



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W18029

Examensarbete 30 hp
Maj 2018

Analys av möjligheten att utveckla en kvantitativ metodik för tillämpning inom miljöbedömning

Sofie Jansson

Referat

Analys av möjligheten att utveckla en kvantitativ metodik för tillämpning inom miljöbedömning

Sofie Jansson

Miljöbedömning används för att få en helhetssyn av den miljöpåverkan som ett planerat projekt kan medföra. Enligt miljöbalken är syftet med en miljöbedömning att integrera miljöaspekter i planering och beslutsfattande för att främja en hållbar utveckling. En miljökonsekvensbeskrivning (MKB) är ett dokument som tas fram i miljöbedömningsprocessen och ska beskriva den identifierade påverkan samt göra en samlad bedömning av dess konsekvens. Metoden idag för att genomföra en samlad bedömning bygger på en kvalitativ jämförelsematrix där konsekvensen är ett utfall av kombinationen av värdet på miljöaspekten samt påverkan ett projekt har på miljöaspekten. Konsekvensen redovisas sedan som en färg.

En litteraturstudie genomfördes med syfte att granska den nuvarande metodiken och dess brister samt alternativ till dagens metodik. De huvudsakliga bristerna ansågs vara avsaknad av transparens, tydliga riktlinjer samt att fler nyanser i bedömningen var önskvärt. En kvantitativ metod, där siffror används istället för färger, ansågs vara ett alternativ som skulle kunna vara en del av lösningen.

En studie genomfördes för att undersöka hur denna kvantitativa metod skulle kunna utformas matematiskt. Konsekvensen är en kombination av värdet och påverkan, där det undersöktes om det ska beskrivas som en summa eller en produkt. En enkät skickades ut till MKB-utövare i branschen, där bedömningar av ett fiktivt MKB-scenario samlades in och analyserades utifrån tre olika matematiska modeller. Detta resulterade i att för en kvantitativ beskrivning av konsekvensen, z , som en kombination av påverkan, x , och värdet, y , var det matematiska uttrycket $z = \sqrt{x^2 + y^2}$ lämpligast att använda.

Nyckelord: Miljöbedömning, specifik miljöbedömning, miljökonsekvensbeskrivning, kvantitativ metod, hållbar utveckling, miljöaspekt

Abstract

Analysis of the possibility of developing a quantitative methodology for application in environmental assessment

Sofie Jansson

Environmental assessment is used to get an overall view of the environmental impact a planned project can lead to. According to the Swedish Environmental Code, the purpose of an environmental assessment is to integrate environmental aspects into planning and decision making as to promote sustainable development. An Environmental Impact Assessment (EIA) is a document produced in the environmental assessment process and describes the identified impact and makes a comprehensive assessment of its impact. The basis for an overall assessment is based on a qualitative comparative matrix where the consequence is an outcome of the combination of the value and the impact for one aspect, the consequence presents as a color.

A literature study about the review of the current methodology and its shortcomings as well as alternatives to today's methodology was conducted. The main shortcomings were lack of transparency, clear guidelines and more variety in the assessment were desirable. A quantitative method, using numbers instead of colors, was considered an option that could be part of the solution.

A study was conducted to investigate how a quantitative method could be designed. In order to quantify the consequence instead of using a color, an examination how this expression would look like mathematically was performed. The consequence is a combination of the value and impact, where it was examined whter it should be described as a sum or a product. A survey was sent to EIA practitioners, assessing a fictitious EIA scenario was collected and analyzed based on three different mathematical models. The thesis resulted in, for a quantitative description of the consequence, z , as a combination of influence, x , and the value, y , the mathematical expression $z = \sqrt{x^2 + y^2}$ was most suitable to use.

Key words: Environmental assessment, Specific environmental assessment, Environmental impact assessment, Quantitative method, Sustainable development, Environmental aspect

Förord

Detta examensarbete innebär att jag läst mina sista 30 hp på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Examensarbetet har utförts för miljöavdelningen på Tyréns i Stockholm under handledning av Mårten Karlsson. Ämnesgranskare har varit Mikael Höök vid Intuitionen för geovetenskaper, Naturresurser och Hållbar utveckling.

Ett stort tack till min handledare Mårten som först och främst gav mig möjlighet till detta examensarbete men som också otröttligt svarat på alla mina frågor, stora som små, och med sitt engagemang har under hela processen fått arbetet att utvecklas till det bättre. Vill även passa på att tacka alla på miljöavdelningen för en helt fantastisk tid på Tyréns och framförallt Åsa Norman för feedback och uppmuntran. Tack till min ämnesgranskare Mikael för givande kommentarer på rapporten under vägens gång.

Till sist vill jag passa på att tack vänner och familj för allt stöd, utan er ingenting.

Sofie Jansson
Uppsala 2018

Populärvetenskaplig sammanfattning

Analys av möjligheten att utveckla en kvantitativ metodik för tillämpning inom miljöbedömning

Sofie Jansson

När exempelvis en väg ska byggas behöver det genomföras en specifik miljöbedömning för att identifiera, beskriva och bedöma vad vägen får för miljökonsekvens med avseende på människor, djur, växter, mark, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö. Syftet med en miljöbedömning är att integrera miljöaspekter i planering och beslutsfattande så att en hållbar utveckling främjas. Vid planering av en väg ska en undersökning genomföras för att avgöra om vägen innebär betydande miljöpåverkan (BMP).

En miljökonsekvensbeskrivning (MKB) är ett dokument som tas fram i miljöbedömningsprocessen och ska beskriva den identifierade påverkan samt göra en bedömning av dess konsekvens. Det ingår att ta fram olika alternativ, i det här fallet olika vägdragningar, för att jämföra alternativens totala miljökonsekvens. Bedömningen delas upp i olika miljöaspekter såsom naturmiljö, kulturmiljö, landskapsbild osv. Dessa olika miljöaspekters konsekvens bedöms utifrån värdet på miljöaspekten samt vilken påverkan projektet/vägen har på miljöaspekten. En kombination av detta värde och påverkan leder fram till en konsekvens. Denna konsekvens redovisas idag ofta som en färg i en sammanställd tabell. En samlad bedömning ska sedan genomföras för varje alternativ. I och med att konsekvensen av varje miljöaspekt har en färg är det svårt att göra en samlad bedömning av alla miljöaspekter för ett alternativ.

Det här examensarbetet undersökte möjligheten att istället för att använda färger använda siffror för att bedöma konsekvensen för en miljöaspekt. En litteraturstudie genomfördes där fokus låg på hur dagens metodik fungerar, vilka brister metoden har samt alternativ till metoden. Bristerna ansågs i huvudsak vara avsaknad av transparens, tydliga riktlinjer samt att fler nyanser i bedömningen var önskvärda. En kvantitativ metod, där siffror används istället för färger, ansågs vara ett alternativ som skulle kunna vara en del av lösningen.

En studie genomfördes för att undersöka hur denna kvantitativa metod skulle kunna utformas. För att kunna sätta en siffra på konsekvensen i stället för en färg undersöktes rent matematiskt hur detta uttryck skulle se ut. Om kombinationen av värdet och påverkan skulle exempelvis vara en summa eller en produkt. n enkät skickades ut till MKB-utövare i branschen som en del i denna studie. Enkäten bestod av ett fiktivt MKB-scenario där de tillfrågade blev obedda att genomföra en samlad bedömning för fyra olika alternativ. Detta utfördes genom att de tillfrågade markerade deras bedömda konsekvens i ett diagram med påverkan på x-axeln och värdet på y-axeln.

Bedömningarna samlades in och analyserades utifrån tre olika matematiska modeller, basmodell $z = x + y$, modell 1, $z = x * y$ och modell 2, $z = \sqrt{x^2 + y^2}$. Utifrån de olika matematiska modellerna delades samma graf som i enkäten in i nio konsekvenszoner och tre kategorier. Basmodellen delas in med räta diagonala linjer, modell 1 med konkava linjer och modell 2 konvexa linjer jämfört med basmodellen.

Antal prickar/bedömningar räknades i varje konsekvenszon som då också fick en siffra mellan -9 till 9 där -9 till 0 är positiv konsekvens och 0 till 9 är negativ konsekvens. Medelvärde, standardavvikelse, medianvärde samt kvartilavstånd beräknades utifrån bedömningen av konsekvensens siffra.

Resultatet av bedömningarna visade en stor spridning för alla alternativ, dock minskade spridningen något när medelvärdet blev högre. En låg standardavvikelse och ett kort kvartilavstånd visade att en matematisk modell skulle passa bättre att beskriva konsekvensen än en modell med högre standardavvikelse och kvartilavstånd. Slutsatsen var att för att beskriva konsekvensen kvantitativt var modell 2 i de flesta fallen bäst lämpad.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Introduktion	7
1.1	Syfte.....	8
1.1.1	Frågeställningar	8
1.2	Avgränsningar	8
2	Teori.....	10
2.1	Miljöbedömning för verksamheter och åtgärder.....	10
2.1.1	Miljökonsekvensbeskrivning i Sverige.....	10
2.2	Kritik kring genomförandet av miljökonsekvensbeskrivningar.....	14
2.2.1	Transparens vid bedömning av miljökonsekvensbeskrivning	14
2.2.2	Standardisering och riktlinjer kring kvantitativa metoder	15
2.3	Alternativ till dagens metodik.....	15
2.3.1	Multikriterieanalys, MCA.....	15
2.3.2	Kvantitativ metodik	17
3	Metod	18
3.1	Litteraturstudie	18
3.2	Enkätundersökning.....	18
3.3	Analys utifrån basmodell.....	21
3.4	Jämföra olika matematiska modeller.....	23
4	Resultat.....	26
4.1	Analys med basmodell.....	26
4.2	Jämförelse av olika matematiska modeller.....	27
4.2.1	Alternativ 1	28
4.2.2	Alternativ 2	29
4.2.3	Alternativ 3	31
4.2.4	Alternativ 4	32
4.3	Analysmetoder.....	34
5	Diskussion	38
5.1	Litteraturstudie.....	Fel! Bokmärket är inte definierat.
5.2	Analys med basmodell.....	38
5.3	Jämförelse mellan olika matematiska modeller	39
5.4	Analysmetoder.....	40
6	Slutsats	41
	Referenser	42
	Bilaga 1	44

1 INTRODUKTION

En miljöbedömning ska identifiera, beskriva och bedöma miljöeffekter vid planering av och beslut om planer, program, verksamheter och åtgärder. För planer och program heter det strategisk miljöbedömning och för verksamheter och åtgärder heter det specifik miljöbedömning. Vid byggnation av en väg som detta examensarbete avgränsats till genomförs en specifik miljöbedömning. Verksamheter delas upp i två kategorier, planer och tillstånd, där byggnation av en väg ingår i planer.

Syftet med en miljöbedömning är att integrera miljöaspekter i planering och beslutsfattande så att en hållbar utveckling främjas. Dock visar forskning att MKB-praxis idag inte i full utsträckning kan tjäna som ett verktyg för att främja hållbar utveckling. Detta framförallt pga. avsaknaden av globala effekter, förvaltningen av naturresurser samt social hållbarhet (Bruhn-Tysk & Eklund, 2002).

En specifik miljöbedömning genomförs när en verksamhet eller åtgärd förväntas medföra betydande miljöpåverkan (BMP). En del projekt kommer per automatik innebära BMP, enligt förordning 2017:966, 6 §, där ingår bl.a. motorvägar och motortrafikleder samt andra vägar med minst fyra körfält och en sträckning av minst tio kilometer. För projekt som ej finns med på listan avgörs BMP i ett samråd med Länsstyrelsen. För verksamheter som kräver tillstånd men ej har BMP görs en "liten miljökonsekvensbeskrivning". En miljökonsekvensbeskrivning (MKB) är ett dokument som tas fram i miljöbedömningsprocessen och ska beskriva den identifierade påverkan samt göra en bedömning av dess konsekvens. Hela miljöbedömningsprocessen visas i figur 1.

Den vanligaste metoden som används idag för att genomföra bedömningen i en MKB är en kvalitativ bedömning (Linkov et al., 2009). I Sverige används en kvalitativ metod i form av att påverkan av ett projekt delas in i olika aspekter som bedöms med en beskrivande text. Som stöd till bedömningen används en jämförelsematris. Denna matris är kategoriskt kvalitativ och konsekvensen är utfallet av olika kombinationer av påverkan och värde (figur 2). I matrisen illustrerar en färggradient hur olika kombinationer av värde och påverkan resulterar i olika nivåer av konsekvens (figur 3). För varje miljöaspekt som påverkas av ett projekt, används denna matris som stöd för bedömning av miljökonsekvenser. Konsekvenserna sammanställs sen i en tabell med de olika projektalternativen (figur 4).

Denna tabell kan vara svår att använda som underlag för en samlad bedömning. Varje miljökonsekvens får en färg utifrån jämförelsematrisen, men eftersom färger inte går att aggregera, hur ska en samlad bedömning för de olika alternativen se ut? Med dagens metod kan endast en miljökonsekvens i taget jämföras mellan de olika alternativen. I denna jämförelsematris finns heller inget utrymme för viktning, alltså att vissa miljöaspekter väger tyngre än andra. Detta gör att det ställs väldigt höga krav på den kompletterande beskrivningen av alternativen och gör det svårt att spåra hur bedömningen har genomförts vilket leder till att metodiken inte är speciellt transparent.

Andra problem med dagens metod är också relaterade till att bedömningar görs utifrån kategorier på en väldigt grov skala. Detta innebär att små skillnader i negativ eller positiv påverkan inte kan redovisas, eller får ett för stort eller för litet inflytande (Linkov et al., 2009). Det förekommer heller inte någon systematisk uppföljning av MKB-resultaten nationellt, eftersom det inte finns något standardiserat sätt att mäta eller

rapportera miljökonsekvenser av ett projekt. Ett väldigt bra informationsunderlag vad gäller miljöpåverkan används alltså inte i arbetet med de nationella miljömålen.

Ett alternativ till den nuvarande metodiken för bedömning skulle kunna vara en kvantitativ metod, alltså att använda sig av siffror istället för färger. Med en kvantitativ metod skulle strukturen och dokumentationen kunna hanteras annorlunda, med möjlighet att öka transparensen och spårbarheten. MKB-utförare skulle ges verktyg för att uttrycka fler nyanser och osäkerheter i bedömningar. Ett uttryck för att vissa aspekter är viktigare än andra skulle kunna användas och visas. Med en kvantitativ metod skulle en helhetsbedömning bli tydlig utan att tappa kontroll på innehållet eftersom regler och standardiseringar kring aggregeringar och viktningen skulle kunna antas.

Inspirerande kvantitativa metoder finns inom multikriterieanalys (MCA), som är en stor familj med tekniker för icke-monetär värdering och jämförelse av alternativ (Huang, Keisler & Linkov, 2011). En omfattande tillämpning av multikriterieanalys är att systematisk ranka och utvärdera hur väl olika alternativ uppfyller olika syften. Inom MCA används kvantitativa informationsmodeller där det tydligt framgår vad som ligger till grund för bedömningen, hur den subjektiva värderingen av en aspekt ser ut och vad som väger tyngst mellan de olika bedömningsgrunderna.

Det finns behov av en metodik som kan genomföra en samlad bedömning som är mer transparent och kan ge uttryck för fler nyanser. Detta skulle som sagt kunna vara möjligt med en kvantitativ metodik men för att kunna sätta en siffra på konsekvensen måste det vara tydligt vad denna siffra betyder. Är det en summa av de numeriska representationerna av värdet och påverkan? Eller är det en produkt av dessa numeriska representationer?

1.1 SYFTE

Examensarbetets huvudsakliga syfte var att undersöka möjligheten att utveckla en kvantitativ metodik vid bedömning av olika aspekters miljöpåverkan i miljökonsekvensbeskrivningar. Vidare skulle en möjlig matematisk representation av denna kvantitativa metod utvecklas. Examensarbetet skulle även undersöka om en kvantitativ metod skulle ge utredare och experter möjlighet att uttrycka fler nyanser i bedömningar, om bedömningsarbetet skulle kunna effektiviseras och transparensen kring avvägningar och bedömningsgrunder kunna förbättras.

1.1.1 Frågeställningar

- Hur genomförs miljöbedömningar idag och vad är problematiken med denna metod?
- Hur ser ett genomsnittligt utfall av en konsekvensbedömning ut?
- Hur varierar konsekvensen för en miljöaspekt? Vilket matematiskt uttryck har konsekvensen?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Detta examensarbete undersökte till största del MKB i Sverige för verksamheter och åtgärder (specifik miljöbedömning) med inriktning på vägar. Vidare fokuserade detta examensarbete på hur bedömningssteget i en MKB genomförs och kan förbättras.

Tanken var att metodiken ska vara överförbar på alla aspekter samt MKB för andra planer och verksamheter.

I den nedan beskrivna enkätundersökningen inkluderades inte något nollalternativ i den fiktiva MKB:n. Vidare efterfrågades en samlad bedömning, de tillfrågade fick alltså inte bedöma de olika aspekterna var för sig.

