$) enligt ekvation 3.

Avsikten med denna konstruktion är att beslutsstödsmodellen för stubbskörd skall kunna användas som ett objektiva verktyg samtidigt som markägarens, beslutsfattarens eller planerarens egna preferenser om viktningen mellan de olika kriterierna kan anges. Syftet med modellen i sig är inte att värdera något kriterium över ett annat, utan endast fungera som ett objektiva stöd i planerings- och beslutsprocessen.

2.3 Kriterium biodiversitet

Med biodiversitet, eller biologisk mångfald, menas variationen bland allt levande. Man brukar bedöma biologisk mångfald på tre organisationsnivåer:

- genetisk variation inom och mellan enskilda bestånd och populationer
- mångfalden av arter, inklusive samspelet mellan arter
- mångfalden av ekosystem och naturtyper

Viktiga aspekter är dessutom biodiversitetens sammansättning och struktur, men även de processer (funktioner) som upprätthålls på respektive organisationsnivå (Noss, 1990). För kriterium biodiversitet används en förenklad värdering av biodiversitet som främst inkluderar stubbars värde för vedlevande organismer och stubbskördens inverkan på värdefulla livsmiljöer (skydd av naturvärden och hänsyn). Energimyndighetens syntesrapport om konsekvenser för skogsbränsleuttag (de Jong *et al.*, 2012) visar att avverkningsstubbar är speciellt viktiga som livsmiljö för ett stort antal vedlevande arter inom ett flertal olika organismgrupper. Utöver det så tillför stubbar skydd, mikrohabitatvariation och växtsubstrat för många arter som inte är strikt (obligat) vedberoende. För flertalet organismgrupper (som exempelvis kvalster, mollusker, spindlar mm) är kunskapsluckorna för stora för en bedömning av stubbars relativa värden. Värderingen inom modellen har gjorts utifrån en sammanställning av aktuell kunskap, samt intervjuer med en referensgrupp. Denna utgörs av artexperter på lavar, insekter, mossor och svampar (se tabell 2).

Tabell 2. Expertgrupp i arbetet med biodiversitetsvärden

Organismgrupp	Namn
Lavar	Göran Thor
	Måns Svensson
	Sandro Caruso
Insekter	Jonas Viktorsson
	Mats Jonsell
Mossor	Jörgen Rudolphi
	Tomas Hallingbäck
Svampar	Anders Dahlberg
	Håkan Berglund

När man värderar effekter av mänsklig påverkan på biodiversitet måste man även tydliggöra vilket skogstillstånd som utgör referens. För biodiversitet är det viktigt att förhålla sig till hur skörd av den enskilda stubben förstärker eller motverkar effekterna av all annan skogsskötsel (skogsbruk och naturvård). I modellen används därför tillståndet inom konventionellt skogsbruk enligt nuvarande svensk modell som referens. Vi förutsätter att skogen sköts enligt gällande lagstiftning och rådgivningsnivå.

Som grund för naturhänsyn vid skogsbruk används ofta zonbaserade riktlinjer, t.ex. fasta avstånd till hänsynsobjekt. Sådana riktlinjer har ett konceptuellt värde och är lätta att kommunicera. Men en beslutsstödsmodell, som i detta fall måste kunna värdera värdet mellan stubbar, som t.ex. har olika avstånd till hänsynsobjekt, fungerar bäst med kontinuerliga kriterievärden. Därför används kontinuerliga funktioner av olika slag för värden som annars är indelade i zoner (eller konstanta intervall).

2.3.1 Värde för kriterium biodiversitet

Det totala värdet biodiversitetskriteriet S_B i ekvation 1 definieras som ett värde för varje enskild stubbe där $S_B=0$ innebär inget biodiversitetsvärde alls, $S_B=1$ ett maximalt biodiversitetsvärde och $S_B=0.5$ är gränsvärdet mellan vad som anses vara lämpligt för att skörda stubben eller ej. S_B beräknas som det maximala värdet av två olika kriterievärden: S_{BP} som anger stubbens värde för fyra olika artprofiler och S_{BN} som anger ett värde som stubben har i och med närhet till angränsande naturobjekt med högt skyddsvärde:

$$S_B = \max(S_{BP}, S_{BN}) \quad [4]$$

Artprofiler

Stubbar utgör huvudparten av den grova döda ved som idag finns i brukade skogslandskap (Svensson *et al.*, 2016; Jonsell & Schroeder, 2014). Samtidigt utgör avverkningsstubbar på kalhyggen en stor andel av den solexponerade grova döda ved som finns (avverkningsstubbar ca 20-25 m³f/ha jämfört med högstubbar 1-1,5 m³f/ha) (Abrahamsson, 2007). Många av de vedlevande arter som förekommer på avverkningsstubbar har varierande preferenser beträffande träslag och storlek. Även stubbens placering i beståndet (solexponerat eller beskuggat) eller närhet till potentiella närliggande spridningskällor kan vara av betydelse för arters förekomst (Caruso *et al.*, 2011). Index utvecklades därför för vedlevande solgynnade arter och skuggfördragande arter: (i) vanligt förekommande arter, (ii) sällsynta och/eller rödlistade arter, (iii) obligat eller fakultativt vedlevande arter för de fyra organismgrupperna lavar, insekter, mossor och svampar. Utifrån intervjustudier med referensgruppen och befintlig kunskap har slutligen fyra artprofiler definierats:

1. Vanliga, obligat vedlevande solgynnade arter
2. Vanliga, fakultativt vedlevande solgynnade arter
3. Sällsynta/rödlistade vedlevande solgynnade arter
4. Vedlevande skuggfördragande arter

Värdet S_{BP} i ekvation 4 inom kriterium biodiversitet som beror av stubbens lämplighet som habitat/substrat för dessa artprofiler beräknas som:

$$S_{BP} = \sum_{k=1}^4 w_{BPk} \cdot S_{BPk} \quad [5]$$

Där S_{BPk} är kriterievärdet för varje enskild artprofil k och w_{BPk} är vikten för varje S_{BPk} i det sammanvägda kriterievärdet för alla fyra artprofiler S_{BP} . Värdet för vikterna w_{BPk} är mellan 0 och 1. Summan av vikterna w_{BPk} är lika med 1: $\sum_{k=1}^4 w_{BPk} = 1$.

De artprofilbaserade kriterievärdena S_{BPk} beräknas med:

$$S_{BP1} = S_{BPT1} + \Delta S_{BPD} \quad [6]$$

$$S_{BP2} = S_{BPT2} + \Delta S_{BPD} \quad [7]$$

$$S_{BP3} = S_{BPT3} + \Delta S_{BPD} \quad [8]$$

$$S_{BP4} = S_{BSH} + \Delta S_{BPD} \quad [9]$$

Träslag

Termerna S_{BPT1} , S_{BPT2} och S_{BPT3} i ekvationerna 6, 7 och 8 är träslagsberoende och får ett värde beroende enligt tabell 3. Generellt ger lövträd ett högre kriterievärde för biodiversitet än barrträd.

Tabell 3: Träslagsberoende kriterievärden för artprofiler 1-3

Artprofil, k	Kriterievärde S_{BPTk}		
	Gran	Tall	Löv
1	0.45	0.55	0.8
2	0.35	0.25	0.65
3	0.1	0.2	0.8

Stubb diameter

ΔS_{BPD} i ekvationerna 6 - 9 är ett värde som ger ett påslag respektive avdrag i beräkningen av kriterievärdet för de olika artprofilerna beroende av stubbdiameter. Enligt expertgruppen ger stubbdiametern ett avdrag på biodiversitetsvärdet vid små diametrar och ett påslag för stora diametrar (se tabell 4).

Tabell 4: Påslag respektive avdrag i värdet för kriterium biodiversitet beroende på stubbens träslag enligt expertgrupp

	Stubb diameter D_{STB}		Värde för kriterium biodiversitet
	[cm]		
	Från	till	Påslag/avdrag
Avdrag	0	19	- 0.1
Oförändrat	19	50	0.0
Påslag	50	$+\infty$	+0.1

För att ge ΔS_{BPD} ett kontinuerligt ökande värde efter stubbdiameter D_{ST} [cm] användes en kombination av två logistiska sigmoidfunktioner:

$$\Delta S_{BPD} = 0.1 - \frac{0.1}{1+e^{(D_{ST}-a_{D1})}} + \frac{0.1}{1+e^{(D_{ST}-a_{D2})}} \quad [10]$$

Där $a_{D1} = 19$ och $a_{D2} = 50$. Detta ger en dubbel sigmoidfunktion enligt figur 5.

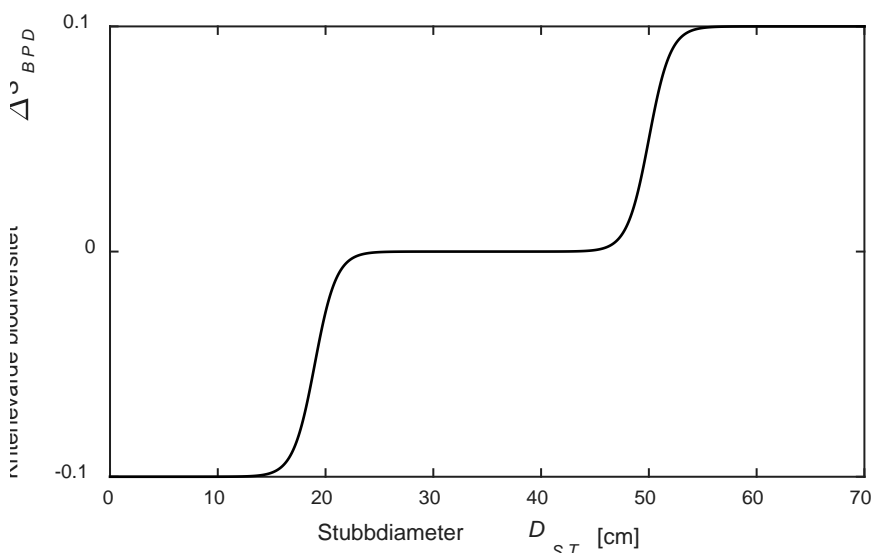
Beskuggning

Biodiversitetsvärdet S_{BSH} i ekvation 9 beror av graden av beskuggning. Detta är en faktor som påverkar värdet för artprofil 4 S_{BP4} i kriterium biodiversitet. Expertgruppen skattade beskuggningseffekten med sydligt avstånd till uppväxt skogsbestånd enligt tabell 5.

En logistisk sigmoidfunktionen användes för att beskriva det kriterievärdet för beskuggning S_{BSH} i beslutsstödsmodellen:

$$S_{BSH} = 0.1 - \frac{0.8}{1+e^{b_{SH}(D_{SH}-a_{SH})}} \quad [11]$$

där D_{SH} är det sydliga avståndet till beskuggande uppvuxet skogsbestånd. Med parametrarna $a_{SH}=23$ och $b_{SH}=0.27$ fås en kontinuerligt minskade funktion med avseende på avstånd D_{SH} enligt figur 6. Värdet för S_{BSH} i ekvation 11 har värdet 0.8 när $D_{SH}=0$ och är nära nog 0.1 när vid $D_{SH}=40$ [m]. Anledningen till att S_{BSH} inte går från 1.0 ner till 0.0 är att S_{BP4} i ekvation 9 endast får anta värden 0.0 till 1.0. I ekvation 9, ingår nämligen även termen ΔS_{BPD} som kan anta värden mellan -0.1 till 0.1.



Figur 5. Den kontinuerliga funktionen som ger avdrag/pålägg för biodiversitetsvärdet utifrån stubbdiameter.

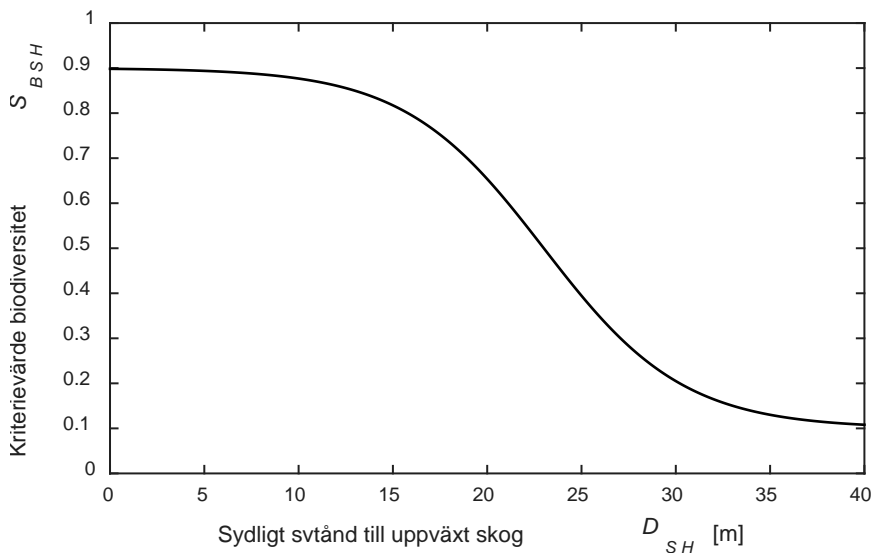
Tabell 5. Skattning av biodiversitetsvärde efter avstånd (i sydlig riktning) till beskuggande skog, B_{BESK}

	Sydligt avstånd till uppväxt skog [m]		Kriterievärde
	från	till	
Beskuggat läge	0	15	0.9
Mindre beskuggat läge	15	30	0.55
Ingen beskuggning	30	∞	0.1

Skydd av natur

Kriterievärdet "skydd av natur" S_{BN} i ekvation 4 baseras på avstånd till naturobjekt som finns i beståndet r_{BN} . Naturobjekt kan vara olika typer av objekt/ytor med olika typer av naturvårdshänsyn. Förutom att stubbar som står inom en naturvårdsyta kan anses vara olämpliga att skörda, finns det även ett värde av möjligheter till spridning av organismer från hänsynsytan till angränsande ytor.

Värdet i kriterium biodiversitet med utgångspunkt från avstånd till naturobjekt r_{BN} skattades i två zoner enligt expertgruppen enligt tabell 6.



Figur 6. Den kontinuerliga funktionen för beskuggningsberoende värde i kriterium biodiversitet S_{BSH} med avseende på sydligt avstånd till uppvuxet skogsbestånd D_{SH}

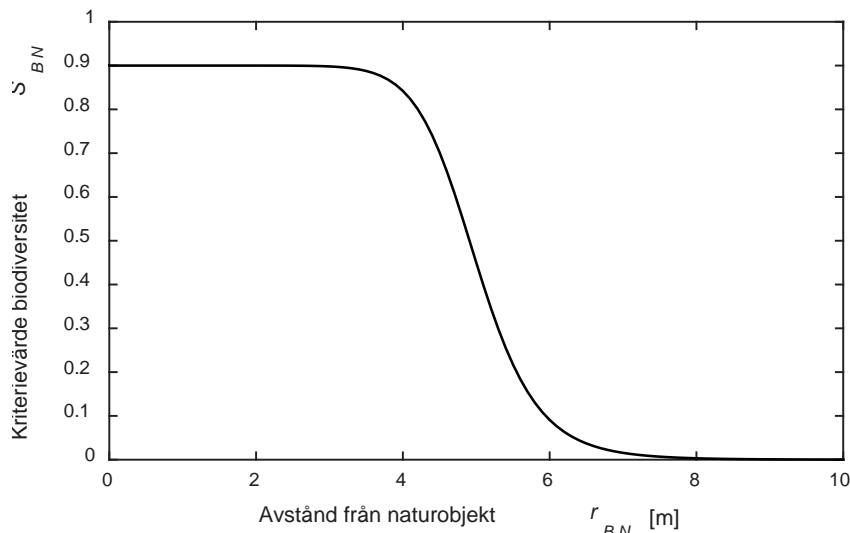
Tabell 6. Expertgruppens skattning av kriterievärde för biodiversitet med avseende på avstånd från naturobjekt

Avstånd från naturobjekt r_{BN}		Kriterievärde biodiversitet
[m]		
från	Till	
0	5	0.9
5	∞	0.0

Värdet för "skydd av natur" i kriterium biodiversitet S_{BN} i ekvation 4 uttrycks som en log logistisk sigmoidfunktion med avseende på avstånd till naturobjekt r_{BN} [m]:

$$S_{BN} = \frac{0.9}{1 + \left(\frac{r_{BN}}{a_{BN}}\right)^{b_{BN}}} \quad [12]$$

Med parametervärdena $a_{BN}=5.0$ och $b_{BN}=12$ fås en funktion för S_{BN} som kontinuerligt minskar med ökande avstånd r_{BN} .



Figur 7. Värde för kriterium biodiversitet, "skydd av natur", S_{BN} enligt avstånd från naturobjekt r_{BN} [m]

2.4 Kriterium energi och klimat

Delmodellen för energi och klimat tar upp primärenergiförbrukning och klimatpåverkan vid stubbskörd. Primärenergi är i allmän mening fossila bränslen såsom bensin och diesel samt elenergi. I denna studie omfattar primärenergiförbrukningen endast diesel. Analys av förbrukning av primärenergi är en del av klimatpåverkansanalysen, eftersom växthusgaser (GHG-emissioner: Green House Gas emissions) avgår när man tar upp råolja ur jordskorpan, processar den, transporterar den till respektive marknad för förbrukning och slutligen använder den. Sådana direkta emissioner uppkommer när diesel används och förbränns i stubbskördare och stubbskotare.

Klimatpåverkansanalysen omfattar även indirekta emissioner som beror av förändrad kolinlagringstid i mark och biomassa, vilket kan ge ett nettotillskott av koldioxid till atmosfären. När skogsbränslen som grenar och toppar (GROT) och stubbar används som biobränsle frigörs det bundna kolet i form av koldioxid när det förbränns. Om skogsbränslet varit kvar i skogen skulle nedbrytning av kol och därmed utsläpp av koldioxid ha skett långsammare. Användandet av skogsbränsle kan alltså ses som en tidigareläggning av utsläpp jämfört med ett referensfall där biomassan lämnas kvar i skogen för att förmultna. Tidsperspektivet är därför betydelsefullt för hur klimatpåverkan på grund av minskning av markens kollager ska beräknas för stubbar. Dessa tidigarelagda emissioner kan beräknas genom en funktion för nedbrytning av organiskt material. Melin *et al.* (2009) använde en exponentiell funktion för att beräkna nedbrytningen av trädbiomassa. Modellen

var empirisk och hade endast ursprunglig total massa som invariabel. Hyvönen and Ågren (2001) utvecklade en nedbrytningsfunktion som även tog hänsyn till storleken på det ursprungliga materialet. Ortiz *et al.* (2016) använde nedbrytningsfunktionen enligt Hyvönen and Ågren (2001) för att simulera klimateffekter av stubbskörd.

Den tidsperiod som bör användas för att beräkna klimatpåverkan av en förkortad kolinlagringsperiod är beståndets omloppstid, dvs. tiden från sådd, plantering eller naturlig föryngring till slutavverkning för träden i ett bestånd. I denna studie approximeras denna omloppstid till beståndets (trädens) totalålder, som är tiden från trädens groning. Omloppstid och totalålder kan skilja sig marginellt åt. För att skatta beståndets totalålder i beslutsstödsmodellen används Skogsstyrelsens rekommenderade totalålder (Skogsstyrelsen, 1984a; Skogsstyrelsen, 1984b) samt SkogForsks beslutsstödsprogram INGVAR (Interaktiv gallringsvariator) från 2010 (Anonym, 2010). Skogsstyrelsens gallringsmallar ger något högre totalålder än INGVAR. Träbiomassan utgörs av kol till 50 % (IPCC, 2006). Ett bestånds rekommenderade totalålder vid avverkning beror av beståndets bonitet uttryckt i ståndortsindex som anger den naturgivna virkesproducerande förmågan (se tabell 8).

Eftersom nuvarande teknik av stubbskörd kan innebära en ökad störning av marken har det funnits en farhåga för att detta skulle kunna leda till ökad nettoavgång av koldioxid (Egnell *et al.*, 2007). Senare försök har visat att omrörningen varken lett till ökad avgång eller minskande förråd av kol i marken (Strömgren *et al.*, 2017; Jurevics *et al.*, 2016; Mjöfors *et al.*, 2015; Strömgren *et al.*, 2013). I beslutsstödet inkluderades därför inte den indirekta effekten från omrörning av de övre markskikten som sker vid stubblyftning.

2.4.1 Beräkning av växthusgasemissioner

Variationerna av emissioner av växthusgaser över beståndet m_{GHG} definieras här som summan av andelen direkta m_{GHG_P} och indirekta emissioner m_{GHG_I} :

$$m_{GHG} = m_{GHG_P} + m_{GHG_I} \text{ [kg CO}_2\text{-e/MJ]} \quad [13]$$

De direkta växthusgasemissionerna m_{GHG_P} kommer från fossil primärenergiförbrukning för upptag och skotning av skördade stubbar. Indirekta växthusgasemissioner m_{GHG_I} beror av en tidigareläggning av emissioner av stubbars kolinnehåll, via förbränning, jämfört med att kolet i stubbiomassan lämnas i marken och avgår som koldioxid via nedbrytning.

Växthusgaserna som ingår i analysen är koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och lustgas (N₂O). Varje gas klimatpåverkan relateras till den effekt som samma mängd koldioxid skulle ha genom att beräkna respektive gas GWP (Global

Warming Potential). GWP är den kumulativa strålningsbalansen (radiative forcing) för en massenhet av en given växthusgas över en definierad tidsperiod (här 100 år). GWP anges i kg CO₂-ekvivalenter per kg gas [kg CO₂-e/kg] och för CO₂ blir då GWP 1 medan metan och lustgas är en betydligt mer potent växthusgas. GWP tillsammans med övriga data som används i emissionsberäkningar ges i tabell 7.

För att beräkna de totala växthusgasemissionerna i absoluta tal för en skördad stubbe måste man även introducera reduktionen av emissioner i samband med förbränning av en alternativ (fossil) energiråvara m_{GHG_F} . De totala växthusgasemissionerna blir då:

$$m_{GHG_{tot}} = m_{GHG_P} + m_{GHG_I} - m_{GHG_F} \text{ [kg CO}_2\text{-e/MJ]} \quad [14]$$

Den minskade mängden fossila emissioner m_{GHG_F} , som en följd av att energi från skördad stubbmassa används, antas komma från lika delar naturgas och stenkol. Värdet på m_{GHG_F} sattes till 91.5 [g CO₂-e/MJ] (för emissionsfaktorer se Ortiz m fl., 2016). $m_{GHG_{tot}}$ i ekvation 14 används inte i själva beslutsstödsmodellen. Anledning till detta är att skörd av en stubbe innebär starkt negativa värden för $m_{GHG_{tot}}$ (kring -89 [g CO₂-e/MJ]). Detta innebär att om man ser till att energin i skördade stubbar ersätter fossila energiråvaror är stubbskörd i princip alltid fördelaktigt ur ett klimatperspektiv. Växthusgasemissionerna från primärenergianvändning och indirekta emissioner enligt ekvation 13 är en bråkdel av detta.

För att beslutsstödsmodellen ska kunna använda sig av variationerna inom beståndet används m_{GHG} i ekvation 13, medan $m_{GHG_{tot}}$ i ekvation 14 bör användas för att utvärdera effekten på växthusgasemissioner i absoluta termer av att stubbskörd.

Direkt klimatpåverkan via primärenergianvändning

Den direkta klimatpåverkan av stubbskörd m_{GHG_P} i ekvation 13 beräknas som växthusgasemissioner som uppstår när fossil primärenergi i form av diesel E_{Pd} [MJ/MJ] används:

$$m_{GHG_P} = E_{Pd}(m_{GHG_d} + m_{GHG_{dp}}) \text{ [kg CO}_2\text{-e/MJ]} \quad [15]$$

där m_{GHG_d} [kg CO₂-e/kg] är växthusgasemissioner som uppstår vid förbränning av diesel i arbetsmaskiner och $m_{GHG_{dp}}$ är växthusgasemissioner som uppstår vid produktion av diesel. Energin i form av diesel E_{Pd} [MJ/MJ] som åtgår vid stubbskörd beräknas med hjälp av insatt mängd diesel vid stubblyftning E_{dL} och skotning av stubbar E_{dH} [MJ]:

$$E_{Pd} = \frac{E_{dL} + E_{dH}}{E_{ST}} \cdot 3600 = \rho_{Ed} \frac{t_L q_{dL} + t_H q_{dH}}{E_{ST}} \cdot 3600 \text{ [MJ/MJ]} \quad [16]$$

där $\{t_L, t_H\}$ [h] är den tid respektive moment tar, $\{q_{dL}, q_{dH}\}$ [l/h] är dieselförbrukningen per timme för arbetsmaskinerna (lyftare och skotare) och ρ_{Ed} [MJ/l] är energiinnehållet i diesel. Faktor 3600 [MJ/MWh] krävs för att få stubbens energiinnehåll E_{ST} [MWh] i MJ.

Tabell 7. Data till kriterium energi och klimat

Parameter	Notation	Värde	Enhet	Källa
GWP (Global Warming Potential)				Direktiv 2009/28/EG (2009)
- Koldioxid (CO ₂)		1	kg CO ₂ -e/kg	- ... -
- Metan (CH ₄)		23	kg CO ₂ -e/kg	- ... -
- Lustgas (N ₂ O)		296	kg CO ₂ -e/kg	- ... -
Kolinnehåll, stubbe (TS)		0.51		IPCC (2006)
Drivmedelsförbrukning - diesel				
- Stubbyftare	q_{dL}	20.2	l/h ¹	Karlsson (2007)
- Skotare	q_{dH}	11.8	l/h ¹	Brunberg (2007)
Energiinnehåll diesel (5 % RME)	ρ_{Ed}	35.3	MJ/l	SPBI (2016)
Emission förbränning av diesel				
- Koldioxid (CO ₂)	m_{GHGd}	70.1	g CO ₂ -e/MJ	
- Koldioxid (CO ₂)		69.6	g/MJ	Gode <i>et al.</i> (2011)
- Metan (CH ₄)		0.00068	g/MJ	- ... -
- Lustgas (N ₂ O)		0.0016	g/MJ	- ... -
Primärenergifaktor diesel	C_p	1.10		Gode <i>et al.</i> (2011)
Emission produktion av diesel				
- Koldioxid (CO ₂)	m_{GHGdp}	7.38	g CO ₂ -e/MJ	
- Koldioxid (CO ₂)		6.32	g/MJ	Gode <i>et al.</i> (2011)
- Metan (CH ₄)		0.0328	g/MJ	- ... -
- Lustgas (N ₂ O)		0.00104	g/MJ	- ... -

¹ Brunberg (2007) anger drivmedelsförbrukningen i [l/G₁₅] (G₁₅: tid inklusive alla pauser <15 min) vilket omvandlats till effektiv tid (G₀) genom faktorn G₀/G₁₅=0.9 (personlig meddelande, Maria Nordström, SkogForsk, 2010)

Indirekta emissioner av CO₂ från mark

Den indirekta klimatpåverkan av stubbskörd m_{GHG_I} i ekvation 13 antas vara relatera till kvarvarande massa av stubben som ej brutits ner efter antagen omloppstid. Nedbrytningsförloppet för stubbens massa i mark m_{STS} [kg] med avseende på tiden t [år] beskrivs här med samband enligt Hyvönen and Ågren (2001):

$$m_{STS}(t) = m_{ST} \left[\frac{2}{\alpha(1-z)t_{max}} \left[(1 + \alpha t)^{1-z} - [1 + \alpha(t - t')]^{1-z} \left(1 - \frac{t'}{t_{max}} \right) \right] + \frac{2}{\alpha^2(1-z)(2-z)t_{max}^2} \{ [1 + \alpha(t - t')]^{2-z} - (1 + \alpha t)^{2-z} \} + \left(1 - \frac{t'}{t_{max}} \right)^2 \right] \quad [17]$$

[kg]

där m_{ST} är stubbens massa vid tiden $t=0$. t' [år] är det minsta värdet av t och t_{max} ($t' = \min(t, t_{max})$). α bestämmer förändringshastigheten på kvaliteten för det organiska materialet och z anger C-förlusterna i förhållande till α . Värdena $\alpha=0.45$ och $z=1.1$ antogs från Ortiz *et al.* (2011). t_{max} [år] är tiden det tar för nedbrytare att kolonisera allt organiskt material och beror av storleken på objektet. Här användes ett samband mellan stubbens diameter d_{ST} [cm] och t_{max} [år] enligt skattningar av Hyvönen and Ågren (2001).

$$t_{max} = 9.824 + 0.9745d_{ST} \quad [\text{år}] \quad [18]$$

Indirekta emissioner av koldioxid om man skördar stubben och förbränner den antas motsvara mängden kol i den kvarvarande stubbmassan enligt ekvation 17. De indirekta växthusgasemissionerna m_{GHGI} kg CO₂-e per MJ energi i skördad stubbe ($E_{ST}/3600$) kan då beräknas med:

$$m_{GHGI} = m_{STS}(t_r)/(3.6E_{ST}) \cdot f_C \frac{44}{12} \quad [\text{kg CO}_2\text{-e/MJ}] \quad [19]$$

där f_C är andelen kol i stubbens biomassa (sätts till 0.51) och värdena 44 och 12 är molekylvikten för koldioxid (CO₂) respektive kol (C) mätt i molar. Omloppstiden för oskördade stubbar i mark t_r antas i denna studie vara lika med beståndets förväntade totalålder enligt skogsstyrelsens rekommenderade omloppstid (se tabell 8). I beståndet vars skördedata som används i denna studie har ståndortsindex T25 över 79 % av arealen. Resten av arealen är klassad G27-G30. Beståndsåldern som användes i denna studie var 98 år.

2.4.2 Primärenergianvändning

Primärenergianvändning vid stubbskörd P_P [MJ/MJ] beräknas utifrån förbrukad energimängd diesel E_{Pd} [MJ/MJ] i ekvation 16 tillsammans med en s.k. primärenergifaktor C_P

$$E_P = E_{Pd} \cdot C_P \quad [\text{MJ/MJ}] \quad [20]$$

Vid produktion av diesel krävs det energi för utvinning, förädling och transport. Det inkluderas genom primärenergifaktorn C_P (se tabell 7).

Tabell 8. Trädålder för bestånd

Ståndortsindex	Skogsstyrelsens rekommenderade omloppstid Norra Sverige (år) ¹	Skogsstyrelsens rekommenderade omloppstid Södra Sverige (år) ²	INGVAR (Interaktiv gallringsvariator) ³
G16	140		130
G17			125
G18	130	125	120
G19			115
G20	125	115	110
G21			105
G22	115	110	100
G23			95
G24	110	105	90
G25			85
G26	105	100	80
G27			80
G28	100	95	75
G29			75
G30	90	85	70
G31			70
G32	80	80	65
G33			65
G34		75	60
G35			60
G36		70	55
G37			55
G38-G40			50
T14	145		145
T15			140
T16	140	130	135
T17			130
T18	135	120	125
T19			120
T20	125	110	115
T21			110
T22	115	105	105
T23			105
T24	105	100	100
T25			95
T26	95	95	95
T27			90
T28	90	90	90
T29			85
T30			85

¹ Norra Sverige definieras som Norrland samt Värmland och Kopparbergs län (Skogsstyrelsen, 1984a)

² Södra Sverige definieras som Götaland och Svealand utom Värmlands och Kopparbergs län (Skogsstyrelsen, 1984b)

³ INGVAR är ett nytt beslutsstödsprogram utvecklad av SkogForsk (Anonym, 2010)

2.4.3 Totalt värde för kriterium energi och klimat

Funktionerna för att skatta kriterievärdet för energi och klimat anpassades till de beståndsdata som användes för att utvärdera beslutsstödsmodellen i denna studie. Det totala värdet för kriterium energi och klimat S_C i ekvation 1 beräknas med medelvärdet mellan ett kriterievärde för primärenergiförbrukning S_{CP} och ett kriterievärde för växthusgasemissioner S_{CE} :

$$S_C = 0.5S_{CP} + 0.5S_{CE} \quad [21]$$

Kriterievärdet för primärenergiförbrukning S_{CP} i ekvation 21 beräknas med ett rektangulärt hyperboliskt samband med primärenergiförbrukning E_P i ekvation 20:

$$S_{CP} = 1 - \left(\frac{Q_{CP}+1}{Q_{CP}+e^{b_{CP}E_P}} \right)^{Q_{CP}} \quad [22]$$

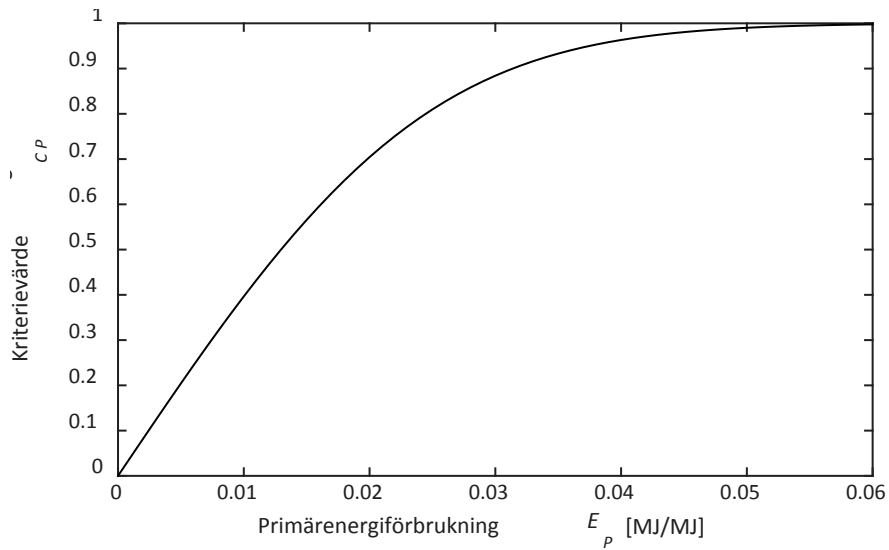
där $Q_{CP} = 3$ och $b_{CP} = 55$.

Uttrycket i ekvation 22 ger ett kriterievärde $S_{CP} = 0.5$ vid ett värde på E_P kring 0.013 [MJ/MJ] och $S_{CP} = 0.9$ vid $E_P=0.031$ [MJ/MJ] (se figur 8). Lindholm *et al.* (2010a) beräknade lyftning och skotning av stubbar till 0.019 [MJ/MJ]. Det högre värdet jämfört med värdet vid $S_{CP} = 0.5$ i denna studie kan bero på att basen för deras beräkningar var energi i flis vid värmeverk inklusive spill.

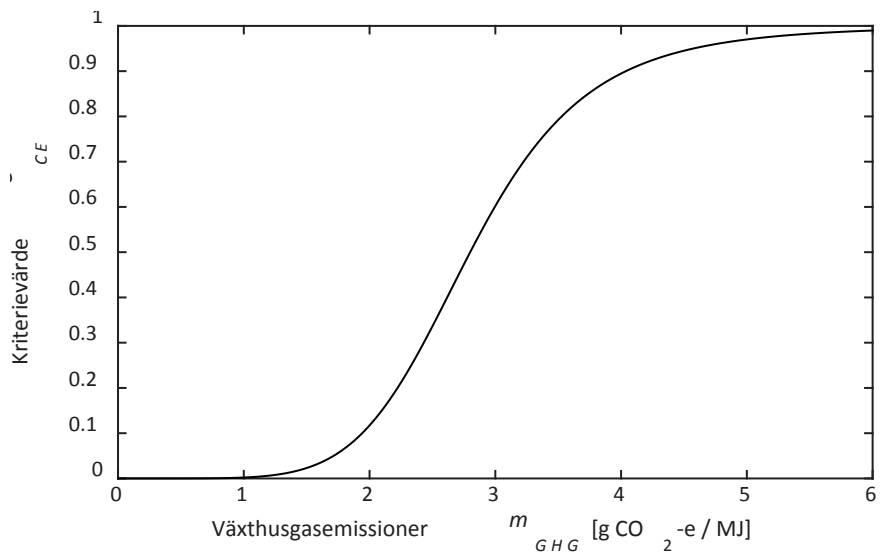
Kriterievärde för växthusgasemissioner S_{CE} i ekvation 21 tas fram med en log-logistisk sigmoidfunktion med avseende på totala växthusgasemissioner m_{GHG} i ekvation 13:

$$S_{CE} = 1 - \frac{1}{1 + \left(\frac{m_{GHG}}{a_{CE}} \right)^{b_{CE}}} \quad [23]$$

där $b_{CE}=6.0$ och $a_{CE}=2.8$ [g CO₂-e/MJ]. Ekvation 1 gör att S_{CE} följer en S-formad kurva med avseende på totala växthusgasemissioner m_{GHG} [g CO₂-e/MJ] där kriterievärdet $S_{CE}=0.5$ vid $m_{GHG} = a_{CE} = 3.3$ [g CO₂-e/MJ] (se figur 9). Lindholm *et al.* (2010a) beräknade växthusgasemissionerna för stubblyftning och skotning till ca 1.5 [g CO₂-e/MJ]. Med ekvation 19 och ett energiinnehåll i stubbmassa på 19.2 [MJ/kg] (Anonym, 1998) får man indirekta växthusgasemissioner $m_{GHGI} = 1.8$ [g CO₂-e/MJ]. Detta ger ett värde på direkta (primärenergi) växthusgasemissioner (vid $S_{CE}=0.5$): $a_{CE} - 1.8 = 1.0$ [g CO₂-e/MJ]. Detta är lägre än Lindholm *et al.* (2010a) men, som nämnts ovan, de baserade sina värden på energi vid värmeverk inklusive spill.