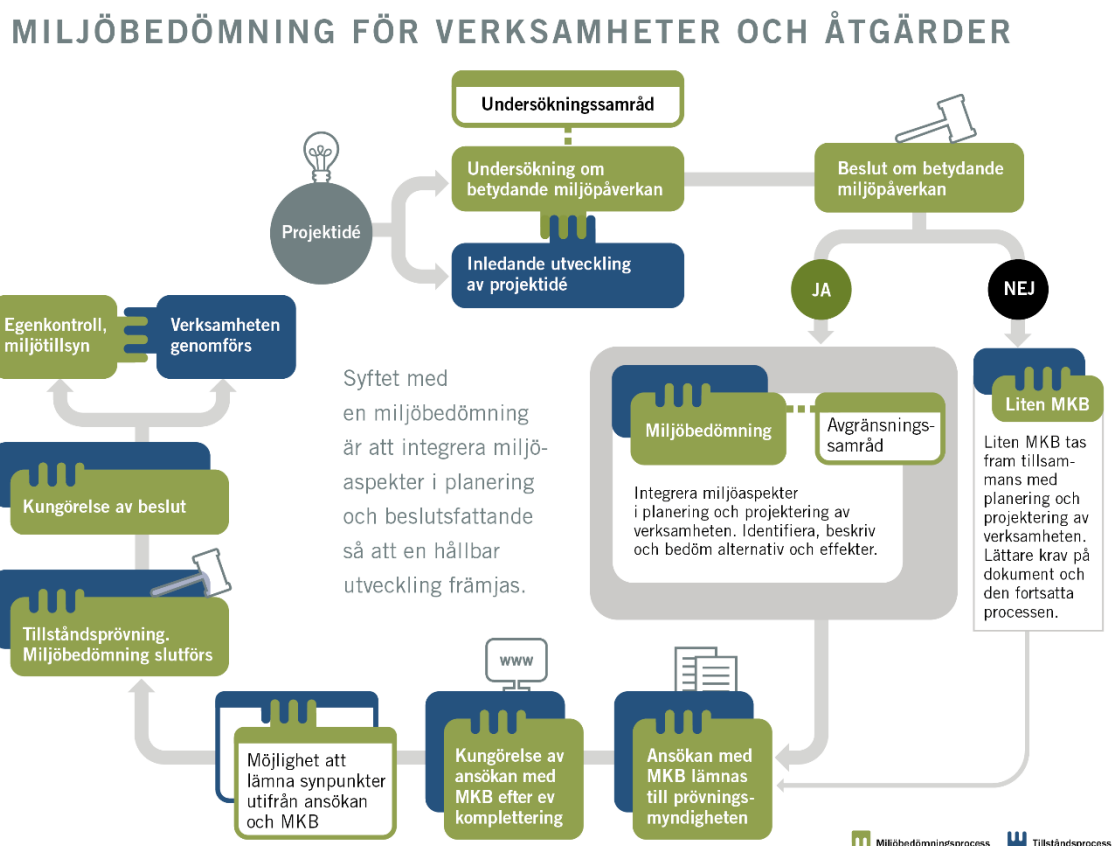
2 TEORI

2.1 MILJÖBEDÖMNING FÖR VERKSAMHETER OCH ÅTGÄRDER

Syftet med en specifik miljöbedömning för verksamheter och åtgärder är att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som verksamheter eller åtgärder kan medföra dels på människor, djur, växter, mark, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö, dels på hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt, dels på annan hushållning med material, råvaror och energi. Vidare är syftet att möjliggöra en samlad bedömning av dessa effekter på människors hälsa och miljö samt genom samråd ge de berörda kunskap och möjlighet att påverka projektet (Miljöbalken, 1998:808).

2.1.1 Miljökonsekvensbeskrivning i Sverige

Vid planering av en väg ska en undersökning genomföras för att avgöra om vägen innebär betydande miljöpåverkan (BMP). Samrådsunderlag och samrådsredogörelse ska skickas till Länsstyrelsen som tar ett särskilt beslut om planen innebär betydande miljöpåverkan (Miljöbedömningsförordning, 2017:966). Därefter kan en miljöbedömning inledas om Länsstyrelsen efter samråd beslutat att planen innebär BMP. Figur 1 visar en överblick av miljöbedömningsprocessen.



Figur 1 Miljöbedömningsprocessen och dess olika moment för verksamheter och åtgärder. Figur återgiven med tillstånd från Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2018).

Det är viktigt att miljöbedömningen av verksamheter eller åtgärder kommer i ett så tidigt stadium som möjligt, både för att miljöbedömningen ska kunna minimera miljöpåverkan samt för att minska kostsamma ändringar i slutskedet.

En MKB är ett dokument i miljöbedömningsprocessen där det centrala är att identifiera, beskriva och bedöma den betydande konsekvensen, både den positiva och den negativa, som en verksamhet eller åtgärder kan tänkas medföra (6 kap 1 §, Miljöbalken, 1998:808). Konsekvensen som ett projekt kan medföra delas in i miljöaspekter såsom naturmiljö, kulturmiljö, landskapsbild, rekreation, vatten osv. I den inledande delen av en MKB kommer större vikt ligga på att identifiera och beskriva miljöaspekterna medan den senare delen kommer fokusera mer på bedömning av underlaget. I bedömningssteget ska fokus ligga på de aspekter som har en miljöpåverkan och en bedömning om de har en BMP ska genomföras (Naturvårdsverket, 2009; Trafikverket, 2011).

Den betydande miljöpåverkan som kan uppstå på det inbördes förhållandet mellan olika miljöaspekter ska beskrivas och bedömas, exempelvis hur förhållandet mellan landskapsbilden och naturmiljön kan påverkas av ett projekt. Det är viktigt att beskriva sambanden mellan de uppräknade aspekterna, eftersom det kan tydliggöra annan och allvarligare påverkan än vad som framgår om endast enskilda aspekter studeras. Redovisningen ska inkludera direkta eller indirekta, kumulativa eller icke kumulativa, samverkande, permanenta eller tillfälliga samt positiva och negativa effekter på kort, medellång och lång sikt (6 kap 1 §, Miljöbalken, 1998:808).

En MKB ska möjliggöra en samlad bedömning av miljöaspekterna, alltså vilken betydelse de olika effekterna som kan uppkomma vid en verksamhet eller åtgärd har för människors hälsa, miljön och hushållningen med naturresurser (Naturvårdsverket, 2009). Det innebär att en bedömning ska genomföras av de enskilda miljöaspekternas samlade konsekvens. Detta är inte minst viktigt för att förmedla vilka konsekvenser av projektet som har störst påverkan på miljön samt hur de olika miljöaspekterna samverkar.

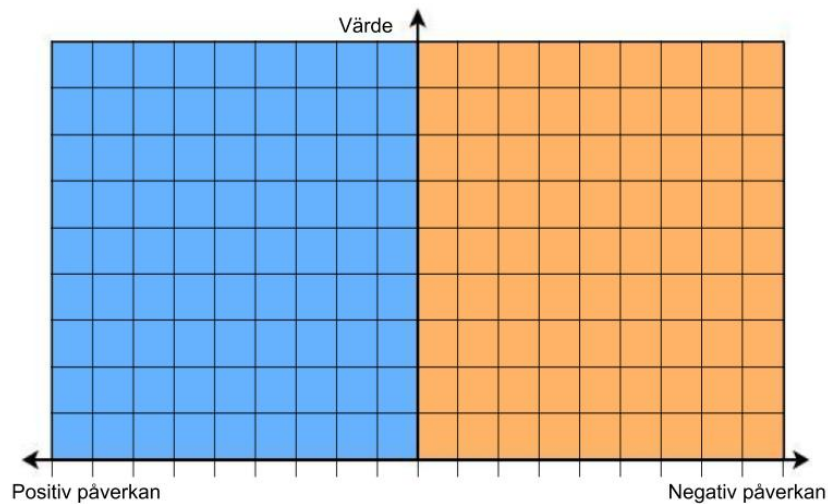
Det är många aktörer, såsom prövande myndigheter, beslutsfattare, projektörer och allmänhet för vilka en MKB ska förklara konsekvenserna av ett projekt. Därtill ska de olika alternativen som studerats redovisas. En MKB bör därför vara enkel att förstå även för icke sakkunniga. Det ska vara tydligt för de berörda hur projektet kan komma att påverka dem samt i vilken utsträckning. En övergripande tabell där olika alternativ jämförs med nollalternativet och med nuvarande miljöpåverkan kan vara en del i att tydligt kommunicera de viktigaste resultaten från miljöbedömningen (Naturvårdsverket, 2009). Uppfyller dagens metodik för bedömning syftet med att kommunicera konsekvensen av ett projekt? Är det tydligt vad som ligger till grund för den samlade bedömningen?

För att beskriva ett vägprojekts miljöpåverkan används ofta begreppen påverkan, värde, effekt och konsekvens. I en MKB innebär det att (Trafikverket, 2011):

- Påverkan är ett fysiskt intrång som vägprojektet orsakar
- Värdet är hur de olika miljöaspekterna som blir påverkade av projektet värderas
- Effekten är förändring av miljökvaliteter som uppstår där vägen dras fram

- Konsekvens är en värdering av effekten med hänsyn till vad den betyder för olika intressen

Detta används sedan för att genomföra och redovisa bedömningen av de olika miljöaspekterna samt den samlade bedömningen. Efter en genomgång av ett antal MKB:er kan det konstateras att en vanlig metod för att komma fram till konsekvensen av en aspekt är en kvalitativ jämförelsematrix. I denna jämförelsematrix är konsekvensen ett utfall av olika kombinationer av påverkan och värde (figur 2).



Figur 2 Jämförelsematrix där konsekvensen av en aspekt är ett utfall av påverkan och värdet. Olika kombinationer av värde och påverkan ger olika färger i dagens metodik.

Från matrisen illustrerar en färggradient (figur 3) hur olika kombinationer av värde och påverkan resulterar i olika nivåer av konsekvens. För varje miljöaspekt som påverkas av ett projekt, används denna matris som stöd för bedömning av miljökonsekvenser.

Det finns olika varianter hur konsekvensen redovisas. En variant är att fem olika kategorier för att bedöma de olika aspekternas miljöpåverkan används. I redovisningen av den samlade bedömningen paras dessa kategorier ihop med en färg som visar en värdering av konsekvenserna (Trafikverket, 2011).



Figur 3 Färggradient som visar värdering av konsekvenserna.

Redovisningen sker oftast i form av en tabell (figur 4) med kortfattade beskrivningar av alternativens effekter och konsekvenser för olika miljöaspekter. De olika alternativens konsekvenser för olika miljöaspekter redovisas i relation till nollalternativet. Läsaren ska själv kunna göra denna bedömning utifrån redovisade fakta. Det ska alltid finnas en motivering till den bedömning som genomförs. Det ska vara lätt för läsaren att hitta projektets väsentliga miljökonsekvenser och förstå bakgrunden till resultaten (Trafikverket, 2011).

Miljöaspekter	Nollalternativ	Alternativ 1	Alternativ 2
Kulturmiljö	Konsekvenser med motivering utifrån bedömningsgrunder		
Naturmiljö			
Hälsa			
Landskapskaraktär			
M fl			

Figur 4 Principiellt exempel på redovisning av en samlad bedömning. Värdering av konsekvenserna ska kopplas samman med färggradienten i figur 3.

Innan en samlad bedömning kan genomföras måste de olika miljöaspekterna bedömas var för sig, kombinationen av värdet och påverkan för en miljöaspekt blir en konsekvens. Med dagens metod får varje miljöaspekts konsekvens en färg. För att kunna genomföra en samlad bedömning ska dessa färger aggregeras och det är här dagens metodik haltar, för hur aggregeras färger? Siffror kan aggregeras, men för att kunna sätta en siffra på konsekvensen måste det finnas tydliga ramar för vad utfallet av en kombination av värdet och påverkan är.

2.2 KRITIK KRING GENOMFÖRANDET AV MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNINGAR

Kritik relaterat till hur metodiken används inom MKB idag är riktat mot frånvaron av tydliga riktlinjer och standardiseringar kring genomförandet av bedömningarna av en MKB. Annan kritik riktar sig mot att resultatet av bedömningen inte är tillräckligt transparent (Karlson, Mörtberg & Balfors, 2014).

2.2.1 Transparens vid bedömning av miljökonsekvensbeskrivning

Enligt 6 kap 37 § i miljöbalken ska de uppgifter som finnas med i en MKB ha den omfattning och detaljeringsgrad att en samlad bedömning av miljökonsekvenserna ska kunna genomföras. I miljöbedömningsförordningen 2017:966 finns även krav på redogörelse av mätmetoder, underlag och informationskälla samt beskrivning av osäkerheterna i metoderna och underlaget. Med detta som bakgrund får det antas att transparens i bedömningen anses som viktig. Med de kvalitativa bedömningar som genomförs idag, en jämförelsematrix där konsekvensen är utfallet av olika kombinationer av påverkan och värde och redovisas som en färg med en kompletterande beskrivning, kan det vara svårt att uppfylla denna transparens. I många studerade MKB:er är beskrivningarna av konsekvenserna så vaga att det är svårt att säga om de är rimliga eller ej. Det är alltså svårt att koppla beskrivningen till hur bedömningen har genomförts. Med detta som underlag är det svårt att göra en samlad bedömning av de olika miljöaspekterna. Endast en miljöaspekt i taget kan jämföras mellan de olika alternativen. Detta gör det svårt att spåra hur den samlade bedömningen har genomförts vilket leder till att metodiken inte är speciellt transparent (Linkov et al., 2009).

Att jämföra olika alternativ i en MKB baserat på en kvalitativ bedömning kan bli problematiskt. Att tillgripa generella beskrivningar av konsekvensen kan vara otillräckligt för att bedöma olika projektalternativs godtagbarhet. För att kunna göra en jämförelse och uppfylla syftet med en MKB underlättar det om jämförelsen mellan olika alternativ förlita sig på kvantifierade resultat (Geneletti, 2006). I sådana fall blir det grundläggande att förlita sig på mätbara indikatorer som leder till kvantifierade bedömningar.

Bedömningen genomförs många gånger utifrån en väldigt grov skala. Det kan handla om 3–4 kategorier som bedömningen är indelad i. Detta innebär att små skillnader i negativ eller positiv påverkan inte kan redovisas, eller får ett för stort eller för litet inflytande (Linkov et al., 2009).

2.2.2 Standardisering och riktlinjer kring kvantitativa metoder

Det finns en allmän överenskommelse inom MKB-branschen att de kvantifierbara och förutsägbara konsekvensbedömningarna är önskvärda men saknas. Undersökningar har genomförts gällande den roll som en mer kvantitativ metod skulle spela i beslutsprocessen för en miljökonsekvensbeskrivning och kommit fram till att kvantitativa metoder är att föredra (Morgan, 2012). Det finns även metoder och verktyg att tillgå för en utökad användning av kvantitativa metoder vid konsekvensbedömningar. Problemet är att det saknas normaliserade rutiner och riktlinjer som skulle underlätta en övergång till en större användning av en kvantifierad metod (Wilson et al. 2017). Det finns överlag inga tydliga riktlinjer för hur en MKB ska genomföras, än mindre finns det tydliga riktlinjer hur kvantitativa metoder kan användas i analysen och bedömningen (De Montis, Ledda & Caschili, 2016).

De riktlinjer som finns idag i Sverige är miljöbalken, praxis och vägledning från Naturvårdsverket hur myndigheter och kommuner ska, bör och kan agera för att följa bestämmelserna i miljöbalken gällande miljökonsekvensbeskrivningar. Riktlinjerna har under åren förtydligats för att uppfylla syftet med MKB:er och ändringar i miljöbalken kap 6 har genom åren genomförts. Senaste ändringen trädde i kraft 1 januari 2018 och Naturvårdsverket har inte kommit ut med en ny handbok. Kritik har riktats mot att riktlinjerna inte är tydliga i hur själva bedömningen ska genomföras och redovisas (Isaksson, Richardson & Olsson, 2009).

Det finns ingen till mycket liten information för användandet av en kvantitativ metod. Det nämns kort i den gamla handboken från Naturvårdsverket, 2009 och handboken från Trafikverket, 2011 men inga tydliga riktlinjer finns att tillgå.

2.3 ALTERNATIV TILL DAGENS METODIK

Ett alternativ till den nuvarande metodiken skulle vara att använda en kvantitativ metod, eller ett kvantitativt komplement till dagens metod. Med en kvantitativ metod skulle strukturen och dokumentationen kunna hanteras annorlunda, med möjlighet att öka transparens och spårbarhet (Hermann, Kroeze & Jawjit, 2007). MKB-utförare skulle ges verktyg för att uttrycka fler nyanser och osäkerheter i bedömningar. Ett uttryck för att vissa aspekter är viktigare än andra skulle kunna användas och visas. Med en kvantitativ metodik skulle en helhetsbedömning bli tydlig utan att tappa kontroll på innehållet. Flera relevanta metoder finns att tillgå och kan användas för att passa MKB-syftet, en av dessa metoder är multikriterieanalys (MCA).

2.3.1 Multikriterieanalys, MCA

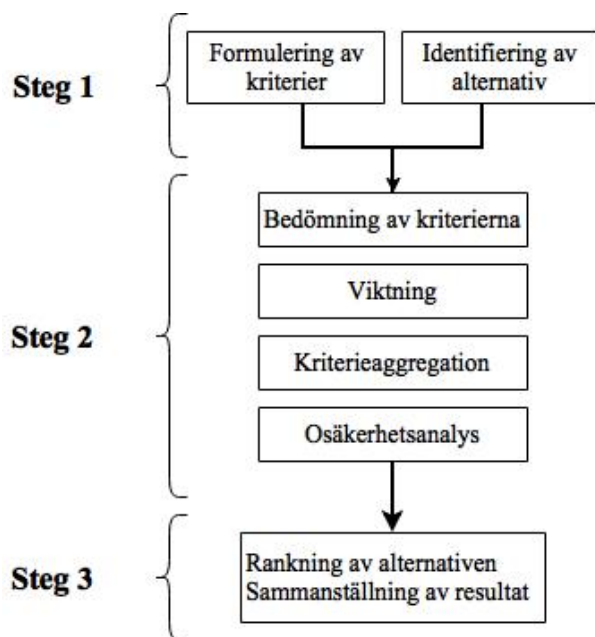
Olika kvantitativa metoder som skulle passa bedömningen i MKB finns inom MCA, som är en stor familj med tekniker för icke monetär värdering och jämförelse av alternativ. En omfattande tillämpning av MCA är att systematiskt ranka och utvärdera hur väl olika alternativ uppfyller olika syften. Inom MCA används kvantitativa informationsmodeller där det tydligt framgår vad som ligger till grund för bedömningen, hur den subjektiva värderingen av en aspekt ser ut och vad som väger tyngst mellan de olika bedömningsgrunderna.

MCA är en effektiv metod för att kunna identifiera fördelarna och nackdelarna med olika alternativ på ett systematiskt sätt. MCA möjliggör en jämförelse av olika alternativ

mot uppsatta och definierbara kriterier som står för de mest relevanta aspekterna i en beslutsprocess. Metoden kan hantera att jämföra alternativ som anses ojämförbara, med olika måttenheter, monetära värden, biofysiska enheter, kvalitativa utvärderingar osv. Huvudstyrkan hos MCA är att det möjliggör en kombination av analytiska resultat från alternativen med intressenternas preferenser och prioriteringar på ett öppet och replikerbart sätt (Frenche, Maule & Papamichail, 2009). Av dessa skäl har MCA i allt större utsträckning använts för att stödja identifieringen av det mest lämpliga alternativet genom att integrera faktainformation från undersökningar eller modellering. (Adem-Esmail & Geneletti, 2017). MCA hjälper till att utnyttja all information som har genererats, så att de ger beslutsfattare en effektiv överblick. På detta sätt förstärker MCA transparensen i processen genom en systematisk analys av alternativets relativa fördelar samt konsekvenserna från användningen av olika utvärderingsparametrar och metoder (Geneletti, 2005).

MCA-processen

Det finns olika varianter av MCA men en generaliserad MCA-process innefattar tre huvudsteg (figur 4).



Figur 5 Multikriterieanalys-processen som är indelat i tre huvudsteg.

Det första steget i MCA-processen syftar till att skapa en gemensam förståelse för beslutsramen och att strukturera upp problemet. Operativt innefattar det definition av målen för beslutsprocessen, identifiering av möjliga alternativ för att uppnå målen samt formulering av kriterier för att bedöma hur varje alternativ bidrar till att uppnå målen. Mål och kriterier som ofta organiseras i en hierarkisk eller nätverksstruktur måste vara fullständiga, koncisa, operativa, oberoende och begripliga (Adem-Esmail & Geneletti, 2017).

Det andra steget är den faktiska analysen, som i huvudsak består av: bedömning av kriterierna, viktning, kriterieaggregation och osäkerhetsanalys. Bedömning av

kriterierna är kvantifieringen av varje alternativs prestanda mot varje kriterium som definieras i det första steget. Konceptuellt består det av två steg: tillhandahåller "rå" information om effekterna av varje alternativ för varje kriterium. Därefter omvandla denna information till en dimensionslös skala av preferens, det vill säga ett dimensionslöst uttryck för nivån på hur önskvärt ett alternativ är. Det är inte alla MCA-tekniker som kräver att dessa två steg utförs separat. Den analytiska hierarkiprocessen tar till exempel problemet indirekt genom att be aktörerna att göra en parvis jämförelse av alternativ mot varje kriterium och sammanfatta preferenserna i en normaliserad matris. Viktningen står för olika kriteriers betydelse för beslutet, och det avser kvantifierade preferenser bland möjliga resultat för kriterier ur beslutsfattarens och/eller intressenternas perspektiv. En vikt är ett värde som tilldelas ett kriterium som indikerar sin relativa betydelse i förhållande till övriga kriterier. Kriterieaggregation kombinerar resultatet av kriteriernas bedömning och viktningen för en utvärdering av den totala prestandan av de olika alternativen. Detta kan genomföras med en viktad linjär kombination. Osäkerhetsanalysen undersöker förhållandet mellan utfallet och processens ingångsvärden och det tjänar till att testa robustheten av resultaten med tanke på osäkerhetsfaktorerna som är relaterade till alla steg i MCA-processen (Adem-Esmail & Geneletti, 2017).

MCA: s tredje steg är där information från tidigare ståndpunkter sammanfogas, vilket slutligen leder till det faktiska beslutet (Adem-Esmail & Geneletti, 2017).

Hur MCA kan användas inom MKB?

Beslutsfattandet i naturvården kräver i allt högre grad att en jämförelse genomförs mellan olika alternativ för att uppnå flera och konkurrerande mål, såsom skydd av livsmiljöer samtidigt som möjlighet att främja ekonomisk tillväxt (Karlson et al., 2016). Detta uppfyller MCA vilket gör metoden användbar inom MKB.

MCA är också en metod som kan kombineras med andra verktyg, GIS är ett sådant exempel (Adem-Esmail & Geneletti, 2017). Idag är användandet av GIS ofta begränsat till kartläggning och visning vilket har kritiserats (Geneletti, 2006). Genom att använda integrerade utvärderingsverktyg för MCA, kan kvantitativa och kvalitativa frågor adresseras (Karlson, Mörtberg & Balfors, 2014).

2.3.2 Kvantitativ metodik

För att göra en objektiv bedömning behövs verktyg för att underlätta en sådan bedömning. Det erfordras konsekventa bedömningsgrunder och tydliga riktlinjer som underlättar bedömningen. En kvantitativ bedömning skulle leda till en mera transparent granskning och underlätta för en samlad bedömning samt jämförelser på nationell nivå. För att kunna utveckla metodiken kring MKB så att fler infallsvinklar kan beaktas vid själva bedömningen och kunna möta kritiken behövs en övergång till kvantitativ bedömning (Wilson et al. 2017).

3 METOD

3.1 LITTERATURSTUDIE

En litteraturstudie genomfördes för att få en vetenskaplig förankring och förstå problematiken med dagens metodik vid bedömning inom miljökonsekvensbeskrivning. Litteratur och forskning granskades där kritik var riktad till hur dagens metodik genomförs samt hur ett alternativ skulle kunna utformas för att åtgärda eventuella brister. Urvalskriterierna för denna litteratur och forskning var att de ska vara aktuella och då publicerade efter 2002. Litteraturstudien utgick från vad syftet med en MKB är och hur det är förankrat i den svenska lagstiftningen. Detta för att se hur metodiken fungerar som ett verktyg för att uppfylla detta syfte eller undersöka om det finns hål i hur metodiken används och hur en ny kvantitativ metodik skulle kunna fylla dessa hål. Litteraturstudien är uppbyggd på tre delar där följande studerats:

- Evaluera och kritisk granska hur MKB för vägar genomförs idag.
- Vilka är de vanligaste svagheterna som lyfts fram kring dagens metodik?
- Alternativ till dagens metodik, multikriterieanalys.

3.2 ENKÄTUNDERSÖKNING

För att undersöka möjligheten att utveckla en kvantitativ metodik vid bedömningen av en MKB samt för att kunna se om de kvalitativa metoderna, såsom de flesta är vana att genomföra en bedömning, kan transformeras till en kvantitativ metod, gjordes en enkätundersökning. Enkäten skickades ut till konsulter anställda på olika företag men majoriteten på Tyréns, myndighetspersoner samt akademiska experter, personer som har erfarenhet av att genomföra en MKB med tillhörande bedömning. Enkäten skickades ut till ca 2000 personer, detta med vetskapen om att alla som fick denna enkät inte hade rätt kompetens för att kunna svara på den. Anledningen till detta är att det skickades ut massutskick på företag för att inte missa någon med rätt kompetens men också för att det skulle ha varit för tidskrävande att leta efter individer.

Enkäten utformades för att resultaten ska vara så relevanta och användbara som möjligt (Fink, 2002). Instruktionen för hur enkäten skulle fyllas i fanns i början, den var tydlig och hölls kort. Enkäten startade med lättare frågor där den tillfrågade fick fylla i sin arbetstitel/huvudsakliga arbetsuppgift samt hur många års erfarenhet hen har. Därefter följde en beskrivande text om förutsättningarna och alternativen (bilaga 1). Frågorna var raka och det fanns även utrymme för beskrivande text. Ett webbaserat enkätprogram där bedömare själv kunde notera sin bedömning direkt i figuren användes.

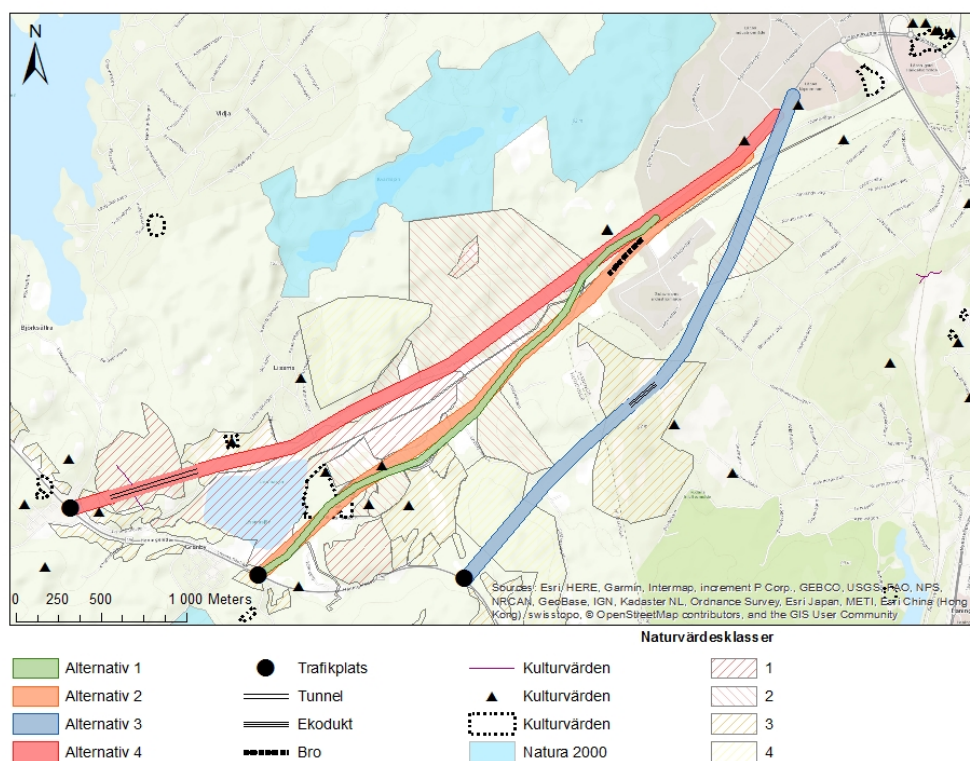
Efter att ha studerat strukturen av olika MKB:er gällande vägbyggnation sammanställdes en mini-MKB. Den var ett fiktivt scenario där en förbindelse i form av bilväg ska förstärkas mellan två orter, Länna och Granby. I scenariot behövde förbindelsen förstärkas pga. att vägen hade bristande kapacitet och kommer inte klara av den förväntade belastningsökningen i området. För detta scenario hade fyra alternativ tagits fram, alltså fyra olika vägkorridorer som ska bedömas (figur 6 och tabell 1).

Mini-MKB:en bestod av en kort beskrivande text om förutsättningarna i området, olika naturvärden, kulturvärden osv. Den innefattade en beskrivning av hur de fyra olika alternativen var planerade (tabell 1) samt en bild av hur typsektionen för alternativen var utformade. En GIS-karta där olika naturmiljövärdesklasser, natura 2000-områden,

kulturvärden samt andra objekt som har betydelse för bedömning var utpekade (figur 6). I undersökningen valdes det att inte innefatta ett nollalternativ i enkäten på grund av att den skulle bli för omfattande samt att det var bedömningarna av alternativen som var intressanta för undersökningen.

Tanken med utformningen av de olika alternativen var att konsekvensbedömningen skulle variera i den mån att alternativen inte fick samma konsekvens. Samtidigt skulle två alternativ vara svåra att särskilja då det ena alternativet påverkar genom intrång av opåverkade områden men där åtgärder skulle genomföras för att minska påverkan (alternativ 3, se figur 6). Detta ställdes mot ett alternativ som inte tog opåverkad mark i anspråk men där naturvärdesklasserna var högre och en gammal väg skulle försvinna helt samt att inga direkta åtgärder för att minska påverkan genomfördes (alternativ 2, se figur 6).

Syftet med enkäten var att kunna se variationen på bedömningarna, fanns det utrymme för nyanser i bedömningarna som inte inkluderas i en kvalitativ bedömning? Undersökningen var uppbyggd så att de kvalitativa bedömningarna för värde och påverkan skulle kunna transformeras till kvantitativa värden för att sedan kunna göra en analys hur ett matematiskt uttryck skulle kunna beskriva konsekvensen.



Figur 6 Karta över utredningsområdet. Visar de fyra olika vägdragningarna med trafikplats, eventuell tunnel, ekodukt samt bro. Visar även naturvärden, Natura 2000 och kulturvärden. Kartan användes som underlag i den utskickade enkäten.

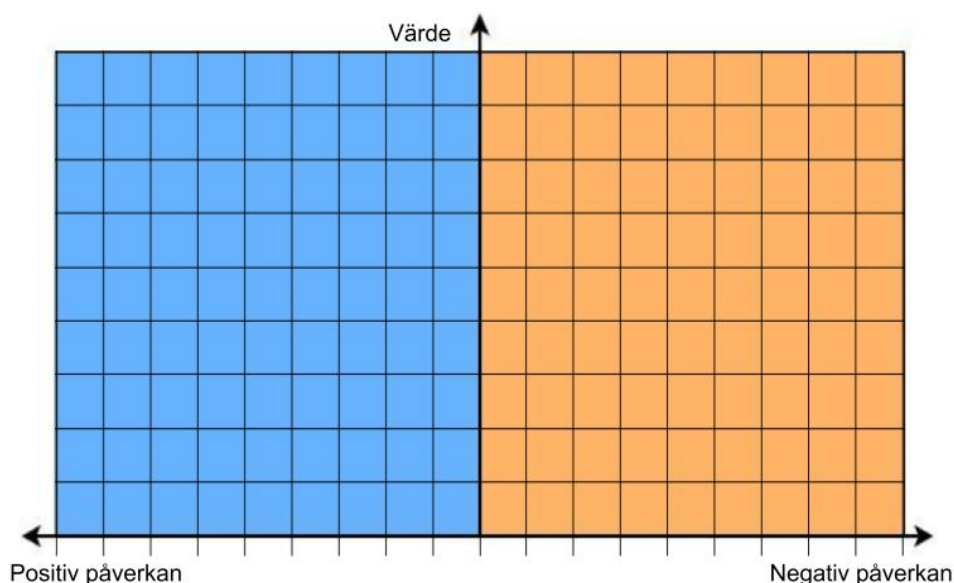
Tabell 1 Beskrivning av de fyra olika alternativen som användes i enkäten.

Konsekvensscenarios	Typ	Hastighet	Beskrivning
Alternativ 1	2+1, mötesfri väg	80 km/h	Breddning och uträtning av befintliga Lissmavägen.
Alternativ 2	2+2, mötesseparerad med mitträcke	100 km/h	Till största del breddning och uträtning av befintlig väg, mindre partier nydragning. En bro över det vattendrag som flyter genom dalen kommer byggas i närheten av industriområdet strax söder om Länna. Bullerskydd kommer sättas upp mot Lissmasjön.
Alternativ 3	2+2, mötesseparerad med mitträcke	100 km/h	Behålla den gamla vägen i befintligt skick och bygga en ny väg öster om Lissmavägen. Här kommer trafikplatsen till väg 259 hamna strax öster om Granby, trafikplatsen kommer vara en planrondell. En bank med vägtrumma kommer byggas över vattendraget. Ekodukt planeras längs sträckan för att minska barriäreffekten.
Alternativ 4	2+2, mittremsa	100 km/h	Behålla den gamla vägen i befintligt skick och bygga en ny väg väster om Lissmavägen. Här kommer trafikplatsen till väg 259 hamna strax väster om Granby närmare Ekedal, trafikplatsen kommer vara en planrondell. En tunnel genom en bergsknalle strax innan väg 259 kommer byggas. Bullerskydd kommer sättas upp mot Lissmasjön.

För alternativ 1 och 2 skulle en trafikplats byggas vid anslutningen till väg 259 vid Granby. Trafikplatsen var en rondell i plan.

Utifrån det framtagna underlaget genomfördes en bedömning av de tillfrågade. Detta gjordes genom att en värde- och påverkanmatris användes (figur 7), där konsulterna fick

plotta in konsekvensen av den samlade bedömningen. Det fanns utrymme att uttrycka både positiv och negativ konsekvens.



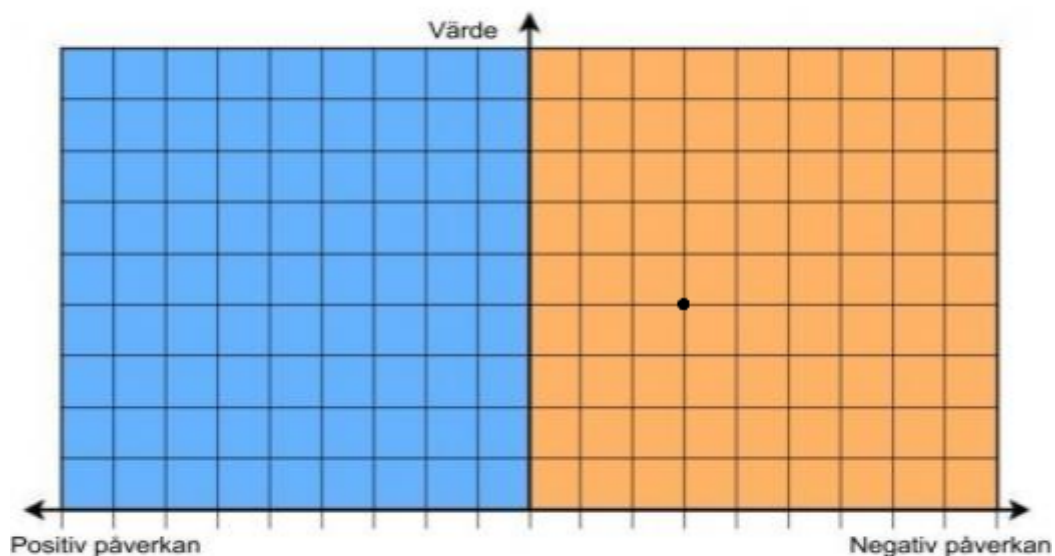
Figur 7 Bild på det diagram som skickades ut med enkäten där de tillfrågade fick plotta in den samlade konsekvensen som ett utfall av värdet och påverkan.