Figur 8. Värde för kriterium energi och klimat S_{CP} med avseende på primärenergiförbrukning för stubbskörd E_p



Figur 9. Värde för kriterium energi och klimat S_{CE} med avseende på totala växthusgasemissioner för stubbskörd m_{GHG}

2.5 Kriterium ekonomi

Värderingen av stubbars brytvärde utgående från ekonomiska faktorer baseras på stubbens vinst vid försäljning av upplagg av stubbar vid bilväg π [SEK]. Vinsten π [SEK] beräknas som skillnaden mellan intäkt Y [SEK] och total kostnad C [SEK] för varje stubbe:

$$\pi = Y - C \quad \text{[SEK] [24]}$$

2.5.1 Intäkt av stubbskörd

Intäkten Y [SEK] för skördade stubbar definieras vid bilväg, och beräknas för varje stubbe med energimängden skogsbränsle från stubben E_{ST} [MWh] och antaget pris vid bilväg P [SEK/MWh]:

$$Y = E_{ST}P \quad \text{[SEK] [25]}$$

Energiinnehållet i varje stubbe E_{ST} [MWh] beräknas ur skördardata (se ovan). Priset för skogsbränsle P [SEK/MWh] beräknas utifrån antagandet att den genomsnittliga vinsten i dagsläget är nära noll. Normpriset sätts därför just över den genomsnittliga kostnaden för bränslet fritt bilväg, dvs. 90 kr/MWh (Brunberg, 2014). Antagandet stämmer väl överens med tillgängliga prisuppgifter för skogsbränsle (Energimyndigheten, 2017).

2.5.2 Kostnader för stubbskörd

Den totala kostnaden C för skörd av stubbe i ekvation 24 delas in i kostnad för stubblyftning C_L respektive kostnad för skotning C_H . Kostnaden för lyftning och skotning beror i sin tur av tidsåtgången $\{t_L, t_H\}$ [h] multiplicerat med timkostnaden för arbetsmaskinerna $\{C_L^*, C_H^*\}$ [SEK/h] inom respektive arbetsmoment:

$$C = C_L + C_H = (t_L C_L^* + t_H C_H^*) \quad \text{[SEK] [26]}$$

Timkostnaden i grundscenariot för skotare och stubblyftare (C_L^* och C_H^*) sattes till 1000 kr/h.

2.5.3 Lyftning av stubbar

För att beräkna tidsåtgången för lyftning av stubbar t_L [h] i ekvation 26 användes ekvationer framtagna av von Hofsten (2010). Den totala tidsåtgången per stubbe beräknas som summan av tiden för tre enskilda moment: upparbetning t_{LL} , kran ut t_{LC} och förflyttning mellan uppställningsplatser t_{Lm} där enheten för tiden i funktionerna är cmin (minuter/100). Funktionen som används här är framtagen för Pallaris stubbskördeaggregat P140, vilket är ett vanligt aggregat vid stubbskörd:

$$t_L = (t_{LL} + t_{LC} + t_{Lm})/600 \quad \text{[h/stubbe] [27]}$$

De tre termerna $\{t_{LL}, t_{LC}, t_{Lm}\}$ i ekvation 27 beräknas med följande ekvationer:

Uppberbetning:

$$t_{Li} = t_{Ll0} + (t_{Lla0}^* + t_{LlaAgr}^*) \cdot A_{ST} \quad [\text{cmin/stubbe}] \quad [28]$$

$$t_{Ll0} = t_{Ll00} + t_{Ll0Agr} + t_{Ll0Trsl} \quad [\text{cmin/stubbe}] \quad [29]$$

Kran ut:

$$t_{Lc} = t_{Lce0} \cdot e^{c_{Lc00} + c_{Lc0Y} + c_{Lc0S} + c_{Lca} \cdot A_{ST}} \quad [\text{cmin/stubbe}] \quad [30]$$

Förflyttning:

$$t_{Lm} = t_{Lme0} \cdot e^{c_{Lm0} + c_{Lma} \cdot A_{ST} + c_{Lmn} \cdot n_{Lp} + c_{Lman} \cdot A_{ST} \cdot n_{Lp}} \quad [\text{cmin/stubbe}] \quad [31]$$

$$c_{Lm0} = c_{Lm00} + c_{Lm0Agr} + c_{Lm0Y} + c_{Lm0G}$$

A_{ST} är stubbens snittytearea och n_{Lp} är antalet staplade stubbar (av stubblyftaren) per uppställningsplats. A_{ST} beräknas från stubbens diameter och antalet stubbar per uppställningsplats n_{Lp} sattes till 2.35. Övriga koefficienter antar värden enligt tabell 9.

Tabell 9: Parametervärden för beräkning av tidsåtgång för stubblyftning

Parameter	Beroende	Värde
Uppbearbetning		
t_{Ll00}		22.2040
t_{Ll0Agr}	4	-4.56363
$t_{Ll0Trsl}$	Tall ⁵	14.5822
	Gran	0
	Löv	0
t_{Lla0}^*		387.341
t_{LlaAgr}^*	4	-146.586
Kran ut		
t_{Lce0}		1.14926
c_{Lc00}		1.87611
c_{Lc0Y}	Y = 1 ¹	-0.321459
	Y = 2	-0.159259
c_{Lc0S}	21 ton ²	0.0734561
	24 ton	0.349027
c_{Lca}		3.10457
Förflyttning		
t_{Lme0}		1.20232
c_{Lm00}		3.14030
c_{Lm0Agr}	4	-0.0995450
c_{Lm0Y}	Y = 1 ¹	0.108883
	Y = 2	-0.209701
c_{Lm0G}	G = 1 ³	-0.107436
	G = 2	-0.433239
	G = 3	-0.276171
c_{Lma}		3.52673
c_{Lmn}		-0.193899
c_{Lman}		-1.20025

¹: Y: Ytförhållande enligt terrängtypsschema (Berg, 1982)

²: Storlek på stubblyftare

³: G: Grundförhållande enligt terrängtypsschema (Berg, 1982)

⁴: Värde för aggregat Pallari P140

⁵: Parametervärde är beroende av träslag. Alla lövträslag slogs ihop till en klass.

2.5.4 Skotning av stubbar till avlägg

Beräkningar av kostnad för skotning av upplyfta stubbar till avläggsplats vid bilväg C_H [SEK] i ekvation 26 baseras på tidsåtgången för skotaren per stubbe.

Tiden för att skota ut stubbarna till bilväg t_H [h] i ekvation 26 beräknas med en produktionsnorm, ursprungligen framtagen för skotning av GROT (Brunberg & Eliasson, 2013). Då det inte existerar en särskild norm för stubbskotning görs antagandet att skotning av stubbar liknar GROT-skotning tillräckligt mycket för att samma skotningsnorm ska vara möjlig att använda. Skotningsnormen delar upp tidsåtgången för skotning i terminaltid (lastning och lossning), terrängkörning, körning på anslutningsväg samt övrig tid. Den framräknade tiden multipliceras sedan med en timkostnad för skotaren för att få den totala skotningskostnaden. Den totala tidsåtgången för skotning t_H [h] blir då:

$$t_H = V_{ST}(t_{Hl}^* + t_{Ht}^* + t_{Hb}^* + t_{HC}^*) \quad [\text{h/stubbe}] \quad [32]$$

där V_{ST} är volymen för stubben uttryckt i fastkubikmeter [m^3f]. Termen t_{HC}^* är en konstant medan t_{Hl}^* , t_{Ht}^* och t_{Hb}^* är variabler för tidsåtgången i skotningsmomenten terminaltid (lastning och lossning), terrängvägskörning och körning på anslutande basväg:

$$t_{Hl}^* = K_1 (3.79 + 65/\rho_{sw})/60 \quad [\text{h}/\text{m}^3\text{f}] \quad [33]$$

$$t_{Ht}^* = \frac{2 \cdot d_t}{1000 \cdot v_t \cdot V_H} \quad [\text{h}/\text{m}^3\text{f}] \quad [34]$$

$$t_{Hb}^* = \frac{2 \cdot d_b}{1000 \cdot v_b \cdot V_H} \quad [\text{h}/\text{m}^3\text{f}] \quad [35]$$

Där d_t och d_b [m] är enkelt transportavstånd på terrängväg och basväg mellan lastningsplats och avläggsplats, V_H är lastkapaciteten för skotaren [m^3f] och ρ_{sw} är uttaget dvs. tillgänglig volym stubbar för skörd per hektar [$\text{m}^3\text{f}/\text{ha}$]. v_t och v_b är körhastigheten på terräng- och basväg för skotaren [km/h], där $v_b = 6$ [km/h] och $v_t = 0.06(75 - 8.2Y - 1.4L^2)$ [km/h]. Y är ytstruktursklassning och L är lutningsklassning som antar ett värde mellan 1-5 enligt terrängtypsschema (Berg, 1982).

K_1 i ekvation 32 är en faktor som används för att justera tidsåtgången t_{Hl}^* efter t.ex. aktuella tidsstudier eller arbetsmetodik och teknik. För lastning och lossning av upptagna stubbar sattes denna faktor 1.1 (Personlig kommunikation: T. Brunberg, SkogForsk). Enligt Brunberg and Eliasson (2013) är övrig tid kring 1.5 minuter per lass. Laststorleken skattas i samma rapport till $10.3 \text{ m}^3\text{f}$ enligt studier från senare delen av 2000-talet. Värdet för t_{HC}^* sätts därför till 0.00243 [$\text{h}/\text{m}^3\text{f}$] i denna studie. Storleken på stubben V_{ST} beräknas från skördardata (se ovan).

Uttag

Uttaget ρ_{sw} i ekvation 33 definieras som volymen stubbmassa (fastkubikmeter) som skördaren lyfter per hektar ($m^3/f/ha$). Observera att uttaget i denna definition endast gäller de stubbar som faktiskt skördas enligt resultatet från beslutsstödsmodellen. Stubbar som beslutsstödsmodellen säger skall vara kvar på trakten inkluderas inte i beräkningen av uttaget. Uttaget beräknades i en grid 10×10 m över beståndet. Uttaget för varje individuell stubbe interpolerades sedan från denna grid.

Uttaget ρ_{sw} är en ingående variabel i den beslutsstödsmodell för stubbskörd som beskrivs här. ρ_{sw} används vid beräkning av tidsåtgången av momentet stubblyftning (ekvation 33 och 32), som i sin tur används för att beräkna kostnaden för varje stubbe i ekvation 26. Det ekonomiska värdet styr sedan, tillsammans med kriterierna biodiversitet, energi/klimat och mark/vatten, om modellen rekommenderar att stubben skall skördas eller om den skall vara kvar.

Å andra sidan är uttaget ρ_{sw} beroende av vilka stubbar som skördas. Det faktum att uppsättningen stubbar som beslutsstödsmodellen beslutar att skörda måste vara lika med de skördade stubbar som uttaget ρ_{sw} beräknas från gör att beslutsstödsmodellen inte kan beräknas med en enkel genomräkning av de ingående ekvationerna. Ett resultat från beslutsstödsmodellen, dvs. H (ekvation 3) för alla stubbar i beståndet måste tas fram genom iterativa beräkningar av S (ekvation 2) där skördade stubbar med lågt totalt lämplighetsvärde S tas bort ur beslutsuppsättningen och oskördade stubbar med högt totalt lämplighetsvärde S läggs till i beslutet (se senare avsnitt).

Transportavstånd för skotning av stubbar - vägnätverksanalys

Transportavståndet på terrängväg d_t i ekvation 34 och basväg d_b i ekvation 35 är individuellt för varje stubbe och varierat med den geografiska positionen för växtplatsen och valet av närmaste avläggsplats. För att beräkna d_t och d_b för alla stubbar över trakten användes nätverksanalys.

För att kunna göra detta definierades ett nätverk av möjliga transportvägar som sammanbinder alla stubbar till alla avläggsplatser. Konstruktionen av nätverket av terrängvägar utgick från de körstråk som loggats med skördarens GPS-utrustning under avverkningen. Sådana kontinuerliga GPS-loggar från skördarens position har den fördelen att de bildar sammanhängande linjer när man studerar dem på ett tvådimensionellt projicerat koordinatsystem (i detta fall RT90 2.5 gon V). Om denna typ av loggspår saknas får man använda punktdata för skördarens position för varje skördad stam. Dessa punktdata är i stort sett likvärdiga. Terrängvägnätverket skapades manuellt. Vissa delar av vägnätet utgörs av s.k. basvägar som är anslutningsvägar mellan avlägg och terrängvägar. Detta är mer eller mindre permanent anlagda vägar i anslutning till beståndet som tål fler

körningar till och från avlägg med fulla lass och med högre hastighet än terrängvägarna. Basvägar togs från kartering som gjorts inför planering av slutavverkning över trakten. Koordinaterna för avläggsplatserna lades in vid körbar bilväg i eller i anslutning till trakten. Skördarens loggspår och det färdiga nätverket ses i figur 10 och 11.

Sträckan som varje stubbe transporteras antogs vara från växtplatsen till platsen för ett avlägg. I realiteten tar stubblyftaren upp och samlar ett antal stubbar i en hög som skotaren sedan hämtar. I beslutstödsmodellen delas alla kostnader ut på enskilda stubbar. Att använda varje stubbes individuella växtplats som startpunkt för transport till avlägg är en förenkling som inte antas ha någon större betydelse för beslutstödsmodellens funktion och resultat. Ur C_H i ekvation 26 kan man bryta ut den kostnadsterm som bara beror av transportavståndet på terrängväg C_{Ht} [SEK] respektive basväg C_{Hb} [SEK]:

$$C_{Ht} = \frac{2d_t V_{ST} C_H^*}{1000v_t V_H} \quad \text{[SEK/stubbe]} \quad [36]$$

$$C_{Hb} = \frac{2d_b V_{ST} C_H^*}{1000v_b V_H} \quad \text{[SEK/stubbe]} \quad [37]$$

Genom att först beräkna C_{Ht} för varje segment terrängväg och C_{Hb} för varje segment anslutningsväg i nätverket kan man söka fram den billigaste vägen för varje stubbe till varje avlägg. Beslutstödsmodellen väljer sedan det avlägg som ger den minsta skotningskostanden. Ett exempel på resultat av nätverksanalys visas i figur 12.

2.5.5 Totalt värde för kriterium ekonomi

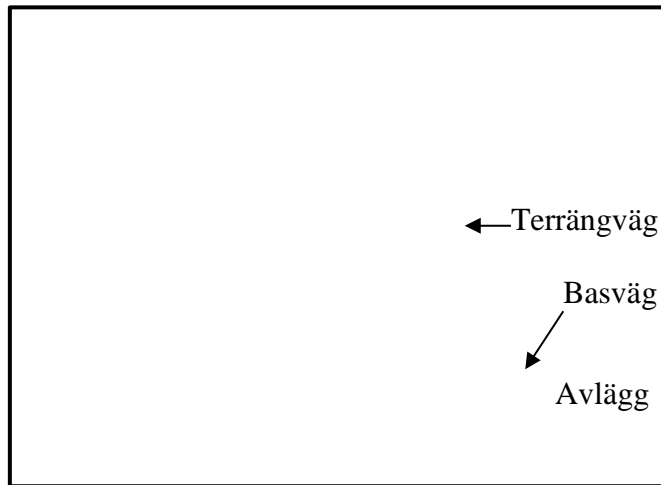
Det ekonomiska lämplighetsvärdet för stubbskörd S_E i ekvation 1 beräknas från vinsten π [SEK] i ekvation 24 med hjälp av en kontinuerlig logistisk sigmoidfunktion:

$$S_E = 1 - \frac{1}{1 + e^{b_E \pi}} \quad [38]$$

S_E med avseende på π enligt ekvation 38 visas i figur 13. Den enda variabel som påverkar formen på sigmoidfunktionen är b_E . b_E påverkar lutningen i inflektionspunkten och har här värdet 0.2. Ekvation 38 gör att det ekonomiska kriterievärdet S_E får värdet 0.5 vid vinsten $\pi=0$. Vid detta värde är även lutningen på kurvan som störst, där det ekonomiska kriterievärdet S_E ökar med 0.05 per varje [SEK] extra vinst.



Figur 10. Skördarens körstråk (gröna linjer) loggade med GPS visar var på objektet skördaren har kört under avverkningen. Körstråken används som underlag till terrängvägnätverket

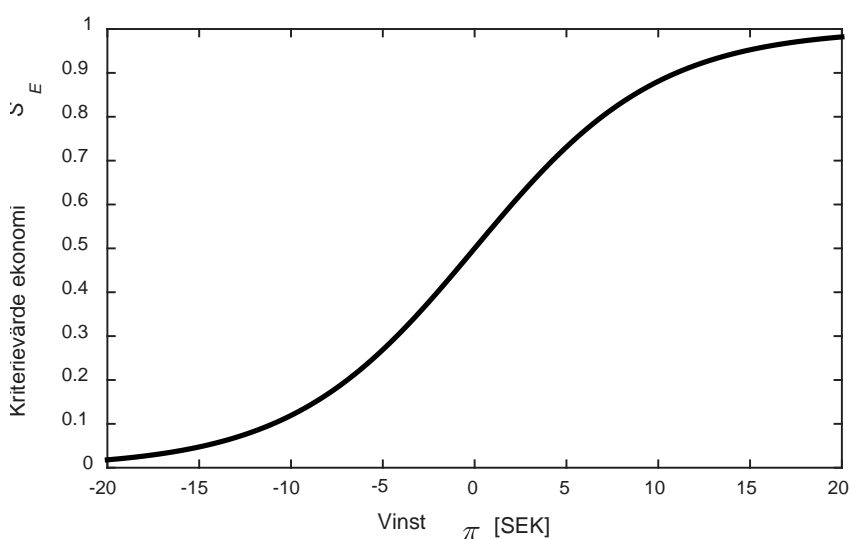


Figur 11. Vägnätverket som användes för beräkning av skotningskostnaden. Terrängvägar (stickvägar) är vägar i terrängen efter skördaren (gröna linjer), anslutningsvägar är bilvägar (blå linjer) och gula punkter är avläggsplatser. (Streckad röd linje är en fiktiv väg som krävs för att koppla ihop hela nätverket)

Figur 12. Exempel på resultat av nätverksanalysen av kortaste skotningsavstånd till närmaste avlägg. Röda linjer är de kortaste transportvägarna i nätverket mellan några exempel på upptagna stubbar (röda punkter) och avlägg (gula punkter).

Detta innebär att vinsten för en stubbe måste vara större än 0 om skörd av stubben skall komma ifråga. Detta eftersom S_E måste vara större än 0.5 om modellens totala lämplighetsvärde S skall kunna bli större än 0.5, för att i sin tur göra att skördebeslutet H får värdet 1 (se ekvationerna 2 och 3).

Ekvation 38 gör även att det ekonomiska kriterievärdet S_E får värdet 0.95 vid vinsten ca 15 [SEK], vilket får anses motsvara nära nog maximalt ekonomiskt lämplighetsvärde för stubbskörd. Om vinsten sedan blir högre än 15 [SEK] ökar S_E som högst 0.05 enheter, oavsett hur stor vinsten blir. Det effektiva arbetsområdet för ekvation 38 är således kring -15 till 15 [SEK], den logistiska sigmoidfunktionen gör å andra sidan att värdet för kriterium ekonomi S_E ökar kontinuerligt för alla värden på π ($-\infty \dots +\infty$).



Figur 13. Funktionen som använd för att beräkna värdet för kriterium ekonomi S_E med avseende på vinst π [SEK/stubbe] för stubbskörd

2.6 Kriterium mark och vatten

Kriterium Mark och vatten omfattar påverkan på den uthålliga produktionsförmågan och skydd av vatten (se tabell 10). Denna delmodell beskrivs utförligt i (Olsson *et al.*, 2017). Skogsstyrelsens rekommendationer om hänsyn vid stubbskörd har varit vägledande för utformningen av delmodellen (Skogsstyrelsen, 2009).

Tabell 10. Påverkansfaktorer för kriterium Mark och vatten.

		Uthållig produktions- förmåga	Skydd av vatten
Mark- faktorer	Grundförhållanden *	x	x
	Fuktighet		x
	Lutning	x	x
Skydds- zoner till objekt	Basväg (i terrängen)	x	x
	Stickväg (i terrängen)	x	x
	Vatten (bäck, sjö, täkt, dike)		x

*: en funktion av fuktighet och jordart

2.6.1 Markens uthålliga produktionsförmåga

Skogsskötsel bör bedrivas så att markens uthålliga produktionsförmåga bibehålls. Produktionsförmågan beror av många fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper hos marken. Förråden och omsättningen av kväve i marken har särskild betydelse eftersom kväve är det näringsämne som begränsar tillväxten i de boreala skogarna (Tamm, 1991). Stubbskörd innebär ett ökat biomassa-uttag och därmed ett ökat uttag av kväve, men stubbar har generellt lägre näringshalter än GROT (Hellsten *et al.*, 2013). Därför är näringsbortförelsen, och därmed effekter som hänger samman med den, relativt mindre vid stubbskörd än GROTSkörd.

Eftersom modellen enbart inkluderar effekter på miljön som kan kopplas till skörd av en specifik stubbe på en specifik plats är den samlade effekten av stubb- och GROTSkörd på en lokal exkluderad. Hit hör bortförelsen av näringsämnena i skördad biomassa som kan påverka näringstillgången och därmed produktionen i efterföljande bestånd (Egnell, 2017). Näringsbortförelsen vid biomassa-skörd har också en försurande effekt (Löfgren *et al.*, 2017). Modellen kan dock lätt utvecklas för att uppskatta den totala näringsbortförelsen i skördad biomassa efter slutavverkningen, för att beräkna kompensationsbehovet på en lokal enligt Skogsstyrelsens rekommendationer (Skogsstyrelsen, 2008).

Det fåtal empiriska studier av stubbskördens effekter på skogsproduktionen som finns har inte visat någon minskad tillväxt, snarare finns en tendens till ökad tillväxt, särskilt för tall på lågproduktiv mark (Egnell, 2017). Det relativt låga näringsinnehållet i stubbar jämfört med GROT är förmodligen en viktig orsak. Misstanken stöds av att det finns bra empiriskt stöd för att produktionsnedsättning sker efter GROTSkörd, åtminstone på gran och efter slutavverkning (Egnell, 2017). En annan bidragande orsak kan vara att stubbskörd, liksom maskinell markberedning, kan ha positiva effekter på skogsförnyringen (se nedan).

Det finns andra möjliga effekter av stubbskörd på kväveomsättningen under hyggesfasen. I kvarlämnade stubbar kan kväve immobiliseras (dvs., bindas in mikrobiellt) i grova rötter och stubbar, på grund av de låga kvävehalterna i dessa träddelar (Palviainen *et al.*, 2010). Då stubbar skördas tar man bort substrat för denna kväveimmobilisering, vilket kan öka halter av mineraliserat kväve i marken, och därmed ge upphov till ökad kväveutlakning (Bergholm *et al.*, 2015; Hyvönen *et al.*, 2012). Det kan förklara observationer av ökade totalkvävehalter i bäckvatten (Eklöf *et al.*, 2012) och nitrathalter i markvatten (StAAF & Olsson, 1994) efter stubbskörd.

Beståndets framtida produktion kan hämmas om marken skadas mekaniskt, genom bl.a. spårbildning och kompaktering. När marken trycks ihop har rötterna svårare att penetrera en del av marken och hämmas i sitt näringsupptag och/eller i sin produktion. Rötter fungerar som en armering i marken och stärker markens bärlighet. Vid stubbskörd tas rötterna bort och risken för markskador och kompaktering ökar. Risken för markskador är särskilt stor vid fuktiga förhållanden, för jordarter med finare kornstorlekar och där fordon körs mycket som på bas- och stickvägar. Skogsstyrelsen rekommenderar att stubblyftning bör undvikas på finare jordarter såsom finmo, mjäla och lera samt på torvmarker. Ett annat ord för markens hållfasthet eller bärlighet är grundförhållande. I skogliga sammanhang klassas grundförhållandet för varje bestånd eller del av bestånd. Det indelas i fem klasser där mark som klassas som 1 har goda grundförhållanden, och därmed kan motstå markskador bäst, medan klass 5, består av mark som enbart bär om marken är frusen (se tabell 11). I kriterium mark och vatten har markens grundförhållande uppskattats. Den ligger till grund för bedömningen av risken för minskad uthållig produktionsförmåga orsakad av markskador.

Markens uthålliga produktionsförmåga kan minska om marken eroderas. Risken för erosion ökar vid högre marklutningar och vid dåliga grundförhållanden. Under dessa förhållanden är rötternas armerande förmåga extra viktig och stubbskörd bör därför undvikas på erosionsutsatta områden. För att undvika erosion rekommenderar Skogsstyrelsen att stubblyftning inte bör ske på bestånd med lutning som överstiger ca 15-25% (eller ca 10-15°) oavsett textur (Egnell, 2009). I delmodellen mark och vatten ingår därför markens lutning som en ytterligare faktor för bedömning av risk för markskador och erosion.

Tabell 11. *Klasser av grundförhållanden.*

Klass		Berg (1982)	Skogforsk (1995)
1	Bärighet hela året	Mycket goda grundförhållanden	Mycket goda grundförhållanden. Går i allmänhet bra att köra året runt.
2	Bärighet utom vid tjällossning	Mellanklass	Mellanklass. Går bra att köra året runt, men var försiktig vid tjällossning och ymniga höstregn.
3	Bärighet vid låg markfuktighet	Medelgoda grundförhållanden	Medelgoda grundförhållanden. Var försiktig under perioder med hög markfuktighet, med lågt liggande terrängpartier, med tunga maskiner och många överfarter.
4	Bärighet tveksam ofrusen mark	Mellanklass	Mellanklass. Här har armeringen stor betydelse. Då marken inte är frusen är bärigheten tveksam för tyngre maskiner.
5	Bärighet endast frusen mark	Mycket dåliga grundförhållanden	Mycket dåliga grundförhållanden.

Utöver näringsuttag, markens bärighet och lutning, kan det även diskuteras huruvida en omrörning av marken kan påverka beståndets *uthålliga* produktionsförmåga. Omrörningens (dvs. markberedningens) positiva effekt på skogsproduktionen har bekräftats i flera studier (Nordborg *et al.*, 2006; Mattsson & Bergsten, 2003). Mjöfors *et al.* (2017) visade att enbart omrörning (dvs. markberedning) hade en totalt positiv effekt på framtida ackumulation av kol i träd och mark, vilket kan indikera att markstörningar stimulerar skogsproduktionen snarare än minskar den. Strömgren *et al.* (2017) fann dock ingen ökad kolmineralisering i marken under hyggesfasen efter stubbskörd eller markberedning. Markberedningens effekt på tillväxten kan ha flera förklaringar, bland annat en bättre plantetablering eller en ökad frigörelse av näringsämnen, dvs. en gödslingsseffekt. En ökad produktion kommer i sin tur att generera en ökad förnaproduktion som på lång sikt kan gynna markens koluppsyggnad. Huruvida plantetablering efter stubbskörd är jämförbart med den på markberedda ytor är idag fortfarande oklart. Plantetableringen är viktig för den *framtida trädproduktion*, men påverkar dock *inte* beståndets *uthålliga produktionsförmåga*. Delmodellen mark och vatten har därför inte tagit hänsyn till denna faktor i modellen. En annan faktor som påverkar den framtida tillväxten är förekomsten av rotröta. Genom att ta bort rötinfekterade stubbar, skulle rotröten kunna minskas i det nya beståndet och därmed ha en positiv effekt på tillväxten. Detta påverkar den *framtida tillväxten* om man väljer ett träslag som är känsligt för rotröta i det nya beståndet, men däremot *inte* den *uthålliga produktionsförmågan*. Rotröta ingår därför inte som en funktion inom delmodellen mark och vatten, men finns som en separat del i beslutstödsmodellen.

2.6.2 Skydd av vatten

Inom beteckningen ”skydd av vatten” ingår åtgärder för att minimera risken för läckage av näringsämnen, kvicksilver samt organiskt och oorganiskt material till vattendrag. Även om det i nuläget finns få studier som visar på att stubbskörd ökar läckage till vattendrag, vet man att störning av marken i närhet av vattendrag ökar risken för läckage. Vatten kan därför skyddas genom att lämna skydds-zoner eller undvika stubbskörd i närheten av vatten.

Dessutom kan markerosion leda till ökat läckage till vattendrag. Risken för erosion ökar vid högre marklutningar och vid låga grundförhållanden. Under dessa förhållanden är rötternas armerande förmåga extra viktig och stubbskörd bör därför undvikas på erosionsutsatta områden.

Stubbtäkt misstänks kunna leda till ökad metylering av kvicksilver som finns bunden i skogsjordar. Ökande halter av kvicksilver i naturmiljön har sitt ursprung i ett diffust atmosfäriskt nedfall av kvicksilver (Hg) som huvudsakligen härrör från bl.a. fossila bränslen, och en upplagring av kvicksilver har skett i humusskiktet i skogsjordar. Halterna av metylkvicksilver i insjöfisk fortsätter att öka, varav upp till en fjärdedel bedöms ha sitt ursprung från skogsmark (Bishop *et al.*, 2009). Omvandlingen av kvicksilver till det mycket giftiga metylkvicksilvret är en process som styrs av svavelbakterier i anaeroba miljöer med tillgång till kol och svavel. Skogsavverkningar som innebär omrörning, kompaktering och försumpning av humusrika jordar (t ex vattenfyllda hjulspår på mark rik på organiskt material) misstänks ge särskilt gynnsamma förutsättningar för metylering (Bishop *et al.*, 2009). Eklöf *et al.* (2012) har specifikt undersökt effekten av stubbuttag men har dock ej kunnat bekräfta misstankarna. De drog slutsatsen att stubbtäkt inte alltid innebär en större respons på metylering och kvicksilverflöden än traditionell markberedning. Det innebär å andra sidan inte att stubbtäkt inte ökar metyleringen jämfört med ostörd mark, bara att markberedning och stubbtäkt ger likartad respons. Utöver risken för att kompaktering och markskador kan gynna metylering av kvicksilver, kan körskador också ge snabbare avrinning och transport av kvicksilver från mark till ytvatten. Hänsynstagande vid avverkning för att reducera risken för kvicksilvermetylering- och dito transport är därför densamma som för skydd av vatten i allmänhet. Stubbtäkt skall därför undvikas på mark nära vattendrag och på mark med dålig bärlighet. Dessutom innebär stora avverkningsytor alltid en större risk för att grundvattenytan höjs. Det kan därför finnas anledning att anpassa skyddszonernas storlek till storleken på hela det avverkade objektet.

När det gäller skydd av vatten rekommenderar skogsstyrelsen att 1) stubblyftning bör undvikas på finare jordarter än grovmo och på torvmarker, 2) att skydds-zoner ska lämnas intill kantzoner mot vatten och trädbevuxna hänsynsytor,

3) Om trädbevuxna kantzoner saknas mot sjöar och vattendrag bör stubbar lämnas inom en skyddszon på minst 10-15 meter för att minska sedimentation och förhöjd utlakning av organiska och oorganiska ämnen (Egnell, 2009).

2.6.3 Värde för kriterium mark och vatten

Värdet för kriterium mark och vatten S_S i ekvation 1 är värdet som stubben har i beståndet för mark och vattenmiljöer. Vid skörd av stubben kommer då värden motsvarande S_S att gå förlorade. S_S beräknas som det maximala värdet av fem komponenter:

$$S_S = \max(S_{SG}, S_{SS}, S_{St}, S_{Stb}, S_{SW}) \quad [39]$$

De fem komponenterna i höger led i ekvation 39 är olika typer värden för kriterium mark och vatten där S_{SG} är beror av markens grundförhållande, S_{SS} beror av markens lutning, S_{St} och S_{Stb} beräknas från närhet till körvägar i terrängen och S_{SW} bestäms från avstånd till vatten.

Markens grundförhållande

Kriterievärdet för mark och vatten som speglar grundförhållandet S_{SG} i ekvation 39 är direkt beroende av markens grundförhållande. Markens grundförhållande inom beståndet bestäms enligt instruktioner utarbetade av Berg (1982), där bestämningen är beroende av jordart, fuktighetsklass och geografiskt läge i landet. För södra Sverige klassificeras grundförhållandena efter jordart, humiditet och markfuktighet och i norra Sverige efter jordart, skogstyp och fuktighetsklass. Den något bearbetade formen som används i delmodellen finns redovisad i tabell 12. I den har följande antaganden gjorts:

1. För norra Sverige (norr om limes norrlandicus) används den skogstyp som anger sämst grundförhållande inom respektive jordart och fuktighetsklass. Anledning är att enligt schemat har en ristyp bättre grundförhållanden än en örttyp. Skillnaderna gäller framförallt för finare jordarter. Detta torde bero på att risvegetationen har en god armerande funktion medan örttypen har en mycket låg sådan. Vid stubbskörd störs marken så att markvegetationen reduceras kraftigt (Kardell, 2007; Kardell, 1992). Vegetationen finns alltså inte kvar efter stubbskörd och det kan därför inte förväntas att en ristyp då kommer ha bättre grundförhållande än en örttyp.
2. Fuktighetsklasser definierade i MarkInfo (<http://www-markinfo.slu.se/sve/-mark/fukt/skfukt1.html>) har använts. Det har antagits att det som i norra Sverige anges som skarp motsvarar ”mycket torr” och våt motsvarar ”blöt”

mark. Fuktighetsklassen ”ngt vattensjuk” och ”vattensjuk” som i tabell 12 finns för södra Sverige antogs motsvara fuktig respektive blöt mark.

Jordarten över beståndet som används i simuleringarna i denna studie är sandig morän. Jordarten antas vara konstant över hela beståndet. Som datakälla användes GIS-skikt över jordart i grundlagret från Sveriges geologiska undersökningar (SGU). En stor del av svensk skogsmark är sandig-moig morän och klassas som frisk (dvs. grundförhållande 3). På sådan mark bedöms stubbrytning vara tillämplig förutom vid perioder med hög markfuktighet. Då speciellt i lågt liggande partier, med tunga maskiner och många överfarter. Detta fångas även upp med kriterier som tar hänsyn till avstånd till vatten och blöt mark.

Fuktighetsklassen över beståndet bestäms utifrån ett topografiskt markfuktighetsindex TWI (Topographic Wetness Index) enligt Seibert and McGlynn (2007). TWI beräknas med den ackumulerade mängden vatten dividerat med lutningen. Den enda indata som krävs är höjddata i rasterformat. Höjddata använd för att beräkna tillrinningen från varje cell över området till angränsande celler. TWI enligt Seibert and McGlynn (2007) implementerades i C++. TWI är ett relativt index och det behövs en kalibreringsfunktion för att få översätta TWI till absoluta värden på markfuktigheten.

En separat mätserie med skattningar av fuktighetsklass tillsammans med beräkningar av TWI gjordes över tre områden i Krycklan (Ågren *et al.*, 2014). Fuktighetsklass bedömdes i fält längs ett antal stråk i landskapet. TWI enligt Seibert and McGlynn (2007) beräknades med hjälp av höjddata (2 m cellstorlek) från lantmäteriet. Värdena för TWI över området var exponentiellt fördelade, med väldigt få celler med väldigt höga värden. Därför användes $\log(\text{TWI})$, dvs. 10-logaritmen av TWI, i analysen av relationen mellan fuktighetsklass och TWI. $\log(\text{TWI})$ och fuktighetsklass över de tre områdena kan ses i figur 14.

För att undersöka relationen mellan $\log(\text{TWI})$ och fuktighetsklass togs TWI-värden på samma geografiska position som segmenten med olika fuktighetsklass. Sambandet mellan $\log(\text{TWI})$ och fuktighetsklass togs fram med linjär regressionsanalys. Resultatet regressionsanalysen berodde dels på storleken medelvärdesfiltret som användes på höjdrastret innan beräkningen av TWI. Även storleken på den bufferdistanen som användes för att samla in skattningarna av fuktighetsklass från respektive koordinater påverkade sambandet (se figur 15). Anledning till att filtrera höjddatarastret och använda en buffert var att undertrycka variationer och få mer representativa värden på TWI. Samtidigt bör man inte använda för kraftig filtrering och för stor bufferdistan om man vill ha lokala variationer. I analysen av TWI och fuktighetsklass i Krycklanområdet användes ett medelvärdefilter med storleken 10 m på höjdrastret och ett buffertavstånd 10 m. I

modellsimuleringarna i denna studie användes samma höjddatafiltrering men ett buffertavstånd på 5 m.