För diagrammet i enkäten valdes att x- och y-axeln inte skulle ha några skalor, detta för att bedömaren inte skulle bli påverkad av siffror. Bedömningen skulle så mycket som möjligt likna en kvalitativ bedömning som de flesta var vana vid.

I enkäten efterfrågades en samlad bedömning där alla aspekter som den tillfrågade anser att det finns underlag för ska vägas in i bedömningen för varje alternativ. Under diagrammen fanns utrymme för bedömaren att motivera vad det var för faktorer som påverkat bedömningen, alltså, lyfta fram om någon aspekt har vägt tyngre än någon annan och på så sätt har varit styrande i bedömningen.

3.3 ANALYS UTIFRÅN BASMODELL

Enkätsvaren sammanställdes i Excel och Matlab. Utifrån diagrammet och bedömningen bestämdes numeriska värden för x och y, påverkan och värdet (figur 8).



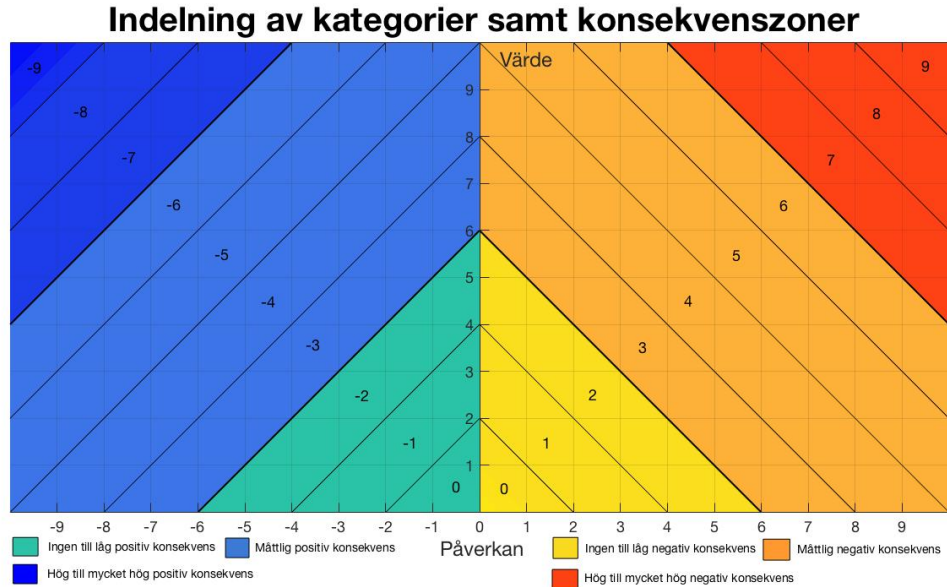
Figur 8 Hur svaret av en bedömning i enkäten kunde se ut. Här får påverkan en 3:a och värdet får en 4:a.

Diagrammet delades sedan in i 10 olika zoner, 0 till 9 för negativ konsekvens samt 0 till -9 för positiv konsekvens (figur 9). Varför det valdes att använda positiva värden för negativ konsekvens var för att det var den negativa konsekvensen som ska skattas. Dessa konsekvenszoner delades in utifrån basmodellen, att konsekvensen är summan av påverkan och värdet, $z = x + y$. Konsekvenszonerna delades även in i en grövre skala av tre kategorier (tabell 2).

Tabell 2 Definition av kategoriindelningarna med färger.

Positiva konsekvenser	Negativa konsekvenser
Ingen till mycket liten positiv konsekvens	Ingen till mycket liten negativ konsekvens
Måttlig positiv konsekvens	Måttlig negativ konsekvens
Hög till mycket hög positiv konsekvens	Hög till mycket hög negativ konsekvens

Kategoriindelningarna delades så att z-linjen skar i 3;3 samt 7;7(figur 9).

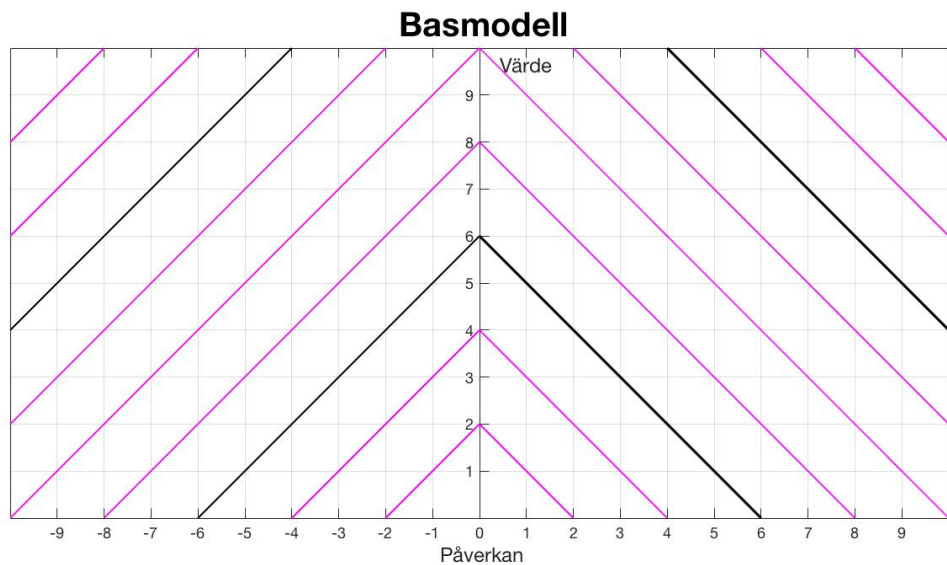


Figur 9 Basmodell, indelning med kategorier samt konsekvenszoner.

Kategorierna delades in i olika färger och konsekvenszonerna markerades ut med siffror som figur 9 visar. Svaren från enkäten plottades in i denna figur för att delas in i olika kategorier och få ett kvantitativt värde på konsekvensen.

3.4 JÄMFÖRA OLIKA MATEMATISKA MODELLER

Genom användning av olika matematiska uttryck för indelningen av konsekvensen och kategorierna genomfördes en analys av vilket uttryck som beskriver konsekvensen bäst, alltså vilken typ av modell/indelning som skulle användas för att spegla det verkliga utfallet.

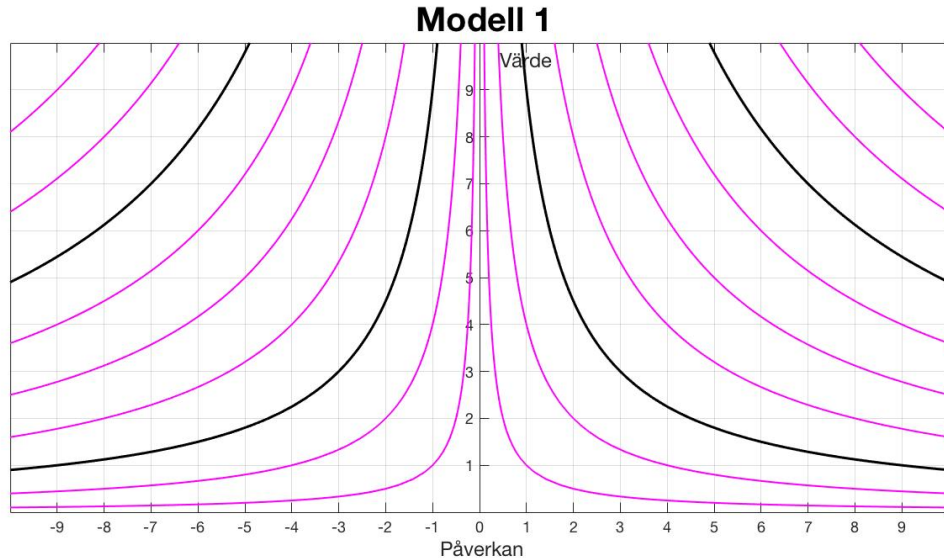


Figur 10 Kategoriindelning och konsekvenszoner med basmodellen, bygger på uttrycket $z = x + y$

De två matematiska uttryck som studerades utöver basmodellen var:

Modell 1, $z = x * y$

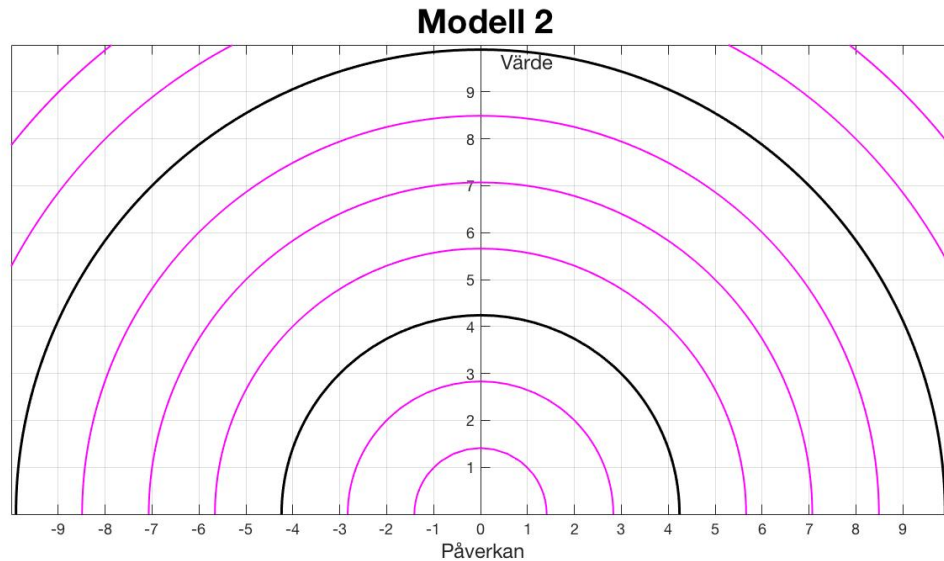
Där konsekvensen (z) var en produkt av värde (y) och påverkan (x), benämns som modell 1. Med detta uttryck fick indelningen av konsekvenszonerna ett mera konkavt utseende jämfört med basmodellen (figur 11). Indelningen för de olika kategorierna gick vid den svarta lite grövre linjen.



Figur 11 Kategoriindelning och konsekvenszoner med modell 1, bygger på uttrycket $z = x * y$

Modell 2, $z = \sqrt{x_N^2 + y^2} + (-1) \sqrt{x_P^2 + y^2}$

Där konsekvensen (z) var kvadratroten ur summan av värdet (y) och negativ alternativt positiv påverkan (x_N eller x_P) upphöjt till 2, benämns som modell 2. Uttrycket är formulerat så att den positiva konsekvensen ska kunna uttryckas med ett negativt värde, alltså positiv påverkan som har ett negativt värde ska kunna ge. Med detta uttryck fick indelningen ett mera konvext utseende jämfört med basmodellen (figur 12).



Figur 12 Kategoriindelning och konsekvenszoner med modell 2, bygger på uttrycket $z = \sqrt{x_N^2 + y^2} + (-1)\sqrt{x_p^2 + y^2}$

De matematiska uttrycken valdes pga. att de till form skiljer sig från $z = x + y$. Tanken med de olika matematiska uttrycken var att de skulle ha en liknande indelning av konsekvenszoner samt kategorier. Vid indelningen av kategorierna skulle linjen skära genom punkterna 3:3 samt 7:7 för alla alternativ. Detta för att kunna genomföra en förhållandevis likartad jämförelse. Detta ledde också till att andra matematiska uttryck som ger räta diagonala linjer slopades, de skulle ha fått samma konsekvenszoner och kategoriindelning som basmodellen då linjerna tvingades till att skära i vissa punkter.

Dessa tre modeller jämfördes visuellt i Matlab. Resultatet från enkäten för alla fyra alternativ plottades tillsammans med de olika indelningarna från de matematiska uttrycken. På så sätt kunde konsekvensen kvantifieras och antog olika värden beroende på vilket matematiskt uttryck som användes för indelningen.

De olika uttrycken jämfördes genom att bedömningarna av de olika alternativen plottades och antal prickar (bedömningar) räknades för varje konsekvenszon. Efter att alla bedömningar fått ett kvantifierat värde för konsekvensen beräknades medelvärde och standardavvikelsen på dessa värden. Ju lägre standardavvikelse en modell hade ju bättre lämpad ansågs den modellen vara för att beskriva konsekvensen. Hade modellen en hög standardavvikelse var spridningen större och därför mindre lämpad att beskriva konsekvensen. Standardavvikelsen beräknas enligt ekvation 1.

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum(z-m)^2}{n-1}} \quad (1)$$

Där σ är standardavvikelsen, z är varje enskilt observationsvärde från de olika uttrycken, m är medelvärdet och n är antal observationer.

Då medelvärdet ibland kan vara missvisande och känsligt för extremvärden beräknades även medianvärde och kvartilavstånd för det kvantifierade konsekvensvärdet.

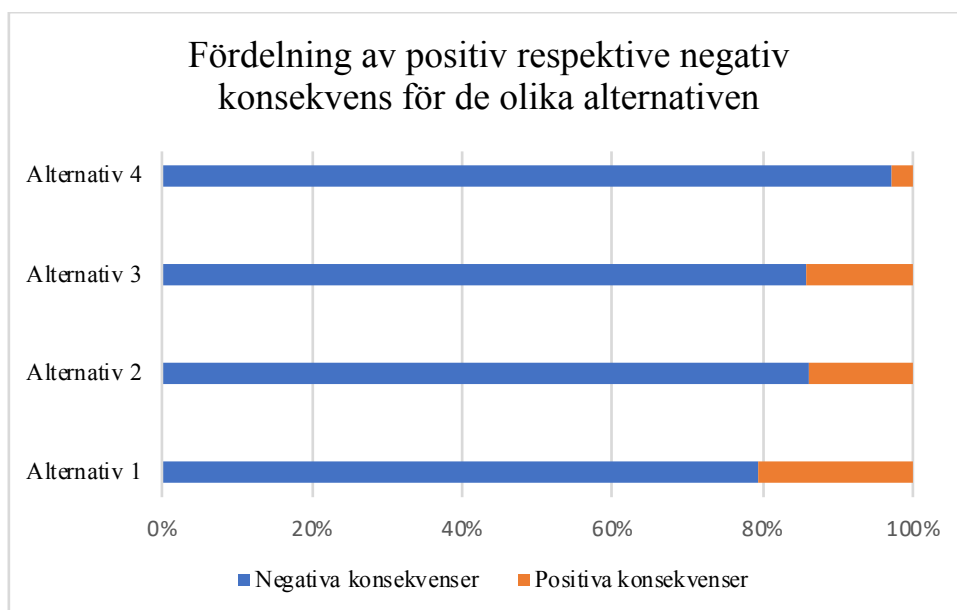
Kvartilavståndet beräknades genom att ta differensen mellan den första och tredje kvartilen.

4 RESULTAT

Från enkäten erhöles totalt 36 svar, det var ca 400 personer som hade tittat på enkäten och medeltiden det tog att svara på enkäten var 14 min. Enkäten skickades ut till ca 2000 personer. Vid sammanställningen förekom ett bortfall för alternativ 1,3 och 4 pga. att svaret var oläsligt eller motsägelsefullt.

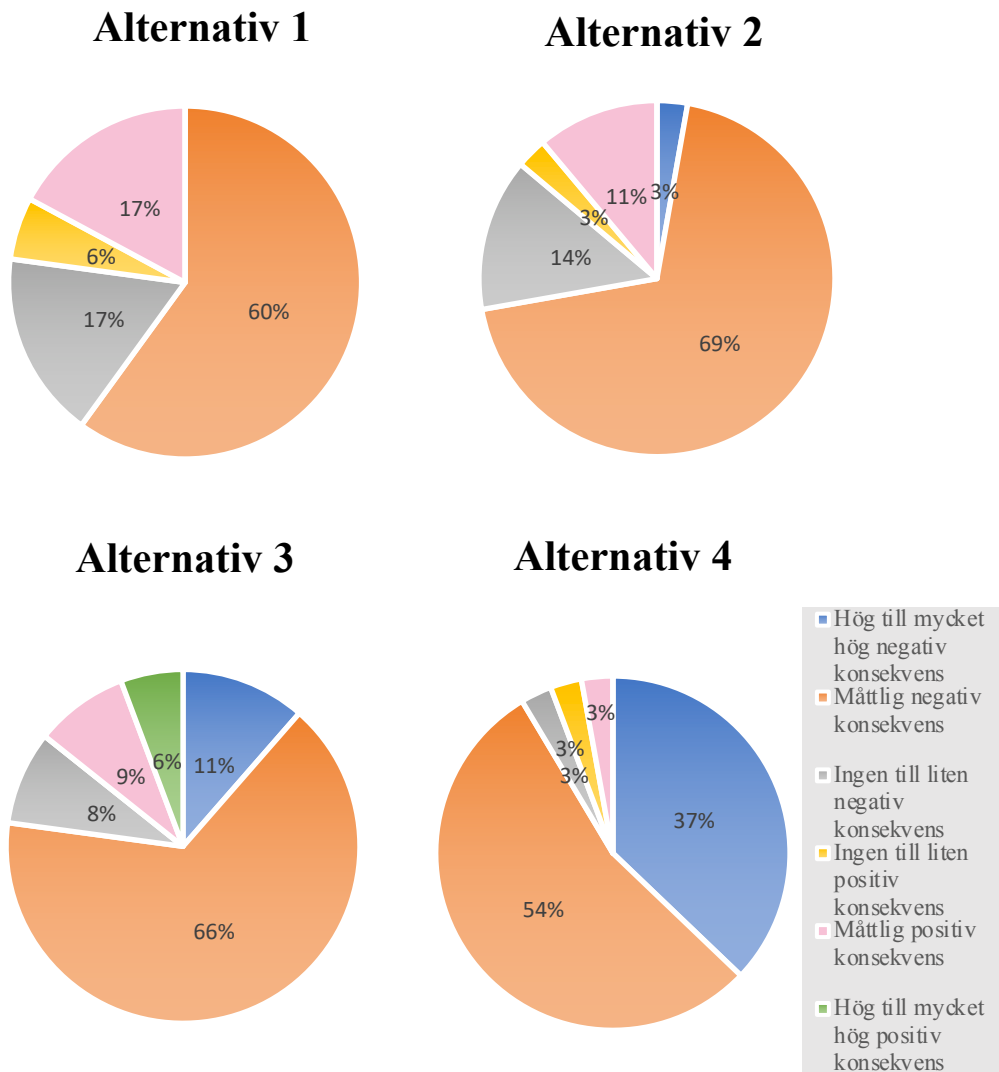
4.1 ANALYS MED BASMODELL

För alternativ 1 var 7 svar positiv konsekvens och 27 svar negativ konsekvens. För alternativ 2 var 5 svar positiv konsekvens och 31 svar negativ konsekvens. För alternativ 3 var 5 svar positiv konsekvens och 30 svar negativ konsekvens. För alternativ 4 var 1 svar positiv konsekvens och 33 svar negativ konsekvens (figur 13). För alternativ 1 och 4 var det 1 svar som gav ingen konsekvens och är således inte med i figuren.



Figur 13 Fördelning av positiv respektive negativ konsekvens för de fyra olika alternativen. Resultat av bedömningarna från enkäten.

De som svarade på enkäten hade övervägande bedömt att alla alternativ hade en negativ konsekvens i den samlade bedömningen. Alternativ 1 hade den största andelen som svarat att det var en positiv konsekvens medan alternativ 4 hade den minsta andelen. Utifrån basmodellen, där konsekvensen är summan av värdet och påverkan, kan fördelningen mellan de sex olika kategorierna för de fyra alternativen studeras i figur 14.



Figur 14 Fördelningen mellan de sex olika kategorierna för alternativ 1, 2, 3 och 4. Fördelningen har utgått ifrån basmodellen.

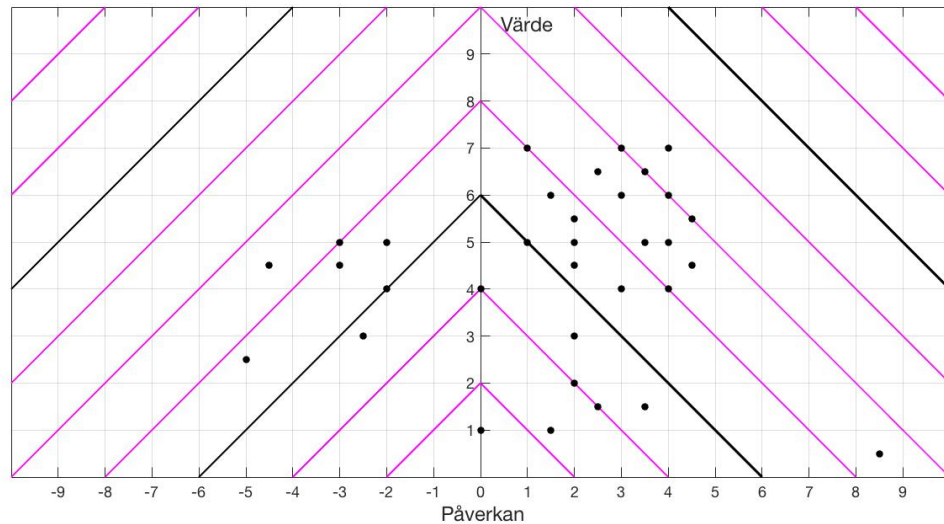
För alternativ 1 var måttlig negativ konsekvens den största kategorin med 60 %. Ingen till liten negativ konsekvens samt måttligt positiv konsekvens var lika stora med 17 %. För alternativ 2 var det måttlig negativ konsekvens som var den största kategorin med 69 %, därefter var det ingen till liten negativ konsekvens med 14 % och måttligt positiv konsekvens var lika stora med 11 %. För alternativ 3 var det även måttlig negativ konsekvens som var den största kategorin med 66 %. Därefter var hög till mycket hög negativ konsekvens, måttlig positiv konsekvens, ingen till liten negativ konsekvens samt hög till mycket hög positiv konsekvens var nästan lika stora med 11 %, 9 %, 8 % samt 6 %. För alternativ 4 var måttlig negativ den övervägande största kategorin med 54 %, därefter kom hög till mycket hög negativ konsekvens 37 %.

4.2 JÄMFÖRELSE AV OLIKA MATEMATISKA MODELLER

Resultat av bedömningarna från enkäten med de olika matematiska uttrycken för varje alternativ.

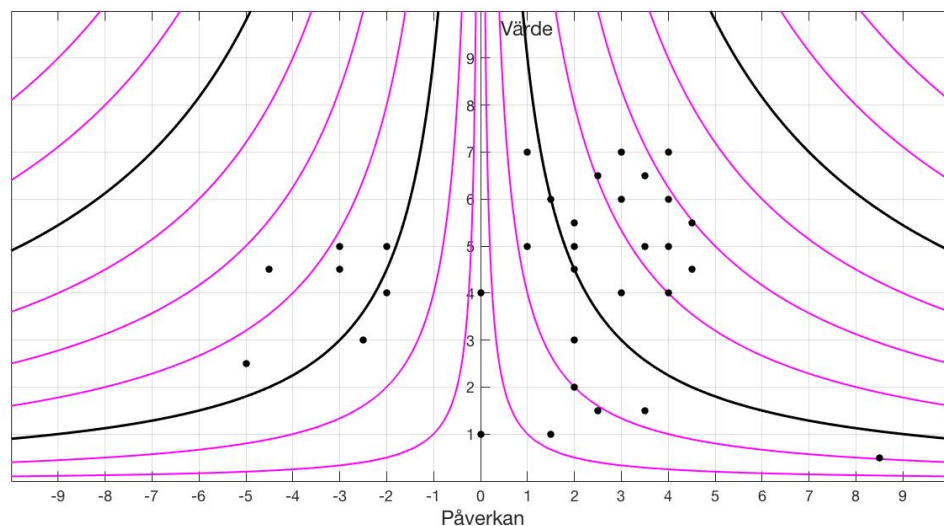
4.2.1 Alternativ 1

Med basmodellen för alternativ 1 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 4 och 5. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 5 konsekvenszoner (figur 15).



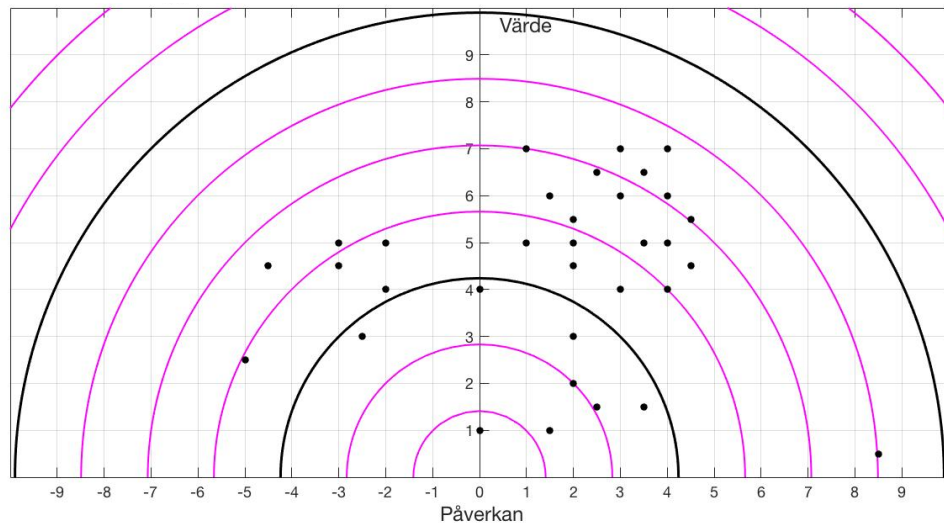
Figur 15 Resultatet av bedömningar för alternativ 1 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = x + y$.

Med modell 1 för alternativ 1 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 3 och 4 med stor majoritet för konsekvenszon 4. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 6 konsekvenszoner (figur 16).



Figur 16 Resultatet av bedömningar för alternativ 1 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = x * y$.

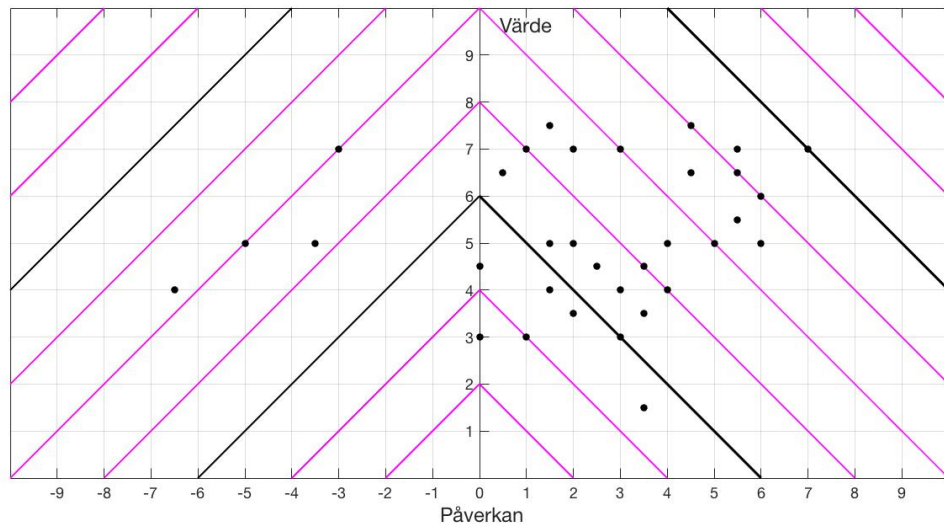
Med modell 2 för alternativ 1 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 4 och 5. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 6 konsekvenszoner (figur 17).



Figur 17 Resultatet av bedömningar för alternativ 1 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = \sqrt{x_N^2 + y^2} + (-1)\sqrt{x_p^2 + y^2}$.

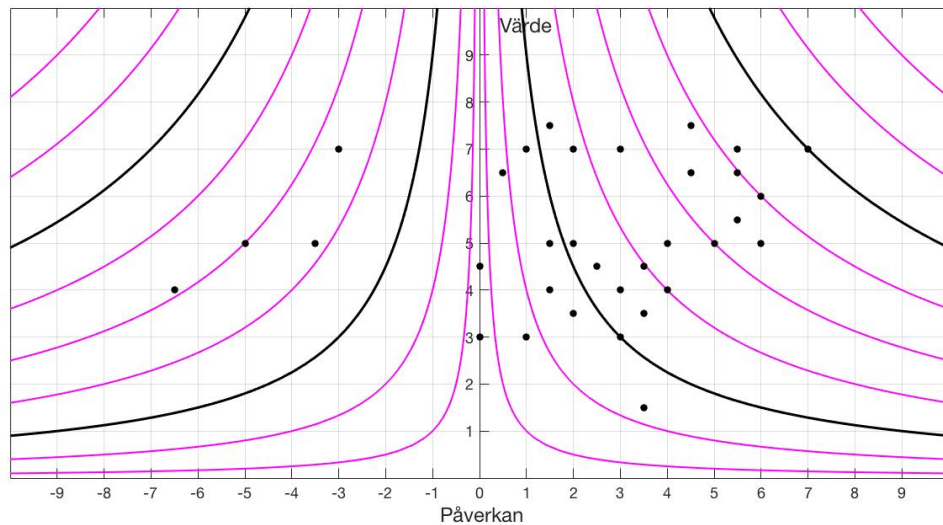
4.2.2 Alternativ 2

Med basmodellen för alternativ 2 låg bedömningarna relativt jämt fördelade över konsekvenszonerna 2–6 med störst vikt på konsekvenszon 3. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 6 konsekvenszoner (figur 18).



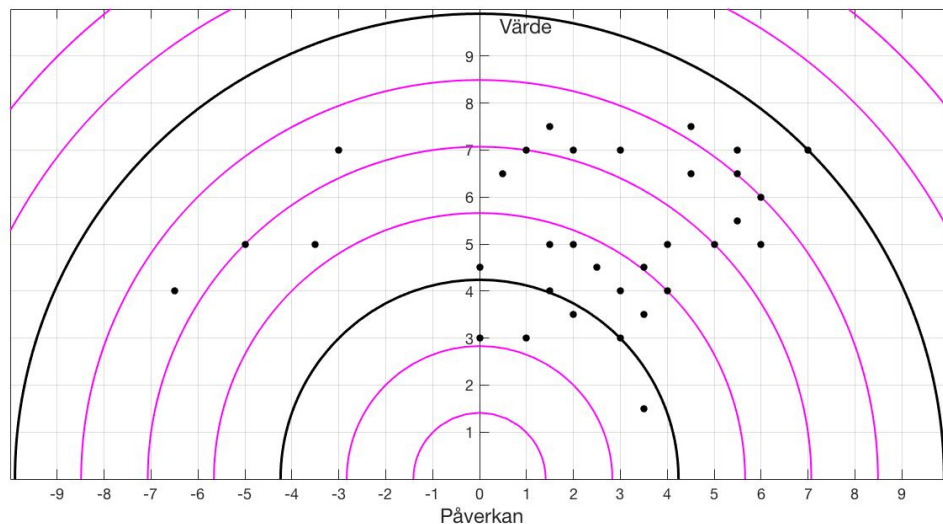
Figur 18 Resultatet av bedömningar för alternativ 2 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = x * y$.

Med modell 1 för alternativ 2 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 3 och 5 med störst vikt på konsekvenszon 3. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 8 konsekvenszoner (figur 19).



Figur 19 Resultatet av bedömningar för alternativ 2 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = x * y$.

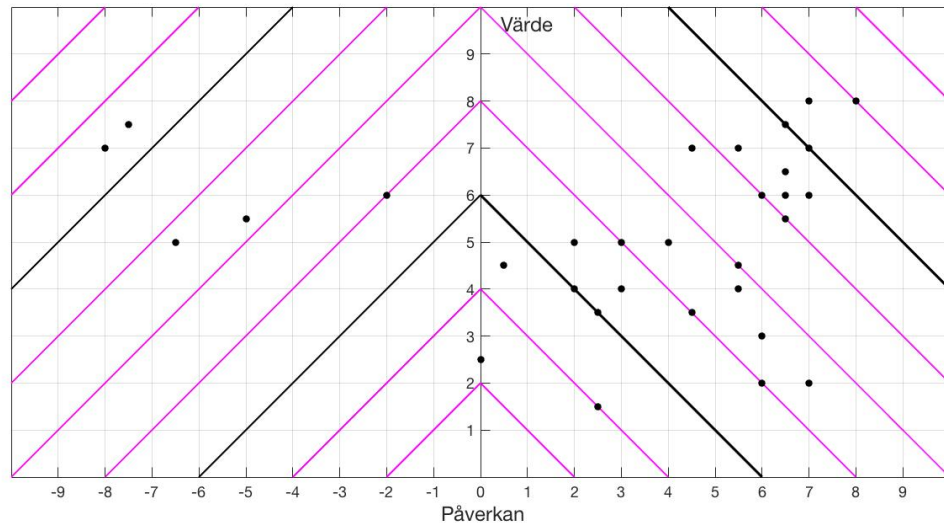
Med modell 2 för alternativ 2 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 3 och 5. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 6 konsekvenszoner (figur 20).



Figur 20 Resultatet av bedömningar för alternativ 2 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = \sqrt{x_N^2 + y^2} + (-1)\sqrt{x_p^2 + y^2}$.

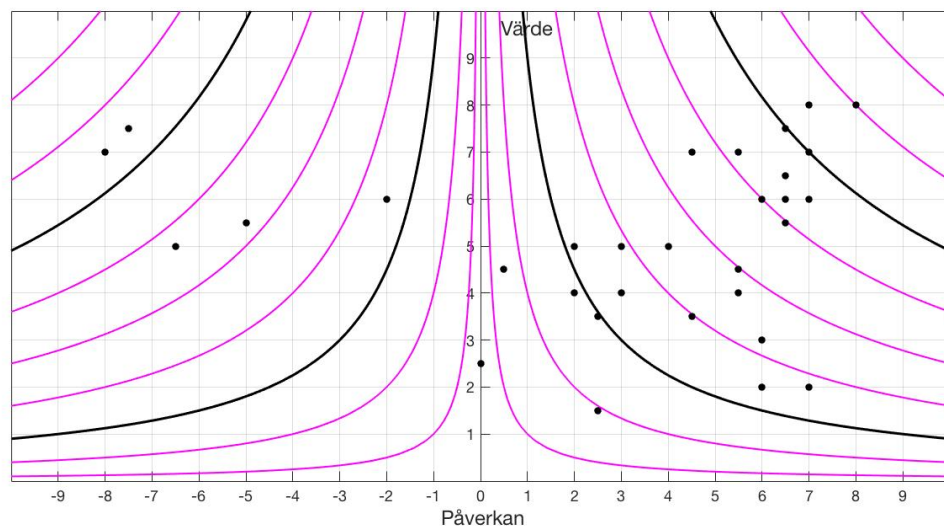
4.2.3 Alternativ 3

Med basmodellen för alternativ 3 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 4 och 6, med störst vikt på konsekvenszon 4. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 8 konsekvenszoner (figur 21).