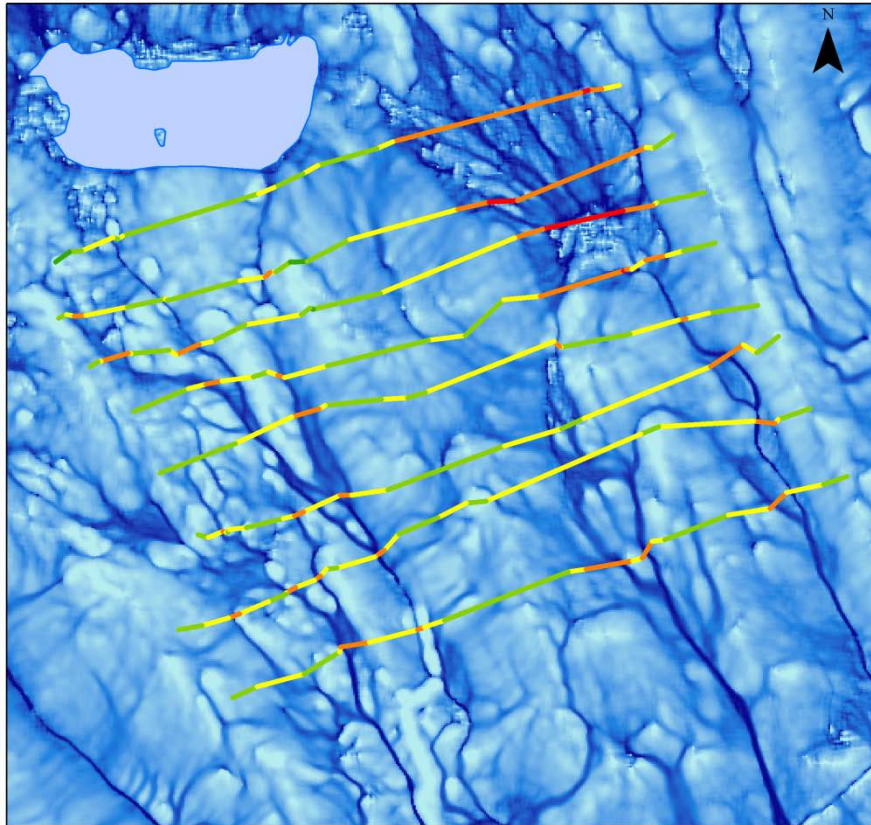
Sambandet mellan *TWI* och fuktighetsklass *FK* som användes var:

$$FK = 0.5968 \cdot \log(TWI) + 2.1493 \quad [40]$$

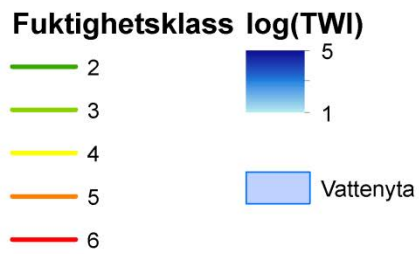
Tabell 12. Klassificering av grundförhållande i delmodellen mark och vatten med avseende på geografiskt läge och fuktighetsklass. Fuktighetsklassen angavs med ett numeriskt index på en rangordnad skala. Bearbetning av klassifikation som utarbetades av Berg (1982).

Grundförhållande																			
Jordart	Norra Sverige					Södra Sverige													
						Humiditet 200-400 mm			Humiditet 400- mm										
	Fuktighetsklass <i>index</i>					Fuktighetsklass <i>index</i>						Fuktighetsklass <i>index</i>							
	Skarp	Torr	Frisk	Fuktig	Våt	Mkt torr	Torr	Frisk	Frisk-fukt	Ngt vattensjuk	Mkt vattensjuk	Mkt torr	Torr	Frisk	Frisk-fukt	Ngt vattensjuk	Mkt vattensjuk		
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6		
<i>Moränmarker</i>																			
Grusig	1	1	1	2	3	1	1	1	1	2	2	1	1	1	2	2	3		
Sandig	1	1	2	3	3	1	1	2	2	3	3	1	1	2	3	3	4		
Sandig-moig	1	2	3	4	4	1	1	2	3	4	4	1	2	3	4	4	5		
Moig, mjällig, lerig	1	3	4	5	5	1	2	3	4	4	5	2	3	4	4	5	5		
<i>Sedimentmarker</i>																			
Grus	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	2		
Grovsand	2	2	2	3	3	2	2	1	1	2	3	2	1	1	2	3	3		
Mellansand	2	2	3	4	5	2	2	2	3	4	5	2	2	3	4	5	5		
Grovmo	2	3	4	5	5	2	2	3	4	4	5	2	3	4	4	5	5		
Finmo, mjåla, ler																			
Torvmarker	— 5 —					— 5 —					— 5 —								

Område 1

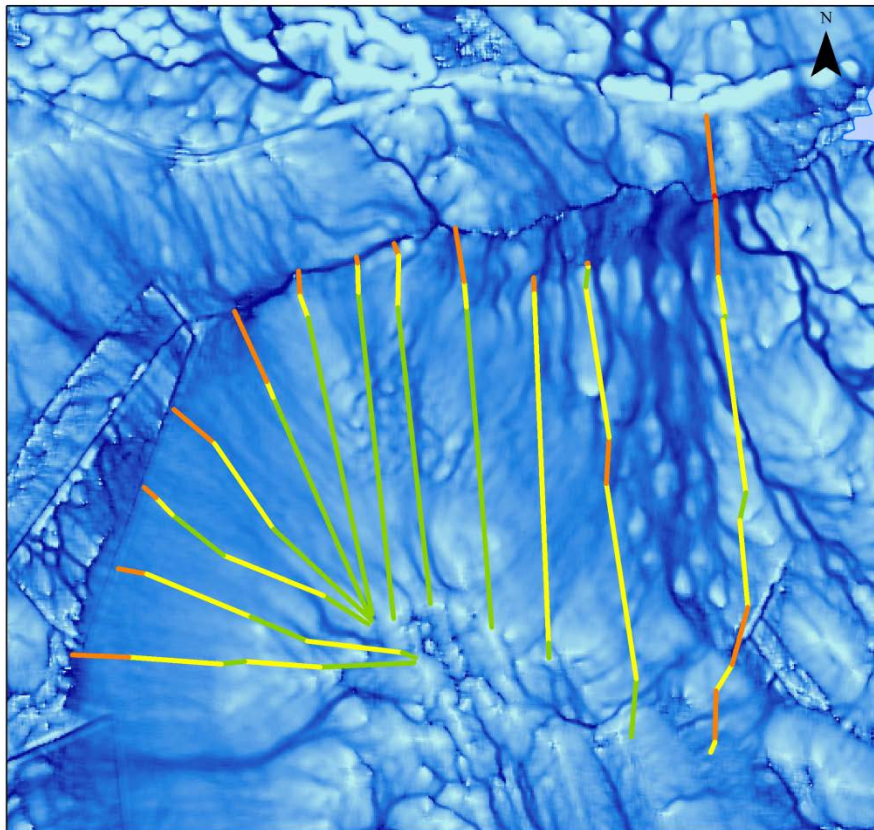


100 50 0 100 200 300 400 500 Meters

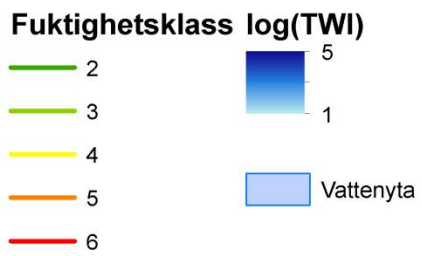


Källa Terrängkartan, höjddata: Lantmäteriet (CC BY)

Område 2

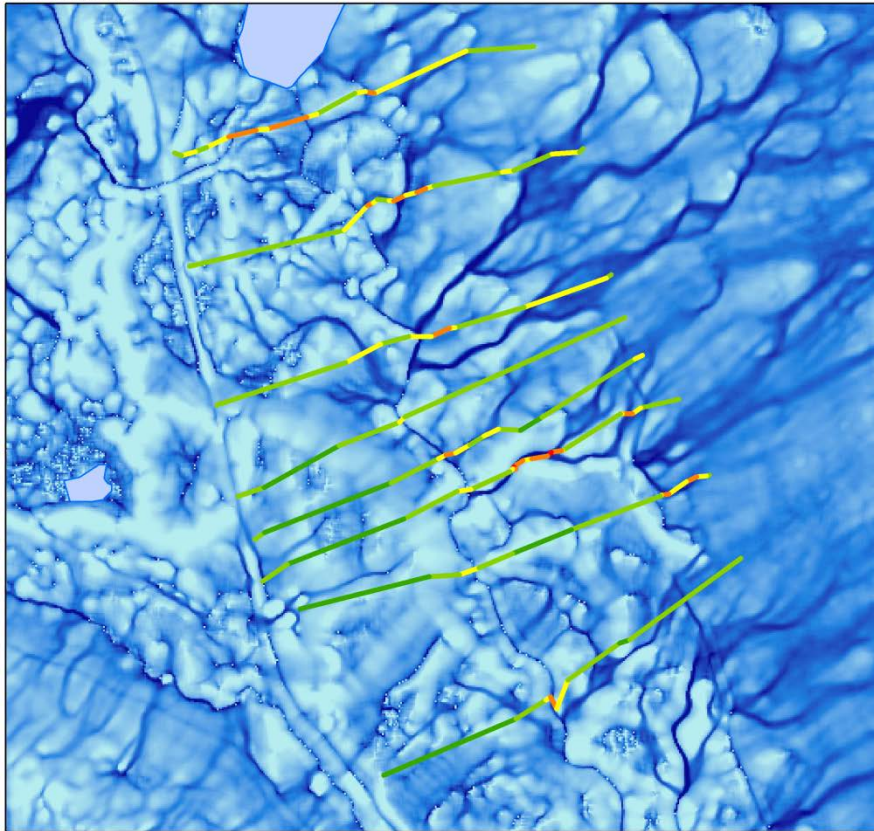


100 50 0 100 200 300 400 500 Meters



Källa Terrängkartan, höjddata: Lantmäteriet (CC BY)

Område 3



100 50 0 100 200 300 400 500 Meters

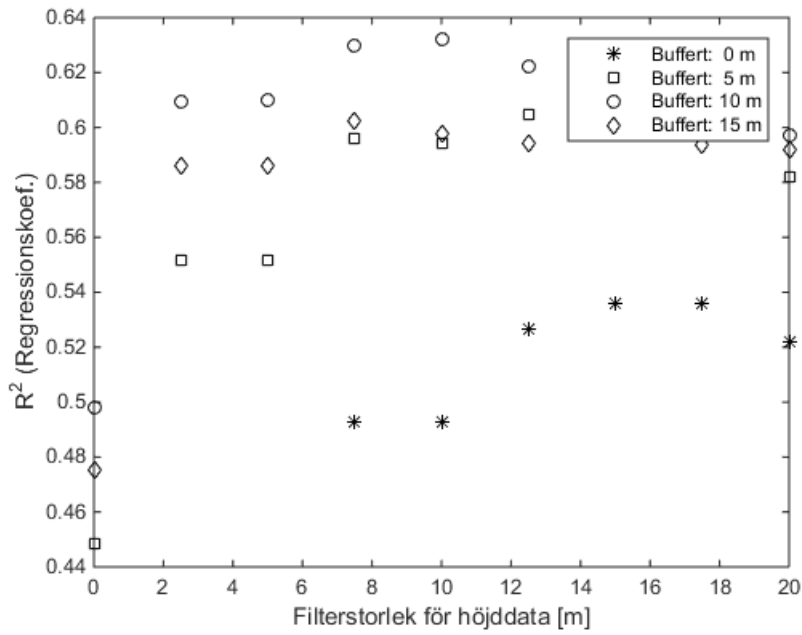
Fuktighetsklass $\log(\text{TWI})$



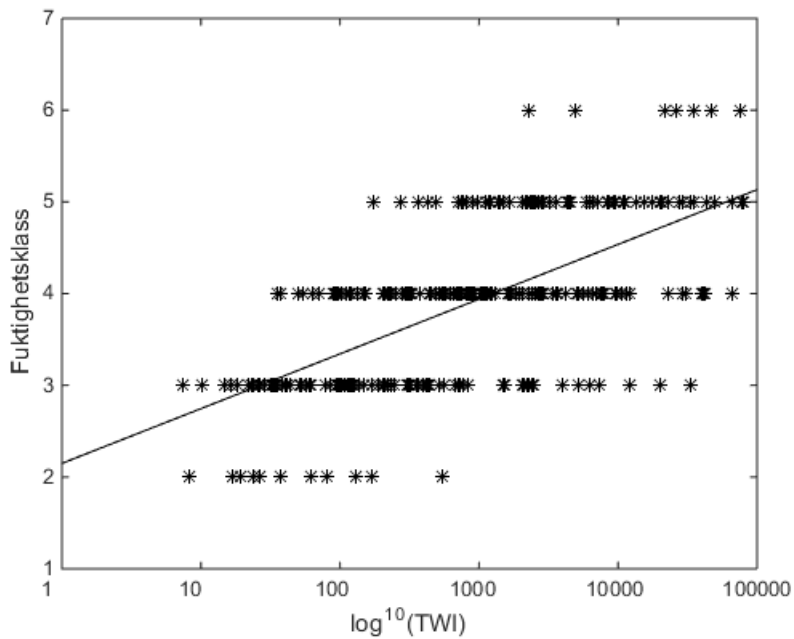
Källa Terrängkartan, höjddata: Lantmäteriet (CC BY)

Figur 14. Bedömning av fuktighetsklass och beräknat $\log(\text{TWI})$, topografiskt markfuktighetsindex, för tre områden i Krycklan.

Regressionskoefficienten R^2 var 0.63 (se figur 16). Notera att fuktighetsklassen FK enligt ekvation 40 är ett kontinuerligt värde. Grundförhållandet fås sedan genom att interpolera i aktuellt intervall enligt tabell 12 med hjälp av värdet på FK .



Figur 15. Resultatet av regressionsanalys med olika storlek på medelvärdesfilter på TWI-rastret och olika bufferavstånd från geografisk position för bedömning av fuktighetsklass FK.



Figur 16. Resultatet av regressionsanalysen mellan fuktighetsklass FK och tiologaritmen för det topografiska markfuktighetsindexet, $\log(TWI)$ ($R^2 = 0.63$)

För att för att beräkna värdet inom kriterium mark och vatten S_{SG} beroende av grundförhållande GF används en logistisk funktion:

$$S_{SG} = 1 - \frac{1}{\left[1 + \frac{e^{b_{SG}(GF - a_{SG})}}{Q_{SG}}\right]^{Q_{SG}}} \quad [41]$$

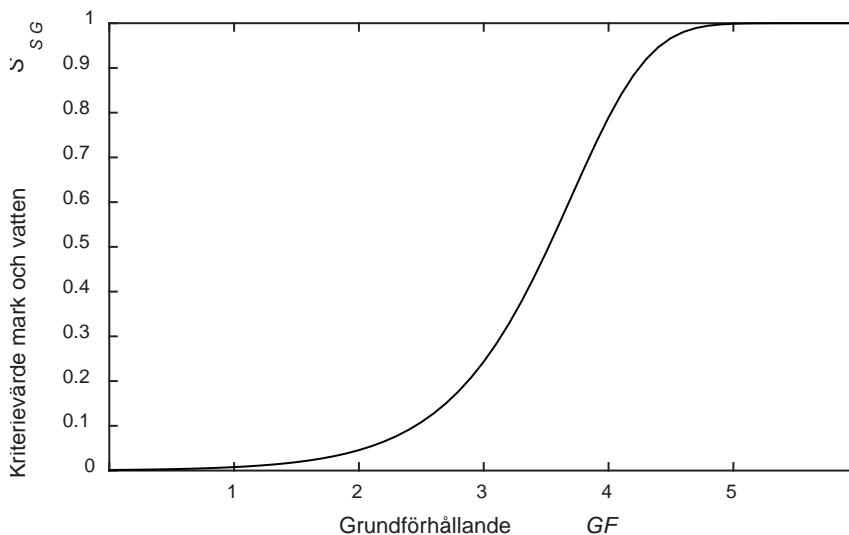
Med parametervärdena $a_{SG}=3.7$, $b_{SG}= 1.8$ och $Q_{SG}= 8.2$ fås en kontinuerligt ökande funktion med avseende på grundförhållande GF enligt figur 17.

Lutning

Skattningen av värdet S_{SS} , som används för beräkning av totalt värde för kriterium mark och vatten i ekvation 39, gjordes utifrån lutning α med hjälp av en logistisk sigmoidfunktion:

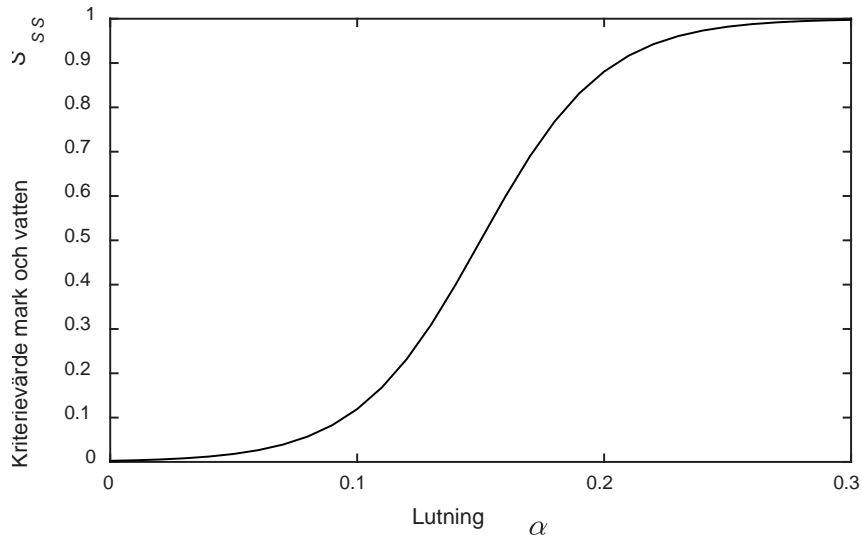
$$S_{SS} = 1 - \frac{1}{1 + e^{b_{SS}(\alpha - a_{SS})}} \quad [42]$$

Med parametrarna $a_{SS}=0.15$ och $b_{SS}= 40$ fås et kontinuerligt ökande värde för S_{SS} med ökande lutning α enligt figur 18.



Figur 17. Funktionen för S_{SG} som beskriver värde för kriterium mark och vatten med avseende på grundförhållande GF

Som grund för skattningen av sambandet mellan kriterievärde för mark och vatten och lutning används här Skogsstyrelsens sammanställning av kunskapsläget om stubbskörd (Egnell, 2009). Om lutningen överstiger 20 % kommer S_{SS} att anta ett värde över 0.88 medan lutning under 10 % gör att S_{SS} får värden 0.12 och under. Värdet $S_{SS}=0.5$ som anger gränsen för om stubben skall anses lämplig att skörda vad gäller lutning ar 0.15, eller 8.5°.



Figur 18. Den kontinuerliga funktionen som beskriver mark- vattenvärde med avseende på grundförhållande.

Avstånd till körvägar

Närheten till terrängvägar har identifierats som en viktig faktor för värdet av stubbar för att bevara markstrukturen i ett bestånd (Egnell, 2009). Variablerna S_{St} och S_{Stb} i ekvation 39 används för att ange värde för kriterium mark och vatten vad gäller att skatta markstrukturvärden för stubbar i förhållande till avstånd till körvägar i terrängen: S_{St} är kriterievärde beroende av avstånd till vanliga terrängvägar r_{St} [m], och S_{Stb} är kriterievärde beroende av avstånd till basterrängvägar r_{St} [m]. Basterrängvägar är hårt trafikerade körvägar i terrängen inom beståndet. Gränsen för vilka terrängvägar som klassas som basstickvägar i denna studie sattes till 400 [mf3] total skotad volym stubbar. Detta motsvarar 40 lass med skotarkapaciteten 10 [mf3].

För att beskriva hur värdet för S_{St} och S_{Stb} förändras med avstånd till körvägar i terrängen används en rektangulär hyperbolisk funktion:

$$S_{St} = \left(\frac{Q_{St}+1}{Q_{St}+e^{r_{St}K_{St}\left(1+\frac{1}{Q_{St}}\right)}} \right)^{Q_{St}} \quad [43]$$

$$S_{Stb} = 0.7 \left(\frac{Q_{St}+1}{Q_{St}+e^{r_{St}\frac{K_{St}}{0.7}\left(1+\frac{1}{Q_{St}}\right)}} \right)^{Q_{St}} \quad [44]$$

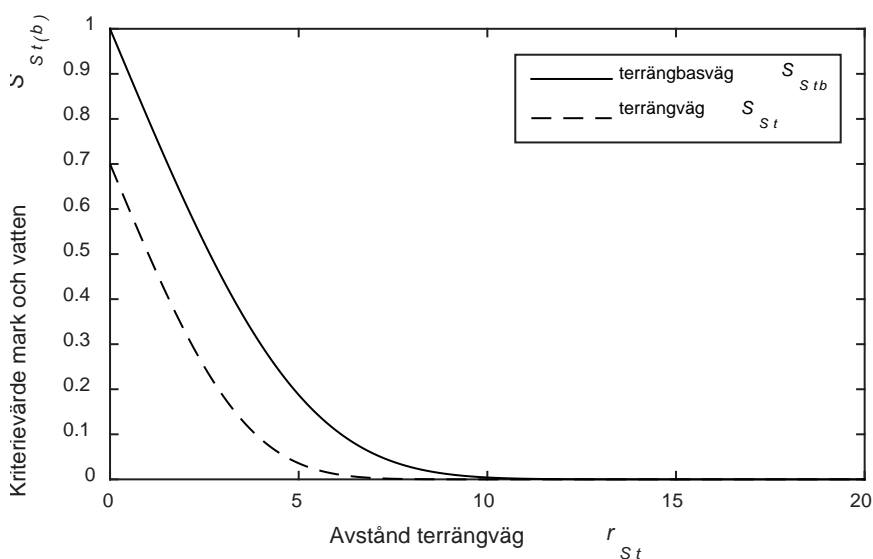
Parametrarna $Q_{St}=10$ och $K_{St}=0.2$ är gemensamma för ekvationerna 43 och 44. Kriterievärdena för avstånd från terrängväg S_{St} och S_{Stb} visas i figur 19. Båda kriterievärdena S_{Stb} och S_{St} avtar kontinuerligt med ökande avstånd från körväg r_{Sb} [m]. Men S_{Stb} är generellt högre än S_{St} , och har värdet 1.0 invid en

terrängbasväg ($r_{St}=0$) medan S_{St} har värdet 0.7 vid avståndet $r_{St}=0$ från en terrängväg.

Avstånd till vatten

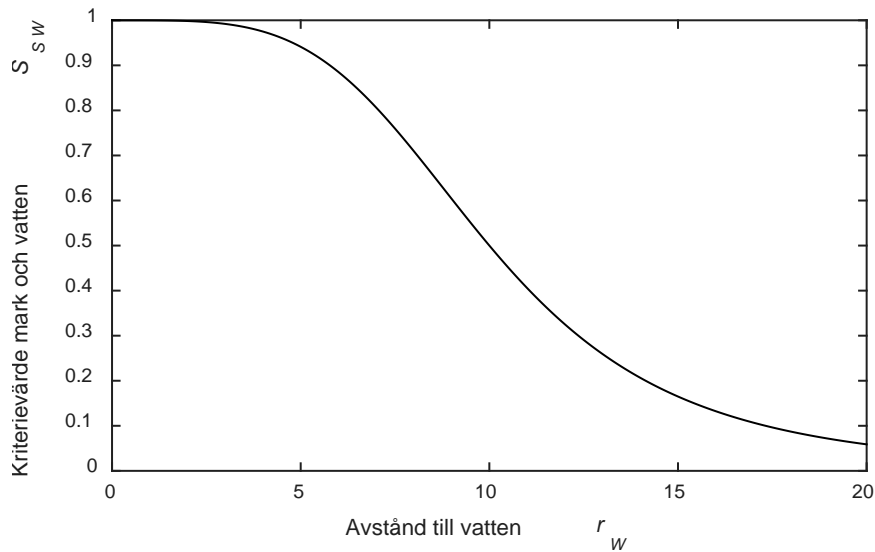
Den sista komponenten i värdet för kriterium mark och vatten i ekvation 39 S_{SW} är markstrukturvärden i förhållande till avstånd från vatten och fuktig mark r_{SW} [m]. Närhet till öppet vatten är en riskfaktor för markstrukturen som identifierats enligt (Egnell, 2009). Värdet på S_{SW} definieras som en log-logistisk sigmoidfunktion med avseende på avstånd till öppet vatten r_{SW} [m]:

$$S_{SW} = 1 - \frac{1}{1 + \left(\frac{r_{SW}}{a_{SW}}\right)^{b_{SW}}} \quad [45]$$



Figur 19. Kriterievärdena S_{St} och S_{Stb} med avseende på avstånd från terrängväg respektive terrängbasväg r_{St}

Parametervärdena $a_{SW} = 10$ och $b_{SW} = 4$ ger en sigmoidfunktion där gränsvärdet stubbens lämplighet för skörd $S_{SW}=0.5$ ligger vid 10 m avstånd från öppet vatten (eller fuktig mark) (se figur 20). Skogsstyrelsen (2009) rekommenderar en skyddszon på minst 10-15 m från sjöar och vattendrag. Sigmoidfunktionen i ekvation 45 gör att avstånd från öppet vatten måste vara minst 5.8 m innan kriterievärdet S_{SW} blir lägre än 0.9.



Figur 20. Kriterievärdena S_{St} och S_{Stb} med avseende på avstånd från terrängväg respektive terrängbasväg r_{St}

2.7 Metod för beräkning av skördebeslut

Modellens totala lämplighetsvärde för stubbskörd S enligt ekvation 2 beräknas för varje individuell stubbe över beståndet. Utifrån S kan beslutsstödsmodellen sedan ta ett beslut om att skörda stubben eller lämna den på växtplatsen i beståndet. Beslutsvariabeln H för varje stubbe blir då antingen 1 (skörda) eller 0 (lämna).

I beräkningarna av värdet för kriterium ekonomi S_E i ekvation 38 ingår uttaget ρ_{sw} , dvs. hur tätt stubbarna som skördas står (m^3f/ha). Som nämnts i tidigare avsnitt innebär detta en beräkningsmässig rundgång. Uttaget ρ_{sw} beräknas från det totala beslutet H (i princip för alla stubbar) över beståndet, samtidigt som ρ_{sw} används för att beräkna beslutet H . Beslutet H är en funktion av ρ_{sw} samtidigt som ρ_{sw} är en funktion av beslutet för alla stubbar över beståndet $\mathbf{H}=\{H_1, H_2, \dots, H_n\}$:

$$\mathbf{H} = f(\rho_{sw}(H)) \quad [46]$$

Det finns flera kombinationer av beslut \mathbf{H} över beståndet som uppfyller villkoret som beskrivs i ekvation 1. Problemet är att samtidigt hitta det optimala beslutet \mathbf{H} som maximerar eller minimerar en målvariabel, t.ex. maximal biomassa eller vinst alternativt minimal klimat, biodiversitet eller mark och vatten-påverkan.

För att hitta teoretiskt optimalt \mathbf{H} skulle man behöva pröva alla kombinationer av $\{H_1, H_2, \dots, H_n\}$ över beståndet. Detta är som regel inte realistiskt att göra i eftersom antalet kombinationer av H över beståndet blir orimligt stort.

I denna studie används en iterativ procedur med stegvis beräkning av det totala lämplighetsvärdet för skörd \mathbf{S} (vektorn med S_i för alla stubbar, $i = 0 \dots n$) tillsammans justering av det totala beslutet \mathbf{H} . I de felaktiga besluten, stubbar med $H=1$ och $S < 0.5$ eller $H=0$ och $S > 0.5$, ändras de stubbar med lägst respektive högst värde på S i varje beräkningssteg. Det antal stubbar vars beslut H ändras i varje steg begränsas till ca 0.1 till 0.4 procent av totala antal stubbar.

Den iterativa metoden för att ta fram \mathbf{H} innebär att det slutliga skördebeslutet över beståndet \mathbf{H} beror av startvärdet för \mathbf{H} i den iterativa proceduren. I denna studie testades dels "Backward Elimination" som innebär att starta med ett beslut \mathbf{H} där alla stubbar skördas ($H=1$ för alla stubbar). Och sedan inleda med att stegvist plocka bort stubbar ur skördebeslutet. En annan metod är "Forward Selection" där man startar med ett beslut \mathbf{H} där inga stubbar skördas ($H=0$ för alla stubbar) och inleda med att stegvist lägga till stubbar i skördebeslutet. Dessa två metoder ger inte samma slutresultat \mathbf{H} . För "Forward Selection" kan valet att skörda en enskild stubbe att trigga beslut att skörda kringliggande stubbar i efterkommande beräkningssteg (iteration) eftersom uttaget $\rho_{sw} [\text{m}^3 \text{ha}^{-1}]$ kommer att öka ju fler närliggande stubbar som skördas. I metoden "Backward Elimination" kan ett beslut att lämna kvar en stubbe i beståndet göra att även omkringliggande stubbar lämnas kvar oskördade. Detta eftersom det lokala uttaget (ρ_{sw}) minskar ju fler närliggande stubbar som lämnas oskördade. I analysen i denna studie användes utgångsläget med ett beslut (\mathbf{H}) där alla stubbar skördas, huvudsakligen tillsammans med sökmetoden "Backward Elimination".

2.8 Skördebeslutets värde

Resultatet av att tillämpa beslutsstödsmodellen för stubbskörd som presenteras i denna studie tar är i grunden ett beslut om att skörda eller lämna kvar varje individuell stubbe. För att skatta ett värde på modellens skördebeslut sammanvägs de besluten för enskilda stubbar över beståndet. Hur man gör denna sammanvägning beror på vilken storhet man väljer att använda och vilket kriterium man utgår från.

Antal skördade stubbar. En enkel metod för att få ett enhetligt resultat för beslutsstödsmodellen är att summera alla stubbar. I detta fall användes total summa skördade stubbar relativt alla stubbar.

Skördad stubbmassa (torrsubstans). Motsvarande som för ovan kan även göras för totalt skördad stubbmassa relativt all stubbmassa i beståndet. Detta kan anses ge ett mer rättvisande värde för modellresultatet eftersom massan är direkt proportionell mot både energiinnehåll och inkomst.

Ekonomisk vinst. Huvudvärdet för kriterium ekonomi är den ekonomiska vinsten. I denna studie används total ekonomisk vinst för skördade stubbar över beståndet relativt den ekonomiska vinsten för mediumscenariot. I mediumscenariot är värderingen i alla fyra kriterier på en nivå som motsvarar befintlig lagstiftning och rekommendationer (se nedan).

Stubbmassa biodiversitet. För kriterium biodiversitet finns ingen given enhet som kan användas för att ge ett samlat värde för biodiversiteten i beståndet. I detta fall används summan av oskördad stubbmassa som har biodiversitetsvärde $S_B > 0.5$ relativt summa total stubbmassa. Stubbens värde som substrat och habitat för olika arter kan sägas öka med stubbens massa. Genom att sedan villkora de stubbar vars massa skall summeras med kriterievärde S_B över 0.5, inkluderas endast de stubbar som har ett biodiversitetsvärde som är signifikant för att rekommendera att stubben inte skall skördas.

Stubbmassa mark och vatten. Liksom för kriterium biodiversitet finns det inte heller här för kriterium mark och vatten någon övergripande enhet att använda. Metoden för att summera ett värde för kriterium mark och vatten över beståndet är då även här att summera massan för alla oskördade stubbar med kriterievärdet för mark och vatten $S_S > 0.5$. Summan summeras bara om stubben har ett tillräckligt högt kriterievärde för att rekommendera att stubben skall lämnas kvar i beståndet. Dessutom kan man säga att stubbens storlek är proportionell mot den skada på mark- och vattenrelaterade värden en stubbskörd skulle innebära.

Klimatmissioner. I kriterium energi och klimat ingår två relativt väl definierade storheter. Dels primärenergiåtgången (E_p i ekvation 20) och dels emissionerna av växthusgaser. Primärenergiåtgången används inte för att sammanfatta resultatet av modellbeslutet, endast växthusgasemissionerna. Man kan ändå säga att primärenergiåtgången ändå påverkar direkt emissionerna eftersom förbränning av fossila bränslen innebär växthusgasemissioner. För att summera växthusgasemissionerna används här $m_{GHG\ tot}$ i ekvation 14, dvs. emissionerna inklusive reducerad användning av alternativa fossila energiråvaror. Emissionerna anges i relativtal, där emissionerna vid skörd av alla stubbar i beståndet är -1.

2.9 Känslighetsanalys

Känslighetsanalys är en metod som kan användas för att utvärdera en modell och dess ingående variabler. I princip går känslighetsanalys ut på att undersöka hur modellens resultat påverkas av variationer i inparametrarna. Parametrar som inverkar relativt mycket på hur modellen uppför sig är således viktiga att fokusera på om man t.ex. vill minimera ekonomi eller miljöpåverkan (eller både och) vid

stubbskörd. Parametrar som modellen är relativt okänslig för behöver man t.ex. inte ägna stor möda åt att uppskatta värden för.

Känslighetsanalysen i denna studie för modellen utfördes för flertalet av de ingående parametrarna i modellen. Känsligheten uttrycktes som elasticitetskoefficient $s_{el}(x)$ för som beräknas som den relativa förändringen i modellens resultat i förhållande till relativ förändring av den beslutsmodellens variabel x (Loucks *et al.*, 2005). $s_{el}(x)$ beräknades genom att ändra värdet för variabeln x +/- 4 % och sedan undersöka den relativa förändringen av modellens resultat.

2.10 Scenarioanalys

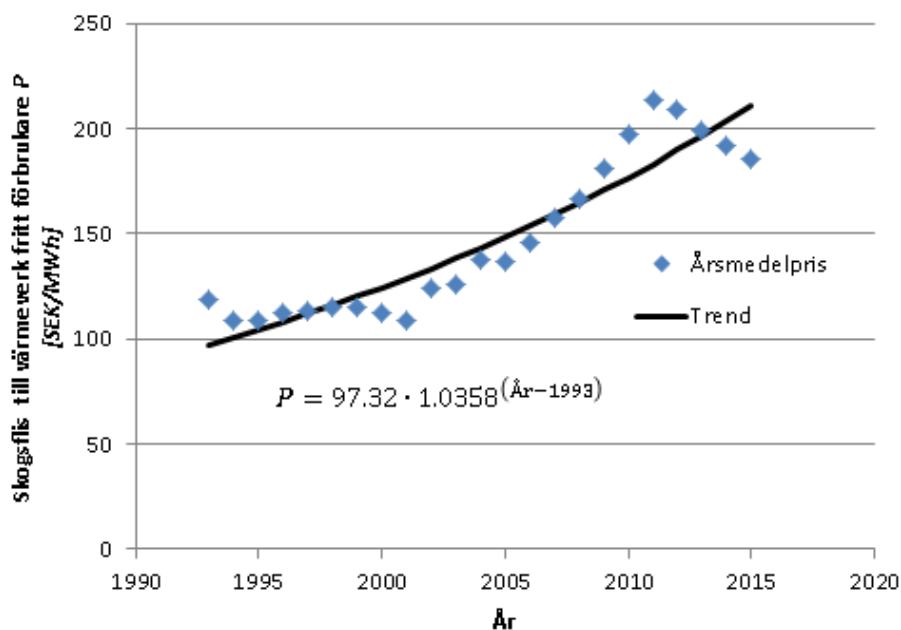
Beslutsmodellen som togs fram i denna studie användes för att simulera olika scenarier utifrån de olika kriterierna. Dessa scenarier utgick från ett grundscenario som speglar rådande förutsättningar och regleringar. Detta grundscenario används också som referensscenario vid beräkning av summerade resultat av simuleringar med beslutsstödsmodellen (se ovan). Utifrån grundscenariot togs två scenarier fram. Ett scenario där förutsättningarna antas förändras mot ett mer gynnsamt läge i förhållande till respektive kriterievärde samt ett scenario med det diametralt motsatta läget där utvecklingen antas gå mot en minskad värdering enligt kriteriet i fråga. Variabler och värden som användes för att definiera scenarier kan ses i tabell 13.

För kriterium biodiversitet utgick scenarionivåerna från att variera skyddet för biodiversitetsvärden i beståndet. Grundscenariet definierades enligt skogsstyrelsens rekommendationer. Sedan definierades scenarionivå hög (s.k. förstärkt skydd) utifrån ett fördubblat skydd, och scenarionivå låg som inget skydd.

Scenariorna för kriterium energi och klimat antas som fördubblad respektive halverad inverkan av primärenergiförbrukning och växthusgasemissioner i kriterievärdet.