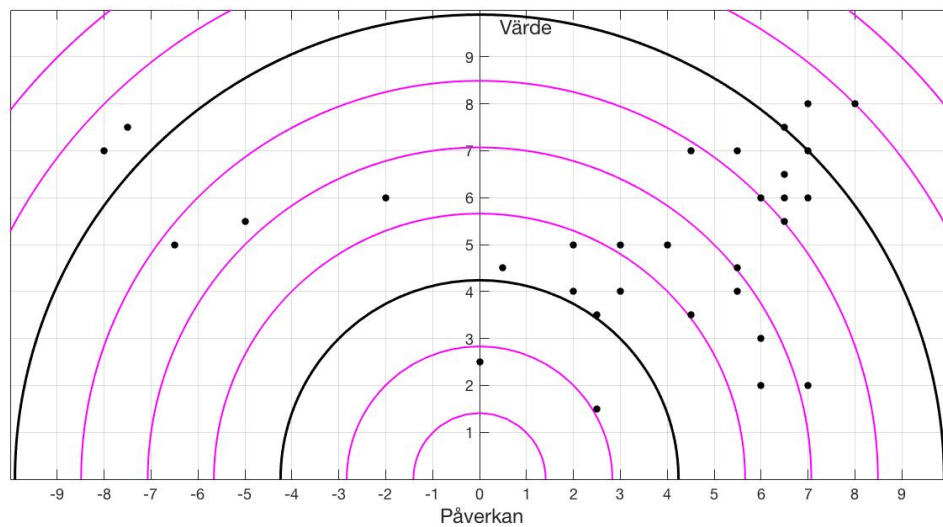
Figur 21 Resultatet av bedömningar för alternativ 3 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = x + y$.

Med modell 1 för alternativ 3 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 3 och 6. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 9 konsekvenszoner (figur 22).



Figur 22 Resultatet av bedömningar för alternativ 3 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = x * y$.

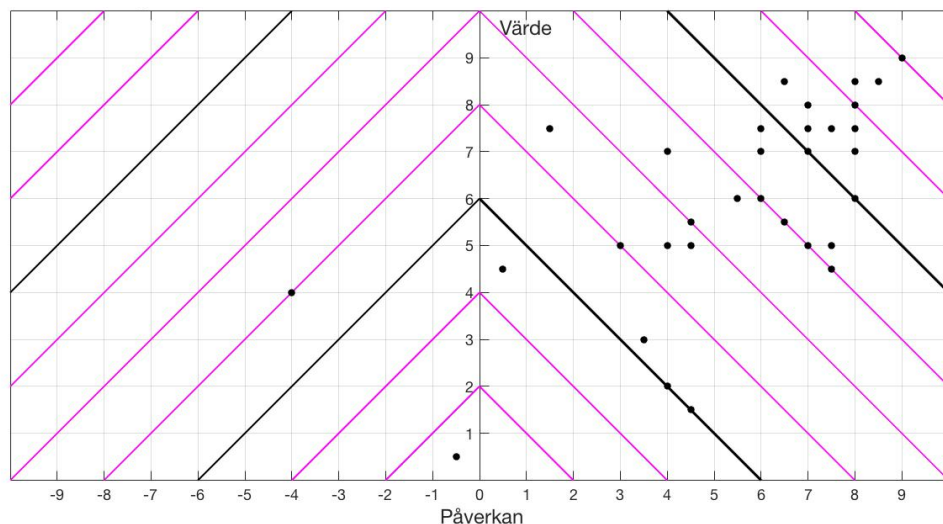
Med modell 2 för alternativ 3 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 4 och 6. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 8 konsekvenszoner (figur 23).



Figur 23 Resultatet av bedömningar för alternativ 3 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = \sqrt{x_N^2 + y^2} + (-1)\sqrt{x_p^2 + y^2}$.

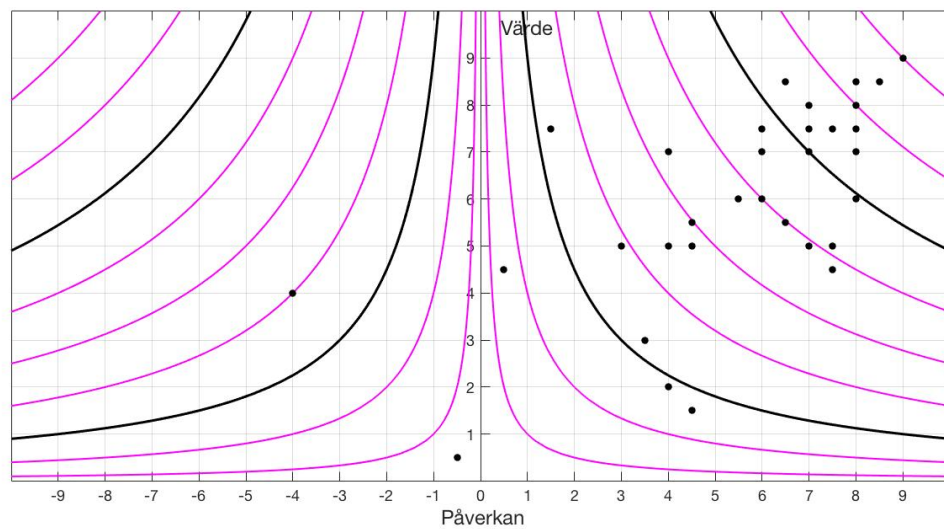
4.2.4 Alternativ 4

Med basmodellen för alternativ 4 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 6 och 7. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 8 konsekvenszoner (figur 24).



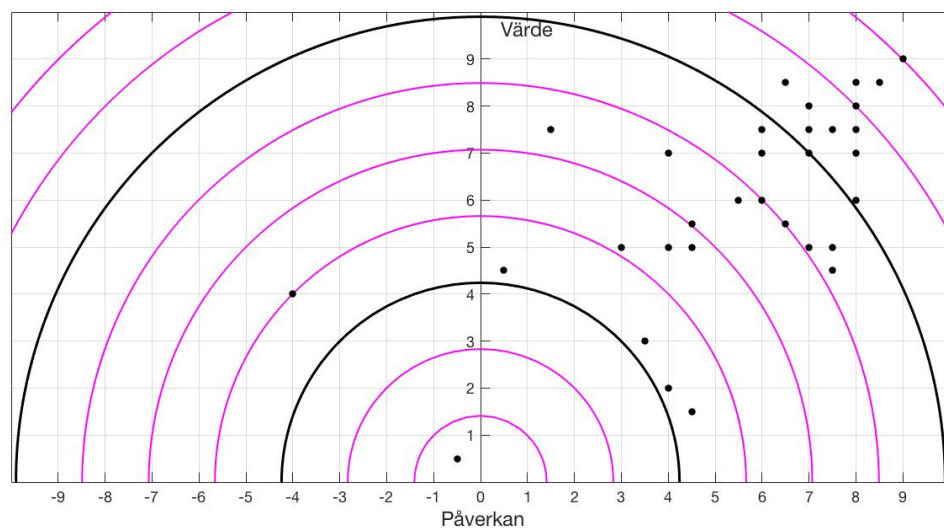
Figur 24 Resultatet av bedömningar för alternativ 4 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = x + y$.

Med modell 1 för alternativ 4 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 5,6 och 7. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 9 konsekvenszoner (figur 25).



Figur 25 Resultatet av bedömningar för alternativ 4 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = x * y$.

Med modell 2 för alternativ 4 låg flest bedömningar kring konsekvenszonerna 6 och 7. Studerades enbart den negativa konsekvensen var bedömningarna uppdelade på 7 konsekvenszoner (figur 26).



Figur 26 Resultatet av bedömningar för alternativ 4 från enkäten som punkter i diagram där konsekvensen och kategorierna är indelade som basmodellen utifrån uttrycket $z = \sqrt{x_N^2 + y^2} + (-1)\sqrt{x_P^2 + y^2}$.

4.3 ANALYSMETODER

I tre av fyra alternativ hade modell 1 den lägsta standardavvikelsen, i dessa fall var även medelvärdet lägst. I ett fall hade modell 2 lägsta standardavvikelsen, då var också medelvärdet högst av uttrycken (tabell 3).

Tabell 3 Resultat av medelvärde och standardavvikelse av konsekvensen z, utifrån konsekvenszonerna för alternativ 1, 2, 3 och 4 med de olika modellerna. Alla bedömningar är medräknade. Värderna markerade med fet stil är den modell som fått lägst standardavvikelse.

		<i>Basmodellen</i>	<i>Modell 1</i>	<i>Modell 2</i>
<i>Alternativ 1</i>	Medelvärde	2,11	1,74	2,20
	Standardavvikelse	2,94	2,63	3,01
<i>Alternativ 2</i>	Medelvärde	2,94	2,58	3,08
	Standardavvikelse	3,20	3,05	3,27
<i>Alternativ 3</i>	Medelvärde	3,14	2,77	3,20
	Standardavvikelse	3,97	3,89	3,98
<i>Alternativ 4</i>	Medelvärde	5,31	5,00	5,37
	Standardavvikelse	2,54	2,68	2,50

Efter en genomgång av bedömningsgrunderna, kommentarerna i enkäten där det fanns utrymme för att beskriva vilka aspekter som varit styrande i den samlade bedömningen, gjordes bedömningen att de värden som fått en positiv konsekvens kan tas bort. Detta pga. att de som svarat missförstått frågan, bedömt utifrån information som ej har funnits eller helt enkelt prickat i fel. Det nya resultatet med det beräknade medelvärdet och standardavvikelsen för varje uttryck och alternativ kan studeras i tabell 4.

Tabell 4 Resultat av medelvärde och standardavvikelse av konsekvensen z, utifrån konsekvenszonerna för alternativ 1, 2, 3 och 4 med de olika modellerna. Endast den negativa konsekvensen är medräknad. Värderna markerade med fet stil är den modell som fått lägst standardavvikelse.

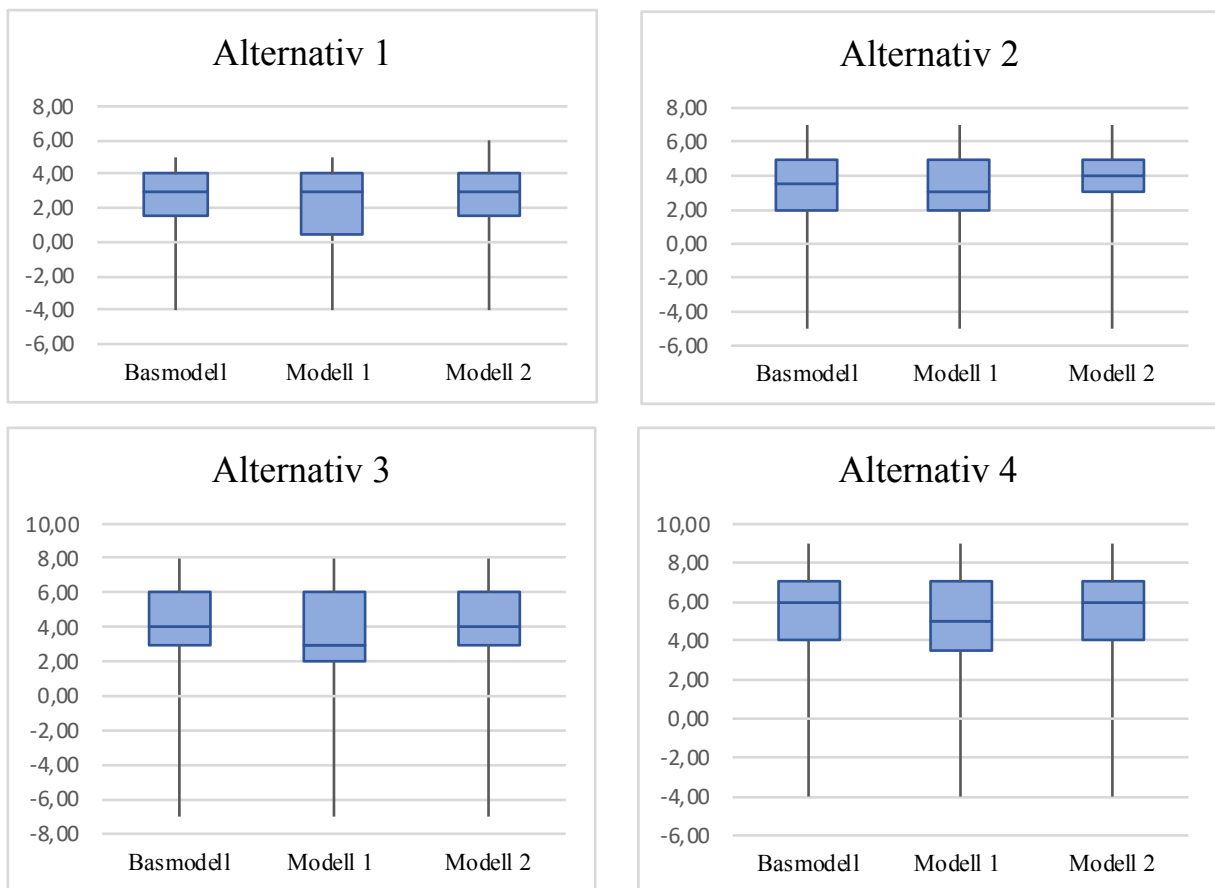
		<i>Basmodellen</i>	<i>Modell 1</i>	<i>Modell 2</i>
<i>Alternativ 1</i>	Medelvärde	3,56	3,12	3,56
	Standardavvikelse	1,19	1,07	1,26
<i>Alternativ 2</i>	Medelvärde	4,06	3,70	4,06
	Standardavvikelse	1,48	1,58	1,78
<i>Alternativ 3</i>	Medelvärde	4,60	4,28	4,67
	Standardavvikelse	1,69	1,85	1,65
<i>Alternativ 4</i>	Medelvärde	5,76	5,42	5,82
	Standardavvikelse	1,75	2,03	1,67

I detta fall ökade medelvärdet för samtliga alternativ och uttryck. För alternativ 3 och 4 har modell 2 lägsta standardavvikelsen, då var också medelvärdet högst av uttrycken. För alternativ 1 hade fortfarande modell 1 den lägsta standardavvikelsen och medelvärdet. För alternativ 2 var det basmodellen som har den lägsta standardavvikelsen.

Tabell 5 Resultat av medianvärde och kvartilavstånd för alternativ 1, 2, 3 och 4. Alla bedömningar är medräknade.

		<i>Basmodellen</i>	<i>Modell 1</i>	<i>Modell 2</i>
<i>Alternativ 1</i>	Minvärde	-4,00	-4,00	-4,00
	Första kvartilen	1,50	0,50	1,50
	Median	3,00	3,00	3,00
	Tredje kvartilen	4,00	4,00	4,00
	Maxvärde	5,00	5,00	6,00
	Kvartilavstånd	2,50	3,50	2,50
<i>Alternativ 2</i>	Minvärde	-5,00	-5,00	-5,00
	Första kvartilen	2,00	2,00	3,00
	Median	3,50	3,00	4,00
	Tredje kvartilen	5,00	5,00	5,00
	Maxvärde	7,00	7,00	7,00
	Kvartilavstånd	3,00	3,00	2,00
<i>Alternativ 3</i>	Minvärde	-7,00	-7,00	-7,00
	Första kvartilen	3,00	2,00	3,00
	Median	4,00	3,00	4,00
	Tredje kvartilen	6,00	6,00	6,00
	Maxvärde	8,00	8,00	8,00
	Kvartilavstånd	3,00	4,00	3,00
<i>Alternativ 4</i>	Minvärde	-4,00	-4,00	-4,00
	Första kvartilen	4,00	3,50	4,00
	Median	6,00	5,00	6,00
	Tredje kvartilen	7,00	7,00	7,00
	Maxvärde	9,00	9,00	9,00
	Kvartilavstånd	3,00	3,50	3,00

Resultatet med alla tre matematiska modeller samt alla bedömningar för alternativ 1–4 kan studeras i figur 27.



Figur 27 Resultat av medianvärde och kvartilavstånd för alternativ 1, 2, 3 och 4. Här illustrerat som låddiagram. Alla bedömningar är medräknade.

I tabell 6 har alla värden från bedömningen tagits med. För alternativ 1, 3 och 4 hade basmodellen samt modell 2 kortast kvartilavstånd. För alternativ 2 var det modell 2 som hade kortast kvartilavstånd.

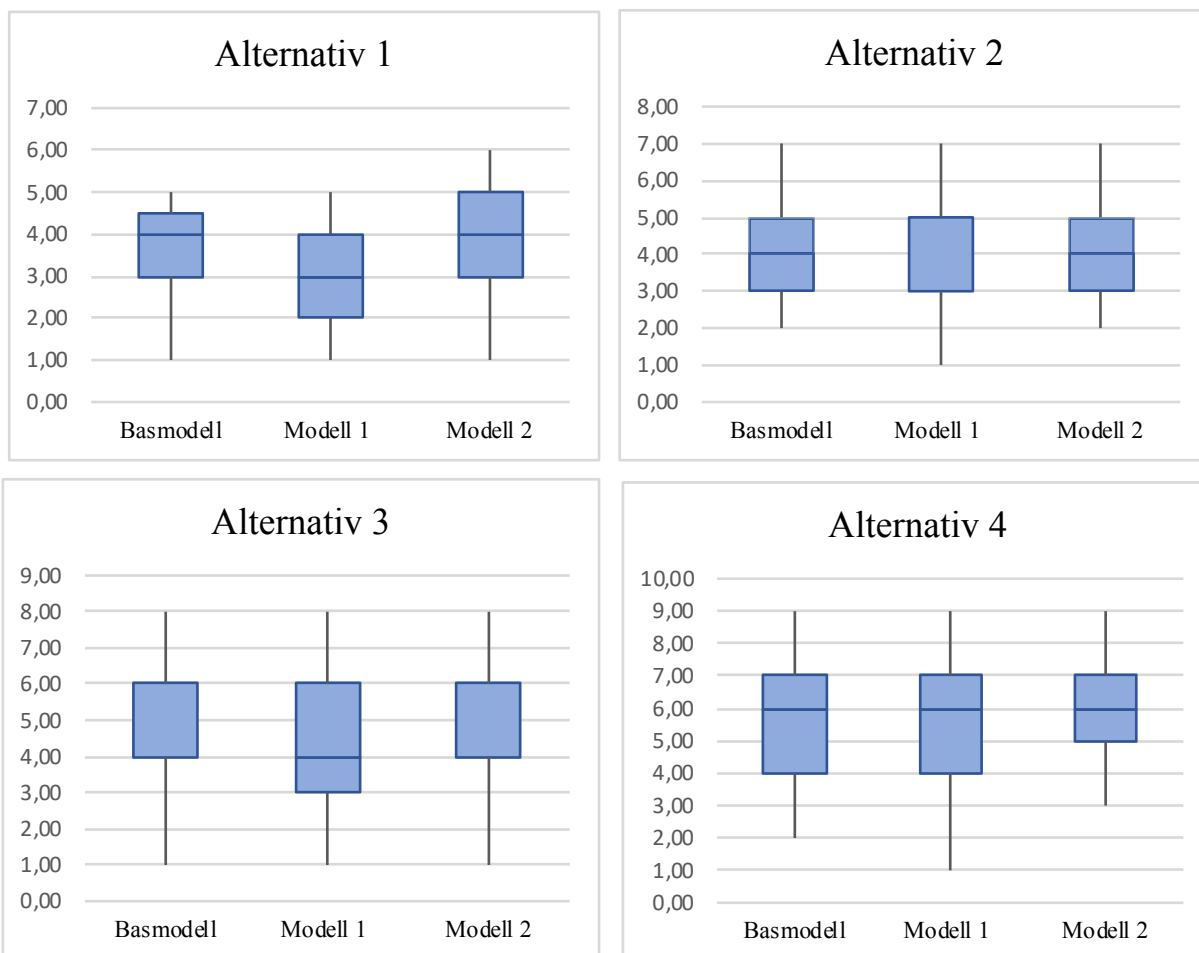
Tabell 6 Resultat av medianvärde och kvartilavstånd för alternativ 1, 2, 3 och 4. Endast negativ konsekvens är medräknad.

		<i>Basmodellen</i>	<i>Modell 1</i>	<i>Modell 2</i>
<i>Alternativ 1</i>	Minvärde	1,00	1,00	1,00
	Första kvartilen	3,00	2,00	3,00
	Median	4,00	3,00	4,00
	Tredje kvartilen	4,50	4,00	5,00
	Maxvärde	5,00	5,00	6,00
	Kvartilavstånd	1,50	2,00	2,00
<i>Alternativ 2</i>	Minvärde	2,00	1,00	2,00
	Första kvartilen	3,00	3,00	3,00
	Median	4,00	3,00	4,00
	Tredje kvartilen	5,00	5,00	5,00
	Maxvärde	7,00	7,00	7,00
	Kvartilavstånd	2,00	2,00	2,00
<i>Alternativ 3</i>	Minvärde	1,00	1,00	1,00

Första kvartilen	4,00	3,00	4,00
Median	4,00	4,00	4,00
Tredje kvartilen	6,00	6,00	6,00
Maxvärde	8,00	8,00	8,00
Kvartilavstånd	2,00	3,00	2,00
Minvärde	2,00	1,00	3,00
Första kvartilen	4,00	4,00	5,00
Median	6,00	5,00	6,00
Tredje kvartilen	7,00	7,00	7,00
Maxvärde	9,00	9,00	9,00
Kvartilavstånd	3,00	3,00	2,00

Alternativ 4

För alternativ 1 var det basmodellen som hade det kortaste kvartilavståndet. För alternativ 2 hade samtliga uttryck lika stort kvartilavstånd. För alternativ 3 var det modell 2 samt basmodellen som hade det kortaste kvartilavståndet. Modell 2 hade för alternativ 4 det kortaste kvartilavståndet. Resultatet i tabell 5 finns även illustrerat som låddiagram i figur 28.



Figur 28 Resultat av medianvärde och kvartilavstånd för alternativ 1, 2, 3 och 4. Här illustrerat som låddiagram. Endast negativ konsekvens är medräknad.

5 DISKUSSION

Frågan om resultatet hade kunnat bli annorlunda om fler hade svarat får ses som en möjlighet, dock gjordes bedömningen att 36 personer som ett rimligt underlag och där statistiska slutsatser kan dras med relativt hög säkerhet.

5.1 LITTERATURSTUDIE

Litteraturstudien kom fram till att det fanns brister i dagens metodik som en kvantitativ metodik hade kunnat förbättra. Mycket av den kritik som granskades pekade på att behovet fanns av tydligare riktlinjer och standardiseringar vid genomförandet av bedömningar i en MKB (Isaksson, Richardson & Olsson, 2009). Detta examensarbete understödde denna kritik. Spridningarna på bedömningarna visade att det är ett komplext problem att göra en bedömning vilket då visade på ett behov av tydligare riktlinjer för att genomföra bedömningar som uppfyller syftet med en MKB.

Med en kvantitativ metod finns det möjlighet att kunna genomföra löpande bedömningar under hela miljöbedömningsprocessen. Det skulle underlätta arbetet med en MKB att redan i ett tidigt skede kunna peka ut problematiska områden och därmed kunna fokusera på åtgärder för att minska påverkan. Processen och bedömningarna skulle även kunna bli mer transparenta vilket gör det mindre personberoende och godtyckligt, vilket är två problem som uppmärksammats av kritiker (Linkov et al., 2009; Geneletti, 2006). Med siffror/vikter kan det visas tydligare hur prioriteringar har genomförts i processen, vilken aspekt som vägt tyngre och då har varit styrande i den samlade bedömningen. Med exempelvis MCA som en bedömningsmetod inom MKB ges den överblick och transparens som efterfrågas. Metoden kan på ett begripligt sätt presentera all relevant data, detta är vad tidigare forskning pekat på (Geneletti 2005).

Resultatet för detta examensarbete är tänkt att vara applicerbart för flera aspekter och andra miljöbedömningar än enbart för vägar, även fast det var avgränsat till att endast studera MKB för vägar. Att uppfylla syftet med en MKB är relevant för alla typer av miljöbedömningar. Genomförandet av bedömningen i en MKB skiljer sig inte nämnvärt mycket mellan olika områden. De metodologiska aspekterna med att bedöma olika aspekter som påverkar ett projekt är ofta den samma, det är aspekterna och omfattningen av dessa som skiljer sig.

5.2 ANALYS MED BASMODELL

I figur 13 visades att en övervägande majoritet av bedömningarna var av negativ konsekvens, detta gällde för alla alternativ. Av de fyra alternativen hade alternativ 4 den största majoriteten av bedömningar som var av negativ konsekvens. Detta alternativ hade också högst medelvärde samt medianvärde. Alternativ 1 som hade den största andelen av bedömningen som var av positiv konsekvens, om än dock en liten del i det hela, hade också lägsta medelvärdet samt medianvärde. Däremellan kan ses att ju högre medelvärde och medianvärde ett alternativ hade ju färre bedömningar av positiv konsekvens kunde observeras. Detta skulle kunna betraktas som att ju tydligare negativ konsekvens ett alternativ har, desto mer likartade var bedömningarna bland de svarande. Detta var något som också backades upp av figur 14. Alternativ 4 som hade det största medel- och medianvärde har också störst del av likartade bedömningar.

Spridningen skulle också kunna förklaras till viss del av bedömningsgrunderna. Att en del kunde anse att dessa inte varit tydliga i enkäten och på så sätt hade också bedömningarna blivit varierade. För att kunna studera detta närmare och göra en djupare analys bör kommentarerna till bedömningarna studeras. Skulle även kunna kompletteras med uppföljande intervjuer. Varför detta inte genomfördes i examensarbetet var framförallt en tidsaspekt.

Denna undersökning visade på en spridning av bedömningarna, frågan bör då ställas om MKB håller den kvalitet som den syftar till i lagtexten. Med en hög spridning i bedömningarna kan den transparens som tidigare forskning efterfrågat inom MKB:n för att öka kvalitén minska (Karlson, Mörtberg & Balfors, 2014; Linkov et al., 2009). Vad blir kontentan av att MKB-utövare bedömer samma alternativ så olika? Uppfylls syftet med en MKB om hållbarhet eller behöver en förändring till för att miljöbedömningar och MKB ska kunna bli det verktyg till att bidra till en mera hållbar utveckling? Det ska dock tilläggas att enkäten inte fullt ut speglar verkligheten av hur en samlad bedömning genomförs, många gånger är det flera personer som tillsammans diskuterar och använder sig av experter inom området. Men frågorna är fortfarande relevanta att ställa för att säkerställa att en MKB håller hög kvalitet. Med resultatet från detta examensarbete finns det möjlighet att se över metodiken kring bedömningar inom MKB:ar för att öka transparensen, minska spridningen samt utforma tydligare riktlinjer.

5.3 JÄMFÖRELSE MELLAN OLIKA MATEMATISKA MODELLER

Genom att konsekvensen delades in i fler zoner med den kvantitativa metoden kom fler nyanser av bedömningarna fram. Figur 14 visar att för exempelvis alternativ 3 att 66 % av bedömningarna hamnade i kategorin måttlig konsekvens. Studerades samtidigt figur 21 där bedömningarna hade ganska stor spridning inom kategorin måttlig konsekvens som sträcker sig mellan konsekvenszon 3–6. I en samlad bedömning kan det bli en stor skillnad om en miljöaspekt får konsekvensen 6 eller 3. Finns det fler nyanser av bedömningarna kan små skillnader i positiv och negativ påverkan lättare uppfattas och inte få för stor eller liten betydelse i bedömningen. Detta skulle kunna leda till ett mera tillförlitligt resultat som ger en tydligare bild av konsekvensen av ett projekt.

Syftet med de tre olika matematiska uttrycken var att jämföra uttryck där formen skiljer sig åt och där en konsekvenszonindelning kunde vara jämförbar. Basmodellen i sig används som en referens/jämförelsemodell för att bedöma konsekvensen, även för en kvalitativ bedömning används denna för att kunna dela in i kategorier. Modell 1 är en modell som aldrig kommer tillåta en att en kombination av ett mycket högt värde eller påverkan med ett mycket långt värde eller påverkan kan få en hög konsekvens. Området för låg konsekvens blir större i detta fall jämfört med basmodellen. Det i sig kan diskuteras hur applicerbart detta är på verkliga fall. För mindre utredningar, så kallad liten MKB, kan detta vara mer användbart då själva förutsättningen för genomförandet av en liten MKB är att konsekvenserna i huvudsak blir små.

För modell 2 finns utrymme till att hög påverkan kombinerat med lågt värde och vice versa kan ge en hög konsekvens. Området för hög konsekvens blir större i detta fall jämfört med basfallet och produktfallet. För miljöbedömningar och MKB:er där hög konsekvens ofta är följderna såsom för exempelvis vägar skulle denna modell fungera bra.

Modell 1 kan ses som att den premierar små konsekvenser medan modell 2 premierar stora konsekvenser.

5.4 ANALYSMETODER

Resultatet med medelvärde samt standardavvikelse som analysmetod (tabell 3 och 4), visade att modell 1 är det uttryck som är mest lämpad att beskriva konsekvensen. Detta för att den hade lägst standardavvikelse för alternativ 1, 2 och 3, vid dessa fall var även medelvärdet varit som lägst. Med detta resultat kan diskussionen föras om modell 1 lämpar sig för miljöbedömningar där konsekvenserna förväntas att inte bli så stora. Exempel på det skulle kunna vara en så kallad liten MKB, som nämnts tidigare. För alternativ 4 då modell 2 hade den lägsta standardavvikelsen var medelvärdet högst. Det skulle kunna visa på att denna modell är mer applicerbar på miljöbedömningar där konsekvensen förväntas kunna bli hög. Dessa resultat gäller när alla bedömningar är medräknade (tabell 3). Det är självklart svårt att förutse konsekvenserna av en utredning innan en MKB har genomförts, därför skulle det vara optimalt att kunna hitta ett uttryck som fungerar i alla fall. För alla alternativ var det basmodellen som fått näst lägst standardavvikelse. Det ska dock tilläggas att det inte var stora skillnader på standardavvikelsen mellan de olika uttrycken, mellan 0,1 till 0,4 mellan de uttryck som hade den lägsta och högsta standardavvikelsen.

För resultatet då endast den negativa konsekvensen analyserades (tabell 4) hade modell 2 den lägsta standardavvikelsen för alternativ 3 och 4. Även i dessa fall var medelvärdet också som högst. För alternativ 1 var det fortfarande modell 1 som hade lägst standardavvikelse, medelvärdet var även då lägst. Totalt hade medelvärdet blivit högre och därför verkade modell 2 passa bättre i fler fall, annars var det liknande diskussioner kring användningsområden för de olika uttrycken som kan föras kring detta resultat som resultatet då alla bedömningar analyserades.

Medianvärdet och kvartiler beräknades och användas som analysmetod då det skulle kunna vara en mer lämpad metod att använda med denna typ av kategoriska indata, den metoden är inte lika känslig för extremvärden. Resultatet i tabell 5 visade att det var modell 2 som hade kortast kvartilavstånd, tätt följt av basmodellen som visade samma resultat för alla alternativ utom alternativ 4. Med denna analysmetod hade modell 2 det största kvartilavståndet i alla fallen och kunde således antas vara minst lämpad till att beskriva konsekvensen. Dessa resultat gäller då alla bedömningar har tagits med i analysen.

När endast de negativa konsekvenserna analyserades med medianvärdet och kvartilavståndet (tabell 6) gav det liknande resultat som när alla bedömningar analyserades. Det som skiljde sig var att modell 2 och basmodellen fick samma resultat, alltså hade kortast kvartilavstånd i lika många fall. Skillnaden mellan de olika modellerna var att basmodellen fick kortas kvartilavstånd när medianvärdet var lägre och modell 2 fick kortast kvartilavstånd när medianvärdet var högre. Modell 1 hade störst kvartilavstånd i alla fall utom ett, för alternativ 2, då fick alla uttryck samma resultat.

När medianvärdet och kvartilerna används var det modell 2 som beskriver konsekvensen på det mest lämpliga sättet, det var dock inte helt självklart då basfallet i många fall får liknande resultat och skillnaderna var små.

6 SLUTSATS

Det finns förbättringsområden i hur dagens metodik för bedömningar i en MKB genomförs. En kvantitativ metodik skulle kunna vara en del av lösningen på detta. Det skulle generera mer transparens och fler nyanser skulle komma fram i den samlade bedömningen.

Hur ett matematiskt uttryck skulle beskriva konsekvensen är inte helt självklart då de olika modeller som testats får varierande resultat. En sammanställning ger dock att modell 2 skulle fungera bäst i de flesta fallen. Dock är det små skillnader mellan alla modeller och en diskussion om hur utformningen ska se ut bör tas och förankras hos MKB-utövare. Om det ska finnas en möjlighet att ett projekt ska kunna ge hög konsekvens om påverkan eller värdet är lågt. Eller om både påverkan och värdet måste vara högt för att generera en hög konsekvens.

Vidare studier bör genomföras för att kunna utveckla en kvantitativ metodik, när konsekvensen fått ett kvantitativt värde. Detta examensarbete är bara en liten del av hur en fungerande kvantitativ ska kunna utvecklas, men skapar en grundläggande förståelse för hur subjektiva bedömningar kan kvantifieras och de metodologiska utmaningar detta medför. Vidare studier på hur en kvantitativ metodik ska kunna implementeras bör genomföras, speciellt kring vilken betydelse bedömningarnas variation kan tänkas ha, hur denna kan minskas samt utsikterna till att utveckla specifika konsekvensfunktioner för individuella aspektområden. För en vidare kvantifiering av MKB-metodiken bör studier på hur en multikriterieanalys skulle kunna utformas och appliceras inom MKB genomföras.

REFERENSER

Adem-Esmail, B. & Geneletti, D. (2017). Multi-criteria decision analysis for nature conservation: A review of 20 years of applications. *Methods in Ecology and Evolution*. Vol 9(1), ss. 42–53. doi: 10.1111/2041-210X.12899

Bruhn-Tysk, S. & Eklund, M. (2002). Environmental impact assessment—a tool for sustainable development? A case study of biofuelled energy plants in Sweden. *Environmental Impact Assessment Review*. Vol 22 (2) ss. 129-144.

De Montis, A., Ledda, A. & Caschili, S. (2016). Overcoming implementation barriers: A method for designing Strategic Environmental Assessment guidelines. *Environmental Impact Assessment Review*. Vol 61, ss. 78- 87.

Fink, A. (2002). *How to ask survey questions*. 2. uppl. Thousand Oaks: Sage Publications, Inc.

French, S., Maule, J., & Papamichail, N. (2009). *Decision behaviour, analysis and support* (1st ed.). New York, NY: Cambridge University Press.

Geneletti D. (2005). Multicriteria analysis to compare the impact of alternative road corridors: a case study in northern Italy. *Environmental Impact Assessment Review*. Vol 26 (3), ss. 257–267. doi: 10.3152/147154605781765661

Geneletti D. (2006). Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Impact Assessment and Project*. Vol 23 (2), ss. 135–146. doi: 10.1016/j.eiar.2005.10.003

Hedlund, A. & Kjellander, C. (2007). *MKB- Introduktion till miljökonsekvensbeskrivning*. Lund. Studentlitteratur AB. Upplaga 1:7.

Hermann, B.G., Kroeze, C. & Jawjit, W. (2007). Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. *Journal of Cleaner Production*. Vol 15 (18), ss. 1787–1796

Huang, I.B., Keisler, J. & Linkov, I. (2011). Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Science of the Total Environment*. Vol 409 (19), ss. 3578–3594.