För kriterium ekonomi definierades scenarierna med varierande pris vid bilväg för skördade stubbar. Grundscenariot sattes till 90 kr/MWh. Detta motsvarar gränsen för lönsamhet enligt Brunberg (2014). Prisnivåerna 72 och 108 [SEK/MWh] sattes för scenarionivåerna låg och hög (se tabell 13), vilket är en variation på +/- 20 %. Den genomsnittliga årliga prisutvecklingen på skogsflis sedan 1993 enligt statistik från Energimyndigheten och Statistiska centralbyrån visas i figur 21. En anpassad trendlinje baserat på en konstant prisökning per år ger att 20 % prisökning uppnås drygt var 5:e år.

För kriterium mark och vatten sätts scenariorna som fördubblad inverkan av riskparametrar på kriterievärdet.



Figur 21. Prisutvecklingen för skogsflis för värmeverk efter data från Energimyndigheten/Sveriges officiella statistik (2016-02-29)

Tabell 13. Scenarior

			Scenario		
			Låg	Grundscenario (Medium)	Hög
<i>Kriterium Biodiversitet</i>					
Värde för naturobjekt	a_{BN}	[m]	0*	5	10
Värde för skuggarter	a_{SH}	[m]	0*	23	46
	b_{SH}	[]	0*	0.27	0.135
Övrigt			0*		
<i>Kriterium energi och klimat</i>					
Värde, primärenergiförbrukning	b_{CP}	[]	27	55	110
Värde, växthusgasemissioner	a_{CE}	[g CO ₂ -e/MJ]	5.6	2.8	1.4
<i>Kriterium ekonomi</i>					
Pris vid bilväg	P	[SEK/MWh]	72	90	108
<i>Kriterium mark och vatten</i>					
Värde för grundförhållande	a_{SG}	[]	4.7	3.7	2.7
Värde, avstånd öppet vatten	a_{SW}	[m]	5	10	20
Värde, lutning	a_{SS}	[]	0.3	0.15	0.075
Värde, avstånd körvägar	K_{St}	[m ⁻¹]	0.4	0.2	0.1

*: Alla biodiversitetsvärden i beståndet antas vara 0

2.11 Konflikter

Även om alla de fyra kriterierna i den beslutsstödsmodell som beskrivs i denna studie används för att ta fram ett skördebeslut kan värdet för de enskilda kriterierna vara i konflikt med det slutgiltiga skördebeslutet. Ett specifikt syfte med modellen är att den skall kunna hantera just konflikter. Mängden konflikter i ett skördebeslut beräknades genom att summera torr massa (TS) för alla stubbar där beslutet innebär en konflikt för en eller fler kriterier. Två typer av konflikter identifierades i denna studie.

Konflikter för skördad stubbe. Det enda kriterium som motiverar skörd av en stubbe är kriterium ekonomi. Om något av övriga kriterierna får ett värde som skulle innebära att stubben lämnas kvar i beståndet, innebär detta en konfliktsituation. Summa konflikter för skördade stubbar tog fram genom att beräkna summan av massan för alla skördade stubbar med konflikter i relation till total stubbmassa över beståndet:

$$m_{C1} = \frac{\sum m_{ST}[\text{där } H=1 \wedge (S_B > 0.5 \vee S_C > 0.5 \vee S_S > 0.5)]}{\sum m_{ST}} \quad [47]$$

Konflikter för oskördad stubbe. I det fall beslutsstödsmodellen resulterar i att en stubbe inte ska skördas, är det å andra sidan endast kriterium ekonomi som kan vara i konflikt med detta beslut. Värde för summa konflikter över beståndet beräknas då med:

$$m_{C0} = \frac{\sum m_{ST}[\text{där } H=0 \wedge S_E > 0.5]}{\sum m_{ST}} \quad [48]$$

3 Resultat

3.1 Metod för beräkning av skördebeslut

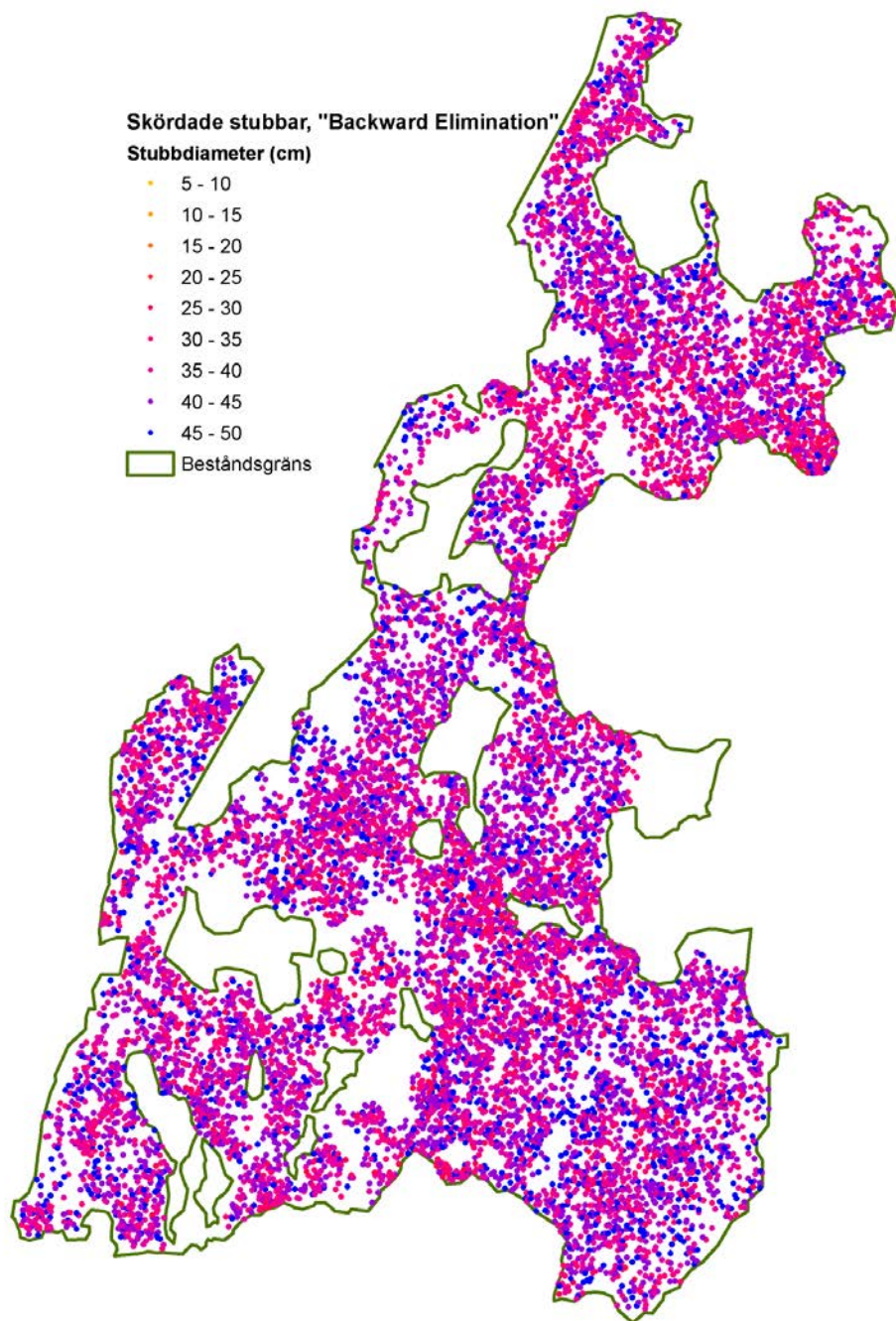
I beslutsstödsmodellen som presenteras i denna studie användes en stegvis, iterativ metod för att ta fram ett skördebeslut, där uttaget (mängden skördad stubbmassa per hektar) som används i kriterium ekonomi motsvarar beslutsstödsmodellens resulterande skördebeslut (se föregående kapitel).

TVå huvudprinciper för att ta fram skördebeslutet med beslutsstödsmodellen undersöktes, dels "Backward Elimination" där man börjar med skörd av alla stubbar och successivt tar bort stubbarna med lägst lämplighetsvärde ur skördebeslutet. Och sedan "Forward Selection" som är det omvända fallet, där man börjar med att alla stubbar lämnas kvar i beståndet för att sedan stegvist lägga till en liten andel av de stubbar som har högst lämplighetsvärde till skördebeslutet. Oavsett valet av iterativ procedur krävs att man både lägger till stubbar med högst lämplighetsvärde och tar bort stubbar med lägsta lämplighetsvärde i skördebeslutet. Beroende på om man sedan skall stega uppåt ("Forward Selection") eller nedåt ("Backward elimination") måste nettoförändringen bli en ökning alternativt minskning av stubbar i skördebeslutet. I fallet med "Forward selection" ökas mängden stubbar i skördebeslutet fram till maximalt ekonomiskt netto. Efter det används sedan totalt lämplighetsvärde för att iterativt ta fram ett skördebeslut.

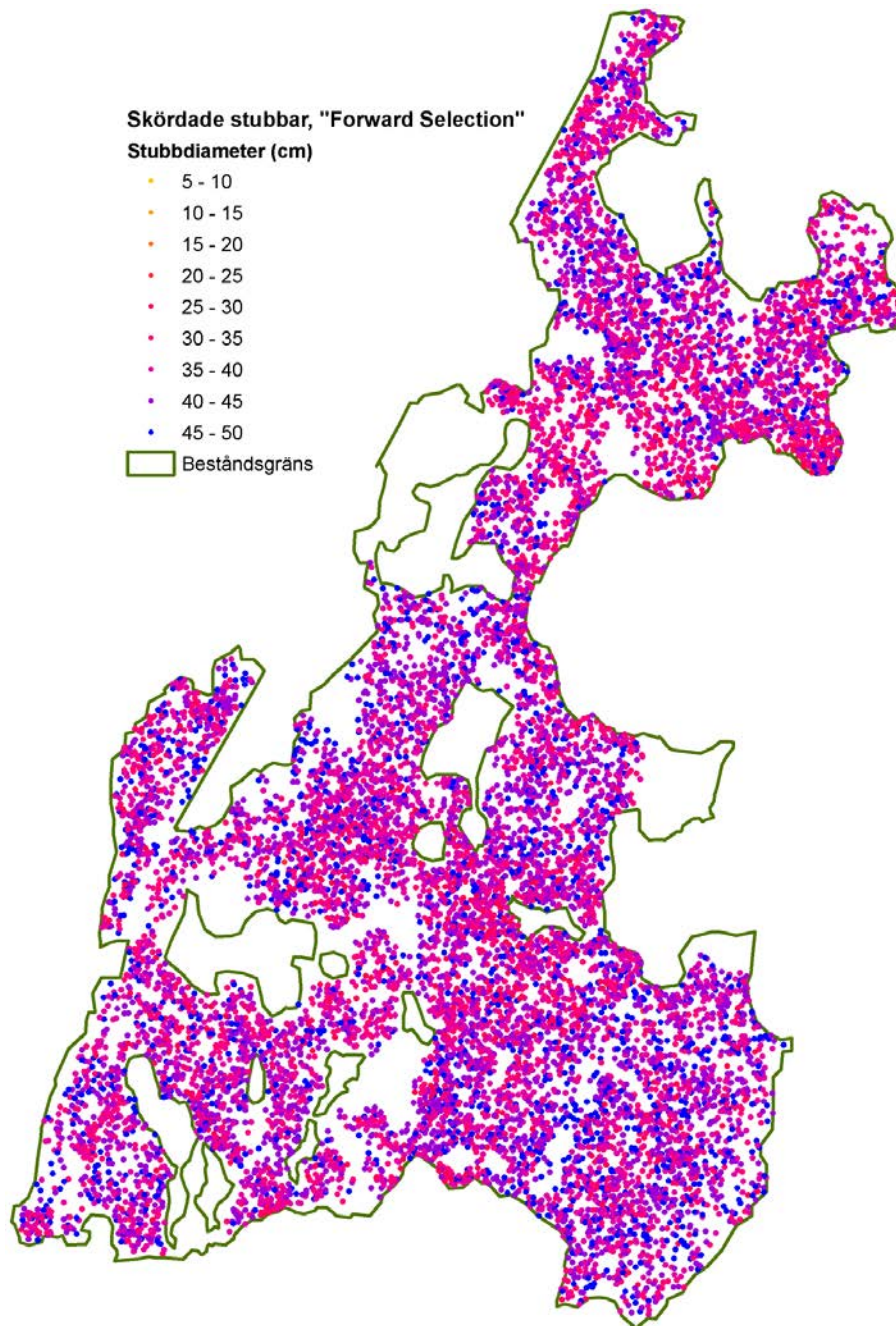
Alla beräkningar i detta kapitel gjordes med scenario medium för alla kriterier i beslutsstödsmodellen. Man kan konstatera att "Backward elimination" enligt figur 22 inte skiljer sig mycket jämfört med "Forward selection" i figur 23. Detta kan även ses i figur 24 som visar skillnaden mellan "Backward elimination" och "Forward selection". Skillnaden i antal skördade stubbar i beslutet skiljer sig 1.3 % mellan metoderna. Alla skördebeslutsberäkningar i övrigt i denna studie gjordes med utgångsläget där alla stubbar skördas tillsammans med "Backward elimination" för att få fram skördebeslut scenarionivå medium. Jämförande

scenarier togs sedan fram genom att söka fram ett beslut med hjälp av en kombination av "Forward Selection" och "Backward Elimination".

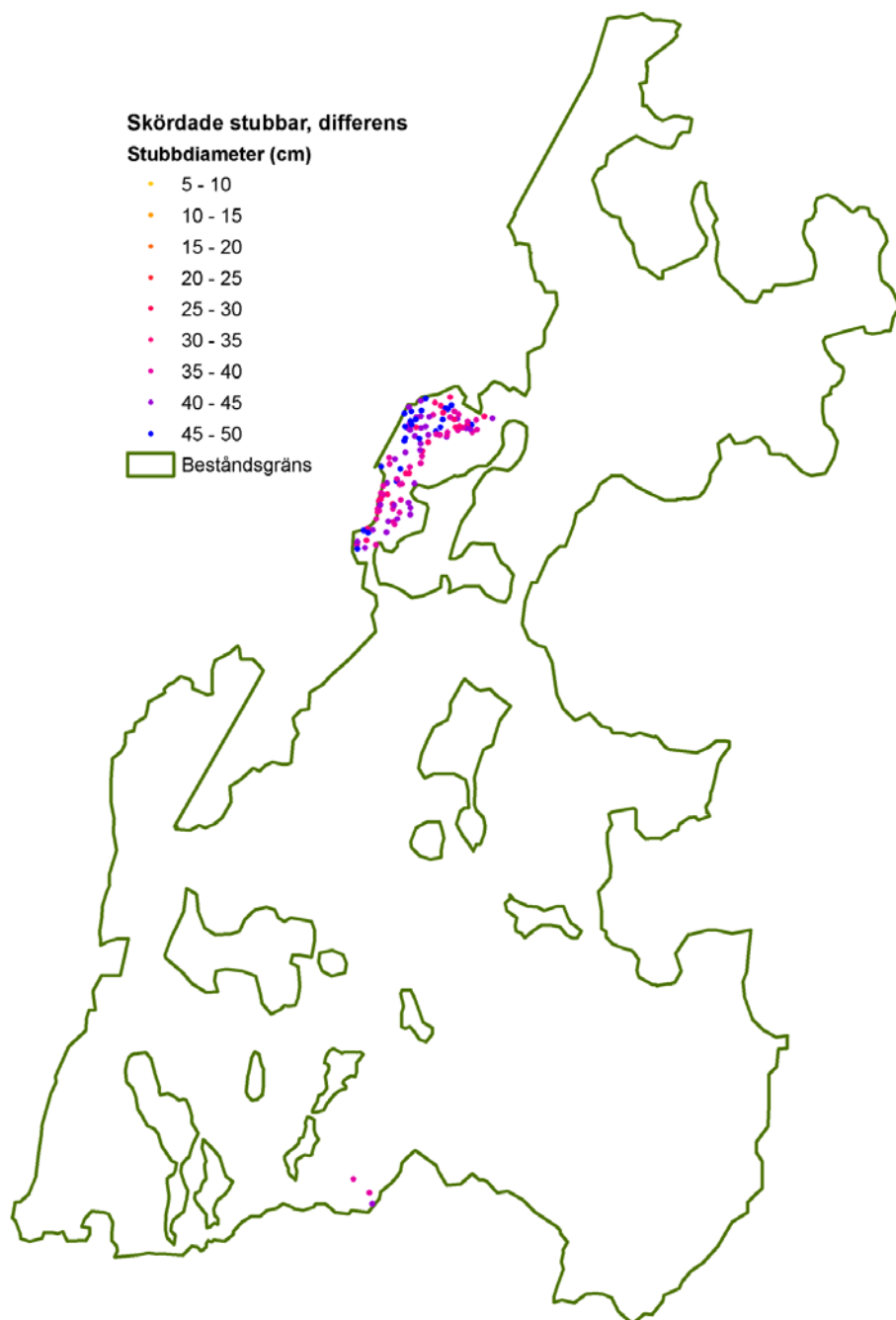
Figur 25 visar oskördade stubbar i beståndet. De flesta stubbar som lämnas kvar i beståndet har en diameter 20-25 cm eller därunder. Merparten av dessa stubbar har ett lämplighetsvärde under 0.5 för kriterium ekonomi, och lämnas därför oskördade i beståndet oberoende av lämplighetsvärdet för de andra kriterierna. Större stubbar får generellt ett högt lämplighetsvärde för kriterium ekonomi, men kan ändå lämnas kvar i beståndet av beslutsstödsmodellen om värdet för kriterium biodiversitet och mark/vatten är lågt.



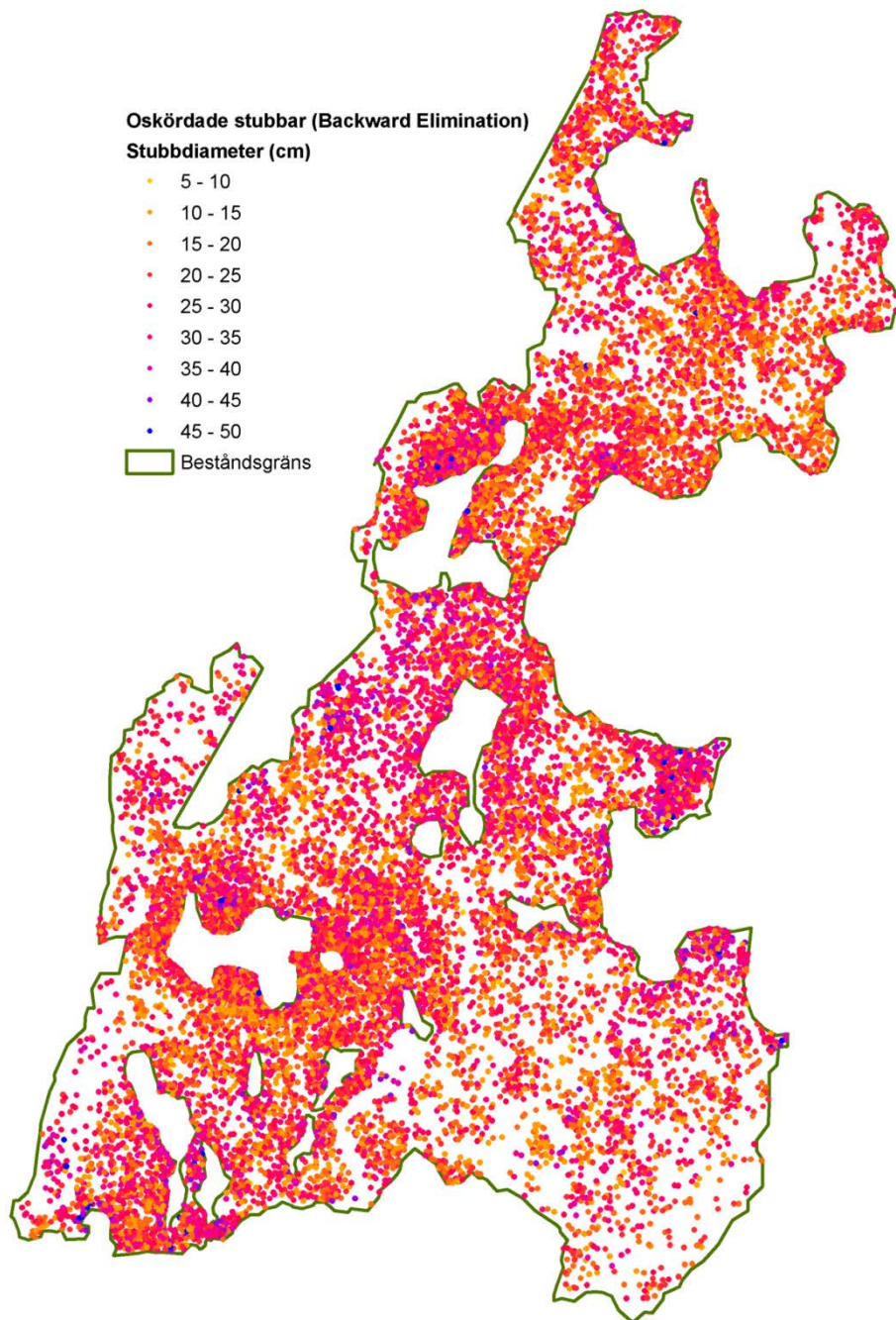
Figur 22. Skördade stubbar enligt beslutsstödsmodellen med skördebeslutsberäkning enligt "Backward elimination". Detta är standardmetoden i denna studie



Figur 23. Skördade stubbar enligt beslutsstödsmodellen med skördebeslutsberäkning enligt "Forward Selection"



Figur 24. Differensen i skördade stubbar enligt beslutsstödsmodellen mellan de två metoderna för skördebeslutsberäkning: "Backward elimination" - "Forward Selection"

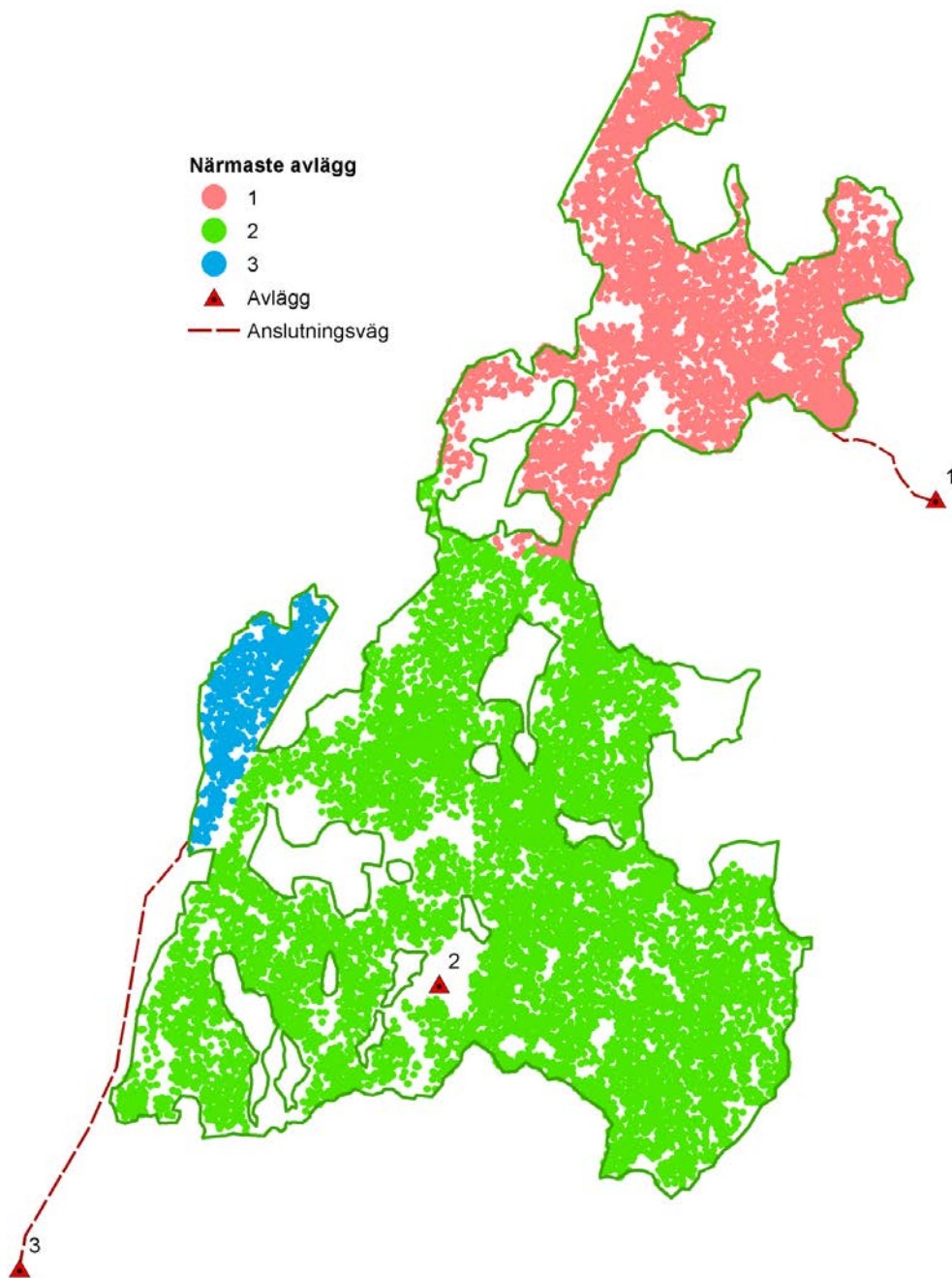


Figur 25. Oskördade stubbar kvar i beståndet efter skörd enligt beslutsstödsmodellen (med skördebeslutsberäkning enligt "Backward elimination")

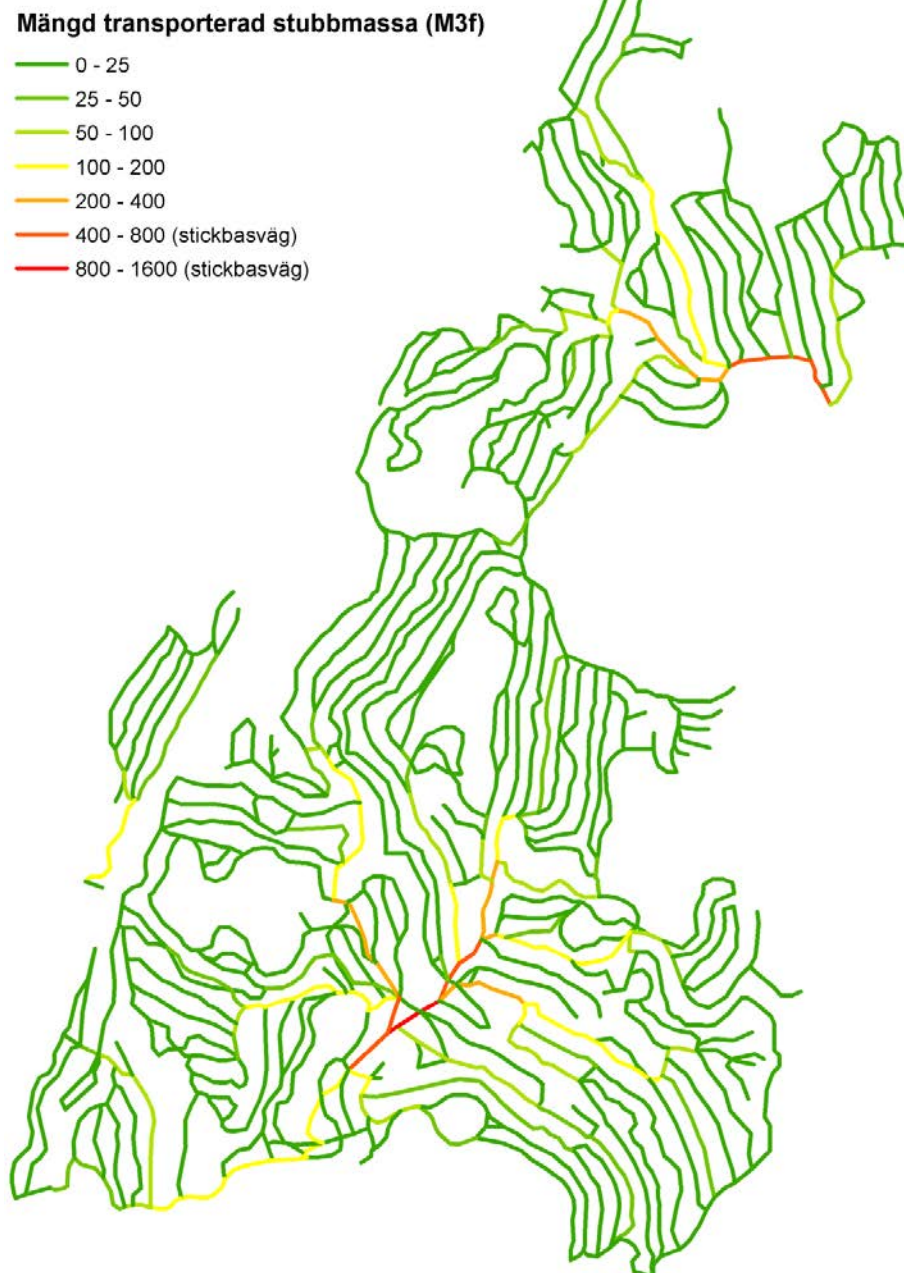
3.2 Stubblogistik

Transporten av skördade stubbar sker längs terrängvägarna i beståndet. Terrängvägarna tillsammans med anslutningsvägar bildar ett nätverk av transportvägar fram till avläggningsplatserna vid bilväg (se figur 11).

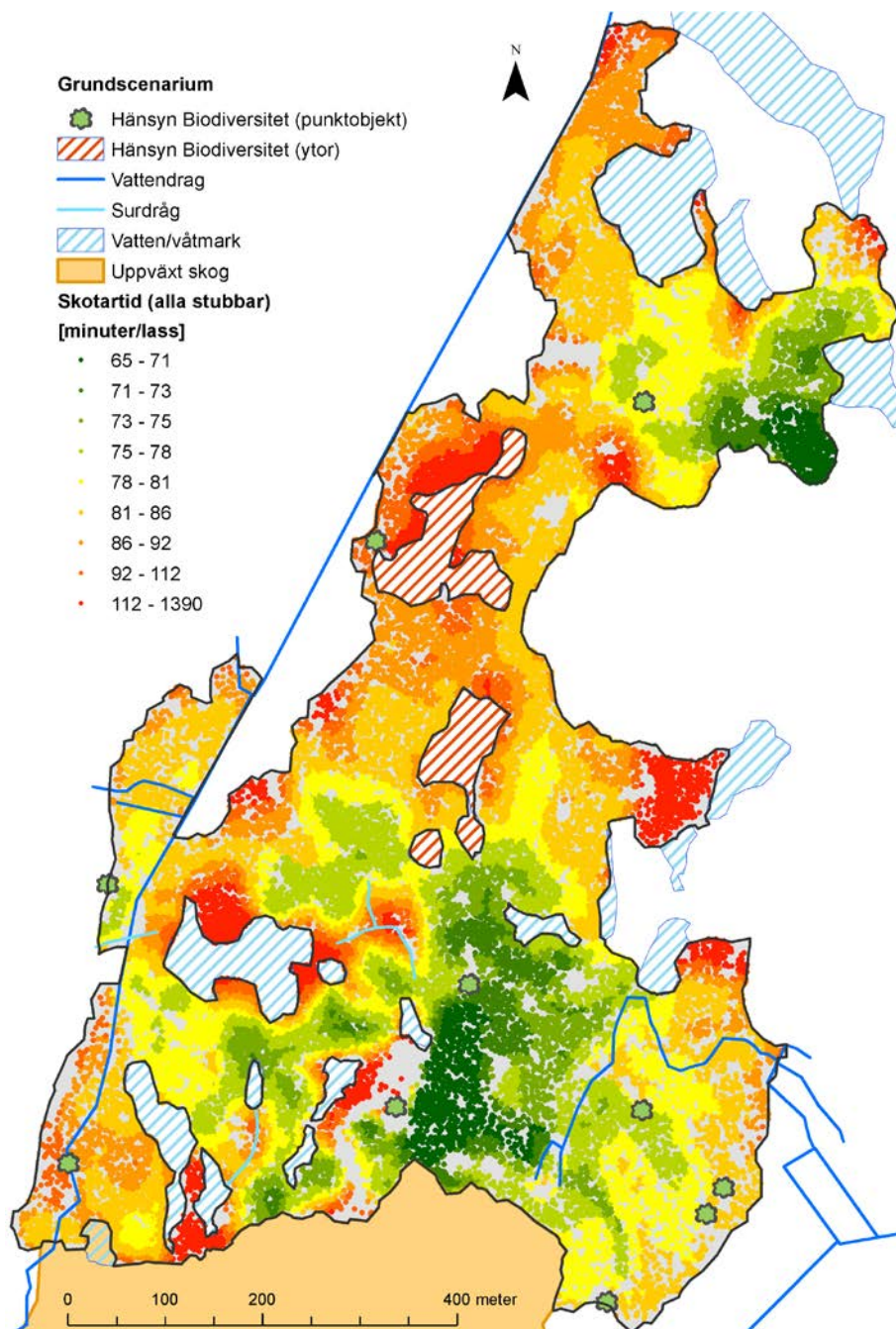
Med hjälp av stubbens och avläggens position tillsammans med transportvägnätverket kan transportkostnaden från alla stubbar till de tre avläggen beräknas. Avlägget med lägst transporttid för alla stubbar visas i figur 26.



Figur 26. Närmaste avlägg längs terräng- och anslutningsväg enligt nätverksanalys för alla stubbar i beståndet.



Figur 27. Mängden stubbmassa som transporterats längs terrängvägar (stickvägar) för scenario medium för alla kriterier (se mer om scenarier nedan). Mängden 400 m³f anger gränsen mellan vanlig terrängväg och basterrängväg.



Figur 28. Tiden för skotning till närmaste avlägg i m^3/lass för alla stubbar i beståndet. Ett lass är $10 \text{ m}^3\text{f}$.

3.3 Känslighetsanalys

Resultatet av känslighetsanalysen av beslutsstödsmodellens ingående parametrar visas i figur 29-32. Känslighetsanalysen är gjord mot modellens resultat i form av ekonomisk vinst, stubbmassa biodiversitet och stubbmassa mark och vatten. Vad gäller känslighetsanalysen mot modellens resultat inom kriterium energi och klimat användes medelvärdet av elasticitetsindexen mot summa primärenergiförbrukning (E_P i ekvation 20) och summa växthusgasemissioner inom beståndet (m_{GHG} i ekvation 13). Endast parametrar som gav ett elasticitetsindex större än 0 visas i figurerna.

Överlag är beslutsstödsmodellen mest känslig för variationer i priset för skördade stubbar vid bilväg, i SEK per MJ skördade stubbars energiinnehåll P . För kriterierna ekonomi och energi och klimat har priset P en positiv inverkan (se figur 29 och 32). Resultatet för respektive kriterium förändras 8-10 gånger prisets variation. För kriterierna biodiversitet och mark och vatten har priset en negativ inverkan. Dessa kriterier bygger på att stubben har ett värde i beståndet medan ett högre pris gör att beslutsstödsmodellen vill skörda fler stubbar. Intäkten Y och vinsten π ökar med högre pris (se ekvationerna 24 och 25). Därmed blir kriterievärdet för ekonomi S_E större (se ekvation 38). Känsligheten för ekonomi slår även igenom med hög känslighet i alla kriterievärden för timkostnaden för skotare C_H^* och stubblyftare C_L^* (se figur 29-32). Även dieselförbrukningen för skotare q_{dH} och stubblyftare q_{dL} verkar ha en liknande inverkan, om än på lägre nivå, på beslutsstödsmodellen.