Isaksson, K., Richardson, T. & Olsson, K. (2009). From consultation to deliberation? Tracing deliberative norms in EIA frameworks in Swedish roads planning. *Environmental Impact Assessment Review*, 29(5), ss. 259-304. doi: 10.1016/j.eiar.2009.01.007

Karlson, M., Mörtberg, U. & Balfors, B. (2014). Road ecology in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*. Vol 48, ss. 10-19. doi: 10.1016/j.eiar.2014.04.002

Karlson, M., Karlsson, C. S. J., Mörtberg, U., Olofsson, B., & Balfors, B. (2016). Design and evaluation of railway corridors based on spatial ecological and geological criteria. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 46, 207–228.

Linkov, I., Loney, D., Cormier, S., Satterstrom, F.K., & Bridges, T. (2009). Weight-of-evidence evaluation in environmental assessment: Review of qualitative and quantitative approaches. *Science of the Total Environment*. Vol 407 (19), ss. 5199–5205

Miljöbalken (1998). Stockholm (SFS 2004:606).

Miljöbedömningsförordning (2017). Stockholm (SFS 2017:966).

Morgan, R.K. (2012). Environmental impact assessment: The state of the art. *Impact Assess. Proj. Apprais.* Vol 30, ss. 5–14.

Naturvårdsverket (2009). *Handbok med allmänna råd om miljöbedömning av planer och program*. Utgåva 1. Stockholm: Naturvårdsverket. (Handbok 2009:1)

Naturvårdsverket (2018). *Miljöbedömning för verksamheter och åtgärder*. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljobedomning/Miljobedomning-2-specifika.png> [2018-05-17]

Naturvårdsverket (2017). *Kumulativa effekter*. <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljobedomningar/Specifik-miljobedomning/Kumulativa-effekter/> [2017-12-20]

Trafikverket (2011). *Miljökonsekvensbeskrivning för vägar och järnvägar – Handbok metodik*. Borlänge: Trafikverket. Publikation 2011:090

Wilson, J., Hinz, S., Coston-Guarini, J., Mazé, C., Guarini, P.M. & Chauvaud, L. (2017). System-Based Assessments—Improving the Confidence in the EIA Process. *Environments*. Vol 4 (4), 95. doi: 10.3390/environments4040095

Wärnbäck A & Hilding-Rydevik T. (2009). Cumulative effects in Swedish EIA practice -difficulties and obstacles. *Environmental Impact Assessment Review*. Vol 29 (2), ss. 107–115

BILAGA 1



TYRÉNS

Analys av variationen inom konsekvensbedömningar

Arbetstitel/ huvudsakliga arbetsuppgift

Antal år i branschen

ex: 23

Instruktioner

Uppskattad tid att genomföra enkäten är 15–20 min.

Texten nedan är ett framtaget scenario där en förstärkning av förbindelsen mellan orterna Länna och Granby ska genomföras.

Läs igenom texten och studera den bifogade kartan.

Genomför en samlad bedömning av för vart och ett av de fyra alternativen genom att pricka in värdet och påverkan i diagrammet nedan. Ta hänsyn till alla miljöaspekter du finner relevanta.

Välj en större markör vid större osäkerhet.

Förklara gärna kort i utrymmet efter diagrammet vad som vägde tyngst vid bedömningen.

Förstärkning av förbindelsen mellan Länna och Granby

Lissmavägen som sträcker sig i Lissmadalen mellan Granby och Länna (väg 73 till Haningeleden, väg 259) har bristande kapacitet och behöver förstärkas. Idag går ca 2000 fordon/dygn på vägen varav 5 % är tung trafik. Det förväntas öka till 8-10 000 fordon/dygn fram till 2045 varav ca 7 % kommer vara tung trafik. Vägen planeras att breddas och rakas pga. behöver en standard av mötesfriväg där hastigheten bör vara minst 80 km/h. Fyra olika alternativ för sträckningen har tagits fram för bedömning.

Förutsättningar

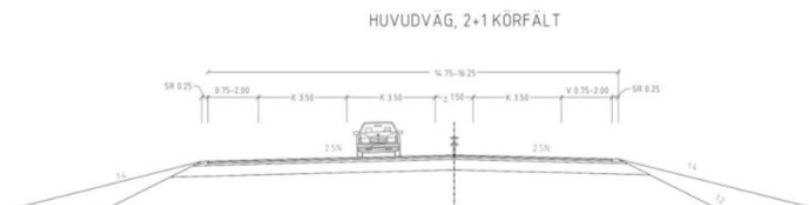
Landskapet består av ädellövskogar, hållmarktallskogar och betesmarker med mycket höga och höga naturvärden. Området är till stor del en dalgång som kan beskrivas som slättsjölandskap. I vägkorridorens södra del, nära Granby, finns en grund och näringsrik sjö (Lissmasjön) som är en av länets bättre fågellokaler, där många rödlistade arter häckar. Artrikedomen bland fåglar i området är kopplat till både sjön och våtmarkerna runt om. Vanliga arter av fladdermöss förekommer även i området. Miljön kring Lissmasjön präglas av ett kvardröjande herrgårdslandskap. Den långsträckta öppna dalgången erbjuder långa siktlinjer över åkrar och betade strandängar. Vattendraget som följer dalgångens botten var ursprungligen en del av Södertörns förhistoriska system av vattenvägar. Miljön i sin helhet med många vattendrag och småvatten är idealisk för groddjur, och olika arter har observerats.

Stora delar av det utredda området är klassat som naturreservat. Landskapet är böljande och delvis brant med berg i dagen och förekomst av stenrosen/murar. I randzonen mellan den sammanhängande odlingsmarken och skogsområden samt utmed Lissmavägen ligger småskaliga torpmiljöer som visar på den tidigare herrgårdsdriften. Torpen förbinds med Lissma gård genom ett småskaligt vägsystem. Vägen kantas av kulturpräglade bryn med stort inslag ek i alla successioner, hassel och en, mycket död ved förekommer och fuktstråk i svackorna. I de angränsande skogarna Paradiset och Hanveden framträder boplatslämningar som berättar om Södertörns betydelse under stenåldern.



Konsekvensscenarios

Alternativ 1: 2+1 mötesfri väg, 80 km/h. Breddning och uträtning av befintliga Lissmavägen. Trafikplatsen kommer vara en rondell i plan byggas vid anslutningen till väg 259 vid Granby. Bild på tilltänkt typsektion för alternativ 1 ses nedan.

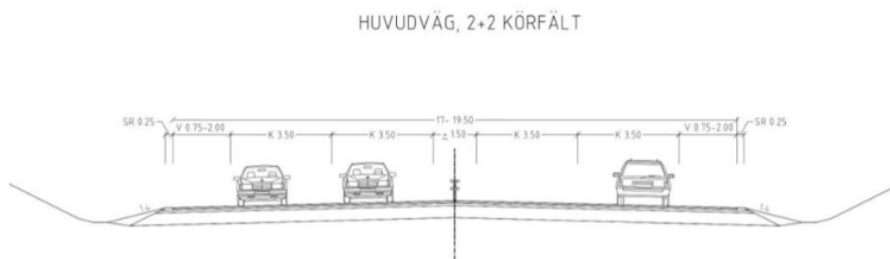


Alternativ 2: 2+2 mötesseparerad väg med mitträcke, 100km/h. Till största del breddning och uträtning av befintlig väg, mindre nydragning. Trafikplatsen kommer vara en rondell i plan byggas vid anslutningen till väg 259 vid Granby. En bro över det vattendrag som flyter genom dalen kommer byggas i närheten av industriområdet strax söder om Länna. Bullerskydd kommer sättas upp mot Lissmasjön.

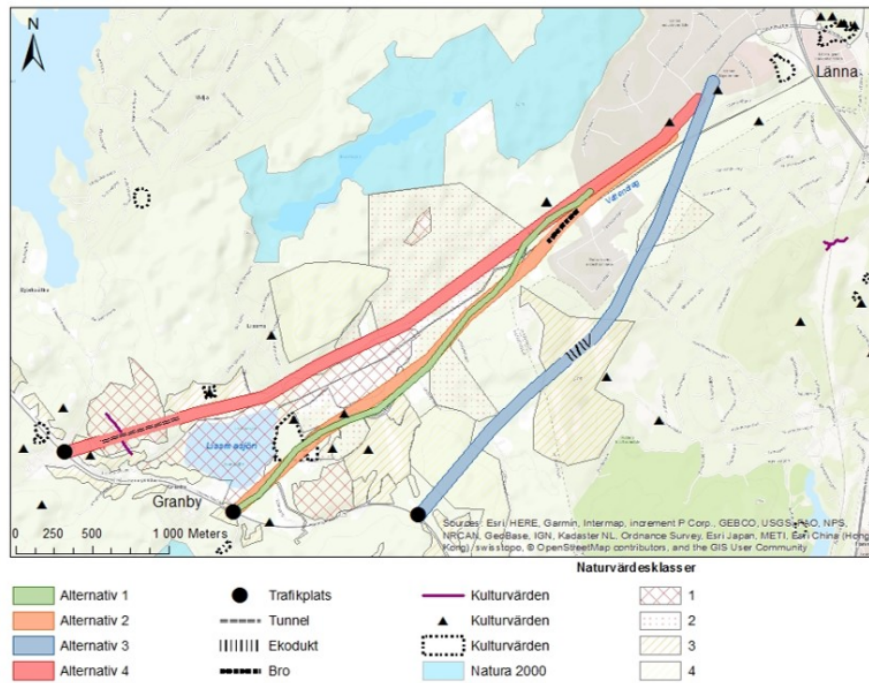
Alternativ 3: 2+2 väg, behålla den gamla vägen i befintligt skick och bygga en ny väg öster om Lissmavägen, hastighet 100 km/h. Här kommer trafikplatsen till väg 259 hamna strax öster om Granby, trafikplatsen kommer vara en rondell i plan. En bank med vägtrumma kommer byggas över vattendraget. Ekodukt planeras längs sträckan för att minska barriäreffekten.

Alternativ 4: Nydragning 2+2 med mitträcke, behålla den gamla vägen i befintligt skick och bygga en ny väg väster om Lissmavägen, hastighet 100 km/h. Här kommer trafikplatsen till väg 259 hamna strax väster om Granby närmare Ekedal, trafikplatsen kommer vara en rondell i plan. En tunnel genom en bergsknalle strax innan väg 259 kommer byggas. Bullerskydd kommer sättas upp mot Lissmasjön.

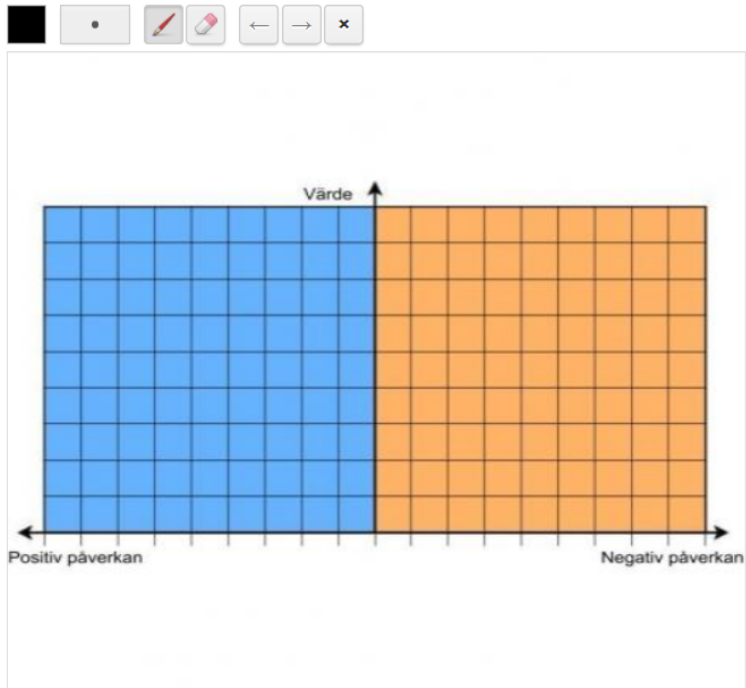
Bild på tilltänkt typsektion för alternativ 2,3 och 4 ses nedan.



Karta över området med de fyra olika alternativen

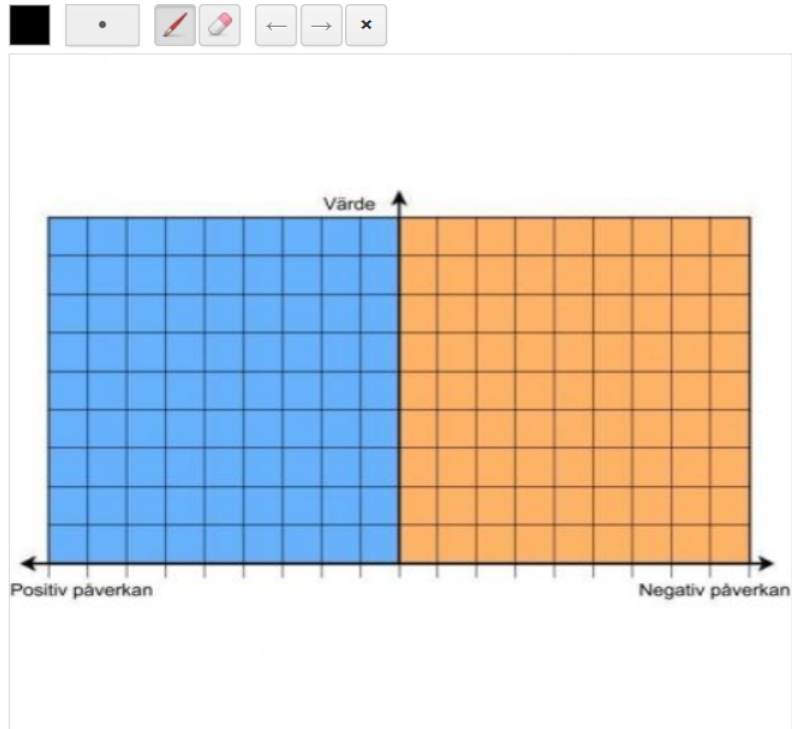


Samlad konsekvensbedömning för alternativ 1 (grön korridor) *



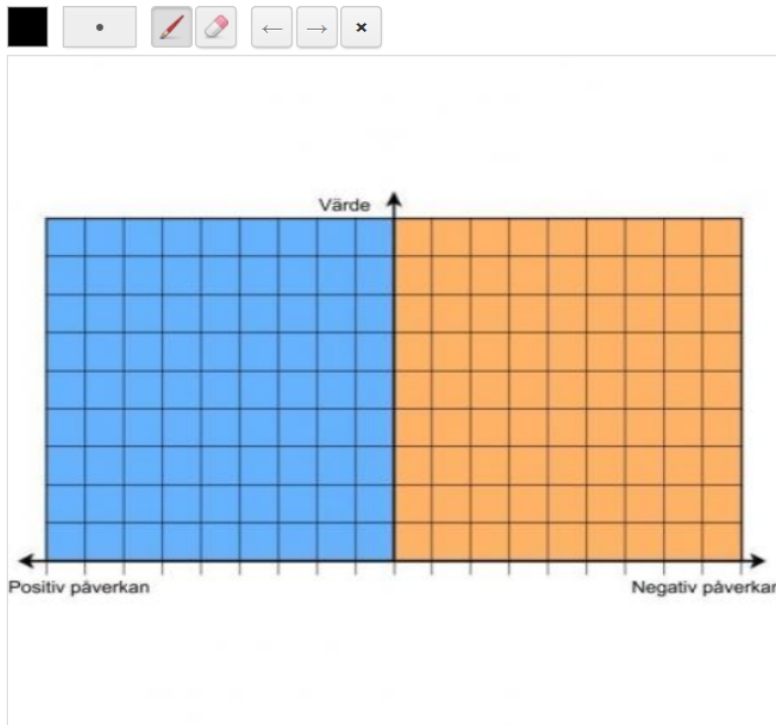
Vad är det som har varit avgörande i din bedömning för alternativ 1?

Samlad konsekvensbedömning för alternativ 2 (orange korridor) *



Vad är det som har varit avgörande i din bedömning för alternativ 2?

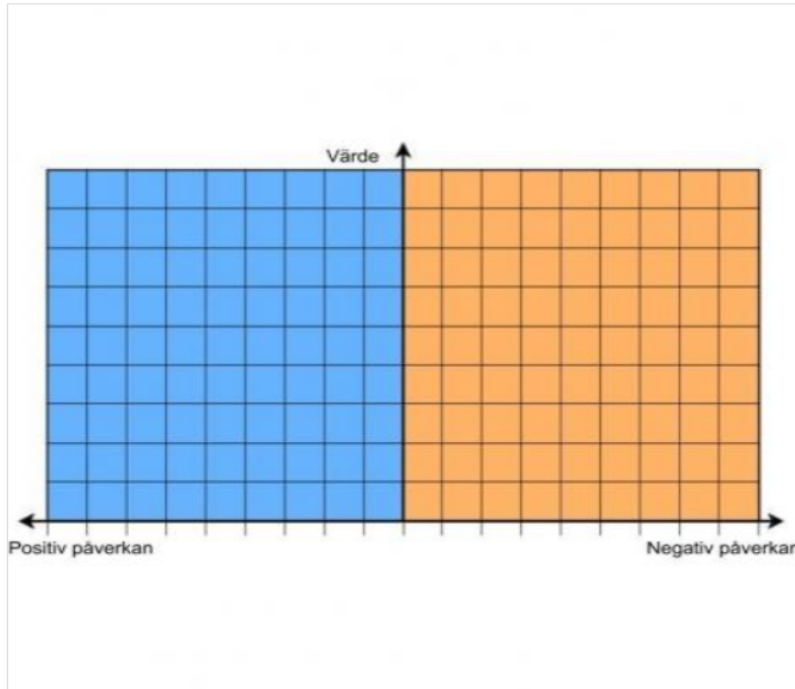
Samlad konsekvensbedömning för alternativ 3 (blå korridor) *



Vad är det som har varit avgörande i din bedömning för alternativ 3?



Samlad konsekvensbedömning för alternativ 4 (röd korridor) *



Vad är det som har varit avgörande i din bedömning för alternativ 4?

Stort tack för din medverkan!