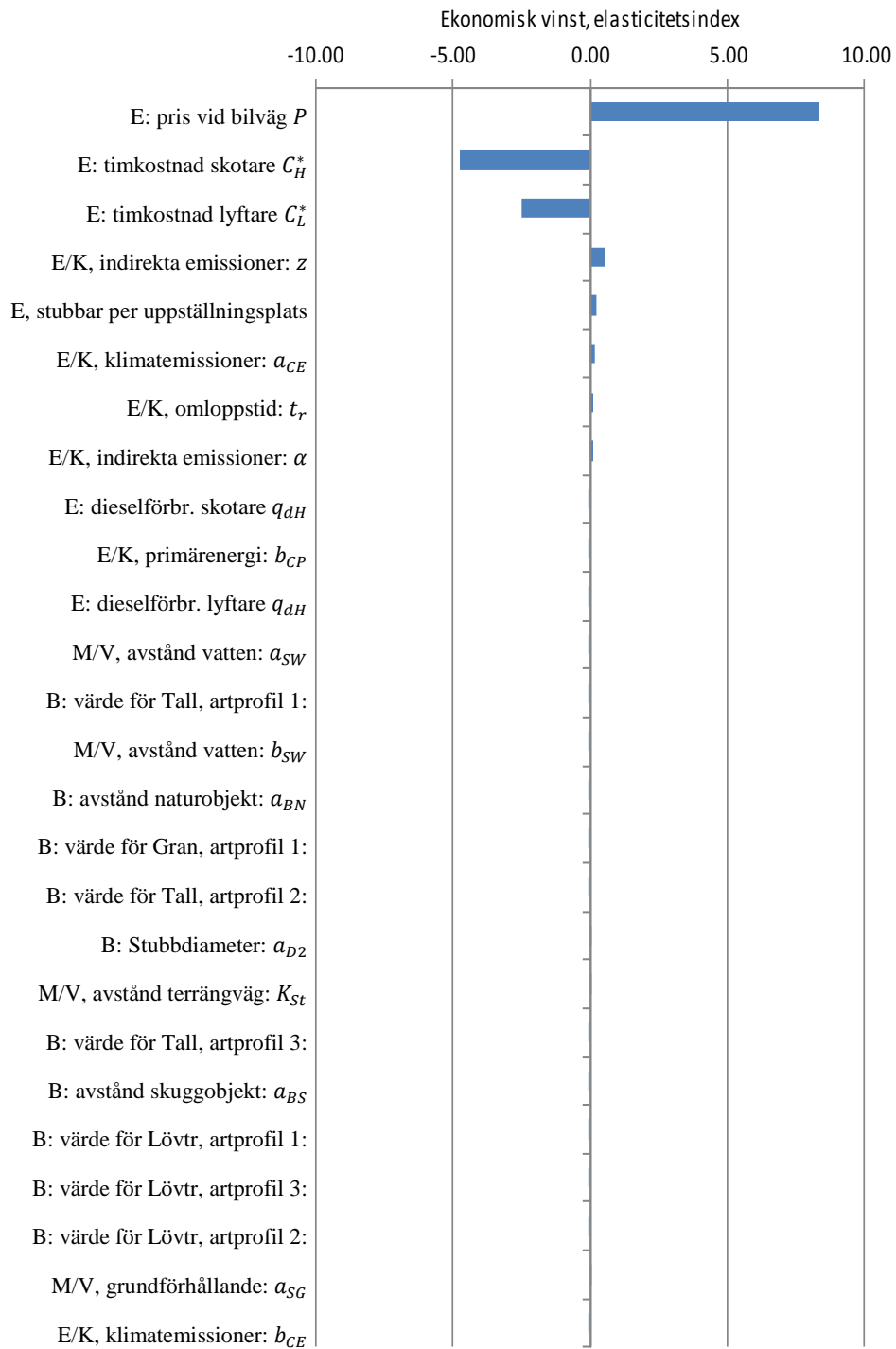
Beslutsstödsmodellens känslighet för avräkningspriset i absoluta tal visas i figur 33. Det avräkningspris som används i grundscenariot 90 [SEK/MWh] ligger i övre intervallet där förändringen i skördad stubbmassa är som högst (>0.04 kg·MWh/kg/SEK). Vid priser över 110 [SEK/MWh] skördas mindre än 83 % av den totala stubbmassan över beståndet och förändringen i skördad stubbmassa per krona är lägre än 0.005 [kg·MWh/kg/SEK].

Beslutsstödsmodellen har även en generell känslighet för parametrarna α och z som ingår i funktionen som används för att beräkna indirekta markemissioner för stubbskörd i ekvationerna 17 och 19. Högre värden för α och z gör att kolet i stubbmassan bryts ner fortare och därmed blir CO₂-emissionerna lägre. Detta gör att de totala emissionerna blir mindre, vilket ger högre kriterievärde för ekonomi och energi och klimat, medan biodiversitet och mark och vatten påverkas negativt (se figur 29-32). Samma effekt, men inte lika stor, kan ses för de relaterade parametrarna a_{CE} som används för att beräkna inverka av växthusgasemissioner på kriterievärdet för energi och klimat (se ekvation 23), och för omloppstiden t_r för beräkning av indirekta markemissioner i ekvation 19.

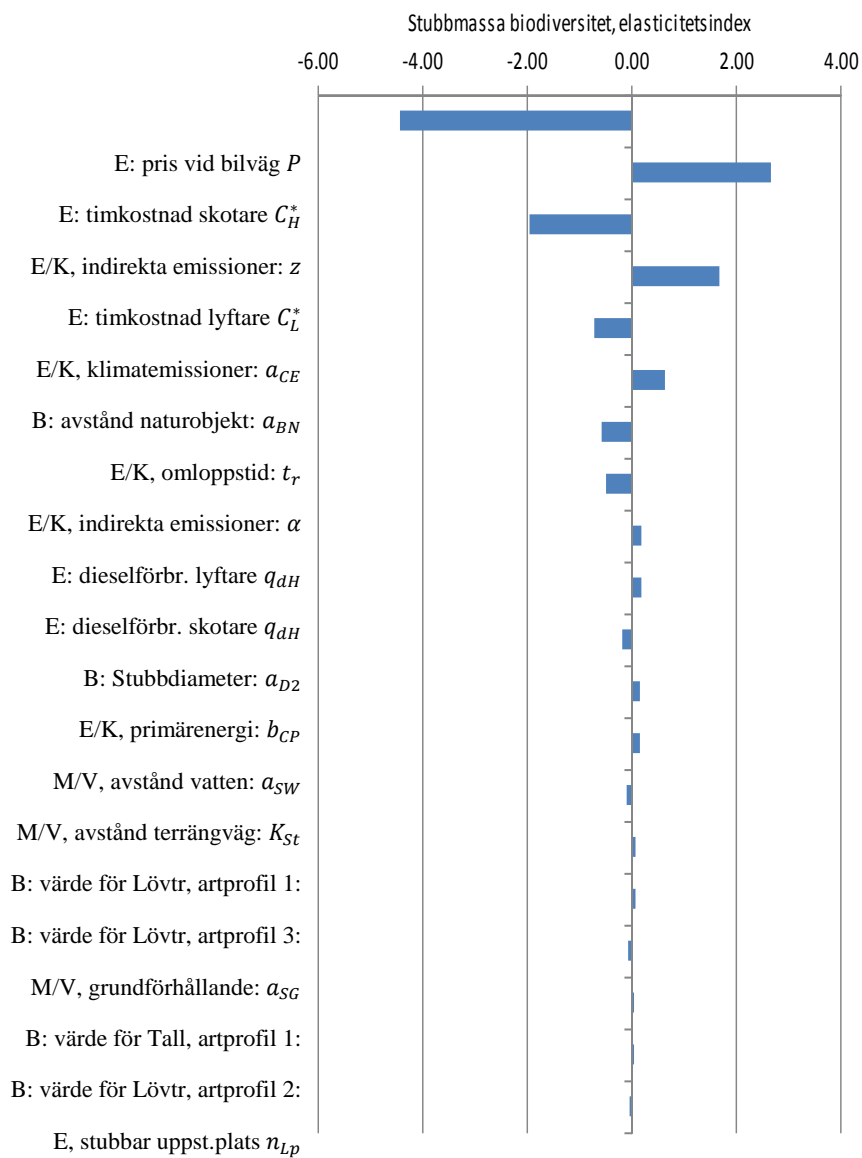
I kriterium biodiversitet verkar det för övrigt vara främst vara a_{BN} som används för att beräkna inverkan av avstånd till värdefulla (uppväxta) naturobjekt som påverkar kriterievärdet. I viss mån även parameter a_{BN} i ekvation 12 som skattar inverkan av stubbdiameter och a_{SW} som används i kriterium mark och vatten för att skatta inverkan av avstånd från vatten (ekvation 45).

Kriterium mark och vatten verkar, som i föregående stycke, vara känslig för a_{SW} . Här har även K_{St} , som används för att beräkna inverkan av närhet till körvägar i terrängen (ekvationerna 43 och 44), en viss inverkan.

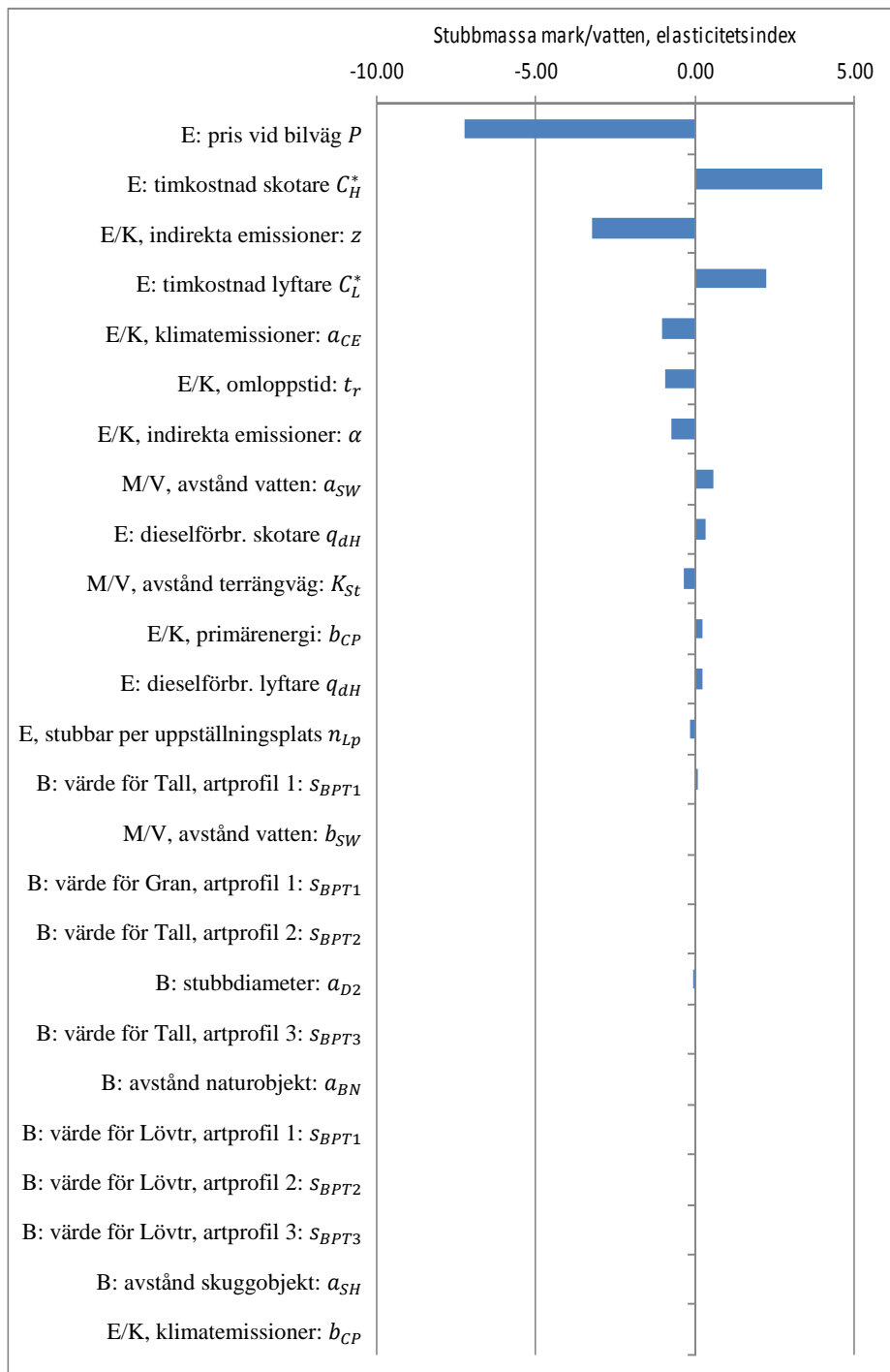
Vad gäller denna analys, som undersöker den relativa känsligheten, verkar beslutsstödsmodellen i övrigt vara relativt okänsligt mot ingående parametrar.



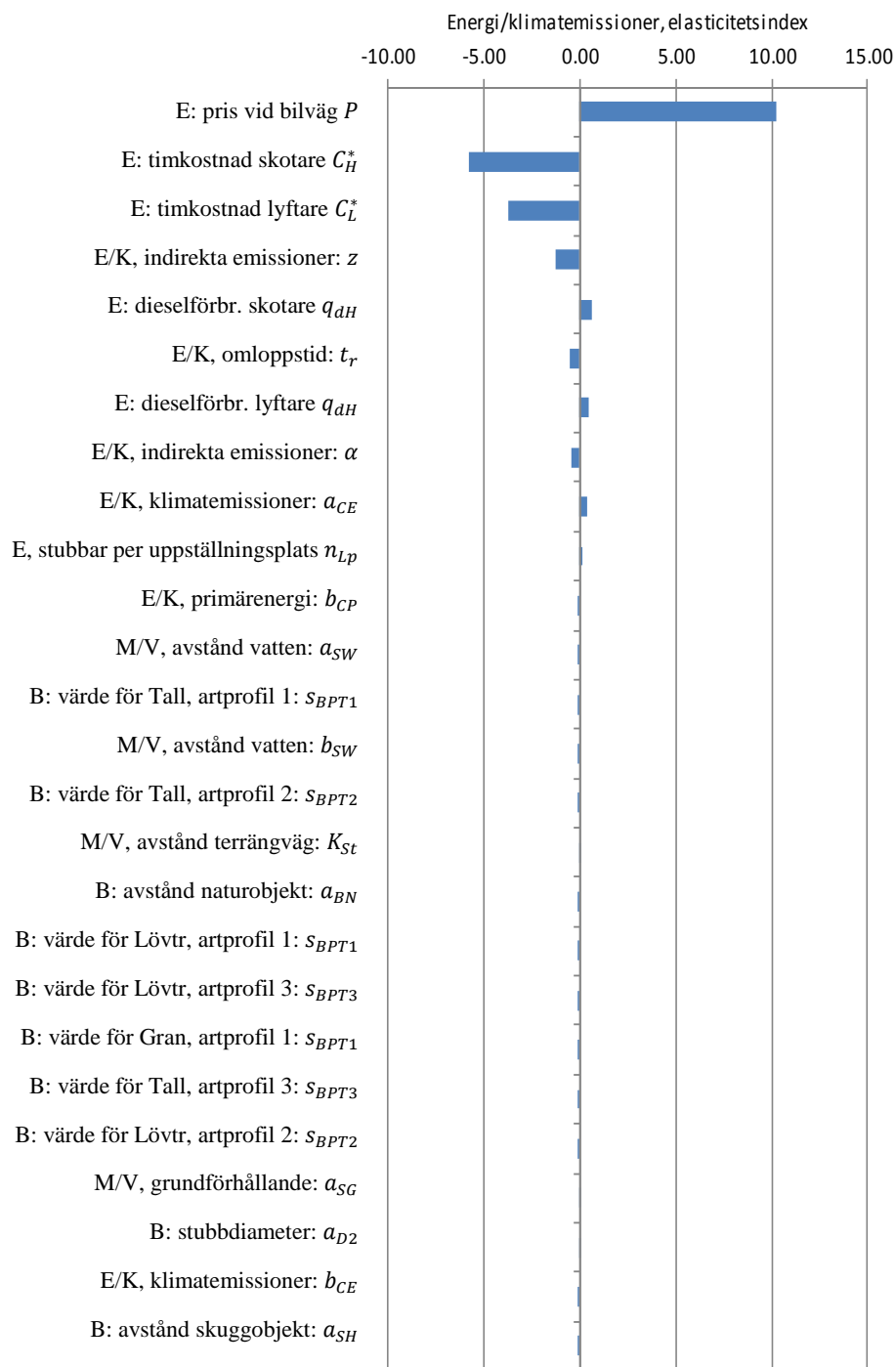
Figur 29. Resultat av känslighetsanalys av beslutsstödsmodellen för stubbskörd mot vinst π enligt kriterium ekonomi



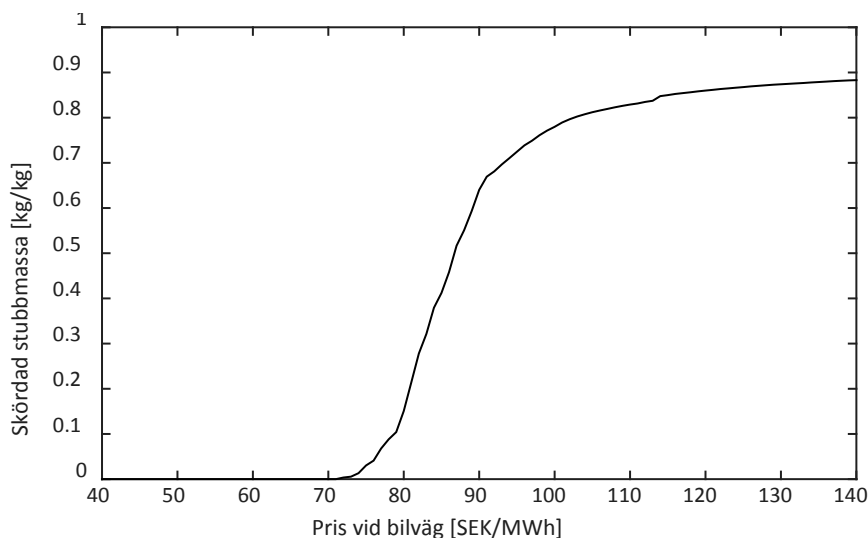
Figur 30. Resultat av känslighetsanalys av beslutsstödsmodellen för stubbskörd mot kriterium biodiversitet: summa modellens resulterande oskördad stubbmassa med biodiversitetsvärde större än 0.5



Figur 31. Resultat av känslighetsanalys av beslutsstödsmodellen för stubbskörd mot kriterium mark och vatten: summa modellens resulterande oskördad stubbmassa med kriterievärde mark och vatten större än 0.5



Figur 32. Resultat av känslighetsanalys av beslutsstödsmodellen för stubbskörd mot kriterium energi och klimat: medelvärdet av beslutsstödsmodellens känslighet mot klimatmissioner och primärenergiförbrukning



Figur 33. Skördad stubbmassa (relativ massa, kg/kg) som funktion av avräkningspris vid bilväg (SEK/MWh) enligt beslutsstödsmodellens grundscenario.

3.4 Scenarioanalys

3.4.1 Skördebeslutets värde

Skördebeslutets resulterande värde för alla scenariokombinationer i alla kriterier kan ses i figurerna 34 till 39. Resultatet är sorterat i stigande värde i modellresultat från vänster till höger. Tabell 14 visar sedan korrelationen mellan skördebeslutets värde och scenarionivå för respektive kriterium.

Figurerna 34, 35 och 36 visar summa antal skördade stubbar, skördad stubbmassa och ekonomisk vinst. Ett starkt beroende av scenarionivå för kriterium ekonomi kan ses här. De sorterade värdena har alla scenario nivåerna för kriterium ekonomi ordnade från 1 till 3. Att antal skördade stubbar, skördad stubbmassa och vinst är korrelerade mot scenarionivå för kriterium ekonomi kan även ses i tabell 14 med en korrelation över 0.9. Dessa tre enheter har även en inbördes relation. Högre vinst innebär att man har skördat mer stubbmassa och fler stubbar. Vad gäller skördade stubbar (antal och massa) och vinst kan man sedan i tabell 14 se att scenarionivå energi och klimat har en svagt positiv korrelation och scenarionivå för kriterium biodiversitet och kriterium mark och vatten har en svagt omvänd korrelation.

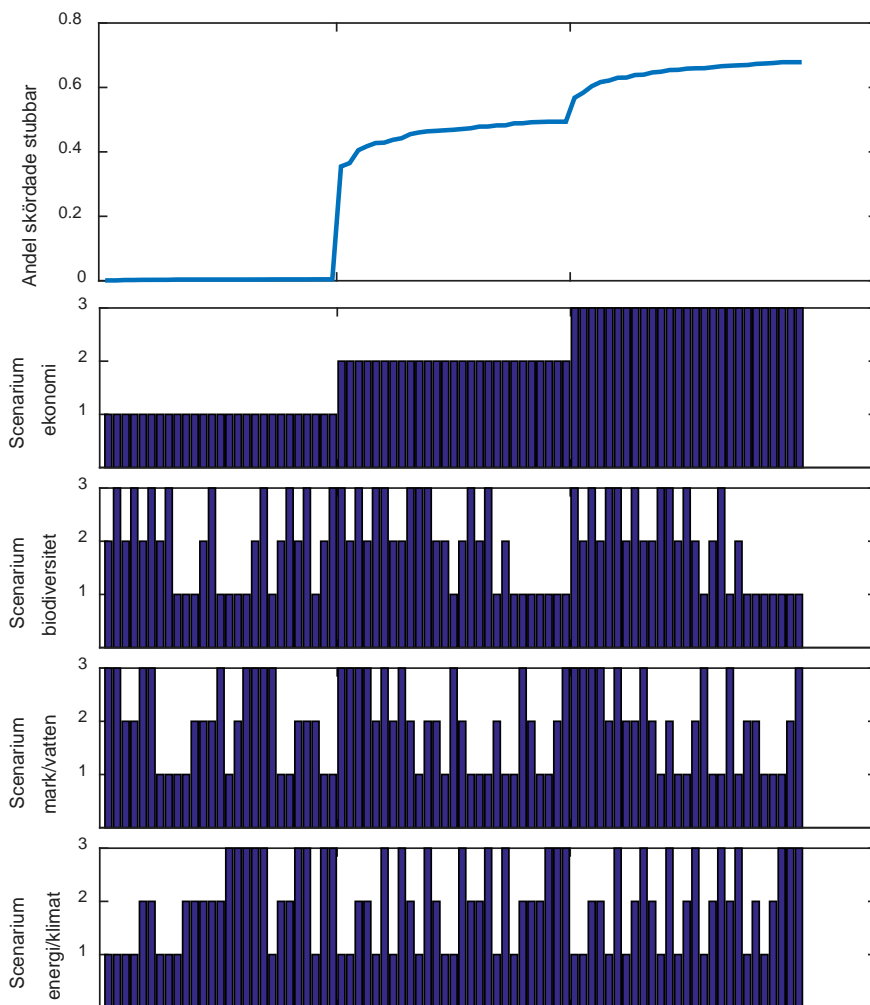
Figurerna 37 och 38 visar modellresultatet stubbmassa biodiversitet och stubbmassa mark och vatten. Här verkar respektive scenarionivå vara korrelerad med modellresultatet, biodiversitet i figur 37 och mark och vatten i figur 38.

Ekonomiskt scenarionivå har sedan en relativt hög korrelation mot stubbmassa mark och vatten enligt tabell 14. Det är även så att högsta nivån för värdena i figur 37 och 38 infinner sig vid ekonomisk scenarionivå 1.

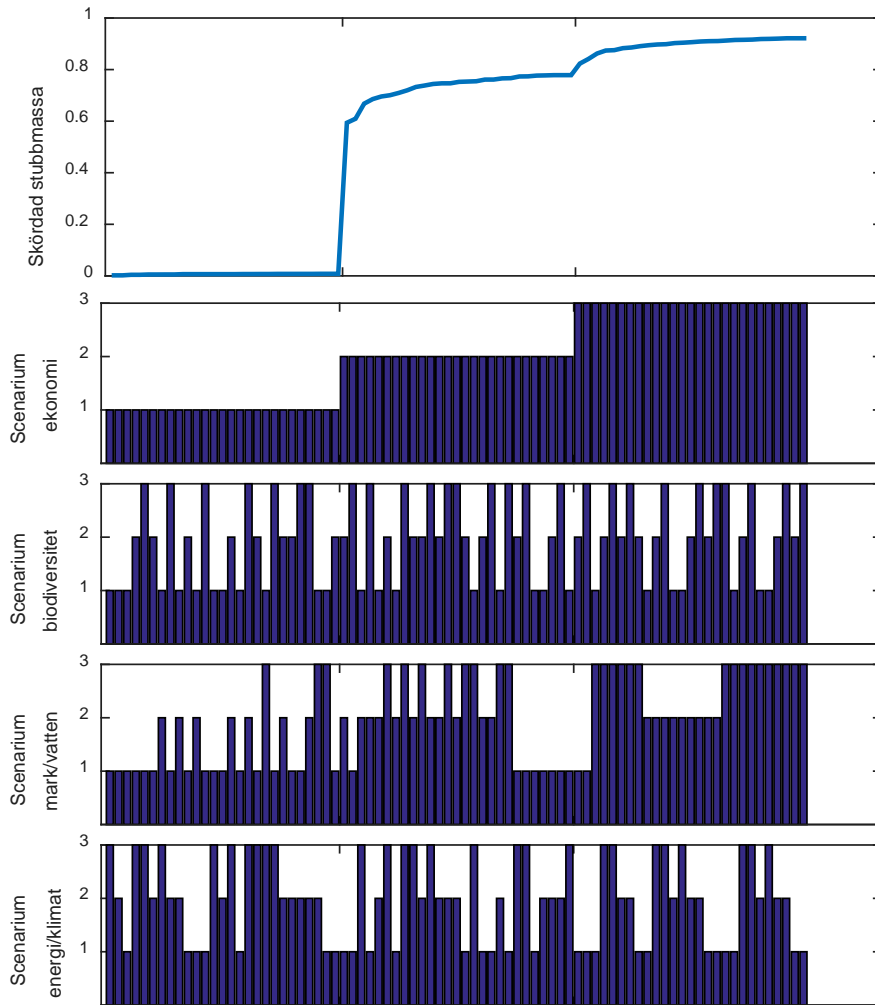
För modellresultet i form av växthusgasemissioner i figur 39 och tabell 14 kan man åter se att scenarionivå för kriterium ekonomi har högst absolut korrelation. De lägsta klimatemissionerna återfinns vid scenarionivå 3 och de högsta emissionerna vid scenarionivå 1, vilket är ett omvänt förhållande mot vad som kan ses för antal stubbar, stubbmassa och vinst i figur 34, 35 och 36. Det vill säga att de lägsta emissionerna får man vid högst skördeuttag och högsta vinst. Man kan även se i tabell 14 att en högre scenarionivå för biodiversitet och för mark och vatten verkar ge högre växthusgasemissioner.

Tabell 14: Korrelation mellan scenarionivå för respektive kriterium och modellresultat

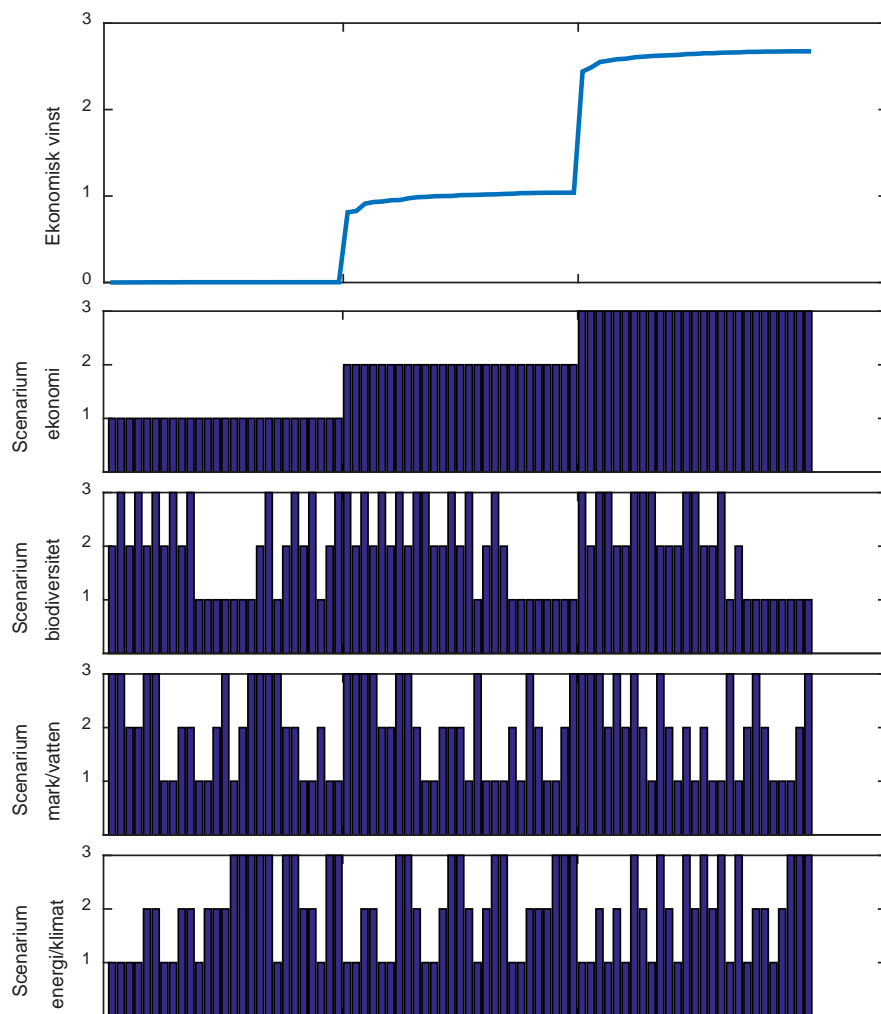
Kriterium	Korrelation					
	Antal skördade stubbar	Skördad stubbmassa	Ekonomisk vinst	Stubbmassa biodiversitet	Stubbmassa mark/vatten	Klimat-emissioner
Ekonomi	0.968	0.936	0.989	-0.406	-0.707	-0.936
Biodiversitet	-0.046	-0.034	-0.019	0.828	0.071	0.034
Mark/vatten	-0.044	-0.034	-0.018	0.107	0.529	0.034
Energi/klimat	0.031	0.025	0.015	-0.059	-0.052	-0.025



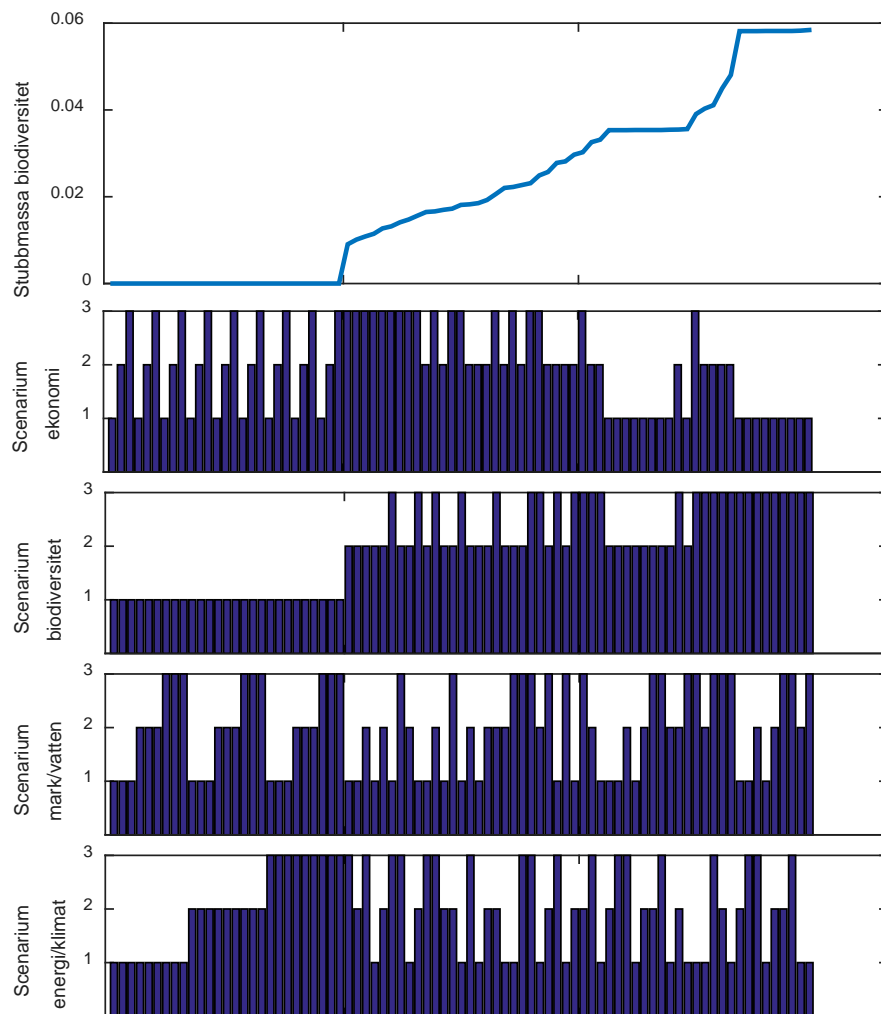
Figur 34. Sorterat resultat för alla kombinationer av scenarior mot antal skördade stubbar (summa skördade stubbar relativt totalt antal stubbar i beståndet)



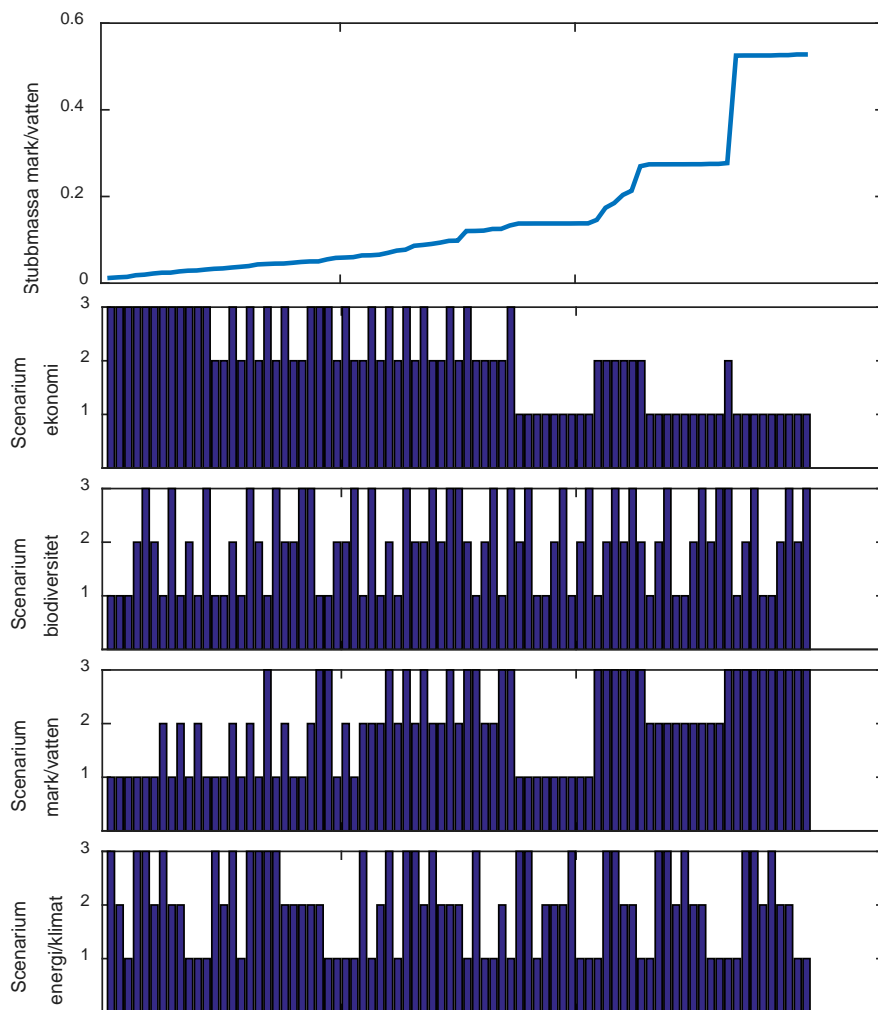
Figur 35. Sorterat resultat för alla kombinationer av scenarior mot skördad stubbmassa (massan för skördade stubbar relativt massan för alla stubbar i beståndet)



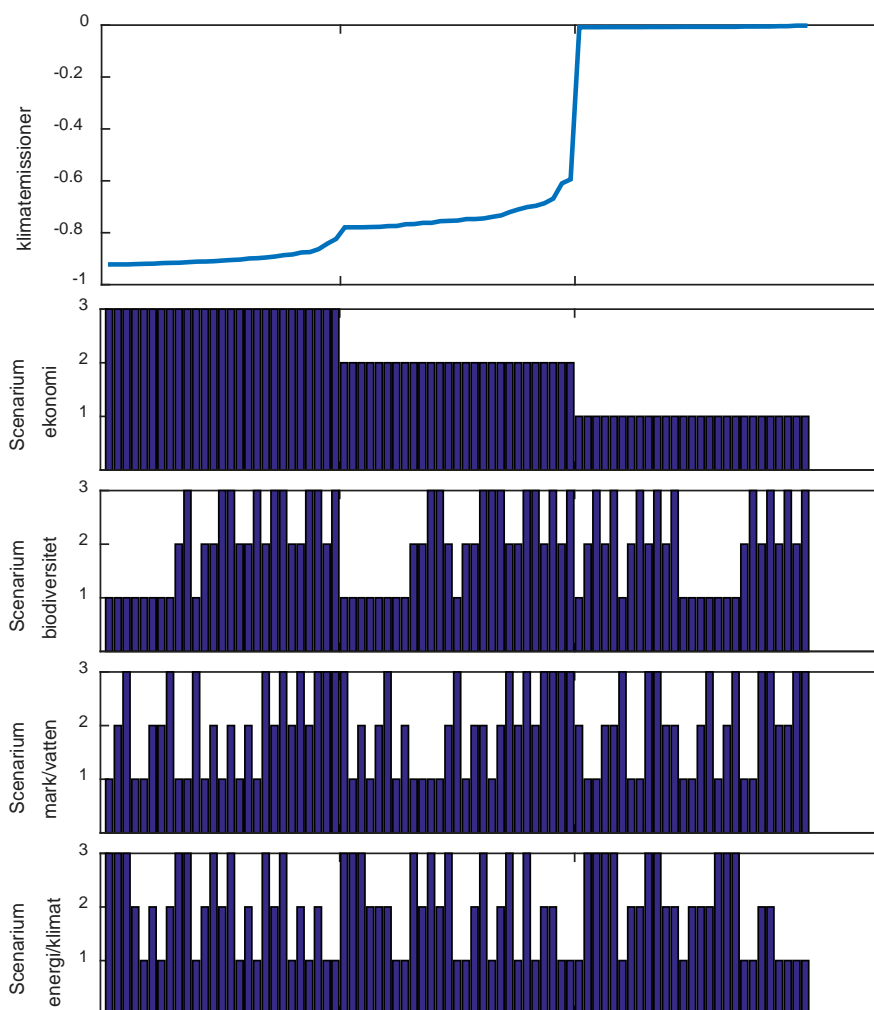
Figur 36. Sorterat resultat för alla kombinationer av scenarior mot ekonomisk vinst (massan för alla skördade stubbar relativt vinsten för referensscenariot, scenario nr 2 i alla kriterer)



Figur 37. Sorterat resultat för alla kombinationer av scenarior mot stubbmassa biodiversitet (massan för oskördade stubbar med kriterievärde biodiversitet större än 0.5 relativt massan för alla stubbar i beståndet)



Figur 38. Sorterat resultat för alla kombinationer av scenarior mot stubbmassa mark och vatten (massan för oskördade stubbar med kriterievärde mark och vatten större än 0.5 relativt massan för alla stubbar i beståndet)



Figur 39. Sorterat resultat för alla kombinationer av scenarior mot växthusgasemissioner (relativt för växthusgasemissioner för skördade stubbar. Relativtalet för växthusgasemissioner vid skörd av alla stubbar i beståndet är lika med -1).

3.4.2 Konflikter

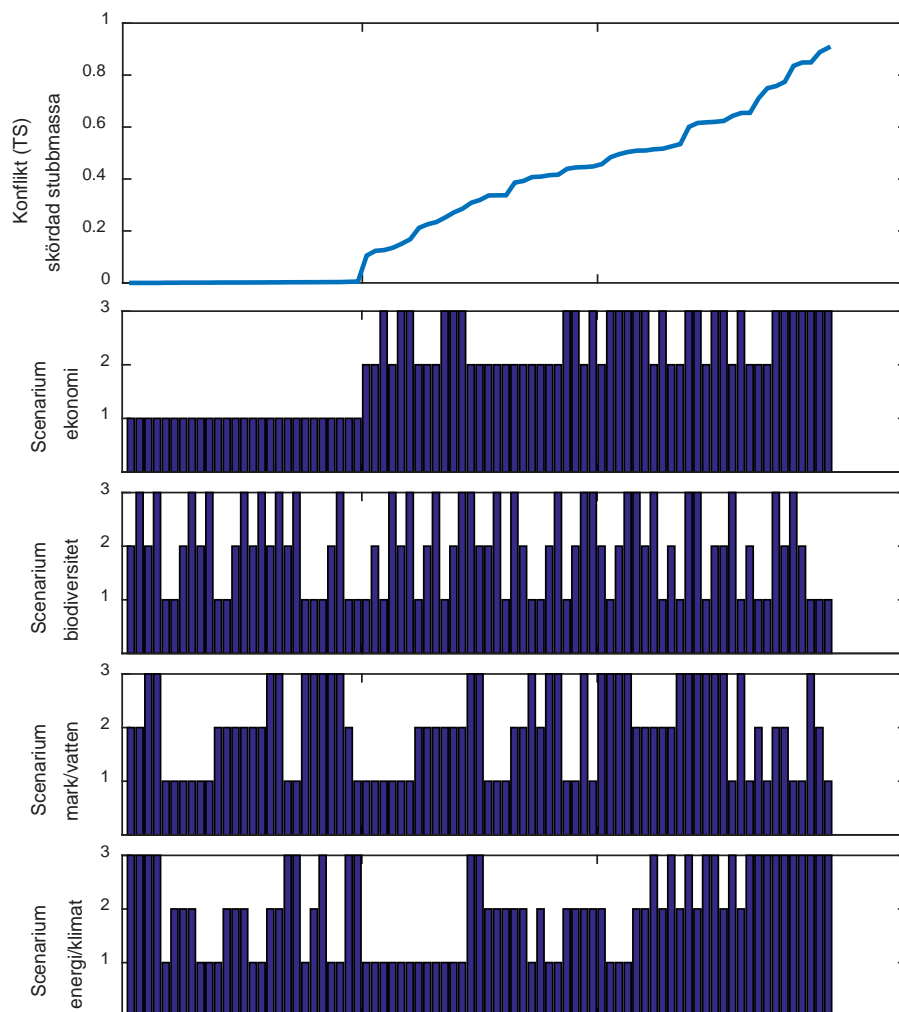
Mängden konflikter för skördade stubbar, beräknat som summa massa för alla stubbar där kriterium biodiversitet, mark och vatten eller energi och klimat inte resulterar i stubbskörd kan ses i figur 40. Motsvarande summa konflikter för oskördade stubbar där kriterium ekonomi vill skörda stubben kan ses i figur 41. Tabell 15 visar sedan korrelationen mellan summa konflikter och scenarionivå för respektive kriterium.

Man kan se i figur 40 att scenarionivå för kriterium ekonomi har starkast inverkan på antalet konflikter för skördade stubbar. Relativt hög korrelation (0.78) kan ses i tabell 15. För summa konflikter för oskördade stubbar har däremot

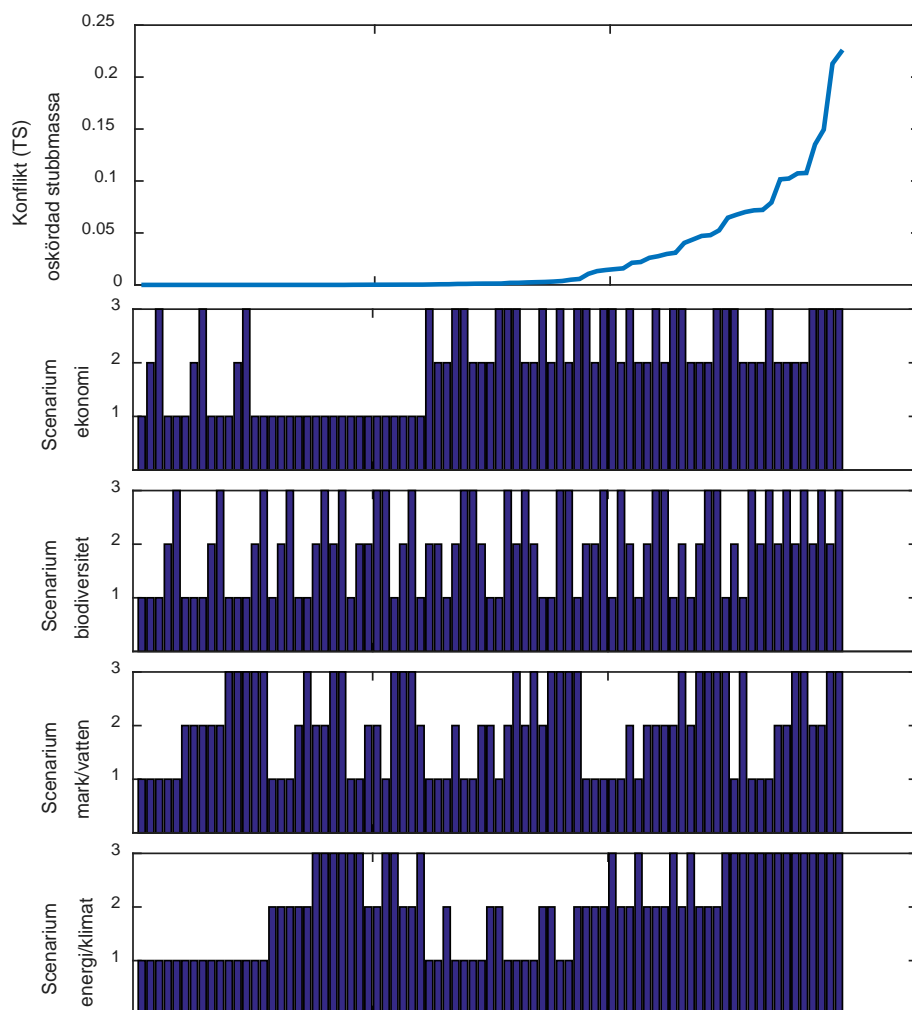
scenarionivå för kriterium energi och klimat högst korrelation: 0.54 (se tabell 15). De sorterade värdena för konflikter för oskördade stubbar kan ses i figur 41. Scenarionivå för kriterium följer här summa konflikter bäst vid höga nivåer på konflikter. I övrigt kan man se en viss korrelation mellan dels scenarionivå för kriterium ekonomi och konflikter för oskördade stubbar, samt scenarionivå för kriterium energi och klimat och konflikter för skördade stubbar (se tabell 15).

Tabell 15: Korrelation mellan scenarionivå för respektive kriterium och modellresultat

Kriterium	Korrelation	
	Konflikter för skördade stubbar	Konflikter för oskördade stubbar
Ekonomi	0.780	0.380
Biodiversitet	-0.057	0.221
Mark/vatten	0.085	0.199
Energi/klimat	0.382	0.540



Figur 40. Konflikter för skördade stubbar (total relativ massa). Modellens beslut är skörd, medan värdet för kriterium biodiversitet, mark och vatten, eller energi och klimat innebär att stubben bör lämnas kvar.



Figur 41. Konflikter för oskördade stubbar (total relativ massa). Modellens beslut är att lämna kvar stubben i beståndet, medan kriterium ekonomi vill skörda stubben.

3.5 Beslutsstödsmodellens resultat över beståndet

Simuleringar av skördebeslut med hjälp av beslutsstödsmodellen resulterar i områden över beståndet där alla stubbar lämnas oskördade. figur 42 visar kostnaden för att skörda stubbarna uppdelat i oskördade respektive skördade stubbar. Man kan se områden helt utan skördade stubbar i figur 42:A1. Samma områden ses även i figur 42:A0 med så hög skördekostnad att stubbskörd aldrig skulle komma i fråga för kriterium Ekonomi. Det ekonomiska lämplighetsvärdet (enligt kriterium Ekonomi) är här väldigt nära 0. Visserligen är det så att en andel av de oskördade stubbarna även ligger utspridda över beståndet (se figur 42:A0), men man hittar inga enstaka skördade stubbar i områdena med oskördade stubbar

över huvud taget (se figur 42:A1). I figur 42:A0 med oskördade stubbar kan man se att kostnaden till största delen är över 90 SEK/MWh. Det omvända kan ses för skördade stubbar i figur 42:A1, där kostnaden alltid är under 90 SEK/MWh. Kostnaden 90 SEK/MWh motsvarar priset för stubbe vid bilväg (i grundscenariet). Det sammanvägda lämplighetsvärdet kan göra att en stubbe lämnas kvar oskördad trots att kostnaden för skörd understiger 90 SEK/MWh, men även om alla andra kriterier ger ett högt lämplighetsvärde för stubbskörd är det alltid kriterium Ekonomi som i slutänden avgör om en stubbe kommer i fråga för skörd.

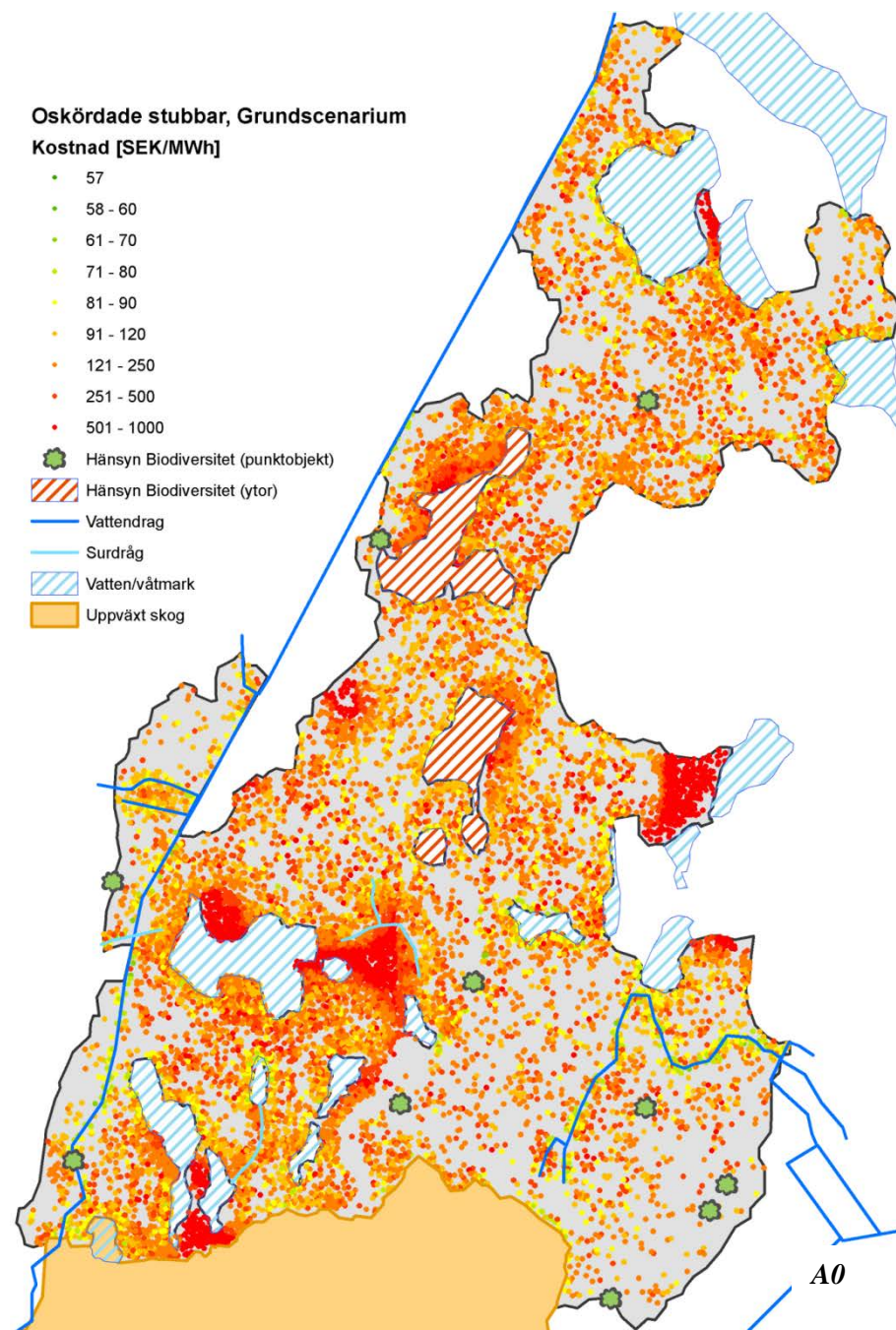
Skördekostnaden beror av tidsåtgången för stubblyftning med stubbskördare och skotning av skördade stubbar till avlägg, t_L och t_H i ekvation 26. Variationerna i tidsåtgång över beståndet för stubblyftning t_L beror av stubbens storlek (diameter) och för skotning t_H av transportsträckan till avlägg och del lokala uttaget, dvs. mängden skördad stubbmassa mätt i m^3 /ha. Vid grundscenariets brytgräns för lönsamhet (dvs. kostnaden 90 SEK/MWh) är tidsåtgången för skörd totalt ca 5.8 minuter/MWh, i medeltal 2.0 minuter/MWh för stubblyftning och 3.8 minuter/MWh för skotning.

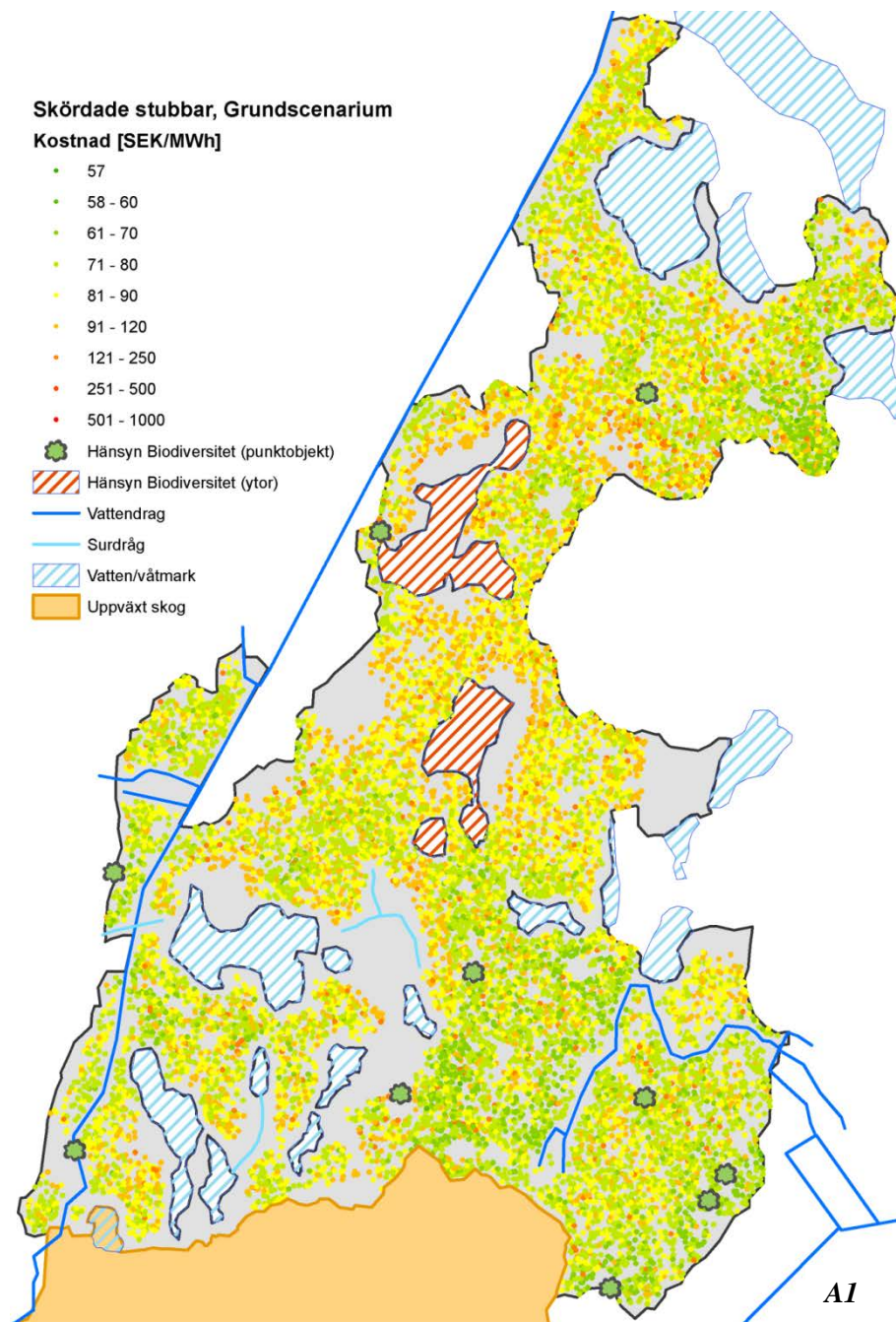
Tidsåtgången för stubblyftning kan ses i figur 43. Oskördade stubbar i figur 43:A0 har generellt högre tidsåtgång för stubblyftning än skördade stubbar i figur 43:A1. Om man jämför tidsåtgången för stubblyftning för oskördade stubbar i figur 43:A0 med stubbdiameterfördelning i figur 45 ses ett samband mellan större stubbdiameter och lägre tidsåtgång.

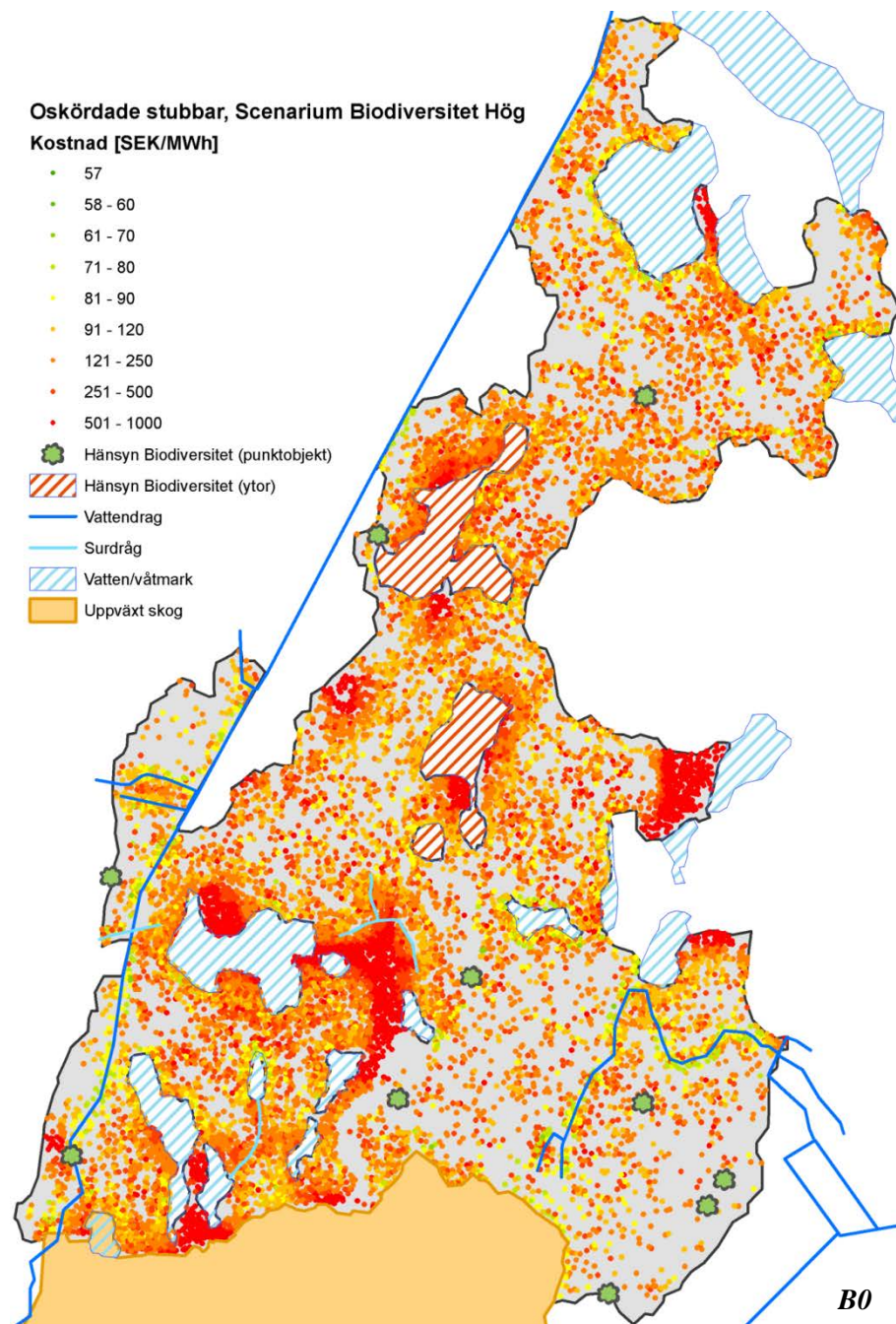
Tidsåtgången för skotning av oskördade och skördade stubbar för grundscenariot visas i figur 44:A0 och A1. Här kan man se ett tydligt samband mellan områden utan skördade stubbar (figur 44:A1) och väldigt höga värden för tidsåtgång för skotning i figur 44:A0. Dessa områden med hög tidsåtgång i figur 44:A0 visar inget beroende av transportsträckan. Däremot ses samma möster för lågt uttag i figur 46:A. Områdena med lågt uttag sammanfaller med motsvarande områden med hög tidsåtgång för skotning i figur 44:A0 och områden där stubbar lämnas oskördade (figur 44:A1).

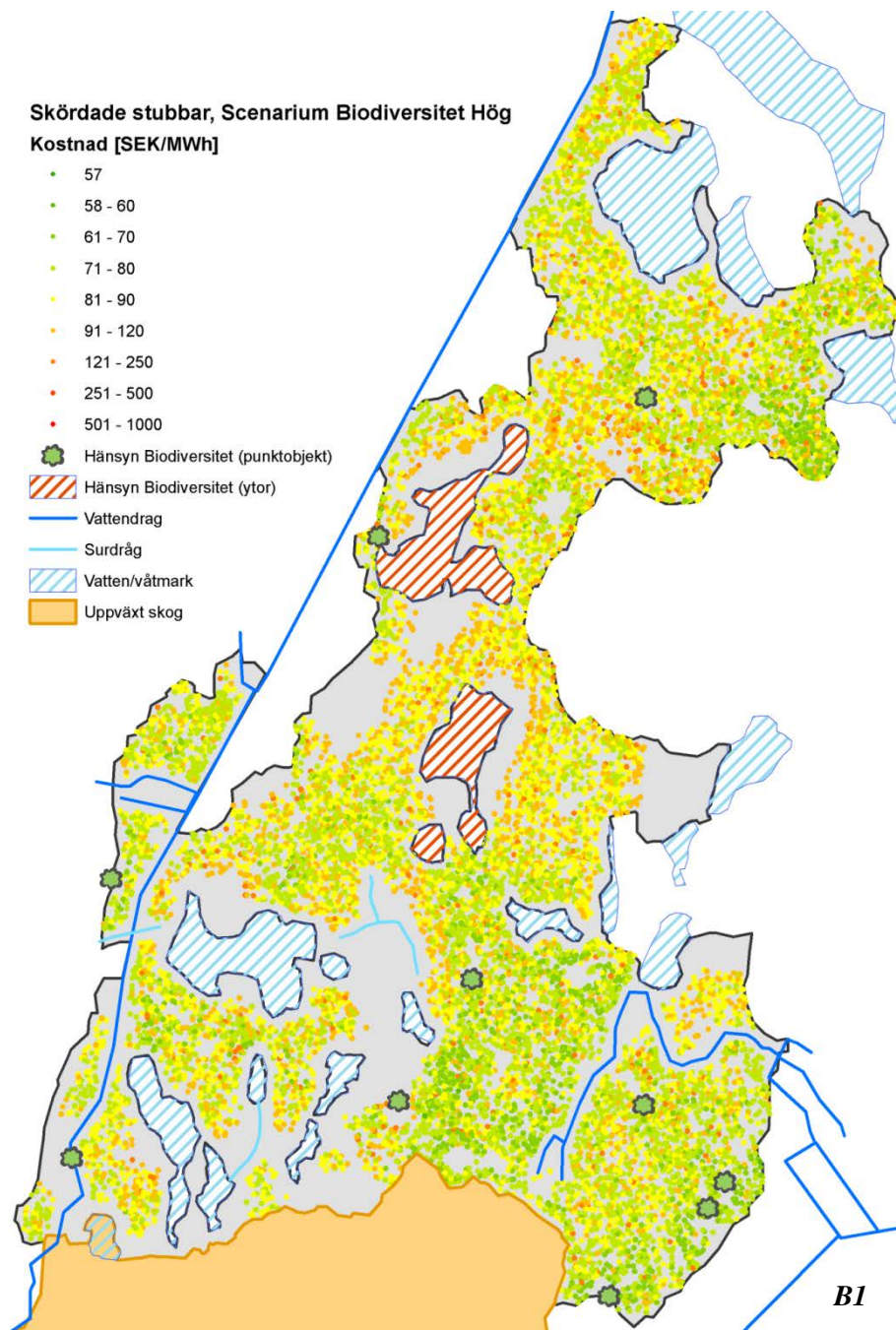
Beslutet, skördekostnaden och uttaget kan även ses för andra scenarior än grundscenariot. I figur 42:B0, B1 och i figur 46:B visas skördekostnaden och uttaget för scenario med hög värdering i biodiversitetskriterium. Motsvarande figurer för hög värdering i kriterium Mark och vatten visas i underfigurerna C. Högt värdering i båda kriterierna presenteras i respektive underfigur D. Förhöjd värdering i kriterium Mark och vatten (underfigurer C) påverkar skördebeslutet i större omfattning är förhöjd värdering i kriterium Biodiversitet. Sammantaget resulterar beslutsstödsmodellen i stubbskörd inom begränsade områden, och lämnar övriga områden oskördade. I de områden där stubbar skördas lämnas en viss andel stubbar oskördade.

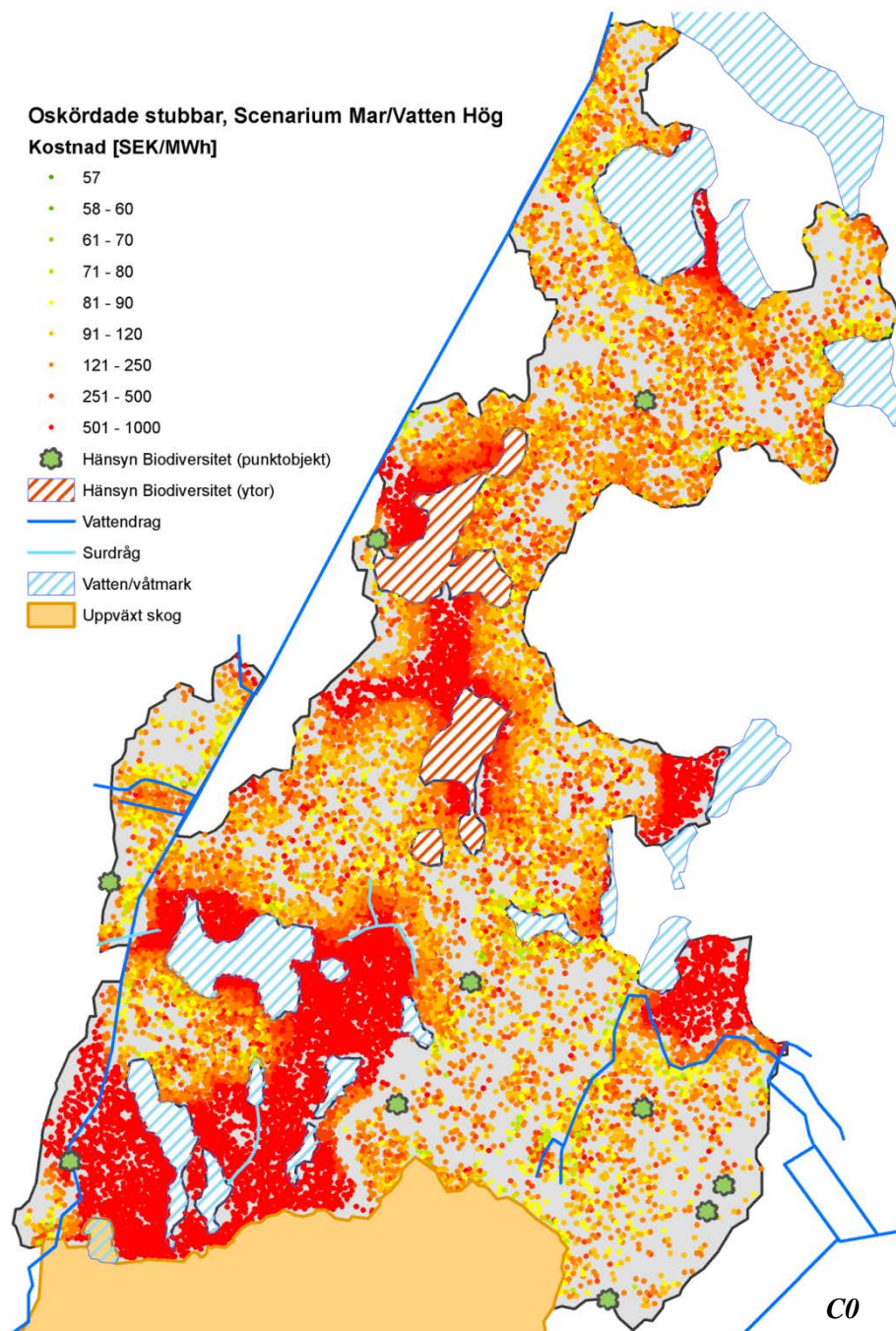
Växthusgasemissioner enligt kriterium Energi och klimat visas i figur 47. I figur 47:I presenteras emissioner som är ett resultat av förändrad mängd kol i mark pga. att stubben skördas. Markemissionerna är beroende av stubbens storlek och ett samband kan ses om man jämför med stubbdiameter över beståndet i figur 45. I växthusgasemissionerna ingår även emissioner pga användning av fossil primärenergi (diesel) vid skörd. Emissionerna från primärenergianvändning visas i figur 47:II. Emissionerna följer samma mönster som skördekostnaden som kan ses i figur 42:A0 och A1. Dieselanvändning inducerar både skördekostnad och växthusgasemissioner. Summa växthusgasemissioner visas i figur 47:III.

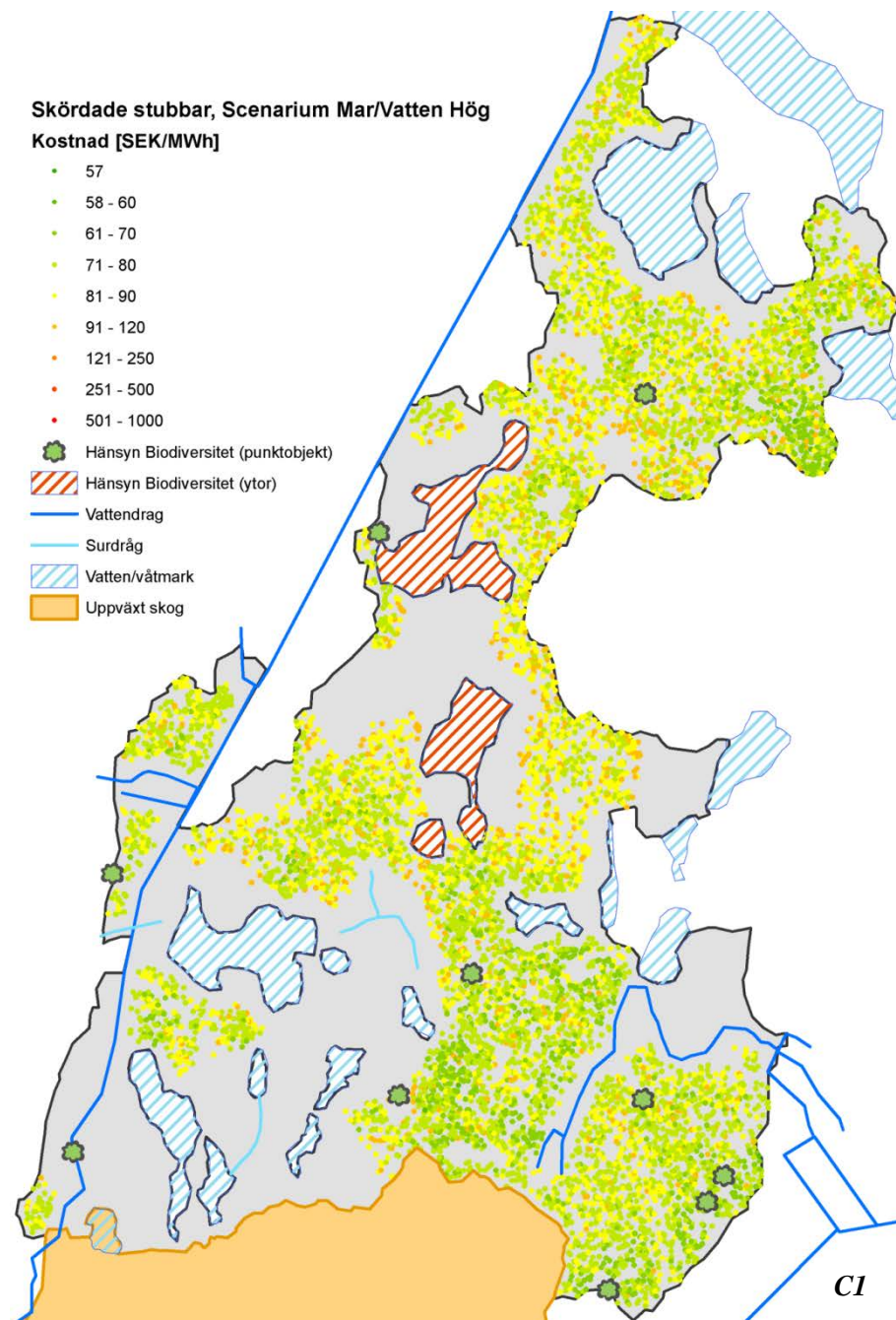


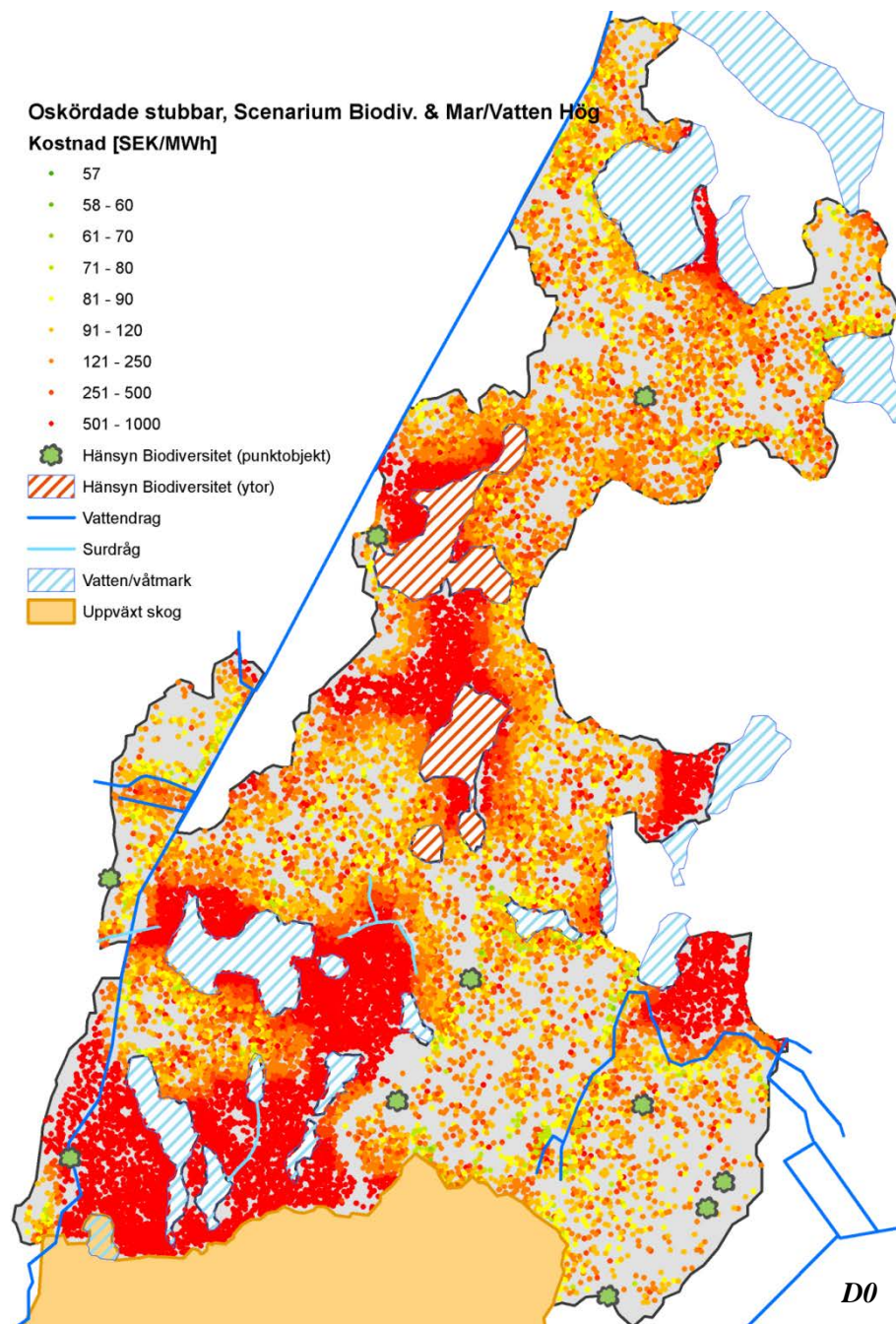


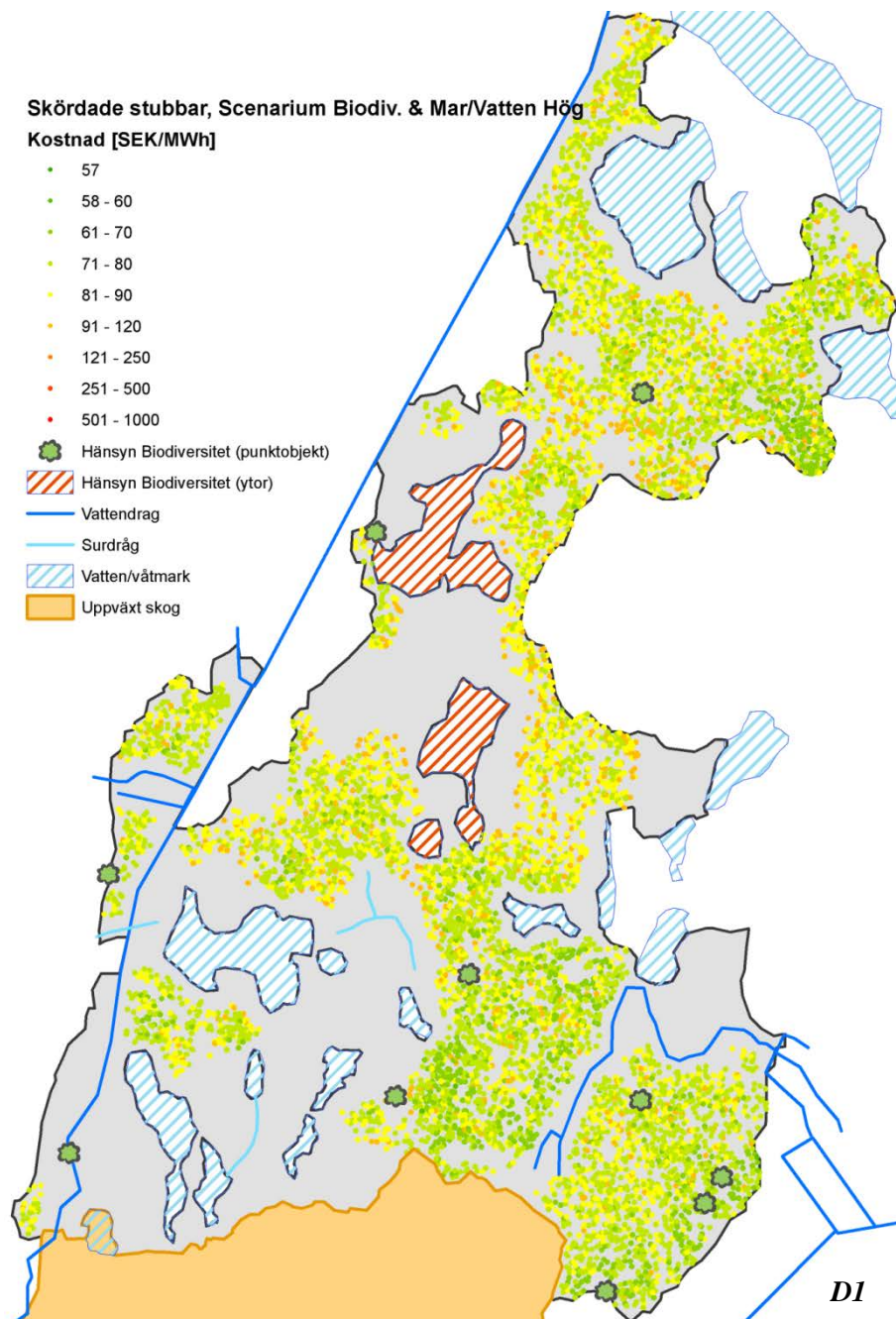




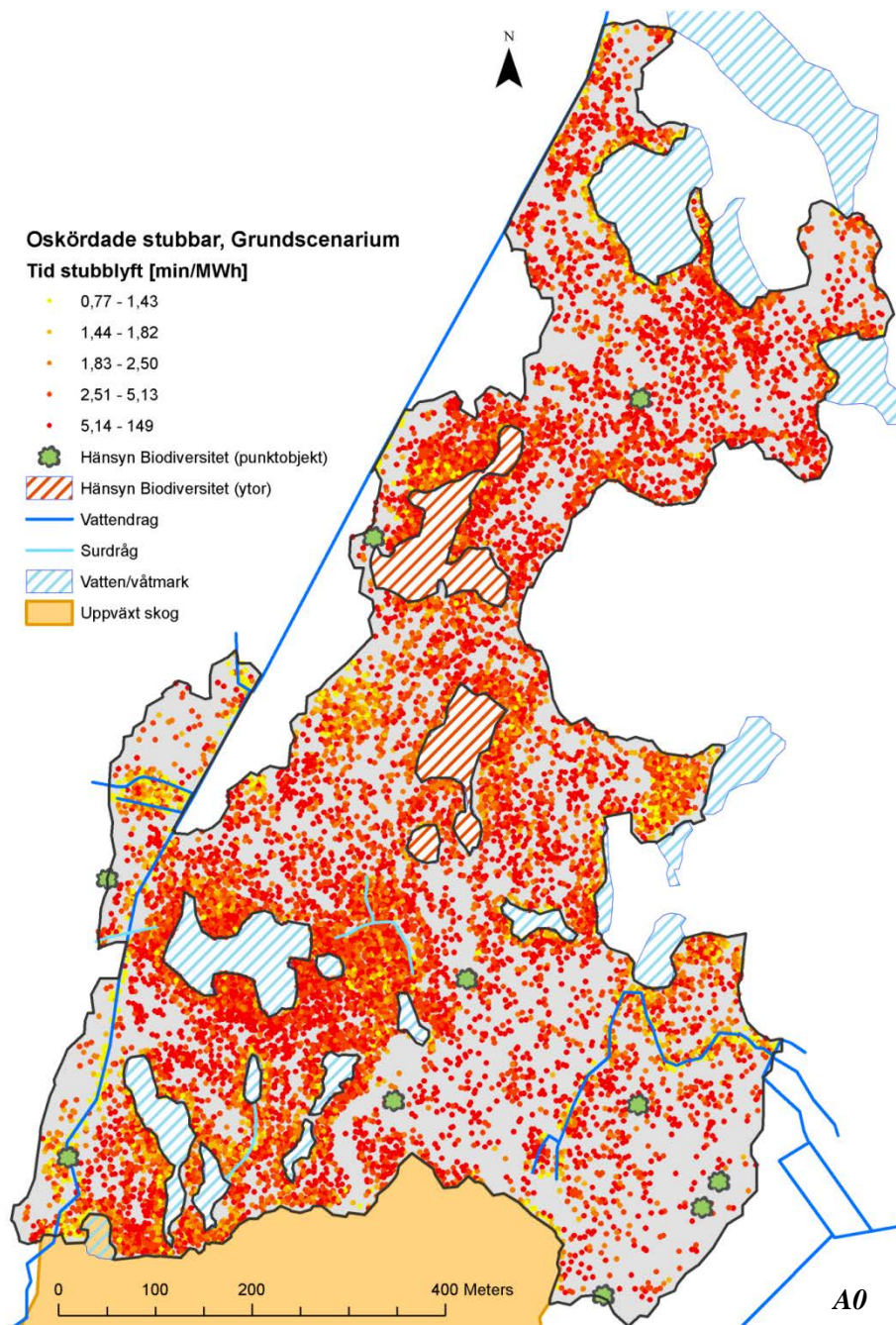


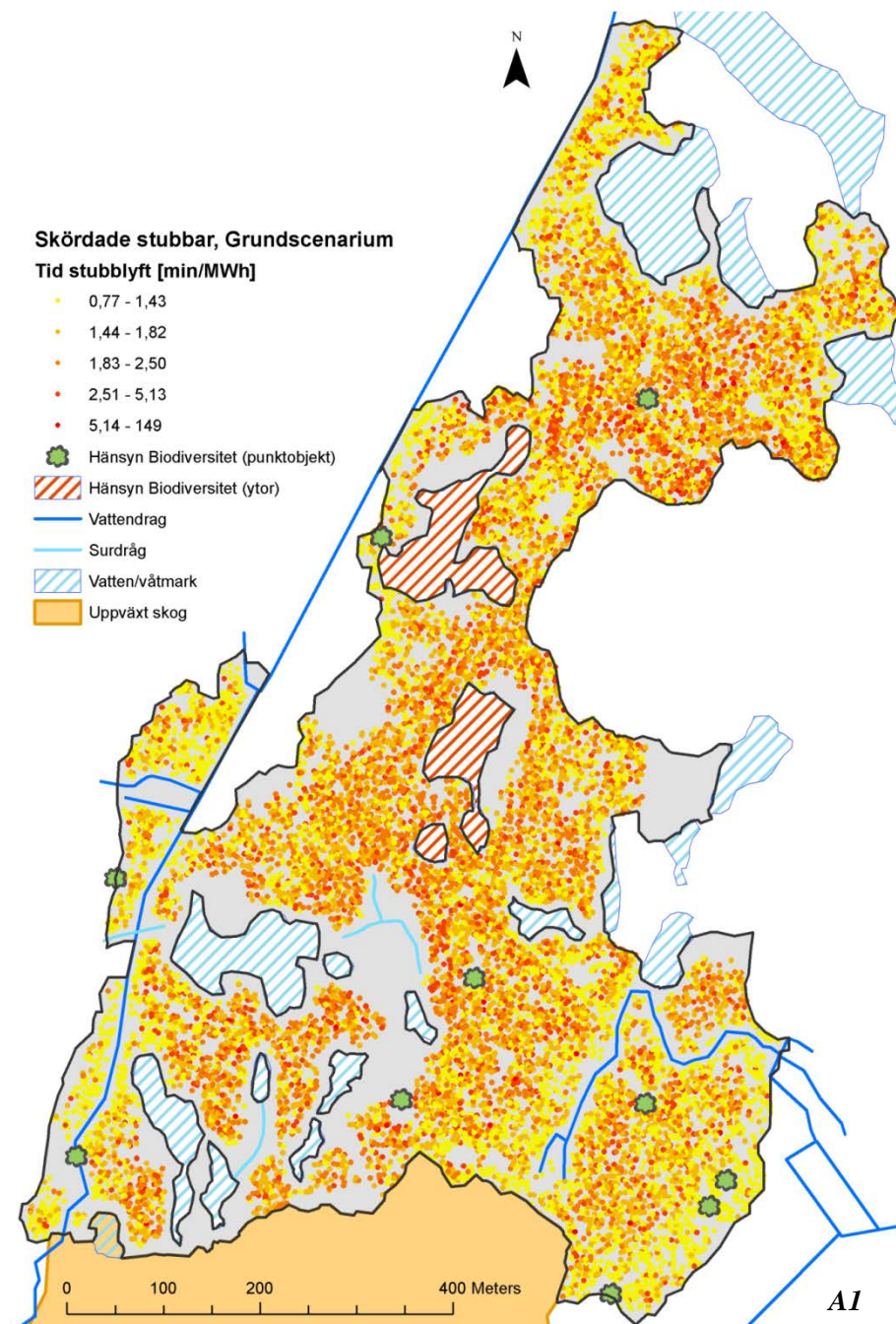




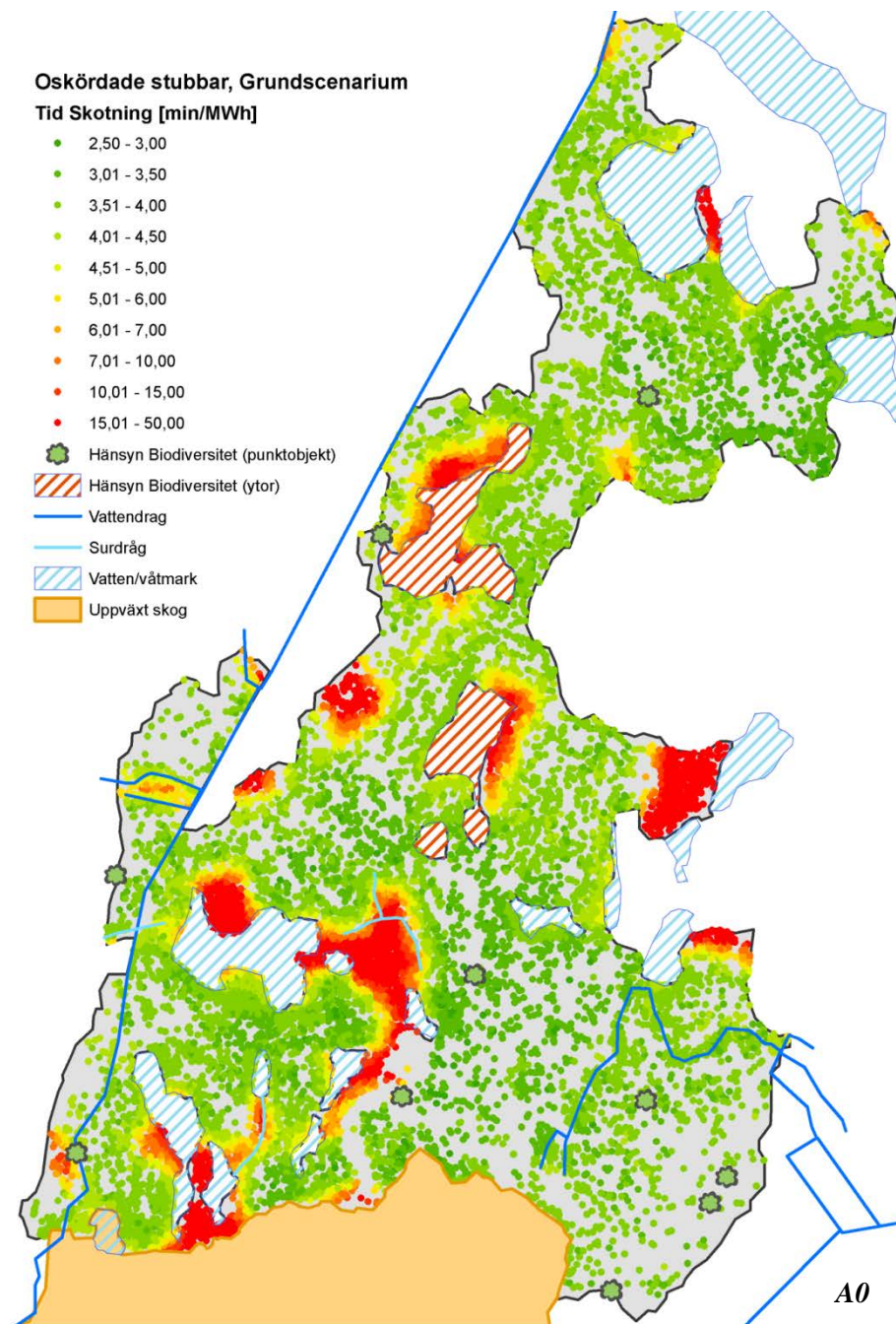


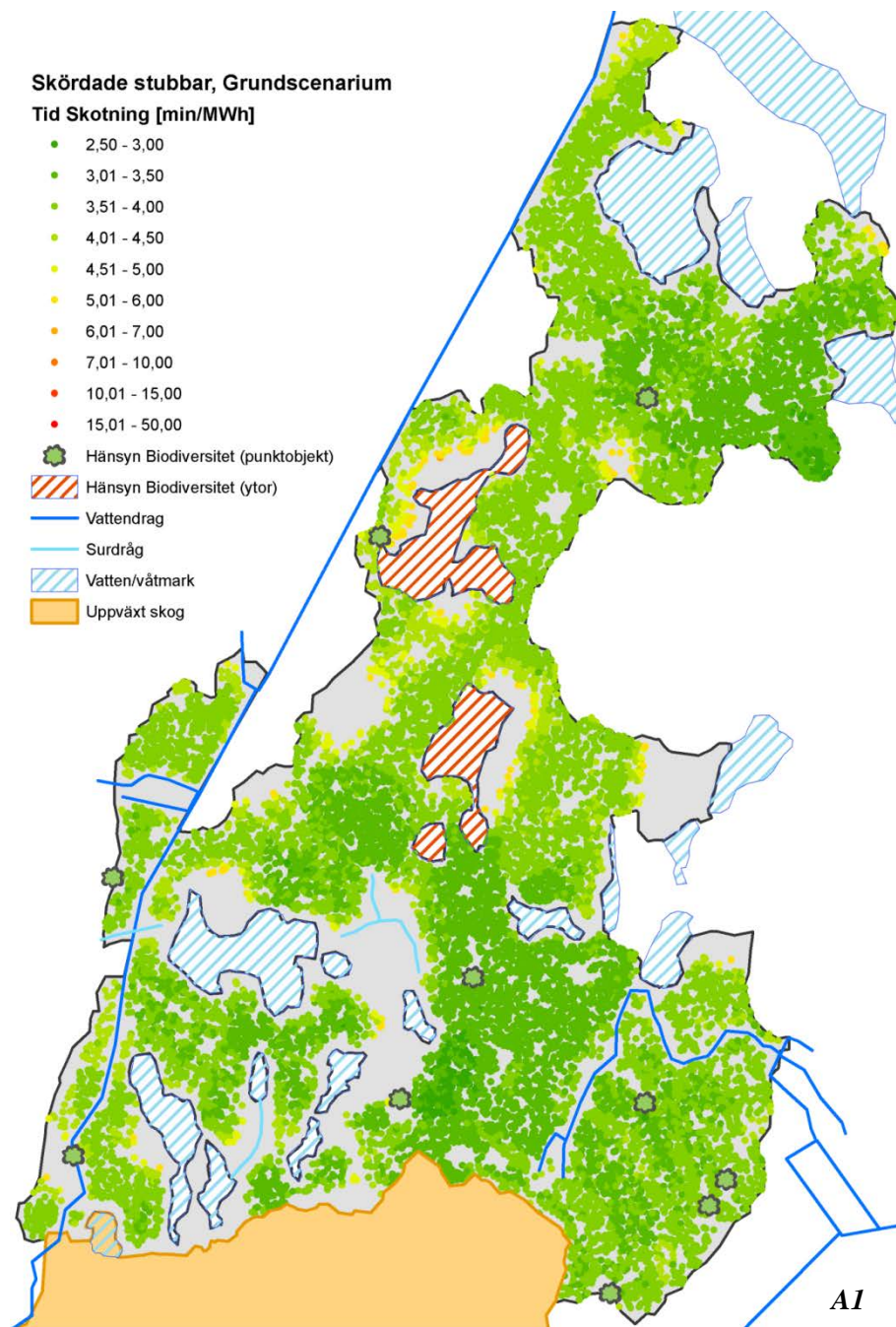
Figur 42. Kostnaden för skörd (SEK/MWh) för all oskördade stubbar enligt beslutstödsmodellen över beståndet för olika Scenarier. A0, A1: Grundscenarium (0: oskördade/ 1: skördade stubbar); B0, B1: Hög värdering av kriterium Biodiversitet; C0, C1: Hög värdering av kriterium Mark/Vatten; D0, D1: Hög värdering av både kriterium Biodiversitet och Mark/Vatten.



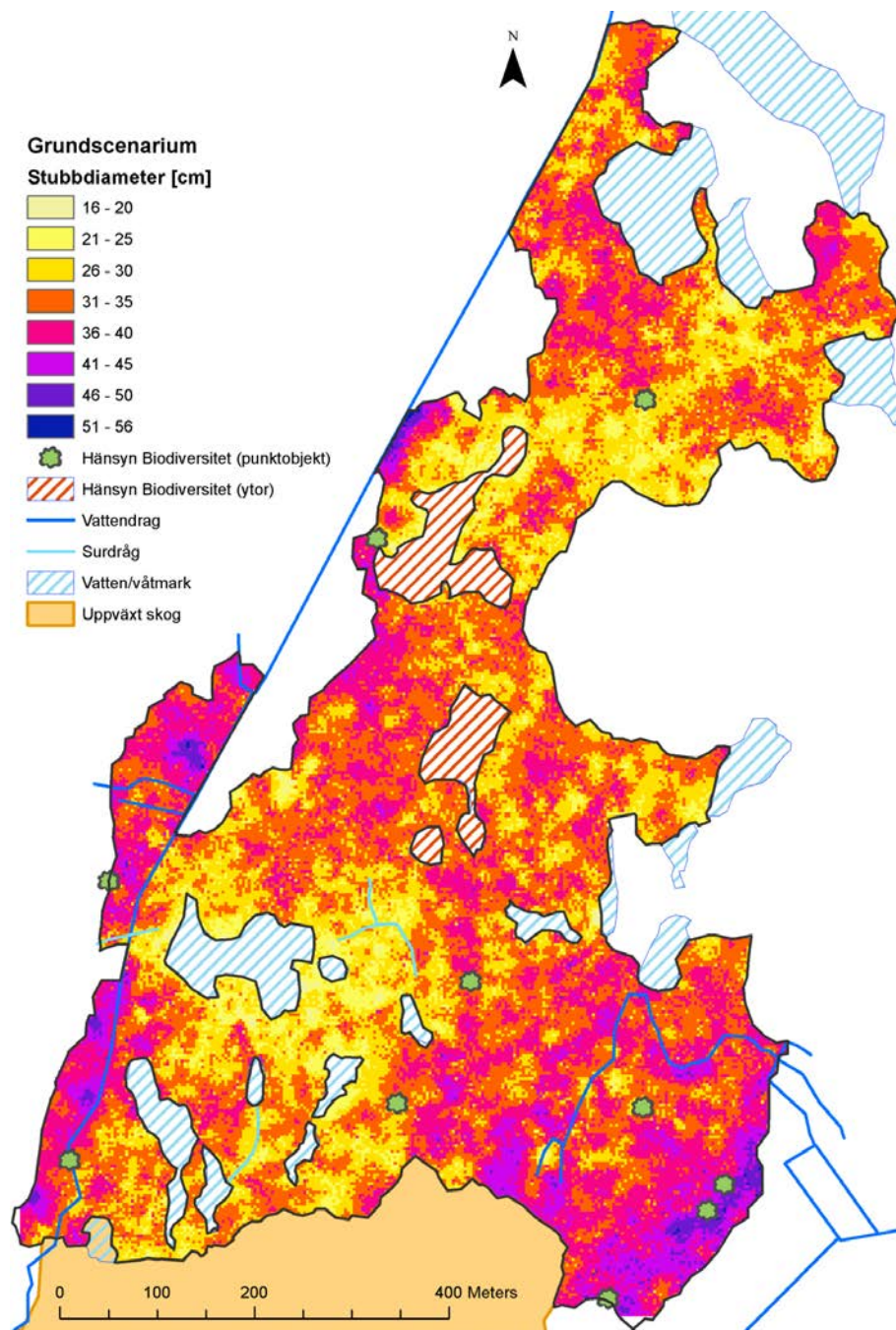


Figur 43. Tiden för stubblyftning i minuter/MWh (A1) respektive oskördade stubbar (A0) enligt grundscenarium

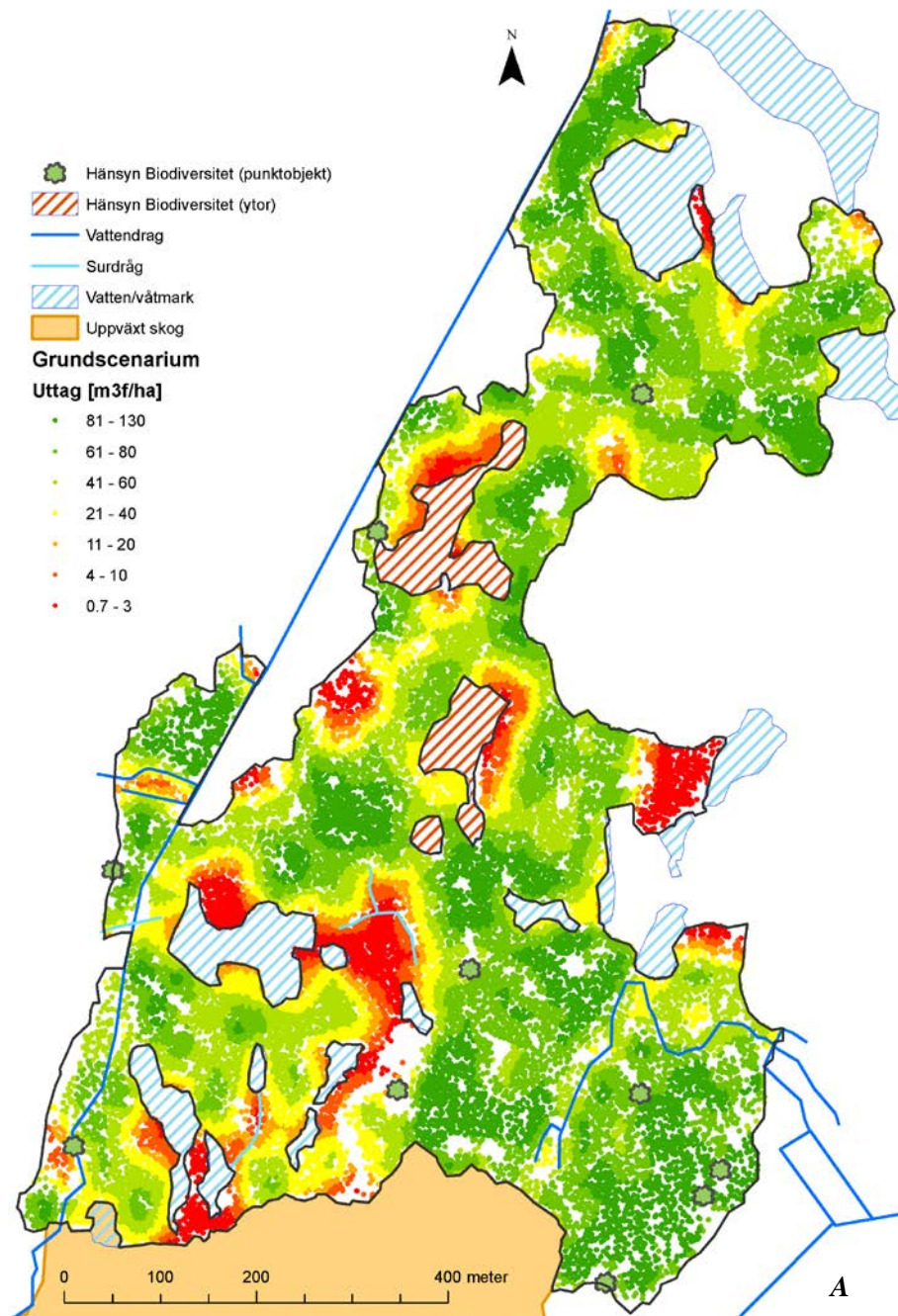


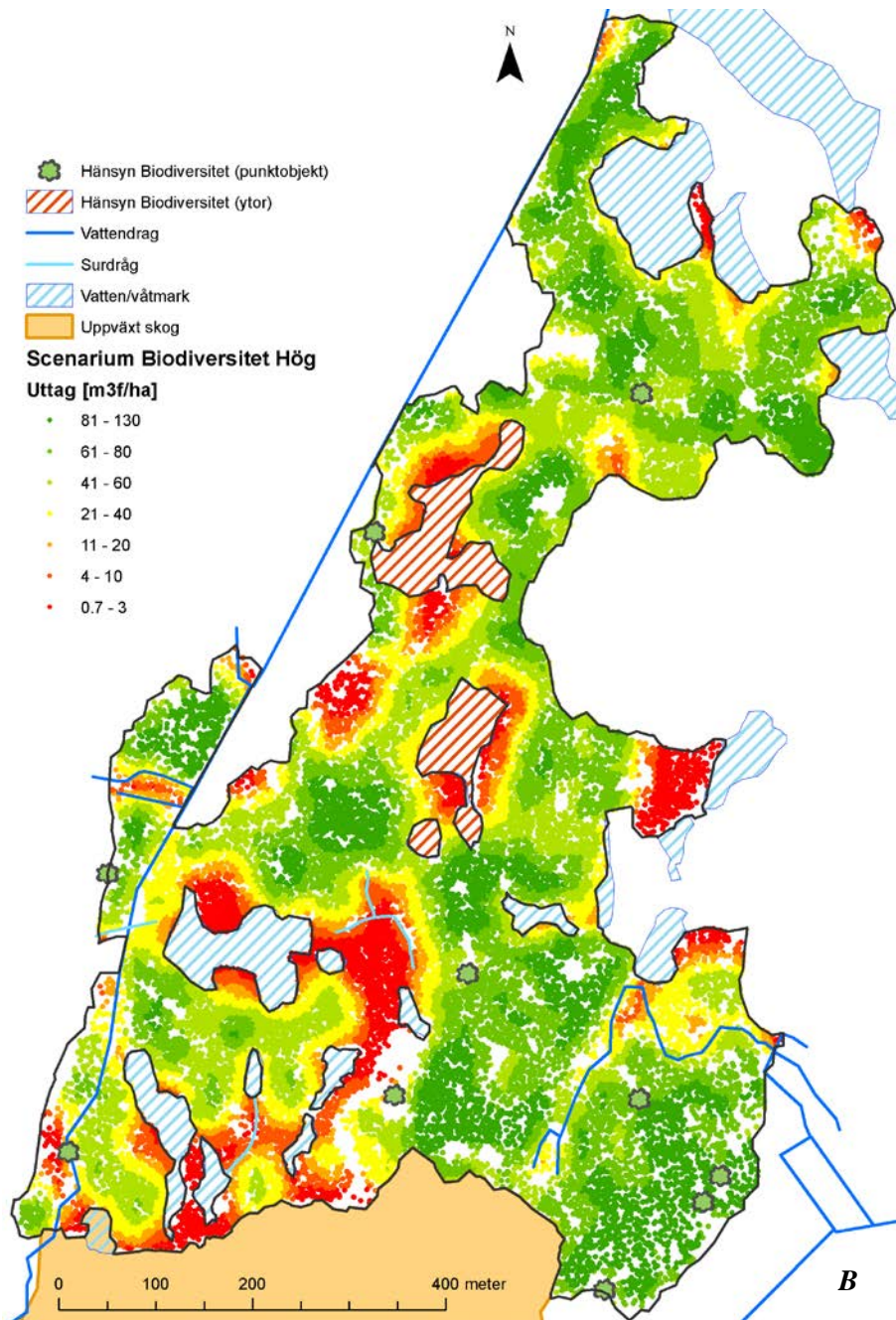


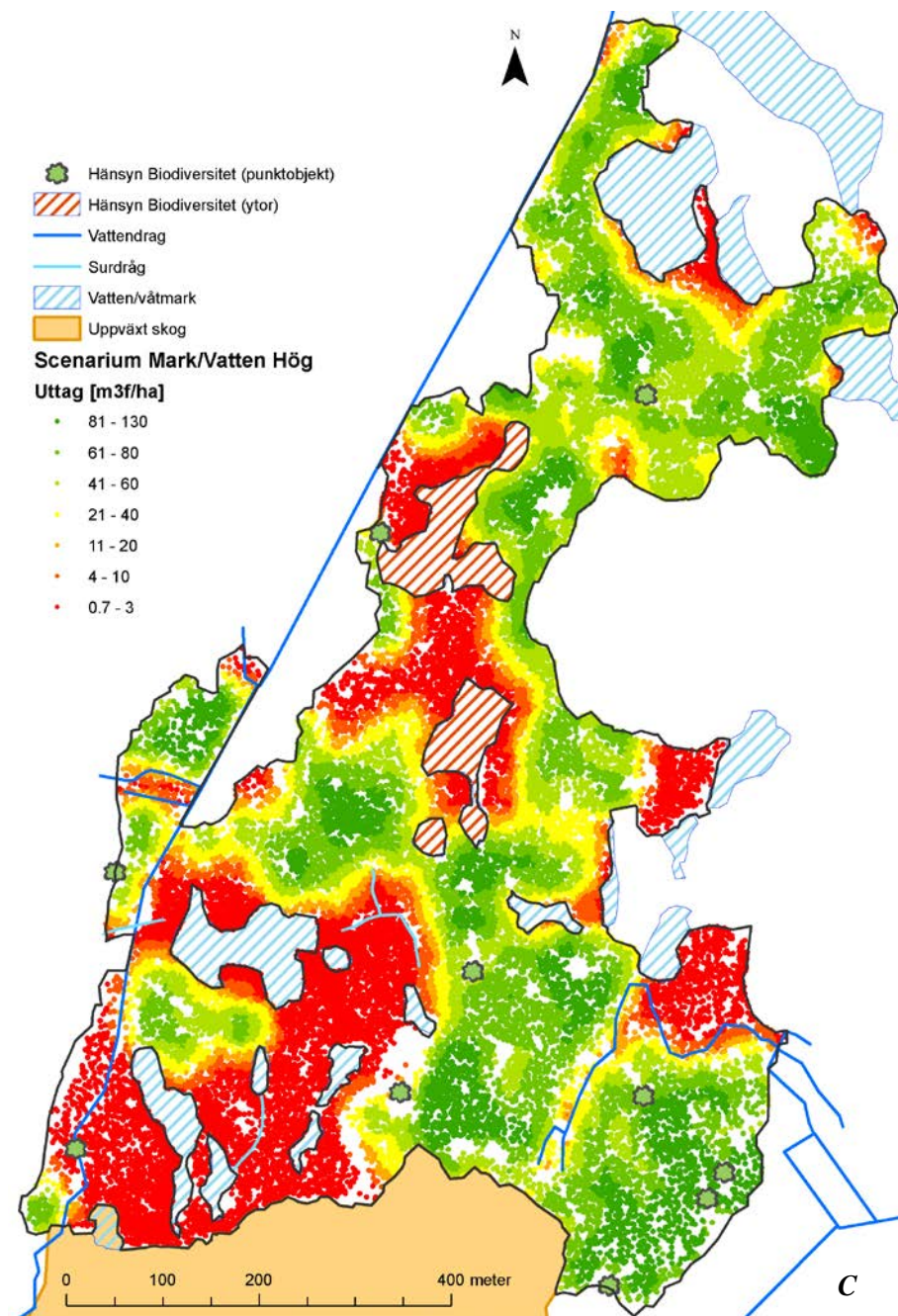
Figur 44. Tiden för att skota skördad stubbe till (närmaste)avlägg (minuter/MWh) för skördade (A1) respektive oskördade stubbar (A0) enligt grundscenarium

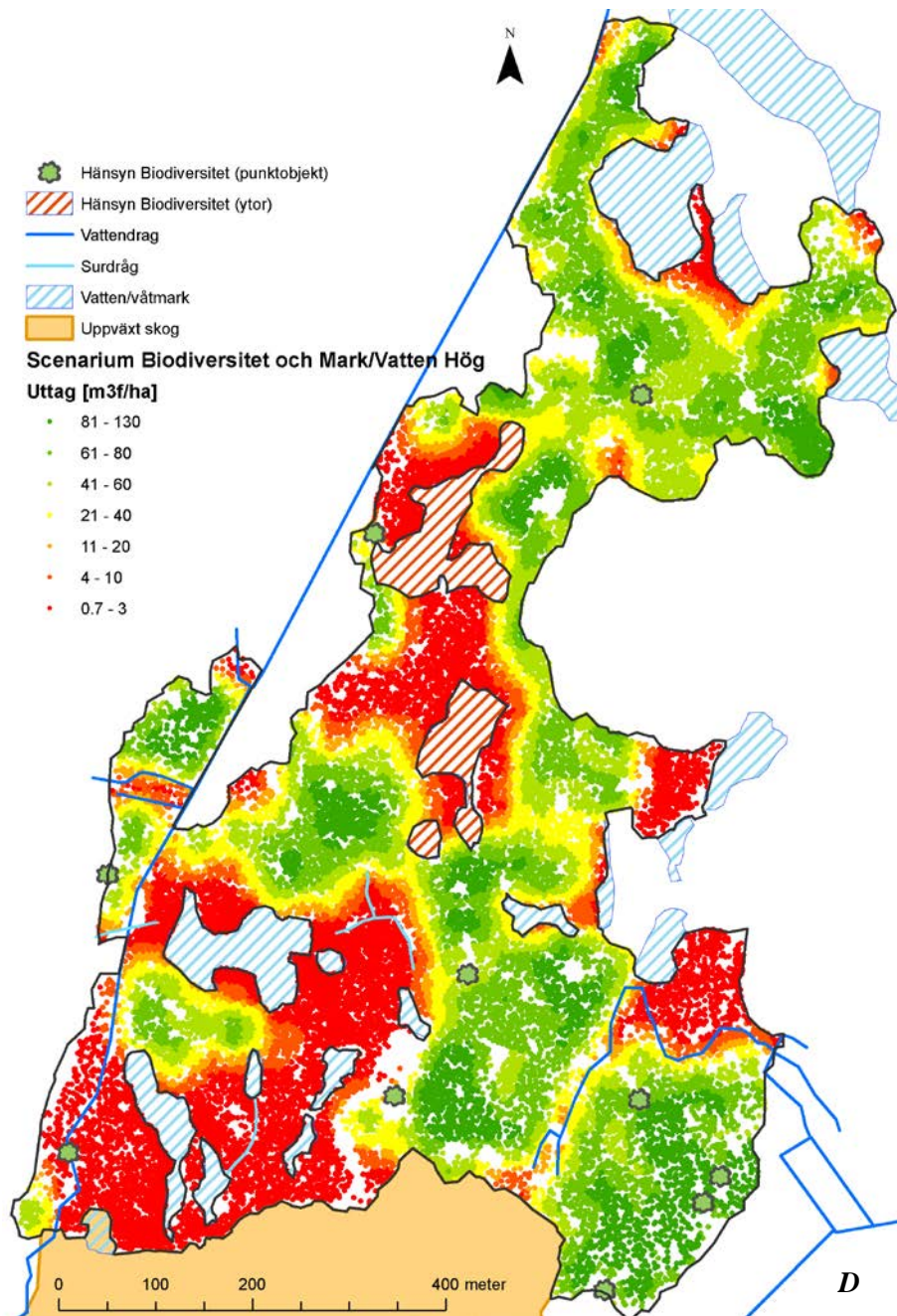


Figur 45. Fördelningen av stubbdiameter över beståndet (cm)

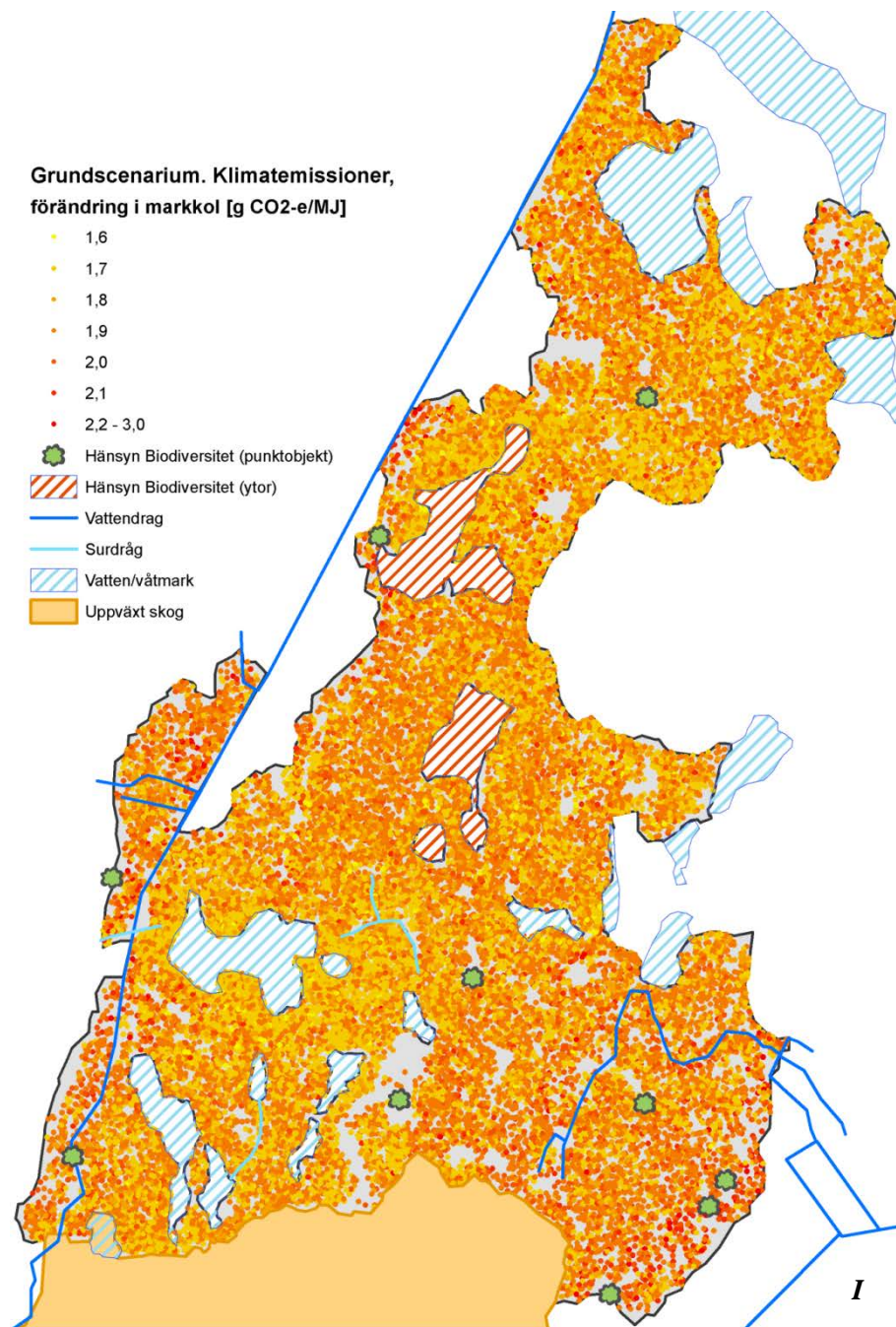


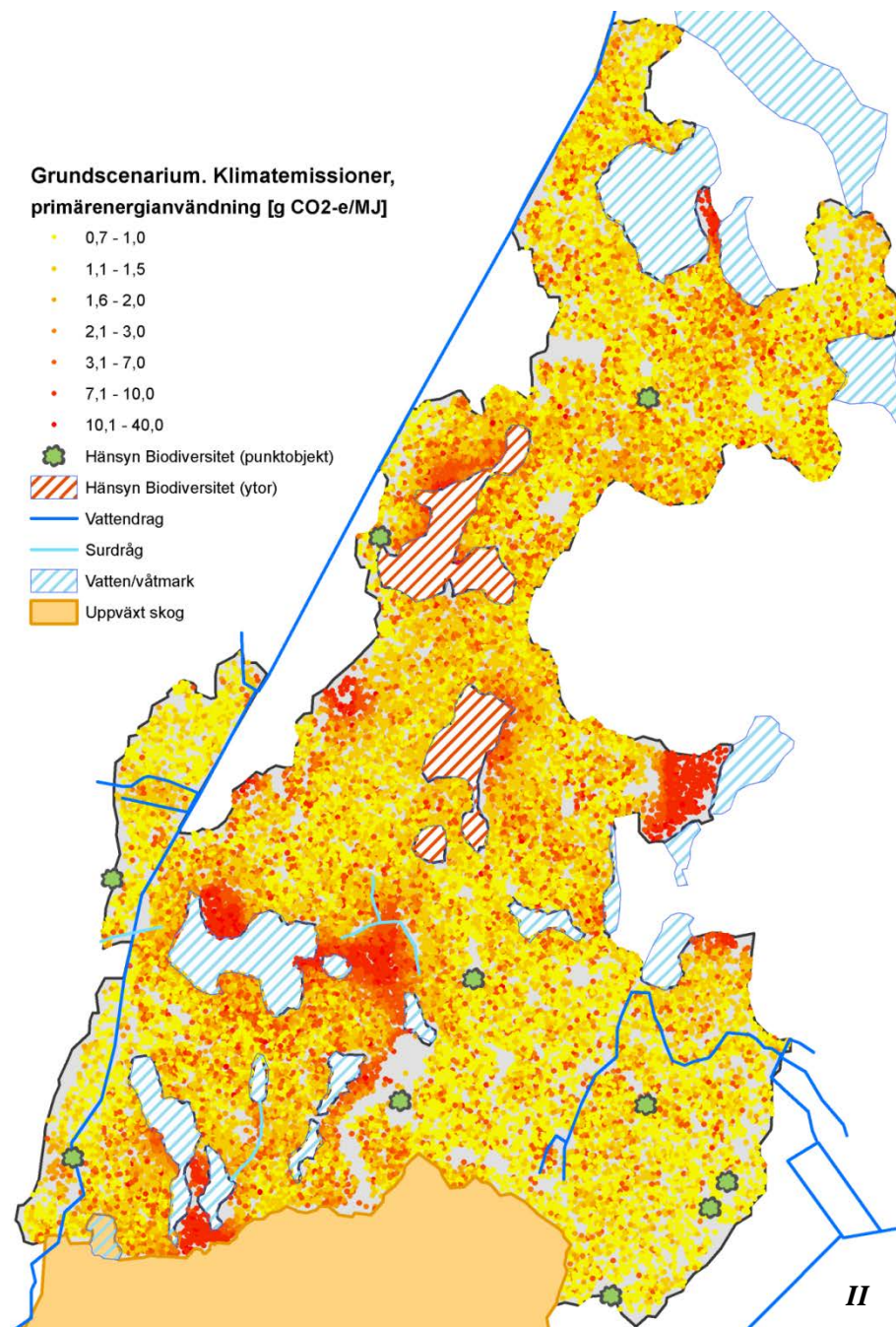


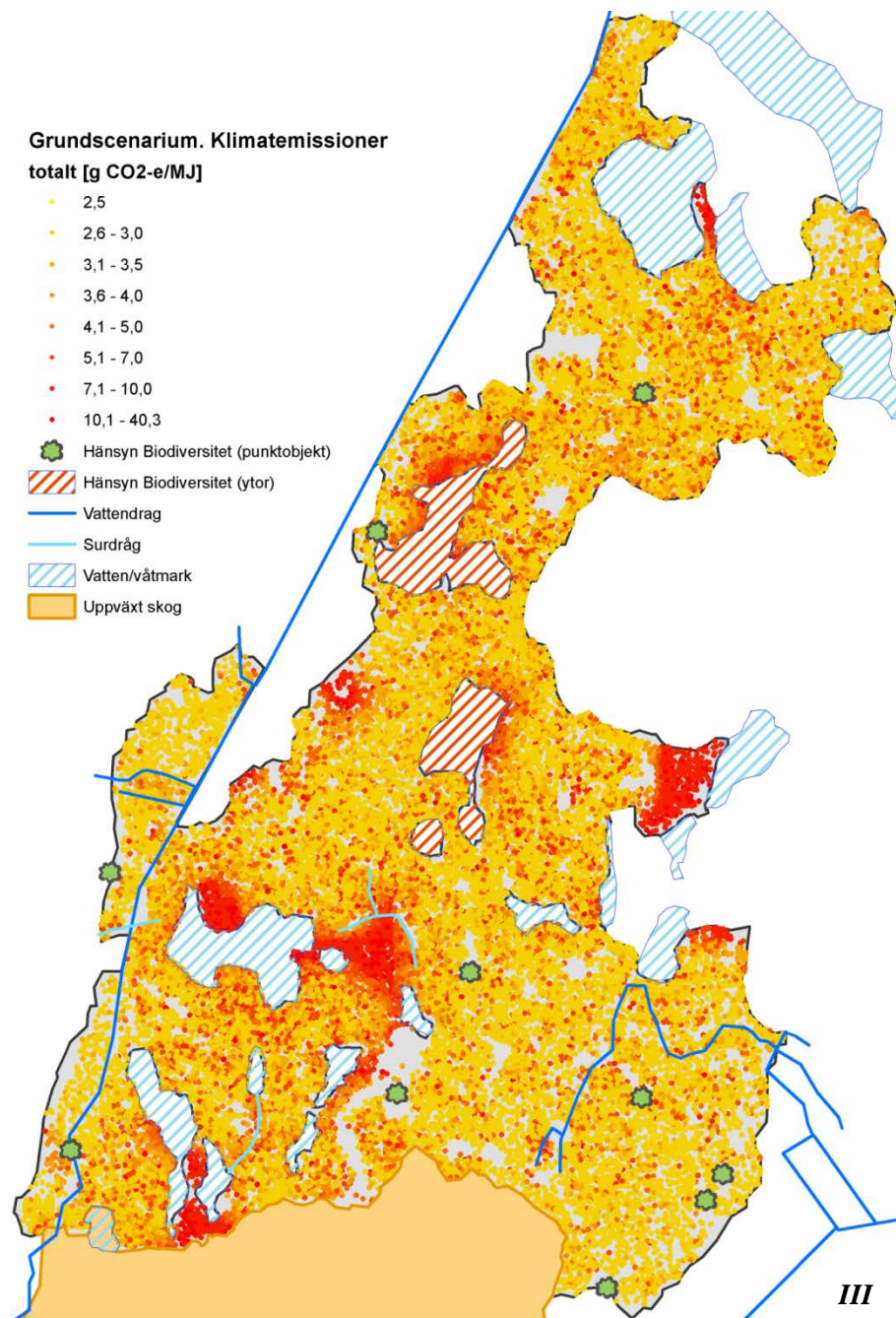




Figur 46. Uttaget av skördade stubbar över beståndet för olika scenarier. **A:** Grundscenarium; **B:** Hög värdering av kriterium Biodiversitet; **C:** Hög värdering av kriterium Mark/Vatten; **D:** Hög värdering av både kriterium Biodiversitet och Mark/Vatten.







Figur 47. Klimatmissioner enligt kriterium Energi och klimat (g CO₂-e/MWh) enligt grundscenarium. **I:** Klimatmissioner pga förändrad mängd markkol; **II:** Klimatmissioner pga användning av primärenergi (diesel); **III:** summa klimatmissioner

4 Diskussion

Kriterium Ekonomi har generellt störst inverkan på resultatet av beslutsstödsmodellen. Scenarioanalysen visar att ekonomisk scenarionivå påverkar det totala resultatet (figur 34 - 39). Även känslighetsanalysen visar att beslutsstödsmodellen har hög känslighet mot pris för skördade stubbar och timkostnad för skotare och stubblyftare (se figur 29 till 39). Prisnivån 90 [SEK/MWh] som användes i grundscenariot ligger nära "break even" (se figur 33). Vid nivåer nära "break even" blir naturligtvis känsligheten för avräkningspriset som högst, men detta speglar en realistisk situation. Det är också så att det ekonomiska kriteriet är det enda kriterium som kan göra att beslutsstödsmodellen skördar en stubbe. 20 % lägre avräkningspris (72 [SEK/MWh]) leder till att beslutsstödsmodellen i princip inte skördar några stubbar över huvud taget (se figur 33, 34 och 35).

Om man tittar på scenarioanalysens resultat sorterat efter värdet kvar i beståndet för kriterium Biodiversitet och Mark och vatten i figur 37 och 38 är inte scenarionivån för respektive kriterium scenarievärdet lika distinkt som scenarionivån i kriterium Ekonomi för antal stubbar, stubbmassa och vinst i figur 34, 35 och 36. Den främsta orsakan till det svagare sambandet mellan scenarionivån för kriterium Biodiversitet och Mark och vatten är det faktum att prisnivån är den faktor som påverkar beslutsstödsmodellen mest (se föregående stycke). Men det är även så att Biodiversitet och Mark och vatten är i sammahanget mer komplexa värderingar som består av flera olika parametrar. För dessa kriterier finns inget självskrivet värde som i vinst i [SEK] i kriterium Ekonomi eller växthusgasemissioner i [g CO₂-ekvivalenter] i kriterium Energi och klimat. Istället görs en enhetlig värdering för dessa kriterier genom att beräkna total massa för alla stubbar där kriterievärdet överstiger 0.5, dvs. de stubbar som har ett så pass högt värde att de bör lämnas kvar i beståndet. Även om kvarvarande stubbmassa används för att värdera dessa kriterier, finns det inte ett lika tydligt samband med stubbmassa som i kriterium Ekonomi.

Beslutsmodellens resulterande värden som presenteras i figur 34, 35, 36, 37, 38 och 39 är beroende både av skördebeslutet och scenarionivån. Som exempel kan man se att de lägsta värdena för kriterium Biodiversitet i figur 37 är i princip noll. Man kan i samma figur se att orsaken till de extremt låga värdena är att scenarionivån för kriterium Biodiversitet är 1. I detta scenarium är biodiversitetsvärdena för stubbar i beståndet helt borta, dvs. inget skydd för biodiversitetsvärden alls. Man kan se samma tendens för värdet i kriterium Mark och vatten i figur 38. Eftersom scenario 1 (låg) för kriterium Mark och vatten fortfarande ger stubbar ett kriterievärde (till skillnad från kriterium Biodiversitet) är resultatet för låga mark och vatten värden mer nyanserat. Men man kan se att de lägsta mark och vattenvärdena i huvudsak motsvarar scenario 1 för kriterium Mark och vatten.

Att mängden konflikter, dvs stubbar som kriterium Ekonomi vill skörda men någon av de övriga kriterierna vill ha kvar i beståndet, har starkast korrelation med scenarionivå för kriterium Ekonomi kan även här förklaras med att avräkningspriset är den parameter som påverkar modellresultatet mest. Men en logisk hypotes vore även att man skulle förvänta sig att mängden konflikter ökar med scenarionivå för kriterium Biodiversitet eller Mark och vatten. När scenarionivån för biodiversitet och mark och vatten ökar lämnas allt större områden helt oskördade över beståndet (se figur 42). Anledning är att kostnaden för att skörda stubbarna ökar med minskat uttag (se figur 46). I och med att kostnaden för att skörda stubbarna blir extremt hög i dessa områden med lågt uttag, blir lämplighetsvärdet för att skörda stubbarna för kriterium Ekonomi långt under 0.5. I och med detta är dessa stubbar inga "konfliktstubbar". Konfliktstubbar, såsom de definieras här kan endast finnas i områden där det faktiskt skördas stubbar.

Det faktum att beslutsstödsmodellen verkar lämna större områden helt oskördade gör att resultatet från beslutsmodellen kan tillämpas genom att lämna zoner inom beståndet vid stubbskörd. Stubbar som ska lämnas oskördade i områden där stubbskörd kräver dels en noggrann positionering och dels en databas med information om varje individuell stubbe i beståndet.

För kriterium energi och klimat i beslutsmodellen används endast emissionerna som uppkommer av direkt förbränning av diesel vid stubbskörd och de indirekta emissionerna som följd av minskad kolinlagring i mark. Som nämns i denna rapport bör man även ta med minskad användning av alternativa (fossila) energiråvaror när man skördar stubbar och använder dem för att producera energi (förbränning i värmeverk/värmekraftverk). I detta fall stenkol och naturgas. Gör man det kommer de minskade emissionerna av växthusgaser motivera skörd av i princip alla stubbar. Syftet med kriteriet för energi och klimat i beslutsstödsmodellen var att kriteriet skulle påverka skördebeslutet efter

variationerna i klimatmissioner över beståndet. Därför användes m_{GHG} (ekvation 13) istället för $m_{GHG\ tot}$ (ekvation 14). I modellens summerade växthusgasemissioner användes däremot de totala växthusgasemissionerna ($m_{GHG\ tot}$). Resultatet skulle annars inte bli jämförbart med andra studier.

5 Slutsatser

Beslutsstödsmodellen kunde ta fram ett beslutsstödsunderlag om skörd av varje enskild stubbe i ett bestånd med utgångspunkt från de fyra kriterierna ekonomi, biodiversitet, mark och vatten samt energi och klimat.

Känslighetsanalys och scenarioanalys visar att marknad vad gäller priser och kostnader för stubbskörd har stor betydelse för om enskilda stubbar skördas eller lämnas kvar i beståndet.

Beslutsstödsmodellens resultat över beståndet visar att sammanhängande områden lämnas hels oskördade. Anledningen till detta är att lågt uttag är starkt kopplat till höga skördekostnader i kriterium Ekonomi.

Det finns potential att utveckla detta beslutsstöd vidare genom att bygga på med uppdaterad kunskap och undersöka varierande viktning av ingående kriterier. Beslutsstödsmodellen har på detta sätt goda möjligheter att fungera som ett allsidigt underlag för beslut som fattas vid detaljerad planering av stubbskörd inom ett bestånd, där man väger ihop alla relevanta hållbarhetsaspekter för att få bästa förutsättningar för en hållbar stubbskörd.

6 Referenslista

- Abrahamsson, M. (2007). High-stumps and wood living beetles in the Swedish production forest landscape. *Doktorsavhandling*.
- Ananda, J. & Herath, G. (2003a). Incorporating stakeholder values into regional forest planning: a value function approach. *Ecological Economics*, 45, ss. 75-90.
- Ananda, J. & Herath, G. (2003b). The use of analytic hierarchy process to incorporate stakeholder preferences into regional forest planning. *Forest policy and economics*, 5, ss. 13–26.
- Anerud, E. (2012). Stumps as fuel – the influence of handling method on fuel quality. *Doktorsavhandling. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*, 85.
- Anonym (1998). *Energifakta (energy facts). Information från AB Svensk Energiförsörjning*.
- Anonym (2007). *Standford - Standard for forest data and communications*.).
- Anonym (2010). Användarmanual till INGVAR – Datoriserad hjälpmedel vid gallring. *Skogforsk*. Tillgänglig: <http://www.skogforsk.se/sv/Verktyg/INGVAR>.
- Arlinger, J., Möller, J.J. & Sondell, J. (2003). A description of pri-files. Background, structure and examples. *Arbetsrapport Skogforsk*, 559.
- Berg, S. (1982). *Terrängtypschema för skogsarbete*: Forskningsstiftelsen Skogsarbeten.
- Bergholm, J., Olsson, B.A., B, V. & T, P. (2015). Nitrogen fluxes after clear-cutting. Ground vegetation uptake and stump/root immobilisation reduce N leaching after experimental liming, acidification and N fertilization. *Forest Ecology and Management*, 342, ss. 64–75.
- Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sorensen, R., Zetterberg, T. & Åkerblom, S. (2009). Bioaccumulation of Hg in boreal freshwaters – an assessment of contribution by forestry based on available data and current recommendations for good silvicultural practice. *AMBIO*, 38, ss. 373-380.
- Brunberg, T. (2007). Bränsleförbrukning hos skördare och skotare vecka 13 och 39, 2006. *Arbetsrapport*. Uppsala: Skogforsk.
- Brunberg, T. (2014). Skogsbränslets metoder, sortiment och kostnader 2013. *Kunskapsbanken*, Nr 74-2014.
- Brunberg, T. & Eliasson, L. (2013). Underlag för produktionsnorm för grotskotare. *Rapport*, 45-2013.
- Caruso, A., Rudolphi, J. & Rydin, H. (2011). Positive Edge Effects on Forest-Interior Cryptogams in Clear-Cuts. *PLoS ONE*, 6.
- de Jong, J., Akselsson, C., Berglund, H., Egnell, G., Gerhardt, K., Lönnberg, L., Olsson, B. & von Stedingk, H. (2012). Konsekvenser av ett ökat uttag av skogsbränsle. En syntes från Energimyndighetens bränsleprogram 2007-2011, ER 2012:08.
- Direktiv 2009/28/EG (2009). Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/28/EG om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor, april 2009.
- Drott, A. & Stendahl, J. (2016). *Uppföljning av miljöhänsyn vid stubbskörd*. (Rapport, 6-2016). Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Egnell, G. (2009). Skogsbränsle. *Skogsskötselserien*, nr 17.
- Egnell, G. (2017). A review of Nordic trials studying effects of biomass harvest intensity on subsequent forest production. *Forest Ecology and Management*, 383, ss. 27–36.

- Eklöf, K., Kraus, A., Weyhemeyer, G.A., Meili, M. & Bishop, K. (2012). Forestry influence by stump harvest and site preparation on methylmercury, total mercury, and other stream water chemistry parameters across a boreal landscape. *Ecosystems*, 15, ss. 1308–1320.
- Energimyndigheten (2017). *Trädbränsle- och torvpriser*. (Energimyndigheten / Sveriges officiella statistik. Statistiska Meddelanden EN 0307 SM 1204): Energimyndigheten / Sveriges officiella statistik.
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J. & Palm, D. (2011). Miljöfaktaboken 2011 - Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter, A08-833.
- Hellsten, S., Helmisaari, H.-S., Melin, Y., Skovsgaard, J.P., Kaakinen, S., Kukkola, M., Saarsalmi, A., Petersson, H. & Akselsson, C. (2013). Nutrient concentrations in stumps and coarse roots of Norway spruce, Scots pine and silver birch in Sweden, Finland and Denmark. *For. Ecol. Manage.*, 290, ss. 40–48.
- Hyvönen, R. & Ågren, G.I. (2001). Decomposer invasion rate, decomposer growth rate, and substrate chemical quality: how they influence soil organic matter turnover. *Can. J. For. Res.*, 31, ss. 1594–1601.
- Hyvönen, R., Ågren, G.I. & Olsson, B.A. (2012). Dynamics of soil C, N and Ca in four Swedish forests after removal of tops, branches and stumps as predicted by the Q model. *Scand. J. For. Res.*, 27, ss. 774–786.
- IPCC (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, (eds) Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K.* Japan: IGES.
- Jonsell, M. (2007). Effects on biodiversity of forest fuel extraction, governed by processes working on a large scale. *Biomass and bioenergy*, 31, ss. 726–732.
- Jonsell, M. & Schroeder, M. (2014). Proportions of saproxylic beetle populations that utilise clear-cut stumps in a boreal landscape - Biodiversity implications for stump harvest. *Forest Ecology and Management*, 334, ss. 313–320.
- Jonsson, Y. (1985). Teknik för tillvaratagande av stubbved. *Redogörelse*, 3.
- Jurevics, A., Peichl, M., Olsson, B.A., Strömgren, M. & Egnell, G. (2016). Slash and stump harvest have no general impact on soil and tree biomass C pools after 32–39 years. *For. Ecol. Manage.*, 371, ss. 33–41.
- Kardell, L. (1992). *Vegetationsförändring, plantetablering samt bärproduktion efter stubb- och riståkt*. (Rapport, 50): SLU, institutionen för skoglig landskapsvård.
- Kardell, L. (2007). *Vegetationseffekter efter stubbrytning. Analys av några försök 1978-2006*. Sveriges Lantbruksuniversitet. (Rapport, 50): SLU, institutionen för skoglig landskapsvård.
- Karlsson, J. (2007). Produktivitet vid stubblyftning. *Arbetsrapport*, 168.
- Keeney, R.L. & Raiffa, H. (1976). *Decisions with Multiple Objectives*: Wiley, New York.
- Laasasenaho, J. (1982). Volume functions for pine, spruce and birch. *Comm. Inst. For. Fenn*, 108, ss. 1-74.
- Lindholm, E.-L., Berg, S. & Hansson, P.-A. (2010a). Energy efficiency and the environmental impact of harvesting stumps and logging residues. *European Journal of Forest Research*, 129, ss. 1223-1235.
- Lindholm, E.-L., Berg, S. & Hansson, P.-A. (2010b). Skörd av skogsbränslen i ett livscykelperspektiv. *Rapport*, 023.
- Loucks, D.P., van Beek, E., Stedinger, J.R., Dijkman, J.P., Villars & T, M. (2005). Model Sensitivity and Uncertainty Analysis. I: *Water Resources Systems Planning and Management - An Introduction to Methods, Models and Applications* UNESCO.
- Löfgren, S., Ågren, A., Gustafsson, J.-P., Olsson, B.A. & Zetterberg, T. (2017). Impact of whole-tree harvest on soil and stream water acidity in southern Sweden basen on HD.MINTEQ simulations and pH-sensitivity. *Forest Ecology and Management*, 383(49–60).
- Marklund, L.G. (1988). Biomassfunktioner för tall, gran och björk i Sverige. *Rapport*, 45.
- Mattsson, S. & Bergsten, U. (2003). Pinus contorta growth in northern Sweden as affected by site type and soil scarification. *New Forests*, 26, ss. 217–231.
- Melin, Y., Petersson, H. & Nordfjell, T. (2009). Decomposition of stump and root systems of Norway spruce in Sweden--A modelling approach. *Forest Ecology and Management*, 257, ss. 1445-1451.

- Mendoza, G.A. & Martins, H. (2006). Multi-criteria decision analysis in natural resource management: A critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management*, 230, ss. 1–22.
- Mjöfors, K., Strömngren, M., Nohrstedt, H.-Ö. & Gärdenäs, A.I. (2015). Impact of site-preparation on soil-surface CO₂ fluxes and litter decomposition in a clear-cut in Sweden. *Silva Fennica*, 49(5).
- Mjöfors, K., Strömngren, M., Nohrstedt, H.-Ö., Johansson, M.-B. & Gärdenäs, A.I. (2017). Indications that site preparation increases forest ecosystem carbon stocks in the long term. *Scandinavian Journal of Forest Research*, ss. 1-9.
- Möller, J.J., Arlinger, J., Barth, A., Bhuiyan, N. & Hannrup, B. (2011). Ett system för beräkning och återföring av skördarbaserad information till skogliga register och planeringssystem. *Arbetsrapport*, 756.
- Möller, J.J., Hannrup, B., Larsson, W., Barth, A. & Arlinger, J. (2009). Ett system för beräkning och geografisk visualisering av avverkade kvantiteter skogsbränsle baserat på skördardata. *Arbetsrapport*, 677.
- Nordborg, F., Nilsson, U., Gemmel, P. & Örlander, G. (2006). Carbon and nitrogen stocks in soil, trees and field vegetation in conifer plantations 10 years after deep soil cultivation and patch scarification. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21, ss. 356-363.
- Noss, R. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation biology*, 4, ss. 355-364.
- Olsson, B.A., Hannrup, B., Jönsson, M., Larssolle, A., Nordström, M., Mörtberg, U., Rudolphi, J. & Strömngren, M. (2017). A decision support model for individual tree stump harvesting options based on criteria for economic return and environmental protection. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32, ss. 246-259.
- Ortiz, C., Karlton, E., Stendahl, J., Gärdenäs, A.I. & Ågren, G.I. (2011). Modelling soil carbon development in Swedish coniferous forest soils—An uncertainty analysis of parameters and model estimates using the GLUE method. *Ecological Modelling*, 222, ss. 3020– 3032.
- Ortiz, C.A., Hammar, T., Ahlgren, S., Hansson, P.-A. & Stendahl, J. (2016). Time-dependent global warming impact of tree stump bioenergy in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 371, ss. 5–14.
- Palviainen, M., Fineér, L., Laiho, R., Shorohova, E., Kapitsa, E. & Vanha-Majamaa, I. (2010). Carbon and nitrogen release from decomposing Scots pine, Norway spruce and silver birch stumps. *Forest Ecology and Management*, 259, ss. 390-398.
- Repola, J. (2009). Biomass Equations for Scots Pine and Norway Spruce in Finland. *Silva Fennica*, 43, ss. 625-647.
- Seibert, J. & McGlynn, B.L. (2007). A new triangular multiple flow-direction algorithm for computing upslope areas from gridded digital elevation. *Water resources research*, 43.
- Silva, M., Weintraub, A., Romero, C. & De Ia Maza, C. (2010). Forest harvesting and environmental protection based on the goal programming approach. *Forrest. Science*, 56, ss. 460-472.
- Skogforsk (1995). *Terrängtypschema för skogsarbete*.
- Skogsstyrelsen (1984a). *Gallringsmallar Norra Sverige*. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag.
- Skogsstyrelsen (1984b). *Gallringsmallar Södra Sverige*. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag.
- Skogsstyrelsen (2008). *Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring*. (Meddelande, 2/2008). Jönköping.
- Skogsstyrelsen (2009). *Stubbskörd – kunskapssammanställning och Skogsstyrelsens rekommendationer*. (Meddelande, 2009:4): Skogsstyrelsen.
- Skogsstyrelsen (2014). *Skogsstatistisk årsbok 2014*. Jönköping: Sveriges officiella statistik. Skogsstyrelsen.
- SPBI (2016). Energiinnehåll, densitet och koldioxidemission. *Svenska petroleum och biodrivmedelinstitutet*. www.spbi.se (2016-08-01).
- Staafl, H. & Olsson, B.A. (1994). Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. *Scand. J. For. Res.*, 9, ss. 305-310.
- Strömngren, M., Egnell, G. & Olsson, B.A. (2013). Carbon stocks in four forest stands in Sweden 25 years after harvesting of slash and stumps. *Forest Ecology and Management*, 290, ss. 59-66.
- Strömngren, M., Mjöfors, K. & Olsson, B.A. (2017). Soil-surface CO₂ flux during the first 2 years after stump harvesting and site preparation in 14 Swedish forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32, ss. 213–221.

- Svenska FSC (2011). Styrelseprotokoll, 110505. (<http://www.fsc-sverige.org/svenska-fsc/styrelsen/styrelseprotokoll>).
- Svensson, M., Johansson, V., Dahlberg, A., Frisch, A., Thor, G. & Ranius, T. (2016). The relative importance of stand and dead wood types for wood-dependent lichens in managed boreal forests. *Fungal Ecology*, 20, ss. 166–174.
- Tamm, C.O. (1991). Nitrogen in terrestrial ecosystems. *Ecological studies*, 81.
- von Hofsten, H. (2010). Skörd av stubbar – nuläge och utvecklingsbehov. *Arbetsrapport*, 703.
- von Hofsten, H., Nordström, M. & Hannrup, B. (2014). Kvarlämnade stubbar efter stubbskörd. *Arbetsrapport*, nr 844–2014.
- 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. *Hydrol. Earth Syst. Sci*, 18(3623-3634).

6.1 Personlig kommunikation

- Brunberg, Torbjörn. Specialist skogsbrukets kostnader, SkogForsk. 2010
- Nordström, Maria. SkogForsk. 2010